

SOLS ARTIFICIALISÉS ET PROCESSUS D'ARTIFICIALISATION DES SOLS : DÉTERMINANTS, IMPACTS ET LEVIERS D'ACTION

RAPPORT DE L'EXPERTISE SCIENTIFIQUE COLLECTIVE - DÉCEMBRE 2017

INRA SCIENCE & IMPACT

IFSTTAR

Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE) de l'INRA
Bertrand Schmitt, INRA, directeur

Responsables scientifiques :
Béatrice Béchet, IFFSTAR
Yves Le Bissonnais, INRA
Anne Ruas, IFFSTAR

Coordination du projet :
Maylis Desrousseaux et Pauline Marty, INRA, DEPE

Contacts:
Béatrice Béchet : beatrice.bechet@ifsttar.fr
Yves Le Bissonnais : yves.le-bissonnais@inra.fr
Anne Ruas : anne.ruas@ifsttar.fr
Bertrand Schmitt: bertrand.schmitt@inra.fr

Le rapport d'expertise scientifique a été sollicité conjointement par les ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture et l'Ademe. Il a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA. Le rapport d'expertise, la synthèse et le résumé sont disponibles sur le site web de l'INRA (www.inra.fr).

Pour citer ce document
Béchet B. (coord.), Le Bissonnais Y. (coord.), Ruas A. (coord.), Aguilera A., André M., Andrieu H., Ay J.-S., Baumont C., Barbe E., Beaudet-Vidal L., Belton-Chevallier L., Berthier E., Billet Ph., Bonin O., Cavailhès J., Chancibault K., Cohen M., Coisnon T., Colas R., Cornu S., Cortet J., Dablanc L., Darly S., Delolme C., Fack G., Fromin N., Gadal S., Gauvreau B., Géniaux G., Gilli F., Guelton S., Guérois M., Hedde M., Houet T., Humbertclaude S. (expert technique), Jolivet L., Keller C., Le Berre I., Madec P. (expert technique), Mallet C., Marty P., Mering C., Musy M., Oueslati W., Paty S., Polèse M., Pumain D., Puissant A., Riou S., Rodriguez F., Ruban V., Salanié J., Schwartz C., Sotura A., Thébert M., Thévenin T., Thisse J., Vergnès A., Weber C., Werey C., Desrousseaux M, 2017, Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols, Déterminants, impacts et leviers d'action. INRA (France), 609 pages.

Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols, déterminants, impacts et leviers d'action

Rapport d'expertise scientifique collective réalisée à la demande des Ministères en charge de l'environnement et de l'agriculture, et de l'Ademe

Coordinateurs scientifiques :
Béatrice Béchet, Yves Le Bissonnais, Anne Ruas

INRA DEPE

Décembre 2017

Avant-propos

Formidable réservoir de biodiversité, les sols sont essentiels à de nombreux services écosystémiques tels que la production alimentaire ou la régulation du climat, des crues, de la qualité de l'eau ou de l'air. Face à des demandes croissantes et antagonistes en logement, zones d'activités économiques, infrastructures, nourriture, matières premières, énergie et espaces de nature, cette ressource limitée et non renouvelable aux échelles de temps humaines est soumise à une forte concurrence d'usage et à des pressions qui peuvent en dégrader la qualité ou en limiter la disponibilité. Dans ce contexte, l'« artificialisation des sols » est souvent considérée, voire dénoncée, comme un des principaux facteurs de dégradation des sols et de pertes de terres agricoles.

C'est pourquoi les pouvoirs publics, qui tentent de réguler ce phénomène sans pour autant y parvenir, ont sollicité une Expertise scientifique collective (ESCo) à l'IFSTTAR et à l'INRA pour proposer un état des connaissances scientifiques disponibles sur les déterminants et les conséquences de l'artificialisation des sols ainsi que sur les leviers d'action qui permettraient d'en limiter l'extension et/ou les impacts environnementaux. Portée par les ministères en charge respectivement de l'environnement (Commissariat général au développement durable, CGDD, Ministère de la transition écologique et solidaire, MTES) et de l'agriculture (Direction générale de la performance économique et environnementale des entreprises, DGPE, Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, MAA) et l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), cette demande se décline en quatre temps :

- Il s'agit tout d'abord de tenter d'évaluer l'ampleur de l'artificialisation à l'échelle du territoire français, en s'appuyant au mieux sur la littérature scientifique, les rapports et études statistiques qui s'y essaient, et de préciser la position de la France par rapport aux autres pays de l'OCDE.
- Au-delà de ces éléments de mesure, la question des déterminants de l'artificialisation des sols et de leur éventuelle hiérarchie est centrale pour comprendre les évolutions de ce type de changements d'affectation des sols et voir se dessiner les tendances de l'artificialisation.
- Compte tenu des enjeux, il y a lieu d'identifier au mieux les impacts du phénomène tant sur l'environnement biotique et abiotique que sur les conditions de vie des populations et les dynamiques économiques et sociales. Une focalisation spécifique sur les impacts agricoles fait bien sûr explicitement partie des enjeux de la commande.
- Enfin, les leviers d'action qui permettraient de maîtriser l'artificialisation des sols et d'en limiter les impacts négatifs, méritent un examen particulier tant ils peuvent être nombreux, être convergents ou divergents entre eux ou avec d'autres instruments de politiques publiques.

Pour répondre à ces questions, l'IFSTTAR et l'INRA ont mis en place un dispositif classique d'ESCo (cf. Encadré) qui se fonde par principe sur des références scientifiques internationales certifiées relatives aux divers volets des questions posées. De ce fait, certains phénomènes, en particulier récents, ne peuvent être renseignés précisément, soit faute de travaux publiés, soit parce que les études disponibles ont été conduites dans des contextes trop éloignés des conditions observées en France. Ainsi, l'ESCo « Artificialisation des sols » a été confrontée à une difficulté peu commune due à la polysémie du terme. L'artificialisation des sols (« *Land take* ») telle qu'elle est entendue en France (et en Europe), est avant tout une notion statistique, utilisée en particulier au sein de la base de données *Corine Land Cover*, (CLC) mais son appréhension par les différentes disciplines scientifiques mobilisées pour cette expertise a révélé que ces dernières utilisent de préférences les notions d'urbanisation (« *Urbanization* ») ou d'imperméabilisation (« *Soil sealing* »). Or, les trois notions, même si elles se recouvrent en partie ne sont pas exactement synonymes, ce qui, tout en contribuant à la richesse du travail, en a accru la complexité. Par conséquent, la constitution du corpus bibliographique de cette expertise a nécessité de nombreux ajustements et plusieurs combinaisons de mots-clés afin que chaque discipline, approchant le phénomène au travers de concepts différents, puisse disposer d'une base fiable. En outre, les experts se sont livrés, selon les disciplines, à d'importants ajouts de références.

Cinquante-cinq experts francophones, d'origines institutionnelles diverses (Inra, Ifsttar, CNRS, Université de Saint-Etienne, Paris 1, Brest, etc.) ont été mobilisés pour l'ESCo "Artificialisation des sols". Certains d'entre eux ont assuré la coordination de chacun des volets de l'expertise et participé aux croisements des points de vue, les autres ayant plus spécifiquement contribué au(x) chapitre(s) relatif(s) à leur strict domaine de spécialité. Les compétences des experts sont, compte tenu de l'ampleur des questions, variées ; elles relèvent de l'économie, de la géographie, de l'écologie, de la pédologie, de l'hydrologie, de l'agronomie, du droit, etc.

Les résultats de l'expertise sont étayés par un corpus bibliographique d'environ 2 500 références, constitué par deux professionnels de l'information scientifique et technique (Inra et Ifsttar), et composé essentiellement d'articles scientifiques auxquels se sont ajoutés quelques données statistiques, ouvrages et rapports techniques (cf. Annexe). Les experts en ont extrait et assemblé les éléments pertinents pour éclairer les questions posées.

L'ESCo ne fournit ni avis ni de recommandations, ni de réponses opérationnelles aux questions posées par les gestionnaires. Elle réalise un état des connaissances, le plus complet possible, des déterminants et impacts liés à l'artificialisation des sols en France et tache d'en identifier les leviers d'action, à travers une approche pluridisciplinaire associant sciences du vivant et sciences économiques et sociales. Elle met en relief les problématiques spécifiques à ce phénomène.

L'expertise scientifique collective (ESCo), principes et méthodes

La présente ESCo, réalisée conjointement par l'Inra et l'Ifsttar, a été conduite selon les principes de l'expertise collective et la démarche mise en œuvre par la Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études (DEPE) de l'Inra.

L'expertise scientifique en appui aux politiques publiques

La mission d'expertise en appui aux politiques publiques de la recherche publique a été réaffirmée par la Loi d'orientation de la recherche (2006). L'apport d'argumentaires scientifiques à l'appui de positions politiques est désormais une nécessité dans les négociations internationales. Or, les connaissances scientifiques sont de plus en plus nombreuses et produites dans des domaines très variés, difficilement accessibles en l'état aux décideurs et parties prenantes. L'activité d'ESCo se définit comme une activité d'examen critique et d'assemblage des connaissances disponibles dans des champs très divers du savoir et pertinents pour éclairer l'action publique.

La charte de l'expertise scientifique

Cette activité est régie par la charte nationale de l'expertise de 2011 qui énonce des principes de conduite de l'exercice, dont le respect garantit la robustesse des argumentaires produits. Cette charte énonce quatre principes fondateurs :

- La compétence se décline au niveau des organismes, qui n'engagent des expertises que dans leur domaine de compétences, et au niveau des experts qui sont qualifiés sur la base de leurs publications scientifiques ;
- La pluralité s'entend aussi bien d'un point de vue pluridisciplinaire en associant systématiquement sciences de la vie et sciences humaines et sociales que d'un point de vue disciplinaire en vue de favoriser l'expression des controverses et de l'exercice critique pour une mise en perspective des connaissances. Elle se manifeste également dans la diversité des origines institutionnelles des experts.
- L'impartialité est garantie par la connaissance des liens éventuels des experts avec des acteurs socio-économiques (mentionnés dans une déclaration d'intérêts remplie par chaque expert), et par la diversité du collectif d'experts ;
- Enfin, la transparence se traduit par la production de documents d'analyse et de synthèse mis à disposition de tous.

Définition et fonctionnement de l'ESCo

L'ESCo établit un état des lieux des connaissances scientifiques académiques dont sont extraits et assemblés les éléments pour répondre aux questions posées par les commanditaires. Les questions adressées à l'Inra et à l'Ifsttar ont été énoncées dans un cahier des charges qui est le résultat d'une itération entre les commanditaires et les organismes de recherche, fixant les limites et le contenu de l'expertise. Un comité de suivi, réuni autour des commanditaires, sert d'interface entre les experts et les commanditaires et veille au bon déroulement des travaux. Un comité consultatif d'acteurs, réunissant un ensemble large de représentants des parties prenantes, permet l'expression des enjeux portés par chacun et est un lieu de mise en débat des premiers résultats du travail.

Les experts, réunis en un collectif d'experts animé par un ou plusieurs pilotes scientifiques, rédigent chacun une contribution faisant état des références bibliographiques utilisées. L'ensemble des contributions forme le rapport d'expertise qui est mis en ligne sur le site des organismes de recherche. Les pilotes et experts sont responsables du rapport. Une synthèse et un résumé destinés aux commanditaires et au débat public en sont extraits.

Les organismes de recherche, Ifsttar et Inra, s'engagent sur les conditions dans lesquelles se déroule le processus d'expertise : qualité du travail documentaire, mise à jour des sources bibliographiques, transparence des discussions entre les experts, animation du groupe de travail et rédaction des documents de synthèse et de communication sous une forme qui concilie rigueur scientifique et lisibilité par un public plus large.

Experts auteurs du rapport d'expertise et conduite du projet

Experts

Béatrice Béchet (pilote scientifique), IFSTTAR, IRSTV
Yves Le Bissonnais (pilote scientifique), INRA, LISAH
Anne Ruas (pilote scientifique), IFSTTAR, COSYS – LISIS

Anne Aguilera (**coord**.), IFSTTAR, LVMT
Michel André, IFSTTAR, AME LTE, Bron
Hervé Andrieu (**coord**.), IFSTTAR – IRSTV
Jean-Sauveur Ay, INRA, CESAER
Catherine Baumont, Univ. Bourgogne Franche-Comté, LEDI
Eric Barbe (**coord**.), IRSTEA, TETIS
Laure Beaudet-Vidal, AgroCampus Ouest, EPHOR
Leslie Belton-Chevallier, IFSTTAR, LVMT
Emmanuel Berthier, CEREMA
Philippe Billet, Univ. Lyon 3, CNRS - UMR 5600 - EVS-IDE
Olivier Bonin, IFSTTAR, LVMT
Jean Cavailhès (**coord**.), INRA, CESAER
Katia Chancibault, IFSTTAR IRSTV
Marianne Cohen (**coord**.), Univ. Paris I, UMR ENeC
Thomas Coisnon, Univ. d'Angers, EGS
Robert Colas, Univ. Paris VII, LADYSS
Sophie Cornu (**coord**.), Inra, GSE
Jérôme Cortet, CNRS CEFE, Univ. de Montpellier 3
Laetitia Dablanc (**coord**.), IFSTTAR, SPLOTT
Ségolène Darly, Univ. Paris VIII, Ladyss
Cécile Delolme (**coord**.), Univ. Paris est, UMR Ecol Hydrosyst Nat & Anthropises
Valérie Facchinetti-Mannone, Théma, UMR 6049 CNRS, Université Bourgogne Franche-Comté
Gabrielle Fack, Univ. Paris I, CES
Nathalie Fromin, CNRS CEFE
Sébastien Gadal, Univ. Aix-Marseille, UMR Espace
Benoît Gauvreau, IFSTTAR AME LAE
Ghislain Géniaux (**coord**.), INRA, SAD
Frédéric Gilli, Sc. Po. Paris
Sonia Guelton, Univ. Paris Est, Lab'Urba
Marianne Guérois, CNRS, Géographie-Cités
Mickaël Hedde (**coord**.), INRA, Pessac, Unité ECOSYS
Thomas Houet, CNRS, LETG
Sylvain Humbert-Claude (expert technique), INSEE
Laurence Jolivet, IGN, COGIT
Catherine Keller, Univ. Aix Marseille, CEREGE
Iwan Le Berre, LETG, Brest Géomer, IUEM-Ubo
Pierre Madec (expert technique), Sc. Po. Paris, OFCE
Clément Mallet, IGN, Matis
Pauline Marty, UTT de Troyes
Catherine Mering (**coord**.), Université Paris VII, PRODIG
Marjorie Musy (**coord**.), Cerema Ouest
Walid Oueslati, Univ. d'Angers
Sonia Paty, Univ. Lyon Saint Etienne, GATE
Mario Polèse (**coord**.), INRS, Centre urbanisation culture société, Canada
Denise Pumain, CNRS, Géographie-Cités, Paris
Anne Puissant, Université de Strasbourg, Lab. Image, ville, environnement
Stéphane Riou, Univ. Lyon Saint Etienne, GATE
Fabrice Rodriguez, IFSTTAR - GERS - EE
Véronique Ruban, IFSTTAR – IRSTV
Julien Salanié, Univ. Saint Etienne, Gate
Christophe Schwartz, Univ. de Lorraine, LES
Aurélie Sotura, Ecole d'économie de Paris
Mariane Thébert, IFSTTAR, LVMT
Thomas Thévenin, Théma, UMR 6049 CNRS, Univ. Bourgogne Franche-Comté
Jacques Thisse, Professeur émérite à l'Univ. catholique de Louvain, Belgique
Alan Vergnès, CNRS CEFE, Univ. de Montpellier 3
Christiane Weber (**coord**.), CNRS, TETIS
Caty Werey, IRSTEA, GESTE, Strasbourg

Experts ayant contribué ponctuellement : S. Barraud (INSA Lyon), G. Chebbo (LEESU, ENPC), J.F. Deroubaix (LEESU, ENPC), J. Gaspéri (LEESU, U. Paris 12), M.C. Gromaire (LEESU), N. Le Nouveau (CEREMA), L. Oudin (IRSTEA), D. Ramier (CEREMA), J. Sage (CEREMA)

Conduite du projet

Maylis Desrousseaux (**coord**.), INRA, DEPE, Paris : conduite du projet, rédaction et coordination éditoriale (démarrage du projet par Pauline Marty)
Isabelle Savini, INRA, DEPE, Paris : suivi du projet, rédaction et coordination éditoriale
Kim Girard, INRA, DEPE, Paris : logistique
Fanny Boursault, INRA, DEPE, Paris : logistique

Supervision

Antoine Frémont, IFSTTAR, Directeur scientifique adjoint
Bertrand Schmitt, INRA, Directeur de la DEPE

Documentation

Natacha Bufquin, IFSTTAR
Sophie Le Perchec, INRA, Rennes

Table des matières

AVANT-PROPOS 3
EXPERTS AUTEURS DU RAPPORT D'EXPERTISE ET CONDUITE DU PROJET 5
TABLE DES MATIERES 7

INTRODUCTION GENERALE 13
L'« artificialisation des sols », un objet scientifiquement ambigu 13

PARTIE 1 – LA MESURE ET LES TENDANCES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS 17

CHAPITRE 1. LA MESURE ET LES TENDANCES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS 18
1. DEFINITIONS DE L'ARTIFICIALISATION 21
1.1. Objet de la mesure 22
2. METHODES ET DONNEES POUR MESURER L'ARTIFICIALISATION 23
2.1. Les données de télédétection : diversité, intérêts et limites 23
2.2. Les méthodes de traitement des images satellite 25
3. DYNAMIQUE DE L'ARTIFICIALISATION ET USAGE DE LA MESURE 26
3.1. Mesure de l'artificialisation en France 27
3.2. Modélisation rétrospectives et prospectives 31
3.3. Incertitude sur la mesure du changement issue de la modélisation 32
4. CONCLUSION 33
4.1. Bilan et perspectives 33
4.2. Directions de recherche et d'actions futures 35
ANNEXE. QUELQUES ELEMENTS POUR MIEUX COMPRENDRE LES ECARTS ENTRE ESTIMATIONS DE L'ARTIFICIALISATION 37
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 48

CHAPITRE 2. LES TENDANCES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS 57
1. DES TENDANCES DE L'URBANISATION EN FRANCE ET EN EUROPE 57
1.1. L'Europe dans le processus d'urbanisation mondial 57
1.2. La France en position intermédiaire dans un processus de diffusion spatiale 61
1.3. Facteurs spécifiques pour interventions potentielles et perspectives 65
1.4. Conclusion 66
2. POURQUOI « ARTIFICIALISER » LE SOL ? REGARD SUR LES DETERMINANTS DE LA CROISSANCE DES VILLES ET LA DEMANDE DE TERRES URBAINES AMENAGEES 66
2.1. Causes et origines de l'urbanisation 67
2.2. Causes de la concentration urbaine : économies d'agglomération 69
2.3. Démographie, habitat et consommation de l'espace 72
2.4. Nouveaux espaces urbanisés : l'attrait croissant des aménités naturelles 74
2.5. Synthèse et conclusion 76
3. L'URBANISATION EST-ELLE UN MAL ? 78
3.1. L'urbanisation : un bref survol historique 79
3.2. L'analyse économique des villes 82
3.3. Les villes post-industrielles 83
4. CONCLUSION 86
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 89

PARTIE 2 - LES IMPACTS ET DETERMINANTS SOCIAUX, ECONOMIQUES, SPATIAUX ET REGLEMENTAIRES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS 95

CHAPITRE 1. DETERMINANTS ET IMPACTS DE LA CONSTRUCTION SUR DES TERRES AGRICOLES, FORESTIERES OU SEMI-NATURELLES DUE AUX DYNAMIQUES FONCIERES ET IMMOBILIERES 96
1. LES DYNAMIQUES FONCIERES ET IMMOBILIERES DE LA VILLE DETERMINENT L'OCCUPATION DES TERRES 99
1.1. L'occupation de l'espace par le prisme de l'économie urbaine 99
1.2. La régulation de l'espace urbain par les politiques publiques 102
1.3. Le renouvellement de l'espace urbain en pratique 104
1.4. Conclusion 108
2. LES DYNAMIQUES FONCIERES ET IMMOBILIERES DE LA COURONNE PERIURBAINE DETERMINENT LA CONSTRUCTION SUR DE NOUVELLES TERRES 109
2.1. Des formes de développement variées en milieu périurbain 110
2.2. Les comportements des ménages influencent la localisation et la forme des constructions en milieu périurbain 110
2.3. L'impact des décisions des propriétaires fonciers sur les modalités de l'offre immobilière en milieu périurbain .. 112
2.4. Les politiques publiques ont des effets différenciés sur les constructions périurbaines 113
2.5. Conclusion 115

3. DYNAMIQUES DE L'ARMATURE URBAINE, METROPOLISATION, ENTREPRISES ET CONSOMMATION DE TERRES 116
3.1. L'économie contemporaine conduit à une agglomération des activités dans et autour de grandes régions métropolitaines 117
3.2. Spécialisation sectorielle et fonctionnelle des territoires régionaux autour des grands cœurs métropolitains et conséquences sur la consommation de foncier 120
4. LA VALEUR PATRIMONIALE DES CONSTRUCTIONS SUR DES TERRES NOUVELLES 121
4.1. Évaluer la valeur des constructions et des terrains en comptabilité nationale 122
4.2. Les constructions et les terrains qui les supportent représentent l'essentiel du patrimoine économique national 125
4.3. La valeur patrimoniale des constructions sur terres nouvelles 127
4.4. Conclusion 130
5. CONTRIBUTION DE LA CONSTRUCTION SUR DES TERRES NOUVELLES A LA CROISSANCE ECONOMIQUE ET A LA CREATION D'EMPLOI 131
5.1. Quelle place du secteur de la construction dans l'économie française ? 131
5.2. Quels besoins de construction ? 132
5.3. Quel impact d'un choc de production dans le secteur du Bâtiment ? 134
6. IMPACTS SOCIO-SPATIAUX INEGALITAIRES DES MARCHES FONCIERS ET IMMOBILIERS 136
6.1. La localisation des groupes sociaux dans l'économie urbaine et dans la réalité 136
6.2. Les inégalités socio-spatiales de constructions nouvelles résultant d'autres mécanismes 139
6.3. Résumé 141
7. L'IMPACT DES POLITIQUES PUBLIQUES SUR LES MARCHES IMMOBILIERS 142
7.1. Les politiques d'aides au logement 143
7.2. Les politiques d'aides localisées (place-based policies) 147
8. LA FISCALITE 148
8.1. Le lien entre la fiscalité sur le foncier et l'étalement urbain 149
8.2. Choix de l'instrument fiscal optimal 150
8.3. Conclusion 153
9. CONCLUSION DU CHAPITRE 153
9.1. Consommation de terres par l'urbanisation et étalement urbain 153
9.2. Géographie, économie géographique et consommation de terres des systèmes urbains et métropolitains 155
9.3. Effets sur l'ensemble de l'économie de la consommation de terres par l'urbanisation 158
9.4. La fiscalité foncière et les aides publiques au logement 159
9.5. Les acteurs des politiques publiques foncières et immobilières 161
ANNEXE : AUDITIONS D'EXPERTS 162
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 168

CHAPITRE 2. PERIURBANISATION DES MENAGES, MODES DE VIE, MOBILITES 183
1. STRATEGIES RESIDENTIELLES, MODES DE VIE ET MOBILITE DES MENAGES PERIURBAINS 183
1.1. La périurbanisation des ménages, principal moteur de l'artificialisation des sols en France 183
1.2. Les logiques de la périurbanisation des ménages 185
1.3. Périurbanisation et durabilité : les controverses 189
1.4. Vers une périurbanisation durable ? Enjeux et leviers d'action 191
2. ARTIFICIALISATION DES SOLS : DETERMINANTS SOCIO-DEMOGRAPHIQUES, RISQUES NATURELS ET SOCIAUX, ENJEUX POLITIQUES 192
2.1. Caractéristiques et moteurs de l'artificialisation des sols liée à la croissance urbaine 192
2.2. Risques et conflits autour de l'artificialisation des sols ou un revers variable de la médaille 197
2.3. Des arbitrages politiques : quelle politique de « contention » de l'urbanisation ? 200
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 202

CHAPITRE 3. L'ARTIFICIALISATION PAR LES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT, DES DETERMINANTS DU PROJET AUX IMPACTS SUR L'OCCUPATION DES SOLS 210
1. LES DETERMINANTS DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS PAR LES INFRASTRUCTURES DE TRANSPORT 211
1.1. Mise en perspective de la question des « effets structurants » des infrastructures de transport 211
1.2. Approche multiscalaire des enjeux liés à l'aménagement de nouvelles infrastructures de transport 213
2. L'ARTIFICIALISATION PAR LES RESEAUX TECHNIQUES : DU THEME A LA METHODE 214
2.1. Modes de transport et impacts de l'artificialisation 214
2.2. Méthodologie d'analyse des interactions transport-artificialisation 215
3. CONCLUSION 216
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 217

CHAPITRE 4. ETALEMENT LOGISTIQUE ET ARTIFICIALISATION DES SOLS 221
1. LES ENTREPOTS ET LEUR AUGMENTATION DANS LES GRANDES AGGLOMERATIONS 221
1.1. Qu'est-ce qu'un entrepôt ? 221
1.2. Une augmentation du nombre d'entrepôts dans les grandes agglomérations 222
2. DEUX EXEMPLES, EN FRANCE ET AUX ETATS-UNIS 223

2.1. L'Ile-de-France, territoire logistique ... *223*
2.2. Les entrepôts à Atlanta et Los Angeles ... *224*
3. L'ETALEMENT LOGISTIQUE ... 226
4. LES ENTREPOTS REVIENDRONT-ILS EN ZONE DENSE ? ... 227
5. LES COMPETENCES D'AMENAGEMENT : QUELLE PLANIFICATION DE LA LOGISTIQUE ? ... 228
6. CONCLUSION ... 232
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES ... 233

CHAPITRE 5. L'ARTIFICIALISATION DES LITTORAUX : DETERMINANTS ET IMPACTS ... 235
1. UN LITTORAL ATTRACTIF, MAIS CONTRAINT ... 235
1.1. Un espace limité ... *235*
1.2. L'haliotropisme, concentration de la population et des activités ... *235*
1.3. Des ressources variées ... *236*
1.3 Un système dynamique, ouvert et complexe ... *236*
2. LES DETERMINANTS DE L'ARTIFICIALISATION DU LITTORAL ... 238
2.1. Déterminants géographiques « classiques » ... *238*
2.2. Déterminants socio-économiques « modernes » ... *239*
2.3. Un retour programmé des déterminants physiques ... *241*
2.4. Déterminants législatifs et réglementaires ... *241*
3. IMPACTS DE L'ARTIFICIALISATION DU LITTORAL ... 243
3.1. Un quart des littoraux modifié par les activités humaines ... *243*
3.2. Un défaut congénital : des aménagements statiques sur un littoral dynamique ... *243*
3.3. Des impacts environnementaux multi-scalaires ... *244*
3.4. Impacts socio-économiques ... *245*
3.5. Changements globaux et impacts à long termes ... *247*
4. SYNTHESE ET CONCLUSION ... 247
4.1. Synthèses des résultats majeurs ... *247*
4.2. La difficulté d'établir un diagnostic partagé ... *248*
4.3. Leviers d'action ... *249*
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES ... 251

CHAPITRE 6. ASPECTS JURIDIQUES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS ... 255
1. CONTEXTE ... 255
1.1. Controverses juridiques autour de l'artificialisation ... *255*
1.2. Absence de politique générale de lutte contre l'artificialisation ... *256*
1.3. Absence de réglementation cadre de protection des sols ... *257*
2. LES VOIES JURIDIQUES DE L'ARTIFICIALISATION ... 258
2.1. La libération de l'étalement urbain ... *258*
2.2. Les contraintes de la production du construit ... *259*
2.3. L'absence de réglementation des résidences secondaires ... *259*
2.4. Le renforcement des règles contentieuses en faveur de l'urbanisation ... *259*
2.5. Les incitations fiscales à l'utilisation des sols ... *261*
3. LES VOIES DE LA PROTECTION CONTRE L'ARTIFICIALISATION ... 262
3.1. La protection de certains espaces contre l'occupation des sols ... *262*
3.2. La protection des sols supports de production ... *264*
3.3. La caractérisation juridique de l'occupation des sols ... *265*
3.4. L'anticipation de l'artificialisation dans les évaluations environnementales ... *265*
3.5. La compensation de l'artificialisation ... *266*
3.6. Les dissuasions fiscales à l'artificialisation ... *267*
4. LES VOIES DE LA DENSIFICATION ... 267
4.1. La libération de la densité et de l'espace urbains ... *267*
4.2. L'encadrement de la densification ... *268*
4.3. Le renforcement des conditions de l'artificialisation ... *268*
4.4. Les incitations financières et fiscales à la densification ... *269*
5. CONCLUSION ... 271
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES ... 271

PARTIE 3 - LES IMPACTS DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS ... 273

CHAPITRE 1. LES DETERMINANTS DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS EN ZONES RURALES ET PERIURBAINES ET LES IMPACTS SUR L'AGRICULTURE ... 274
INTRODUCTION ... 274
1. QUALITE AGRICOLE DES TERRES ET ARTIFICIALISATION ... 277
1.1. Qualité agricole d'une terre ... *278*
1.2. Artificialisation et autres dimensions de la qualité agricole des terres ... *279*

1.3. Conclusion ... *280*
2. LA RENTE AGRICOLE ET SES FACTEURS ... 281
2.1. Facteurs internes à l'agriculture ... *282*
2.2. Facteurs externes à l'agriculture ... *284*
2.3. Conclusion ... *285*
3. AMENITES ET PRESSION FONCIERE LE LONG DU CONTINUUM URBAIN-RURAL ... 286
3.1. Aménités et équilibre spatial intra-métropolitain ... *288*
3.2. Aménités et équilibre spatial inter-métropolitain ... *290*
3.3. Synthèse ... *295*
4. POLITIQUE PUBLIQUE ET ARTIFICIALISATION EN MILIEU RURAL ... 296
4.1. Le zonage ... *296*
4.2. Offre foncière constructible et effets prix ... *299*
4.3. Les zonages et leur changement ... *300*
4.4. La protection des zones agricoles et naturelles ... *302*
4.5. Conclusion ... *302*
5. POLITIQUES AGRICOLES ET DYNAMIQUES TERRITORIALES DE L'ARTIFICIALISATION ... 304
5.1. Impacts des facteurs sectoriels de la restructuration agricole ... *305*
5.2. Modulations attribuables aux politiques agricoles ... *307*
5.3. Effets de modulation spécifiques à certains contextes territoriaux ... *310*
5.4. Conclusion ... *313*
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES ... 314

CHAPITRE 2. QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE DES SOLS ARTIFICIALISÉS ... 330
1. INTRODUCTION ... 330
1.1. La caractérisation des sols artificialisés : une approche encore très récente ... *330*
1.2. Traitement du corpus bibliographique ... *331*
2. TYPOLOGIE DES SOLS ARTIFICIALISES ET CLASSIFICATION ... 331
2.1. Préambule ... *331*
2.2. Spécificité des sols artificialisés ... *332*
2.3. Sols artificialisés et développement d'une typologie partagée : l'exemple des sols urbains ... *333*
2.4. La prise en compte des sols artificialisés dans les classifications ... *334*
2.5. Vers une nécessaire proposition de typologie ? ... *336*
3. CARACTERISTIQUES ET PROPRIETES DES SOLS EN MILIEU ARTIFICIALISE ... 337
3.1. Caractéristiques pédologiques des sols en milieu artificialisé ... *338*
3.2. Propriétés physiques ... *340*
3.3. Erosion des sols en milieu artificialisé ... *341*
3.4. Caractéristiques physico-chimiques des sols artificialisés ... *343*
3.5. Carbone organique ... *344*
3.6. Eléments traces métalliques et métalloïdes ... *347*
3.7. Polluants organiques ... *351*
4. CE QU'IL FAUT RETENIR DES CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DES SOLS ARTIFICIALISES ... 352
5. INDICATEURS DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUES DES SOLS ... 352
5.1. Le concept d'indicateurs et d'indices de la qualité des sols : objectifs et construction ... *353*
5.2. Indicateurs d'artificialisation ... *354*
5.3. La place et la prise en compte des sols urbains dans de tels indices ... *355*
6. REMEDIATION – REHABILITATION – REVERSIBILITE ... 358
6.1. Analyse de méthode anti-érosive en milieu urbain ... *358*
6.2. Les apports de matière organique comme processus de remédiation ... *358*
6.3. Remédiation des zones minières ... *359*
6.4. Remédiation des sols industriels ... *359*
6.5. Pédogenèse des sols artificialisés, une forme de réversibilité de l'artificialisation ? ... *360*
6.6. La construction de sols ... *360*
6.7. Les conditions de la réversibilité des usages ... *361*
7. LIMITES DES ETUDES DISPONIBLES ET IDENTIFICATION DES BESOINS DE RECHERCHE ... 362
ANNEXE 1. AUDITION D'EXPERT ... 363
ANNEXE 2. TABLEAUX DE DONNEES ... 365
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITÉES ... 382

CHAPITRE 3. EFFET DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LES ORGANISMES DES SOLS ... 400
1. INTRODUCTION ... 400
1.1. Biodiversité du sol ... *400*
1.2. Indicateurs écologiques ... *401*
1.3. Cadrage et méthodologie des recherches bibliographiques ... *402*
2. EFFETS SUR LES DIFFERENTS GROUPES D'ORGANISMES ... 404

2.1. Microorganismes *404*
2.2. Méso- et micro-invertébrés *408*
2.3. Macrofaune *411*
3. CONCLUSIONS 414
3.1. L'impact négatif de l'artificialisation sur la macrofaune *414*
3.2. Analyse transversale *414*
3.3. Hypothèses de liens entre artificialisation et effets sur le vivant *415*
3.4. Limites et identification des besoins de recherche *416*
3.5. Leviers d'action *417*
3.6. Contribution aux « questions transversales » *417*
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 418

CHAPITRE 4. BIODIVERSITE ET FRAGMENTATION DES PAYSAGES 427
1. EFFET DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES HABITATS ET LEUR FRAGMENTATION 428
2. HYPOTHESES SOUS-JACENTES AUX EFFETS DE L'ARTIFICIALISATION SUR LA BIODIVERSITE ET METHODOLOGIES MOBILISEES 430
3. EFFETS DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES ESPECES ET LES COMMUNAUTES VEGETALES 431
4. EFFET DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES ESPECES ET GROUPES D'ESPECES ANIMALES 434
5. EFFETS DES INFRASTRUCTURES ROUTIERES ET FERREES ET DES ZONES MINIERES SUR LA FAUNE 437
6. SYNTHESE SUR LES EFFETS DE L'ARTIFICIALISATION SUR LES PAYSAGES ET COMPARAISON FAUNE-FLORE 438
CONCLUSION GENERALES ET LEVIERS D'ACTION 440
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 443

CHAPITRE 5. IMPACT DE L'URBANISATION SUR L'HYDROLOGIE URBAINE ET LA GESTION DES EAUX PLUVIALES 450
1. MODIFICATIONS DES PROCESSUS PHYSIQUES ET IMPACT SUR LE BILAN HYDROLOGIQUE 450
1.1. Modification des processus hydrologiques par l'artificialisation *451*
1.2. Impact de l'artificialisation sur le bilan hydrologique *453*
1.3. Synthèse et perspectives *459*
2. CONSEQUENCES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS SUR LA QUALITE DES EAUX PLUVIALES 459
2.1. Sources et voies de transferts des polluants *460*
2.2. Caractérisation des eaux pluviales *461*
2.3. Impacts des rejets d'eaux pluviales sur les milieux aquatiques *467*
2.4. Conclusions et perspectives *468*
3. LA GESTION ALTERNATIVE DES EAUX PLUVIALES, UN MOYEN DE DESIMPERMEABLISER LES SURFACES URBAINES ? 469
3.1. Introduction et généralités sur le thème *469*
3.2. Focus sur les performances hydrologiques *471*
3.3. Focus sur les performances environnementales *474*
3.4. Focus sur les autres fonctions des dispositifs de gestion des eaux pluviales : la plurifonctionnalité *480*
3.5. Besoin de connaissances et besoins opérationnels *481*
4. ACTEURS, TERRITOIRES, GOUVERNANCE ET GESTION 483
4.1. Introduction *483*
4.2. Une politique de gestion des eaux pluviales : quels enjeux, quel(s) service(s) public(s) et quelle(s) compétence(s) ? *483*
4.3. Quels instruments de politique de gestion intégrée des eaux pluviales ? *486*
4.4. Quels risques sont appréhendés aujourd'hui et quelle gestion des incertitudes ? *488*
4.5. Quels systèmes, quels patrimoines, à quels coûts pour quels services ? *489*
5. LIMITES DES ETUDES ACTUELLES ET IDENTIFICATION DES BESOINS DE RECHERCHE 491
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 491

CHAPITRE 6. PHYSIQUE DE L'ENVIRONNEMENT URBAIN 505
1. INTRODUCTION 505
1.1. Choix de fils conducteurs pour les études *505*
1.2. Densité, formes urbaines et types de surfaces, quelques repères *506*
2. IMPACTS CLIMATIQUES 507
2.1. Notions préliminaires *507*
2.2. L'échelle de la surface : étude des matériaux et des surfaces urbaines *520*
2.3. Le fragment urbain : forme et matériau *524*
2.4. La ville : occupation des sols *526*
2.5. Conclusion *529*
3. CONSEQUENCES ENVIRONNEMENTALES - QUALITE DE L'AIR 529
3.1. Artificialisation et pollution de l'air : problématique et questionnement *530*
3.2. Urbanisation et pollution de l'air : analyse bibliographique *532*
3.3. Artificialisation des sols / extension urbaine et pollution de l'air - Conclusions *545*
3.4. Elements conclusifs, connaissances scientifiques et leviers d'action *551*

4. ACOUSTIQUE 552
4.1. Avant-propos *552*
4.2. Usages et sources sonores *554*
4.3. Effets directs de l'artificialisation des sols sur la propagation sonore (effets de frontières) *555*
4.4. Effets indirects de l'artificialisation des sols sur la propagation sonore (effets météo) *563*
4.5. Perceptions croisées *568*
4.6. Conclusion sur les effets de l'artificialisation des sols sur l'environnement sonore *569*
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES 569

CONCLUSION DU RAPPORT DE L'EXPERTISE 592
Pourquoi une ESCo sur l'artificialisation des sols ? *592*
Le préalable de la définition de l'artificialisation, des termes associés et de l'objet d'étude « sol » *592*
Les questions traitées dans l'ESCo « Artificialisation des sols » *593*
1. L'évaluation de la nature et de l'ampleur de l'artificialisation des sols *594*
2. Des impacts environnementaux très divers mais corrélés entre eux *596*
3. L'impact de l'artificialisation sur les terres et la production agricoles *599*
4. Les facteurs de l'artificialisation des sols *599*
5. Des démarches et des leviers très divers à combiner pour limiter l'ampleur et l'impact de l'artificialisation *601*
6. Des besoins d'étude ou de recherches identifiés par l'expertise *605*
Conclusion générale *608*

ANNEXES 609
ANNEXE 1. LE CAHIER DES CHARGES DE L'ESCO 609
ANNEXE 2. ……composition du groupe d'experts 618
ANNEXE 3. …… CORPUS BIBLIOGRAPHIQUE ……. 620

Introduction générale

L'« artificialisation des sols », un objet scientifiquement ambigu

Une notion dont la délimitation statistique reste peu précise…

Les notions de « sols artificialisés » et d'« artificialisation des sols » se réfèrent respectivement à des modes d'occupation et à des changements d'affectation des sols spécifiques. Elles ont été introduites initialement par les agronomes, qui cherchaient à appréhender les mutations du paysage français en repérant les diverses occupations des sols et leurs changements[1]. La démarche visait alors à appuyer l'idée selon laquelle les mutations de l'agriculture « ont façonné le paysage rural »[2] et à rechercher les causes des pertes de terres agricoles. En termes statistiques, cette démarche s'est traduite par la distinction de quatre grands types d'usage des sols : les usages agricoles, les usages forestiers et les espaces considérés comme « naturels », le solde constituant les « sols artificialisés ». Le terme d'artificialisation des sols a ainsi été construit pour désigner les surfaces retirées de leur état naturel (friche, prairie naturelle, zone humide, etc.), ou de leurs usages forestiers ou agricoles. Ces définitions, principalement formulées par la négative, recouvrent alors tout un ensemble d'usages, d'occupations ou de couvertures des sols aux impacts et déterminants potentiellement fort variés. S'y mélangent des espaces construits et non construits qui ont la caractéristique commune d'être fortement modelés par l'activité humaine (logements, bâtiments industriels mais aussi chantiers, carrières, mines, décharges, etc.) ; y sont également inclus les espaces verts associés à ces usages (parcs et jardins, équipements sportifs et de loisirs...).

En dépit de la simplicité toute relative du principe d'identification des « sols artificialisés » (tout ce qui n'est pas agricole, forestier ou « naturel »), on notera les écarts importants entre les évaluations qu'en font les principales sources statistiques. Ainsi, selon la source du ministère en charge de l'agriculture (Teruti-Lucas), 9,3 % des sols français sont classés en 2014 dans la catégorie des « sols artificialisés », alors que la source européenne, privilégiée par le ministère en charge de l'environnement (*Corine Land Cover*), évalue cette part à 5,3 % en 2012. Comme on le verra plus loin, ces écarts s'expliquent relativement aisément par les caractéristiques des méthodes et techniques d'identification de l'occupation des sols. Il n'empêche que l'importance des écarts, associée à des classifications internes à la catégorie qui ne se recouvrent pas, rend mal aisée la manipulation des données relatives à l'artificialisation et donc l'interprétation et la hiérarchisation des causes de l'artificialisation.

… mais d'un usage croissant dans le débat public

En dépit de son flou statistique, la notion d'« artificialisation des sols », appliquée aux usages non agricoles, non forestiers et non « naturels » des sols, fait florès dans les débats publics et les discours politiques. Du fait des importantes perturbations que les interventions humaines font subir à ces sols et à leur environnement et du fait de leur extension continue au détriment le plus souvent de terres agricoles, l'artificialisation des sols est vue aujourd'hui comme une des principales causes de l'érosion de la biodiversité. Elle apparaît, à ce titre, depuis 2015, parmi les 10 « nouveaux indicateurs de richesse » du Gouvernement[3], définis à la suite des travaux de la Commission dite « Stiglitz »[4] : elle y figure aux côtés des indicateurs de croissance, d'emploi, de capital humain, d'inégalités sociales, etc., comme l'un des deux indicateurs à suivre en matière d'impact environnemental de la société française au même titre que l'empreinte Carbone (mesurée par les émissions de gaz à effet de serre). Elle était déjà présente parmi les enjeux de la « Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020 » et elle faisait partie des sept indicateurs proposés en 2014 par France-Stratégie pour mesurer la « qualité de la croissance »[5]. Il est donc logique de retrouver trace de cette préoccupation dans la feuille de route adressée récemment par le Premier ministre à son Ministre de la transition écologique et solidaire. Il y est demandé à Nicolas Hulot de faire « *des propositions avant mi-2018 pour lutter contre l'artificialisation des sols et l'appauvrissement de sols qui sont l'une des principales menaces pour la biodiversité* ».

Le plus souvent, la référence dans le débat public au poids et au rôle de l'artificialisation des sols est justifiée par le fait que « l'artificialisation du territoire engendre une perte de ressource en sol pour l'usage agricole et pour les espaces naturels » et suggère de considérer conjointement son rôle dans la dégradation de la biodiversité et dans la perte des terres agricoles. Ce double objectif peut sembler ambigu dans la mesure où la préservation des terres agricoles et celle de la biodiversité ne sont pas nécessairement convergentes : s'il est légitime de chercher à limiter les impacts environnementaux de l'artificialisation des sols, comme de toutes les activités humaines, cet objectif ne passe pas nécessairement et exclusivement par la régulation de l'extension de ces types d'usage.

Quoiqu'il en soit, l'importance prise dans le débat public et les enjeux qui les sous-tendent, confrontés aux difficultés de définir ce qu'est l'artificialisation des sols, nous impose de tenter de préciser dès à présent ce que peut recouvrer cette notion et

[1] Slak M.-F., Vidal C. (1995). "Ter-Uti, indicateur de paysage", *Agreste*, cahiers n°21.

[2] Slak M.-F., Vidal C. (1995). "Les mutations de l'agriculture ont façonné le paysage rural", *Agreste*, cahiers n°21, pp. 47-56.

[3] Service d'information du Gouvernement (2015). *Les nouveaux indicateurs de richesse*. Paris : Service du Premier ministre, 74 p.

[4] Stiglitz J., Sen A., Fitoussi J.-P., coord. (2009). *Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social*. Rapport au Président de la République, Paris : La documentation française, 324 p.

[5] Ducos G., Barreau B. (2014). *Quels indicateurs pour mesurer la qualité de la croissance ?*, Note d'analyse, Paris : Fr. Stratégie, 12 p.

d'examiner les objets qu'elle englobe. En effet, l'artificialisation renvoie implicitement ou explicitement à deux autres notions, l'imperméabilisation et l'urbanisation. Aucune de ces deux notions, bien que plus proches des concepts mobilisés par les scientifiques, ne recouvre cependant l'ensemble des composantes de ce que la définition statistique cherche à intégrer.

L'imperméabilisation des sols est-elle synonyme d'artificialisation des sols ?

Comme tous les sols artificialisés ont bien subi de fortes perturbations de leurs caractéristiques biophysiques par extraction de matériau, par apports de matériaux exogènes, souvent minéraux, par mélange des différents horizons de sols, par nature de leur couverture, etc., c'est avant tout le sol, en tant que milieu naturel qui va être touché par le changement d'usage. Sa structure, sa chimie et sa biologie sont modifiées avec plus ou moins d'intensité. Ces modifications, associées aux activités qui se développent sur ces sols (que les pédologues classent en SUITMA, *Soils of urban industrial traffic and military areas*), se répercutent également sur la biodiversité (terrestre et aquatique), l'air, l'eau et le cadre de vie humain, tout compartiment susceptible d'être impactés.

Mais, tous ces sols ne subissent pas une imperméabilisation de leur surface au sens où des surfaces importantes de sols dits « artificialisés » ne sont pas « scellés » ou « minéralisés » pour reprendre la traduction littérale des notions anglo-saxonnes. Ainsi, si on en croit les données de Teruti-Lucas, et en dépit des limitations de ces données qui seront examinées en détail par la suite, plus de 30 % des sols artificialisés étaient en 2014 des « sols enherbés artificialisés ». Ces surfaces importantes (1,6 M² d'ha) correspondent principalement aux espaces verts, aux zones récréatives et de loisirs et aux jardins particuliers associés à l'habitat individuel. On peut sans difficulté supposer que les impacts environnementaux de ces couvertures végétales ne seront pas de même nature que ceux dus à des couvertures minérales de type « sols bâtis » (moins d'1 M² d'ha en 2014) ou de la partie imperméabilisée ou « macadamisée » des 2,5 M² d'ha de « sols revêtus ou stabilisés » qu'ils soient de forme linéaire (voiries et infrastructures de transport) ou de forme aréolaire (parkings, cours d'immeubles, etc.).

Cette clé d'entrée par le degré d'imperméabilisation des sols ou, plus généralement, par le niveau des perturbations subies par le sol est celle qui est privilégiée par les pédologues et la plupart des biologistes. Compte tenu des effets que chaque type de couverture ou de perturbations peut avoir, la façon dont ils se combinent pour former un « paysage » ou une « mosaïque paysagère », constitue également une clé de lecture importante des impacts notamment environnementaux.

Pourquoi une ESCO sur l'artificialisation des sols ?

Les constats sur la dégradation des sols, liée au changement d'affectation des sols, établis à l'échelle européenne et/ou mondiale ont posé les fondements de l'ESCO. Au niveau de l'Union européenne, le Programme d'action pour l'environnement de novembre 2013 assigne des objectifs forts pour l'utilisation durable des sols et se donne en particulier pour objectif de mettre un terme d'ici 2050 à l'augmentation nette de la surface de terres artificialisées. Dans le cadre des objectifs du développement durable, la communauté internationale s'est par ailleurs engagée, d'ici à 2030, à enrayer et inverser le processus de dégradation des sols, et en particulier de restaurer les terres et sols dégradés, notamment les terres touchées par la désertification, la sécheresse et les inondations. Le gouvernement français met en application les politiques communautaires mais il est légitime de questionner les spécificités locales, d'autant que certains acteurs territoriaux et la société civile interpellent les pouvoirs publics par des assertions fortes telles que le "grignotage" des terres agricoles par la ville, la « consommation des meilleures terres », « l'artificialisation comme responsable des inondations » ou bien encore « la pression foncière facteur de la dégradation des littoraux ». Il convenait donc d'apporter un éclairage scientifique afin de mieux comprendre et répondre à l'ensemble des questions que pose le processus d'artificialisation des sols, en ayant une vision la plus exhaustive possible sur les déterminants et les impacts tant positifs que négatifs.

La littérature scientifique de la dernière décennie a effectivement mis en évidence que le sol était une ressource à préserver au même titre que l'eau. Important réservoir de biodiversité, les sols sont essentiels aux services écosystémiques (production alimentaire, régulation du climat, des crues, impact sur la qualité de l'eau ou de l'air, etc.) ainsi qu'aux autres services économiques et sociaux (logement, production, transport). Ils sont donc sujets à de nombreuses pressions : demandes en logement, en zones d'activités économiques et en infrastructures, demandes en production alimentaire, en matières premières, en extraction ou production d'énergie, ou encore en espaces de nature, etc. Or, la disponibilité de la ressource sol étant limitée, elle doit être quantifiée et qualifiée pour mieux gérer les priorités de préservation et de gestion. Ce qui ressort alors de l'analyse est le caractère unique et spécifique de chaque localisation selon les attendus (paysager, environnemental, économique, social, multifonctionnel). Par exemple, la qualité environnementale des sols peut être suffisamment altérée pour limiter l'aptitude des sols à certains usages, ou nécessiter des opérations préalables de décontamination et/ou de réhabilitation.

Cependant, dans la littérature scientifique, beaucoup d'études ne font pas référence au processus d'artificialisation en lui-même : on trouve plutôt le plus souvent soit des études sur l'urbanisation et l'étalement urbain (mesure, modélisation, mise en cartographie), soit sur l'imperméabilisation des sols et ses conséquences. Par ailleurs, l'analyse de la littérature traitant des conséquences de l'artificialisation sur les sols en eux-mêmes, mais aussi sur les paysages et l'environnement physique urbain conduit à considérer les surfaces artificialisées, non seulement en 2D, mais également avec une vision 3D moins classique. La littérature a en effet mis en avant les impacts de l'artificialisation sur l'objet 'Sol' dans son acception pédologique et écosystémique, c'est-à-dire, la couche supérieure de l'écorce terrestre ayant un volume, jouant le rôle d'interface entre la lithosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère, et assurant de nombreuses fonctions et services. D'autre part, à côté des services écosystémiques, le sol assure dans les milieux urbanisés une fonction de support du bâti, de la végétation urbaine et des infrastructures souterraines ou en surface. Ces structures constituent le relief des espaces urbains et leurs surfaces

développées contribuent aux effets de l'artificialisation. De même que le « sol volume » est important à considérer, la prise en compte du « sur-sol » construit permettrait de mieux appréhender les densités et donc les formes urbaines.

Les questions traitées dans l'ESCO « Artificialisation des sols »

L'état des connaissances a été organisé en trois grandes parties que sont la mesure, les déterminants de l'artificialisation, et les impacts, subdivisés en contributions qui abordent les questions autour des méthodes de mesure, la relation à l'espace rural, les impacts environnementaux, les tendances internationales, le logement et les stratégies de localisation de l'habitat et des activités.

La première partie interroge **le processus d'artificialisation** en lui-même : comment le territoire français métropolitain et outre-mer est-il touché par ce phénomène et quelle est son évolution spatiotemporelle? L'expertise est ainsi revenue, au travers de la littérature internationale, sur la définition de l'artificialisation et la diversité des processus qu'elle recouvre, pour traiter ensuite de façon la plus exhaustive possible de la question de **la mesure de cette artificialisation** aussi bien en tant qu'état qu'en tant que processus. Un état des lieux des **grandes tendances de cette artificialisation des sols en France** est ensuite présenté.

La deuxième partie porte sur **les déterminants et impacts économiques, sociaux et réglementaires de l'artificialisation**. L'artificialisation est la conséquence de réponses à des demandes de création de logements, de zones d'activités économiques et de réseaux, qui sont pour partie encouragées par les politiques d'aménagement locales et nationales. Cette partie aborde successivement **les dynamiques foncières et immobilières**, les **stratégies de localisation des ménages**, la question des **infrastructures de transport et logistiques**. On présente ensuite un focus sur **l'artificialisation du littoral**, qui concentre une grande partie des problématiques liées à l'artificialisation. Cette partie se termine par une analyse du **droit et des aspects juridiques de l'artificialisation des sols**. L'expertise a questionné par exemple les politiques de zonage par rapport à la protection des sols.

La troisième partie d'analyse de cette expertise concerne les **impacts de l'artificialisation, d'une part sur l'agriculture et la production de biomasse**, en abordant en particulier la question prégnante de la consommation des terres les plus productives par l'artificialisation, et d'autre part sur l'environnement, en prenant en compte la diversité de ces impacts touchant la qualité des milieux : sol, eau, biosphère, atmosphère. Une attention particulière est portée sur le lien entre qualité des sols et aménagement, sur l'impact spécifique des éléments naturels en ville et des infrastructures de transport. L'impact sur le confort de vie des citadins fait également partie de la réflexion. La question de la « réversibilité » du processus d'artificialisation au regard du type d'artificialisation et de l'usage des sols est abordée.

La conclusion générale présente, après un rappel des principaux résultats, une **synthèse des leviers mobilisables** pour guider l'action publique afin de répondre conjointement aux **deux objectifs** : d'une part, de **maitriser l'expansion du phénomène d'artificialisation** tout en répondant aux besoins socio-économiques, et d'autre part, de **limiter ses impacts négatifs**. Enfin l'expertise identifie des priorités de recherche dans les différentes disciplines.

PARTIE 1 – LA MESURE ET LES TENDANCES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS

Chapitre 1. La mesure de l'artificialisation des sols en France

Chapitre 2. Les tendances de l'artificialisation des sols

Chapitre 1. La mesure et les tendances de l'artificialisation des sols

Auteurs : Eric Barbe, Catherine Mering, Christiane Weber (coord.), Sébastien Gadal, Thomas Houet, Clément Mallet, Anne Puissant.

Mesurer l'artificialisation revient à mesurer les effets de l'activité humaine sur les territoires ; les transformations perpétrées depuis l'installation de peuplements humains ont modifié les paysages et les milieux naturels. « Le terme d'artificialisation est employé pour traduire un changement d'occupation des sols » conduisant à une occupation bâtie, en une occupation revêtue ou identifiant les traces d'une activité d'extraction ou de stockage de matière (Chéry *et al.*, 2014). Il est intéressant de noter que la transformation d'espaces agricoles en espaces verts urbains est aussi considérée comme un résultat de cette artificialisation (Armitage-Lee *et al.*, 2009 ; Chéry *et al.*, 2014).

On le voit bien, ce processus de transformation est lié à l'activité humaine autre qu'agricole et forestière. Il recouvre plus que le seul processus d'urbanisation même si les sites urbains en sont le plus souvent le facteur dominant. D'ailleurs, le plus souvent, pour pouvoir mesurer l'artificialisation des terres, les méthodes se fondent sur la caractérisation des zones urbanisées (bâti, infrastructures, zones de friches etc.). Encore faut-il que l'on puisse en retenir une définition unique.

Les villes, surfaces urbanisées, unités urbaines, centres urbains... correspondent plus à des définitions administratives sur lesquelles sont basés des modèles statistiques (recensement, PIB et autres indices humains) qu'à une réalité univoque éclairante. Les facteurs socioéconomiques sont dans certains cas utilisés pour décrire les aires urbaines comme la population active, les mobilités quotidiennes, etc. (Berry *et al.*, 1969) et intégrer ainsi les dynamiques de développement avec trajectoires, rythmes, modifications des étendues alentours et conséquences environnementales. Ces définitions multiples ont un impact sur la représentation de ces aires : d'un point de vue morphologique, les formes bâties mais aussi les réseaux et les zones recouvertes peuvent être considérées comme la matrice de référence ; d'un autre côté les corridors écologiques, les parcs urbains, les jardins font aussi partie de la matrice initiale en connexion avec les franges extérieures ; ceci se rajoute donc à la matrice initiale (grise) par une inclusion des zones de végétation (matrice verte) ; cependant des espaces de sols nus existent aussi en ville (chantiers, cimetières, friches…) et ces sols, plus ou moins imperméables selon leurs caractéristiques géophysique et mécaniques, participent eux aussi (matrice brune) de la matrice totale urbaine.

Il faut noter qu'au niveau européen la définition du terme « urbanisation » fait référence aux habitants selon le degré de densité des zones observées : densément peuplées, zones intermédiaires et zones peu peuplées. Ces définitions sont fondées sur la taille de la population, la densité et la contiguïté des unités administratives locales (niveau LAU2), mais ces zones sont très variables selon les pays. La solution retenue dans le cadre de comparaisons européennes pour éviter ces distorsions a été de définir une grille de population de 1 km². Trois niveaux de degrés d'urbanisation ont été retenus : peu peuplé équivalent à rural LAU2, zone de densité intermédiaire et zone densément peuplée pour les villes. En se référant à la classification du Programme des Nations unies pour le développement) (PNUD), les zones urbaines conjuguent les zones intermédiaires (petites villes et faubourgs) et les zones densément peuplées qui correspondent aux villes. Si l'on considère les zones morphologiques urbaines (UMZ) utilisées par l'Agence européenne de l'environnement (EEA) la définition ne tient compte que des classes de Corine land cover (CLC) considérées comme bâties, bâti discontinu, unités industrielles et de services et aires urbaines de végétation (élargie aux infrastructures portuaires, aéroportuaires, routières, ferrées et les zones en eaux superficielles associées ; en complément les zones de forêt et de friches sont incluses). La grille de prise en compte des UMZ est de 100*100 m de résolution. Ainsi la notion d'urbanisation et sa représentation n'est pas aussi simple et requiert au niveau européen des ajustements facilitant les comparaisons et représentations (Figure 1). Les définitions retenues induisent bien entendu des modalités de mesure de la surface « urbaine » et de l'artificialisation différentes.

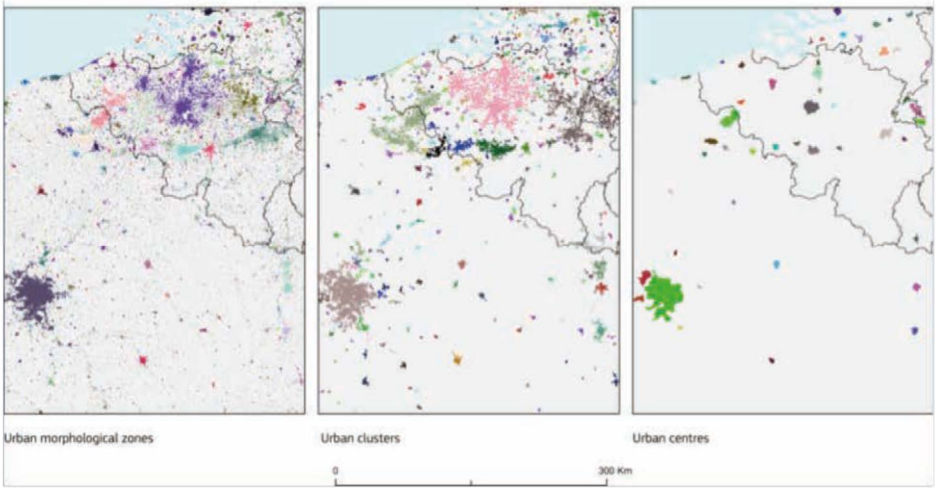


Figure 1. Diverses définitions de l'urbain (source : Dijkstra et Poelman, 2014)

L'absence de définition de « l'urbain » et du processus d'artificialisation conduit à préciser et discuter dans ce chapitre les différentes définitions et leurs conséquences, Cette situation conduit à considérer pour la mesure de l'artificialisation divers éléments d'étude selon des registres particuliers :

- Des catégories aboutissant à des nomenclatures plus ou moins officielles généralisables ou non. On peut se référer à la couverture européenne de Corine Land Cover avec une nomenclature à différents niveaux de profondeur ou celles de différents pays. Les effets d'échelle favorisent aussi des nomenclatures *ad hoc* aux couvertures spatiales plus réduites (régionale ou métropolitaine).
- Des résultats de traitement d'image aéroportée ou satellite (acquises de jour ou de nuit) permettant de recueillir des informations plus ou moins précises quant aux surfaces urbaines, leur composition et leur configuration spatiale. A titre d'exemple, les images nocturnes sont intéressantes pour détecter les zones habitées ou urbanisées selon le niveau de développement du pays concerné, caractérisées par des nuées filamenteuses contrastant avec les zones sombres (He *et al.*, 2006; Henderson *et al.*, 2003).
- D'autres sources peuvent aussi être mobilisées (cadastre, cartographie des blocs urbains etc.) pour extraire un ensemble d'éléments participant à l'espace urbain
- Divers indicateurs sont aussi utilisés pour caractériser les zones urbaines soit la population ou les activités comme des données socio-économiques par exemple la densité ou l'accessibilité au centre ou aux noyaux urbains ; soit des informations sur l'environnement ou les paysages comme des indicateurs plus géophysiques comme des indices de bâti, de sols, de végétation etc. La mesure de l'artificialisation est donc tributaire des définitions des zones urbaines regroupant les activités anthropiques et des méthodes de mesure et de représentation de ces zones. Selon la grille utilisée, les définitions retenues, le processus d'artificialisation peut prendre en compte des éléments (grille de 100*100 m) ou des surfaces où la présence de peuplement est avérée. Si pour les centres denses cela ne pose pas problème *a priori*, pour des zones de transitions, des franges urbaines où le bâti est souvent discontinu, cela peut entrainer selon les objectifs des ajustements et donc des décomptes biaisés pour certaines échelles spatiales mais valides à d'autres (Figure 2).

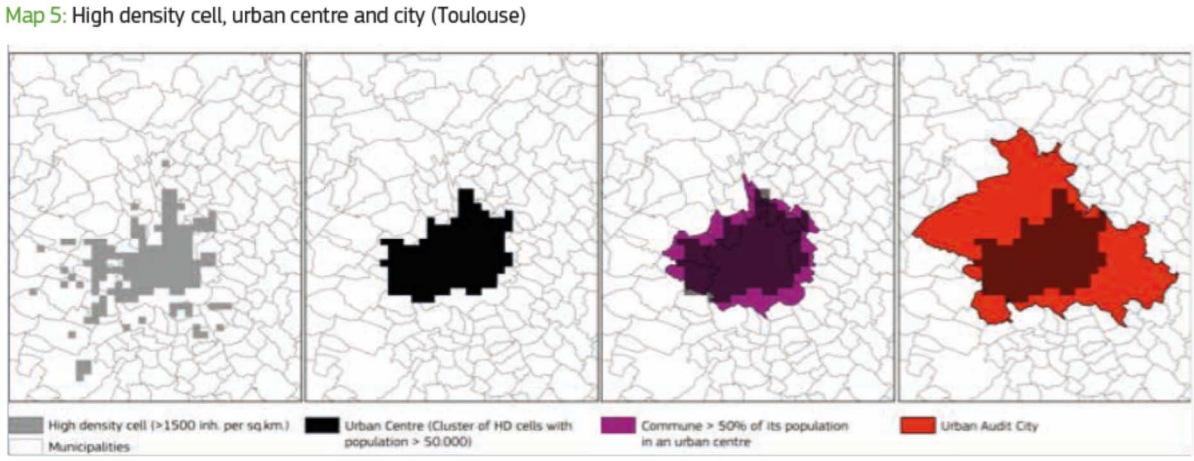


Figure 2. Exemple de mesures différentes de la zone urbaine (Dijkstra et Poelman, 2014)

Ainsi nous pouvons noter que :

- L'artificialisation en tant que processus lié au changement de l'occupation / utilisation des sols est avant tout vue comme un résultat comparatif d'états entre deux dates ou une série de dates, ou encore comme un moyen de valider ou de calibrer des scénarios de modélisation prospective ; l'intérêt de l'information collectée passant d'une quantification à des grandeurs servant à la calibration des modèles.
- Les « objets » mesurés sont associés à plusieurs échelles spatiales qui se focalisent sur plusieurs types d'éléments allant du bâtiment, au bloc, au quartier/district à l'agglomération voire à la tache urbaine. Cet emboitement d'échelles induit bien entendu des niveaux de détails différents allant de la description fine d'un élément à la généralisation englobant un ensemble de ces objets (du bâtiment au quartier, etc.). Les approches permettant d'identifier « l'urbain » et le processus d'artificialisation sont donc de plusieurs ordres selon l'échelle d'observation et les résultats souhaités. Cependant d'une manière générale le processus mesuré apparait filtré par des séquences temporelles plus ou moins adaptées aux rythmes réels d'expansion qui correspondent en fait aux dates de collecte de l'information (statistique, cartographique ou satellitaire).
- Les franges urbaines sont incluses selon la définition prise et les approches développées. Elles correspondent soit à de l'agrégation de communes comprises au sein de la tâche urbaine (voir les définitions ci-dessus), soit en tant que franges de transition plutôt associées au processus de sub-urbanisation, c'est-à-dire à la localisation d'activités économiques (résidences et services commerces entreprises) hors des limites urbaines transformant le paysage de

manière souvent incohérente. Il s'agit d'espaces en partie ruraux mais dont les résidents et les actifs ne sont pas originaires des lieux.

- La création par investissement de capitaux exogènes, de zones ciblant spécifiquement des centres urbains moyens ou petits en favorisant l'installation d'activités est connue sous le concept d'exo-urbanisation (Concept d'exo(genous)-urbanisation).
- Dans la mesure et la quantification des surfaces artificialisées, la définition de la chose mesurée est une question donc essentielle car déterminante de l'unité de mesure, des approches privilégiées et de l'échelle de représentation et de calcul. Les prochains chapitres fourniront des éléments de définition et de compréhension des conséquences induites par le choix de telle ou telle approche sur l'estimation de l'artificialisation et les impacts associés.

Analyse du corpus

Le corpus bibliographique qui avait été initialisé dans la base Web of Science a été élargi par la suite à Scopus et à d'autres sources car il omettait à la fois une abondante bibliographie francophone et européenne sur le sujet, ainsi que la littérature grise américaine, française et européenne dont les premiers documents et études datent des années 1973-1978 (Croft, 1973 ; 1978 ; 1979 ; Gadal, 2011; Tobler, 1979). Au final, c'est un total de 350 articles qui ont été considérés.

Les études identifiées révèlent plusieurs tendances qu'il est nécessaire de présenter :

- La transition urbaine n'est plus une préoccupation des pays industrialisés mais concerne des régions ou des continents (Moyen Orient, Afrique) ou des pays à forte croissance naturelle et économique comme la Chine. Ceci a comme conséquence de favoriser l'identification de nombreuses publications provenant de ces pays ou portant sur ces pays ;
- L'accès gratuit à des banques d'images comme celle des images Landsat a créé un engouement certain pour l'analyse de séries temporelles, avec comme conséquence un biais sur les capteurs utilisés (résolution spatiale et spectrale) et une recrudescence des travaux sur les régions pour lesquelles l'accès aux images provenant d'autres instruments est encore contraint.
- L'accès à des données fiables et exhaustives qu'elles soient de format vectoriel ou matriciel influence la démarche d'identification et de quantification.

Néanmoins, le corpus de publications analysé, même s'il ne renvoie pas explicitement à la notion même d'artificialisation, en reprend des éléments sous trois aspects :

1. La transformation des territoires (urbains),
2. La mesure et la modélisation d'indicateurs géographiques clés (végétalisation, minéralisation, etc.) associées à la mise en place de méthodologies et de production de données cartographiques, et dans un cas précis aux USA,
3. La construction de la notion « d'exo-urbanisation [6]» (Suarez-Rubio *et al.*, 2012) et de « transitionalfringe[7] » (He *et al.*, 2011). Ces thématiques de recherche font l'objet de nombreuses publications en Europe (Gražulevičiūtė-Vileniškė *et al.*, 2014).

De façon synthétique, la télédétection constitue un socle informationnel de base des études portant sur les différents aspects de l'artificialisation des sols. Ainsi, les articles constitutifs du corpus analysé mettent essentiellement l'accent sur un ou plusieurs des points suivants:

- La mesure de l'objet de l'artificialisation considéré, variable selon la définition donnée initialement. Il peut s'agir : de la croissance urbaine analysée au niveau méso-urbain ou régional de l'état végétatif, du niveau de minéralisation (artificialisation) et des évolutions des espaces et des ressources, ou encore des niveaux d'imperméabilisation des sols et de leurs évolutions (Van de Voorde *et al.*, 2009).
- La méthode utilisée, qui cherche en général à être générique et reproductible d'une part, et qui peut varier selon les sources de données considérées d'autre part. Par exemple, on citera des méthodologies combinant diverses méthodes de classification avec des indices de végétation ou des indices de sol pour définir le niveau d'imperméabilité. Parmi les méthodes les plus courantes comme LM ou isodata (Bakr *et al.*, 2010 ; Deng et Wu, 2012 ; Estoque et Murayama, 2015; Schneider, 2012 ; Shahtahmassebi *et al.*, 2014 ; Sun *et al.*, 2013), ou le couple ACP/Classifications (Alphan et Yilmaz, 2005 ; Qin *et al.*, 2008) ou des indices de sol pour définir le niveau d'imperméabilité) ou encore des analyses statistiques telles que des ACP (Alphan et Yilmaz, 2005 ; Qin *et al.*, 2008) voire des indices de végétation couplés à des méthodes d'apprentissage NDVI/SVM (He *et al.*, 2011).

[6] Concept exo(genous)-urbanisation: une urbanisation des centres moyens ou petits suite à l'investissement de capitaux la plupart du temps étrangers Sit, V.F.S.; Yang, C., 1997. Foreign-investment-induced exo-urbanisation in the Pearl River Delta, China. *Urban Studies*, 34 (4): 647-677. http://dx.doi.org/10.1080/0042098975961

[7]Transitionalfringe : associé au processus de suburbanisation, localisation d'activités économiques (résidences et services commerces entreprises) hors de limites urbaines transformant le paysage de manière souvent incohérente.. Espace en partie rural mais dont les résidents et les actifs ne sont pas originaires.

- L'analyse et la modélisation des changements des territoires urbains. Force est de constater que peu d'études analysant les processus de transformation des territoires urbains en Europe font usage des bases de données géographiques Corine Land Cover (Siedentop et Fina, 2012), elles-mêmes produites à partir d'images de télédétection. Par ailleurs, celles ayant un volet « modélisation » visent soit à l'explicitation des facteurs contributifs des évolutions observées, soit l'exploration des futurs possibles, représentés sous forme graphique, statistique et cartographique à l'échelle régionale en utilisant les informations de la trame Urban Land Change d'occupation et d'usage du sols (land use and land cover - LULC) par l'exploitation des images de télédétection spatiale qui sont pour l'essentiel des données Landsat, parfois SPOT, IRS et Ikonos, et plus récemment des extractions du site Google Earth.

On remarquera que si les éléments de littérature étasunienne et chinoise ne font pas référence à la notion d'artificialisation elle-même, elle constitue implicitement le cadre d'analyse des études sur les processus d'urbanisation, leur mesure, leur modélisation et mise en cartographie, ou du moins de la justification des études menées par télédétection spatiale. A l'exception de rares publications comme « *Whosprawlmost? Exploring the patterns of urbangrowthacross 26 European countries* » (Siedentop et Fina, 2012), les études menées sur la mesure des processus d'artificialisation des sols se basent sur les images de télédétection spatiale américaines fournies par l'USGS, en l'occurrence les données issues de la série Landsat. Le choix des données Landsat MSS/TM/ETM+/OLI tient tant à leur gratuité et leur facilité d'accès, qu'à la profondeur temporelle d'une archive ouverte couvrant les 45 dernières années. Les performances (caractéristiques spectrales et spatiales, couverture, etc.) à moyenne résolution d'un système conçu pour le suivi et l'analyse de l'environnement et de l'agriculture a *de facto* orienté les types de mesures possibles à mettre en œuvre, les méthodologies, les analyses et les rendus cartographiques générant un nombre important d'études publiées.

Il reste néanmoins au regard des avancées dans le domaine, que les systèmes de suivi et de surveillance globalisés des processus d'urbanisation à l'échelle mondiale sont absents de la littérature. Ils fournissent pourtant aux échelles internationales, nationales, régionales voire méso-urbaines, des cartographies des processus d'urbanisation et donc d'artificialisation des sols, sur la totalité de la surface de la Terre. Par exemple :

1. Landscan de l'Oak Ridge National Laboratory (http://web.ornl.gov/sci/landscan/),
2. Spatio-cartographie des peuplements
(JRC : http://ghsl.jrc.ec.europa.eu/atlasOverview.php) (http://ghsl.jrc.ec.europa.eu/visualisation.php).

Le Joint Research Center (JRC) de la Commission européenne fournit un outil récemment mis à disposition, la plateforme Global Human Settlement Layer (GHSL) qui compare au niveau planétaire l'évolution des peuplements de 1975 à 2015, en utilisant des informations satellitaires, les recensements de population et l'apport de la cartographie volontaire. Pour cela, l'outil se base sur la définition d'Eurostat selon les unités administratives de niveau 2(LAU2s)[8] à une résolution spatiale de 1 km², mais aussi sur des données de Corine Land Cover et de travaux provenant du Oak Ridge National Laboratory pour les zones non couvertes par Corine LC.

Ces travaux ont pour essentiellement objectif d'harmoniser, à l'échelle des Etats, la définition des zones urbaines et rurales utilisée dans le cadre de discussions et de décisions au niveau national mais surtout international comme pour l'OCDE, les nations Unies ou la Commission européenne (Dijkstra et Poelman, 2014).

1. Définitions de l'artificialisation

La définition du processus « d'artificialisation » est peu interrogée dans la littérature fournie. Elle est souvent réduite à un changement d'occupation du sol ou d'usage, liée à un étalement urbain ou à une agrégation d'habitats. Or, elle englobe en fait des unités prédéfinies (souvent administratives, des ilots urbains, des unités de recensement, des unités urbaines) ou des agrégats d'unités spatiales (parcelles, ensemble de zones bâties, ensemble de pixels de même catégorie) (Long *et al.*, 2016) ou unités morphologiques fondées sur diverses caractéristiques des agrégats (Bianchin et Bravin, 2008). Bien entendu les résultats sont induits par les informations collectées pour mesurer l'artificialisation. Mais elle peut aussi considérer « l'artificialisation » comme (1) un état de transformation ou (2) des surfaces recouvertes ou transformées de manière artificielle sous l'influence d'activités humaines. C'est pourquoi pour certains auteurs le processus revient à caractériser l'imperméabilisation du sol (Braun et Herold, 2004 ; Kaspersen *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2016) comme résultat de cette influence au cours du temps.

Il en résulte que selon la démarche définie pour atteindre l'objectif de quantification de « l'artificialisation », les résultats vont varier et ne pas considérer l'ensemble des surfaces concernées de la même manière. En effet, selon que les auteurs considèrent le changement d'occupation des sols (Bianchin et Bravin, 2008 ; Oguz *et al.*, 2007) ou la tache urbaine vue comme une tache imperméable ou bâtie (Braun et Herold, 2004 ; Deng *et al.*, 2015 ; Liu *et al.*, 2016 ; Milesi *et al.*, 2002; Pandey *et al.*, 2013) ou comme la détermination d'une limite urbaine (Harb *et al.*, 2015)ou encore comme un ensemble de lieux éclairés la nuit (Sutton, 2003), les données, les méthodes et le type de résultats vont changer.

[8] http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/population-density-disaggregated-with-corine-land-cover-2000

Ces résultats ne peuvent servir aux mêmes objectifs : dans le premier cas il s'agit de quantifier le changement voire d'établir une série d'états à comparer afin d'en déduire des tendances, des rythmes, des types de croissance (Boori *et al.*, 2015), ces informations pouvant ensuite être intégrées dans des modèles de prospective territoriale. Dans le second cas, il s'agit plus de déterminer la croissance d'une altération des surfaces « naturelles ou agricoles » en prenant en compte les réseaux et de considérer les impacts qu'une telle croissance peut avoir sur les écosystèmes, les processus naturels (Franci *et al.*, 2015) voire dans une vision systémique les conséquences sur les caractéristiques hydro-climatiques urbaines. Enfin l'utilisation de données nocturnes (Sutton, 2003) bien que rejoignant une vision globale des espaces urbanisés, y associe l'intensité d'éclairement et donc l'intensité des densités de population et d'activités dissociant les centres urbains et leur périphérie. Les densités faibles peu éclairées apparaissent plus comme des filaments attachés à des zones denses, dans la mesure où les zones habitées sans lumière sont rares en Europe.

→ Toutes ces approches peuvent ainsi favoriser des vues complémentaires : 1) par exemple par l'extraction des éléments urbains d'étude, ou la détermination de ce qui n'est pas urbain (forêt, agrosystèmes etc.) ; ou 2) par combinaison en considérant des matrices urbaines complémentaires - grise (bâtie), verte (végétation) éventuellement brune (sols nus). La matrice grise est composée du bâti et des infrastructures de transport auxquels s'ajoutent les sols « imperméables ».

Chacune de ces approches a un intérêt. Elles peuvent être complémentaires à une démarche holistique au sein de laquelle les divers composants du système urbain (socioéconomique, géophysique et démographique) pourraient être rassemblés.

Objet de la mesure

Si l'on se réfère à la littérature Web of Sciences et Scopus analysée, la notion d'artificialisation étudiée date des années 1990. Elle a été présentée par le passage d'un état naturel à autre chose, dégradant *de facto* la fonction et l'état initial. Si elle n'est pas formulée explicitement, elle est moins encore conceptualisée dans les articles issus d'une littérature essentiellement d'origine étasunienne jusqu'au début des années 2000, puis chinoise pour l'essentiel à compter du milieu des années 2000. La notion d'artificialisation reste un cadre générique de pensée et d'analyse national.

Les surfaces

« L'urbanisation » des surfaces continentales s'accompagne de changements profonds dans les modes d'habiter, de consommer, d'exploiter et d'échanger. La cartographie et le suivi de cette urbanisation, sont réalisés depuis de nombreuses années notamment à l'aide de la télédétection satellitaire, en particulier à travers la cartographie des surfaces dites « artificialisées ».

« Les surfaces artificialisées désignent toute surface retirée de son état naturel (friche, prairie naturelle, zone humide, etc.), forestier ou agricole, qu'elle soit bâtie ou non et qu'elle soit revêtue ou non » (Slak et Vidal, 1995). Elles incluent les sols bâtis à usage d'habitation (immeubles, maisons) ou à usage commercial (bureaux, usines, etc.), les sols revêtus ou stabilisés (routes, voies ferrées, aires de stationnement, ronds-points, etc.), et d'autres espaces non construits mais fortement modelés par l'activité humaine (chantiers, carrières, mines, décharges, etc.). Cette catégorie inclut également des espaces « verts » artificialisés (parcs et jardins urbains, équipements sportifs et de loisirs, etc.). Les surfaces artificialisées peuvent donc se situer hors des aires urbaines, à la périphérie de villes de moindre importance, voire de villages, à proximité des dessertes du réseau d'infrastructures, ou encore en pleine campagne (phénomène d'urbanisme diffus). Elles se distinguent par leur degré d'imperméabilisation » (Ministère de l'environnement et Virely, 2017).

On voit bien poindre ici une distinction importante entre « l'artificialisation » et « l'imperméabilisation » des sols : dans le premier cas il s'agit de cibler un processus de transformation des surfaces, dans le second de prendre en compte un état perturbant plus ou moins les processus des écosystèmes naturels, agricoles ou forestiers. Il est à noter que selon l'échelle d'observation et l'objectif de l'analyse réalisée les deux termes peuvent parfois être confondus.

Les milieux urbain et périurbain sont reconnus comme étant un point de départ du processus d'artificialisation, conjuguant étendues, densités, et impactant en surface et en profondeur (réseaux enterrés) les espaces alentours. Considérés comme des milieux complexes ils sont constitués de surfaces hétérogènes comme le signale la définition ci-dessus (Ridd, 1995 ; Weng, 2012). Cette porosité n'empêche pas une définition englobante se focalisant sur les « surfaces imperméables » (Slonecker *et al.*, 2001), une vision étanche des milieux urbains, perturbatrice des processus naturels (infiltration, évapotranspiration etc.), accélératrice des phénomènes hydroclimatiques (inondations, coulées de boue etc., Brun et Band (Brun et Band, 2000) Il est vrai que ces surfaces affectent de manière significative l'équilibre énergétique de la surface terrestre (par exemple avec l'effet d'îlot de chaleur urbain) (Oke, 1982) mais aussi celui des écosystèmes naturels et des systèmes hydrologiques en fragmentant l'occupation/utilisation du sol (Irwin et Bockstael, 2007).

La tache urbaine (artificialisée)

Dans la littérature, la notion de tache artificialisée a été introduite, en référence à la tache urbaine (Balestrat *et al.*, 2008). Discutée dès 2001, avec la disponibilité d'images à haute résolution SPOT avec un capteur panchromatique à 10 m, la limite

de cette tache urbaine a fait l'objet d'une série d'analyses afin de mieux rapprocher les définitions statistique et satellitaire (Donnay, 1994). Weber(2003) présente ainsi les effets des choix de critères de délimitation d'une telle tâche selon la prise en compte ou non des distances administratives entre les bâtiments, la prise en compte des bâtiments résidentiels ou les critères de taille de population. Ces interrogations conduisent aussi à définir ce qu'est cette forme urbaine et comment il est possible de la quantifier. Pesaresi et Bianchin (2001), Ackermann*et al.* (2003), Chopin et Mering (2004) et Mering *et al.*(2010) ont proposé l'utilisation de la morphologie mathématique pour quantifier et caractériser les taches urbaines en prenant en compte la taille des éléments et la topologie en présence. Inspirés des travaux de Haralick et Saphiro (1985), de nombreux travaux vont ainsi aborder la tache urbaine au travers d'indicateurs de texture (Ackermann *et al*., 2004; Flouzat *et al*., 1984 ; Gong et Howarth, 1990 ; Marceau *et al*., 1990) afin d'en extraire l'arrangement des formes (la texture), les discontinuités ou les lignes de force. De tels indices ont permis de proposer des approches fractales pour caractériser l'évolution de la tache urbaine ou celle des éléments structuraux en utilisant la logique floue (Pesaresi et Bianchin, 2001), des surfaces de densités ou de potentielles (Donnay et Unwin, 2003).

La tache urbaine est une composante majeure de la couverture du sol (landcover) et un indicateur de l'utilisation du sol (landuse) (Lu et Weng, 2006). Elle est retenue comme une variable importante dans de nombreuses études urbaines ou environnementales, telles que la classification de l'occupation/utilisation des sols (Lu et Weng, 2006; Madhavan *et al*., 2001 ; Phinn *et al*., 2002) ou l'estimation de la population résidentielle (Wu, 2004) ou la qualité de l'eau (Brabec *et al*., 2002).

Le changement (artificialisation)

L'artificialisation considère les modifications des surfaces initiales en espaces artificiels (transformés) sur un pas de temps. Plusieurs éléments peuvent être observés : la localisation, le type, l'intensité et les rythmes de ces changements. Dans la plupart des cas, ils sont considérés au travers d'une comparaison de surfaces ayant changé de catégorie (de végétation à surface bâtie par exemple) (Lambin, 1996; Singh, 1986). Peu d'exemples se fondent sur une comparaison de plusieurs dates permettant d'observer des trajectoires et des rythmes de croissance (Alkan *et al.*, 2013 ; Franci *et al*., 2015; Pandey *et al*., 2013). Les limites de telles approches sont autant méthodologiques que techniques (il faut pouvoir traiter un grand volume de données), que financières (l'accès aux données gratuites sur des séries temporelles étant récent).

Comme vu précédemment, ce suivi spatio-temporel des évolutions peut se réaliser sur les surfaces selon les catégories d'occupation du sol, la tache urbaine ou les limites de celle-ci.

2. Méthodes et données pour mesurer l'artificialisation

2.1. Les données de télédétection : diversité, intérêts et limites

Dans quelques cas, lorsque la mesure de l'urbanisation est effectuée à très large échelle, régionale voire continentale, ce sont des produits d'instruments grand champ tels qu'AVHRR (Bergen *et al.*, 2005) ou DMSP-OLS (Zhang et Seto, 2011) qui ont servi.

Cependant, la plupart des travaux portant sur la mesure de l'urbanisation, de l'imperméabilisation des sols, des changements d'occupation du sol par Télédétection ont été réalisés à l'aide de séries d'images Landsat (MSS, TM, ETM+, OLI). Cette observation vaut en particulier pour les travaux concernant les territoires et les villes d'Asie, qu'il s'agisse de la Chine (Hua *et al.*, 2012 ; Ma et Xu, 2010 ; Michishita *et al*., 2012 ; Millward, 2011; Tong *et al.*, 2010 ; Xu *et al.*, 2012 ; Yang *et al.*, 2011 ; Zhao *et al*., 2010a ; Zhao *et al*., 2010b), du Vietnam (Pham et Yamaguchi, 2011), du Népal (Thapa et Murayama, 2011), du Bangladesh (Griffiths *et al*., 2010 ; Hassan et Nazem, 2016), de l'Iran (Tayyebi *et al.*, 2011), de l'Asie Centrale (Wieland et Pittore, 2016), mais aussi pour le suivi de l'urbanisation en Europe notamment en Allemagne (Banzhaf *et al*., 2009), en Grèce (Retsilidou et Hatzopoulos, 2013), en Italie (Casciere *et al.*, 2014; Nole *et al.*, 2012), ou encore en Israël (Orenstein *et al.*, 2011).

On constate également chez un grand nombre d'auteurs une utilisation conjointe de séries temporelles d'images Landsat et SPOT (Banzhaf *et al.*, 2009 ; Bett *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2011 ; Millward, 2011; Villa *et al.*, 2012 ; Xu *et al.*, 2012), ou l'association systématique à des bases de données géographiques (Orenstein *et al.*, 2011). L'utilisation exclusive de séries SPOT est plus rarement rencontrée (Weber et Puissant, 2003). Quelques autres auteurs utilisent des capteurs de programmes spatiaux chinois tels que Formosat (Petitjean *et al*., 2012) ou indiens tels que IRS (Rahman *et al.*, 2011 ; Yang *et al*., 2012b).

Depuis le début des années 1970, de nombreux travaux de recherche se sont focalisés sur l'extraction des surfaces dites « imperméables », le plus souvent à partir d'images à moyenne et haute résolution spatiale de type Landsat ou Spot (20 à 30 m) (Cabral *et al.*, 2005 ; Chrysoulakis *et al.*, 2013; Deguchi et Sugio, 1994 ; Lu et Weng, 2006 ; Powell *et al.*, 2008 ; Weng, 2007 ; Weng, 2009 ; Wu, 2004 ; Wu et Murray, 2003 ; Xian *et al.*, 2008).

→ Ces travaux ont souvent eu tendance à surestimer ces surfaces (Potere *et al.*, 2009) et les résultats ne peuvent pas être exploités à une échelle plus locale d'analyse du territoire à cause de la résolution spatiale trop grossière des images utilisées (Lu et Weng, 2006 ; Weng, 2007; Wu et Murray, 2003).

De nombreux travaux sont le plus souvent fondés sur des classifications supervisées mais la diversité des méthodes utilisées a pour conséquence un manque d'uniformité qui limite la possibilité de faire des comparaisons entre les études (Slonecker *et al.*, 2001).

2.1.1. Capteurs optiques et radar

Une part importante des travaux à large et moyenne échelles s'est focalisée sur l'exploitation de capteurs RADAR, polarimétriques ou non. La forte répétitivité des données et leur emprise globale ont permis l'extraction de tâches urbaines sur de nombreuses villes autour du globe (Europe, Chine, Brésil, Inde avant tout) (Ban *et al.*, 2014; Ban et Yousif, 2012 ; Deng *et al.*, 2015 ; Fanelli *et al.*, 2001 ; Qi *et al.*, 2015 ; Xiang *et al.*, 2016).

Malgré la profusion d'articles, il reste difficile de juger de l'avantage d'un capteur radar sur un autre et en particulier de la pertinence absolue de capteurs pleinement polarisés. Les études montrent que des résultats identiques sont obtenus pour différentes fréquences radar. Les produits les plus matures aujourd'hui sont fondés sur l'analyse des images RADAR TerraSAR-X/TanDEM-X, avec en particulier le produit GUF (Global UrbanFootprint) du DLR allemand (Esch *et al.*, 2013; Esch *et al.*, 2010) identifiant la tâche urbaine et son emprise au sol.

2.1.2. Capteurs à Très Haute Résolution Spatiale

Lorsque l'objectif ne se limite pas à la mesure à méso-échelle de la surface bâtie, ni à celle de son évolution, comme ce qui est généralement visé lorsqu'on a recours aux images telles que celles de Landsat et de SPOT (1-4), mais que l'on cherche à quantifier avec précision la densité du bâti (Bianchin et Bravin, 2008) l'interface entre le bâti et milieu naturel (Cleve *et al.*, 2008), la surface des objets urbains (Liu et Du, 2010), ou les formes du bâti en relation avec leurs usages (Erener, 2013; Thunig *et al.*, 2010), alors une échelle d'observation plus fine est requise. Les capteurs à très haute résolution spatiale tels que Ikonos (Bianchin et Bravin, 2008 ; Thunig *et al.*, 2010), Quickbird (Erener, 2013 ; Retsilidou et Hatzopoulos, 2013) ; Alos(Liu et Du, 2010) ou encore des photographies aériennes à grande échelle (Cleve *et al.*, 2008) sont donc utilisés.

La THR spatiale est intégrée aux capteurs large échelle ou fait l'objet d'études spécifiques dès les années 2000. Cela coïncide avec l'arrivée des capteurs Quickbird, Ikonos, TerraSAR-X et Cosmo SkyMed dans le paysage. Avec l'avènement des images à très haute résolution spatiale au début des années 2000, de nombreux travaux de recherche ont continué à se focaliser sur l'extraction des surfaces dites « imperméables » à partir, par exemple, des images Quickbird et Ikonos (Cablk et Minor, 2003 ; Goetz *et al.*, 2003; Lu *et al.*, 2011; Lu et Weng, 2006).

Les méthodes de traitement sous-jacentes sont alors la plupart du temps mono-dates ou avec un pas de temps plus important que pour les capteurs large échelles (>4-5ans) (Başpehlivan *et al.*, 2004 ; Brigante et Radicioni, 2014 ; Chini *et al.*, 2008 ; Franci *et al.*, 2014), sauf pour les images radar (Li *et al.*, 2014; Lisini *et al.*, 2012). A l'instar des images aériennes, certaines de ces données satellites offrent en plus d'un niveau de détail géométrique supérieur, une capacité à obtenir l'information d'altitude pour les bâtiments et donc la possibilité à mesurer la densification des zones urbaines(Tian *et al.*, 2014).

2.1.3. Fusion d'images multi-sources et multi-résolutions

Les méthodes de fusion d'images offrant la possibilité d'exploiter simultanément des images provenant de capteurs différents telles que les images optiques à très haute résolution spatiale et images multi-spectrales moins bien résolues spatialement sont utilisées (Burbridge *et al.*, 2003 ; Casciere *et al.*, 2014 ; Liu et Du, 2010 ; Retsilidou et Hatzopoulos, 2013) lors d'une étape de prétraitement précédant la classification d'images (Tran *et al.*, 2011).

La technologie de télédétection active Lidar (permettant d'obtenir des mesures en 3D des objets, comme les bâtiments ou les arbres par exemple) est peu employée en complément des images optiques et radar. Elle est principalement utilisée comme moyen d'estimer la hauteur des bâtiments dans un objectif de détection de changements en trois dimensions et d'estimation de la densification urbaine (Franci *et al.*, 2014).

2.1.4. Intérêts et limites

L'offre d'images de télédétection pour mesurer l'artificialisation est très diversifiée (Singh, 1986) et permet de répondre aux divers besoins liés à la mesure de l'artificialisation, soit de façon globale par extraction de la tâche urbaine, soit de façon plus fine en fournissant une représentation de l'occupation ou de l'utilisation des sols. Il n'existe pas de produit unique permettant de mesurer l'artificialisation et le choix dépendra de l'adéquation des spécificités des images disponibles (résolutions spatiale, temporelle, radiométrique, spectrale ; profondeur temporelle, etc.) aux objectifs recherchés (caractérisation du type de surface ou de la tâche urbaine, évaluation des dynamiques).

2.2. Les méthodes de traitement des images satellite

2.2.1. Méthodes de classification

La mesure proprement dite est généralement faite à partir d'une image de Télédétection où chaque pixel aura été classé dans l'une des classes d'occupation du sol (ou d'utilisation du sol) prédéfinies suivant une nomenclature qui, si elle varie en fonction des auteurs et des objectifs de l'analyse (suivi de l'urbanisation, de la densification et de l'étalement urbain, de l'imperméabilisation, etc.), permet d'identifier une ou plusieurs classes de pixels correspondant à des surfaces artificialisées. Plusieurs auteurs ont proposé un état de l'art des méthodes de traitement (Carlson, 2003 ; Loveland et DeFries, 2004 ; Lu *et al.*, 2004).

La détection des zones urbaines est souvent menée de manière implicite, sans définition propre de ces dernières, par simple classification suivant des nomenclatures standard en Télédétection d'occupation ou d'usage du sol (bâti, routes, eau, végétation, cultures etc.).Elles varient cependant selon la résolution spatiale des images utilisées. L'extraction se fonde principalement sur l'extraction d'attributs caractérisant ces zones (vrai autant pour les capteurs optiques que radar), suivie d'une étape de classification (Bergen *et al*., 2005 ; Brigante et Radicioni, 2014 ; Chen *et al.*, 2008 ; Currit, 2005 ; Deng *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2013 ; Sanli *et al*., 2009). La littérature RADAR s'est spécifiquement focalisée sur la pertinence des différentes méthodes de décomposition polarimétrique et de texture locale afin de caractériser les zones urbaines (Ban *et al.*, 2014 ; Li *et al.*, 2013 ; Xiang *et al*., 2016).

Pour obtenir une image classée à une date donnée, les auteurs utilisent fréquemment les méthodes de classification multispectrale (chaque pixel étant décrit par ses caractéristiques spectrales) dites « dirigées » (parce qu'elles utilisent des données d'apprentissage en amont du calcul des classes) telles que celle du Maximum de Vraisemblance (LM) (Casciere *et al.*, 2014 ; Ma et Xu, 2010 ; Pham et Yamaguchi, 2011 ; Rahman *et al.*, 2011 ; Yang *et al*., 2011 ; Zoran, 2006), du Support Vector Machine (SVM) (Erener, 2013; Griffiths *et al.*, 2010 ; Wieland et Pittore, 2016) ou de la Distance Minimale (Bett *et al.*, 2013). D'autres travaux font appel à des méthodes « non dirigées » telles que ISODATA (Bianchin et Bravin, 2008 ; Burbridge *et al.*, 2003 ; Hassan et Nazem, 2016; Zhang et Seto, 2011) ou KMEANS (Petitjean *et al.*, 2012).

Pour accompagner ces classifications, divers indices sont souvent calculés pour compléter l'interprétation des résultats. Si la tache urbaine est considérée, des indices synthétiques sont souvent extraits, soit à partir de la combinaison des mesures de luminance dans le visible et l'infrarouge ; indices de végétation, de brillance, du bâti, d'humidité du sol, de sol (Braun et Herold, 2004 ; Liu *et al.*, 2016 ; Roychowdhury, 2016), soit de ratios favorisant l'extraction de la végétation et donc l'identification des zones non couvertes par la végétation (Banzhaf *et al*., 2009 ; Milesi *et al.*, 2002). D'autres indices se concentrent sur les formes, qu'elles soient urbaines (indices morphologiques) (Benediktsson *et al*., 2003 ; Dalla Mura *et al.*, 2010; Pesaresi et Benediktsson, 2001) ou paysagères (indices de paysage – (Bianchin et Bravin, 2008; Zhang *et al*., 2016). La combinaison de plusieurs indices associés aux images initiales est par ailleurs utilisée pour améliorer les résultats (Tao *et al*., 2009).

Le recours à d'autres données spatiales, comme les modèles numériques d'élévation (hauteur au-dessus du sol ou indice de rugosité) ou à des données géographiques de référence (Banzhaf *et al.*, 2009) ou encore à des photographies aériennes (Kaspersen *et al.*, 2015), sert souvent à valider les résultats (Pandey *et al.*, 2013).

2.2.2. Méthodes Orientées Objets

Depuis les années 2000 et la mise en service d'instruments opérationnels produisant des images à très haute résolution spatiale, la communauté scientifique a été conduite à envisager des méthodes de classification où les unités à classer ne se réduiraient pas aux seuls pixels de l'image mais à des groupes de pixels (ou régions ou segments ou objets). Ces derniers peuvent être décrits non plus seulement par leur luminance spectrale, comme c'est le cas avec les pixels, mais également par leur texture et leur géométrie. Ces approches, regroupées sous le nom de Méthodes Orientées Objets sont de plus en plus souvent utilisées lorsque l'on cherche à extraire une information d'une image THRS (Cleve *et al.*, 2008 ; Franci *et al*., 2014; Li *et al.*, 2011 ; Liu et Du, 2010 ; Qi et Yeh, 2013 ; Thunig *et al*., 2010 ; Yang *et al.*, 2011).

Afin de réduire les impacts de la forte variation spectrale au sein d'une même classe, deux types de méthodes, à savoir l'analyse de la texture (Pacifici *et al*., 2007; Puissant *et al.*, 2005 ; Shaban et Dikshit, 2001 ; Zhang *et al*., 2003), et la classification dite 'orientée objet' (Alkan *et al.*, 2015 ; Brusshaber *et al*., 2010 ; Conrad *et al.*, 2015 ; Dupuy *et al*., 2012 ; Liu *et al*., 2014 ; Mallinis *et al.*, 2008 ; Pierce, 2015; Pugliese et Scarpetta, 2014 ; Smiraglia *et al.*, 2014 ; Zhou *et al*., 2008) ont souvent été utilisées.

Les méthodes orientées objet ont été également récemment appliquées à des images à moyenne et haute résolution spatiale de type Landsat, IRS, RapidEye ou SPOT pour extraire les surfaces urbaines (built-up areas) dans des pays dont les villes ont de fortes dynamiques urbaines, tels que l'Inde (Samal et Gedam, 2015), la Chine (Liu *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2014) ou les Etats-Unis (Bhaskaran *et al*., 2010 ; Zhou *et al.*, 2008).

Quelques travaux se sont focalisés sur des approches dites multi-résolutions car elles exploitent des images à différentes résolutions spatiales pour extraire des informations multi-échelles sur les espaces urbains (quartier, tissu urbain, bâtiment) (Cui *et al.*, 2016; Kurtz *et al.*, 2010 ; 2012).

L'extraction d'informations multi-échelle sur les espaces urbains (tissu urbain et tache urbaine) est également réalisée directement par l'utilisation en cascade d'images HR et THRS (Nabucet *et al.*, 2015; Puissant *et al.*, 2012 ; Rahman, 2016 ; Sharma *et al.*, 2012). Ces approches se différencient des approches classiques où les structures urbaines (tissus urbains) sont extraites en exploitant uniquement le résultat d'une classification d'une seule image à l'aide de métriques spatiales (Herold *et al.*, 2003). Plus récemment, les archives Landsat ont été exploitées afin d'extraire des informations multi-échelles sur les espaces urbains (surfaces urbaines, type de tissus urbains, et quartier) en combinant une approche orientée-objets avec des méthodes d'apprentissage (Wieland et Pittore, 2016). La tendance est au développement de méthodes hybrides qui combinent à la fois des méthodes pixel et objets (De Vecchi *et al.*, 2015 ; Guttler *et al.*, 2016).

2.2.3. Méthodes évoluées

Des approches telles que les Réseaux de Neurones (Tayyebi *et al.*, 2011 ; Tong *et al.*, 2010; Zhao *et al.*, 2010a) ou les Automates Cellulaires (Oguz, 2012 ; Pinto et Antunes, 2010 ; Retsilidou et Hatzopoulos, 2013) qui visent à intégrer des connaissances expertes (De Beuvron *et al.*, 2013) sont de plus en plus fréquemment mobilisées pour produire des cartes d'occupation du sol.

Par ailleurs, le développement d'indices synthétiques issus de la combinaison des mesures de luminance dans le visible et l'infrarouge (indices de végétation, de brillance, du bâti, d'humidité du sol..) a incité certains auteurs à réaliser les classifications par étape au moyen du seuillage de chacun des indices afin de contrôler progressivement la discrimination des différents états de surfaces (sols nus, eau, végétation naturelle ou cultivée, bâti….) qu'ils cherchaient à reconnaître. On regroupe sous la dénomination d' « arbre de décision » ce type d'approche (Banzhaf *et al.*, 2009; Hua *et al.*, 2012 ; Orenstein *et al.*, 2011 ; Villa *et al.*, 2012).

La maturité certaine des techniques actuelles de classification au pixel ou à l'objet conduit désormais les auteurs à se tourner d'une part vers les méthodes de fusion ou de décision afin de combiner les avantages de chaque méthode de détection de zones urbaines (ou de leurs changements), tout en en limitant les erreurs (Niu et Ban, 2010 ; Salentinig *et al.*, 2017). Ces méthodes s'avèrent particulièrement efficaces dans les cas de données multi-temporelles à résolution spatiale grossière ou de fusion de données hétérogènes. D'autre part, un effort est désormais fait sur la régularisation spatiale des occupations du sol obtenues afin de limiter le bruit et d'injecter des connaissances spatiales apprises (Oguz et Zengin, 2011). Les modèles graphiques probabilistes sont les outils les plus adaptés (Zhong et Wang, 2007).

Les travaux qui, après avoir identifié les surfaces bâties sur les images, visent à caractériser les organisations spatiales du bâti et leurs évolutions spatio-temporelles (densification, étalement, etc.), mobilisent des méthodes d'analyse texturale (Pham et Yamaguchi, 2011; Rahman *et al.*, 2011; Wieland et Pittore, 2016) ou celles directement inspirées de l'Ecologie du Paysage (Bianchin et Bravin, 2008 ; Yang *et al.*, 2012a).

Une autre façon d'aborder implicitement l'artificialisation est de procéder directement à de la détection de changements entre dates. Le résultat est un masque binaire d'évolution, qui peut parfois être divisé entre changements positifs et négatifs ou plus finement selon la quantification arbitraire d'un attribut caractérisant les deux images (Xie *et al.*, 2016). La détection de changements s'envisage de deux façons distinctes: la pré-classification (comparaison entre attributs décrivant les images) ou la post-classification (comparaison entre étiquettes de deux classifications à deux dates distinctes). Dans le premier cas la plupart des auteurs se contente de seuiller l'image de différences entre attributs puis d'appliquer des filtres afin d'éliminer les fausses alarmes (taille, forme, intensité) (Ban et Yousif, 2012 ; Mishra et Susaki, 2013). Dans le second cas, le filtrage s'effectue en ne conservant que les trajectoires plausibles (Currit, 2005 ; Qi et Yeh, 2013 ; Qi *et al.*, 2015).

3. Dynamique de l'artificialisation et usage de la mesure

Les études portant sur l'analyse des changements d'occupation des sols vers l'urbain traduisent cette tendance mondiale à l'artificialisation des territoires. L'augmentation des surfaces urbanisées présente par exemple des taux moyens annuels compris entre 5% (Dong *et al.*, 2008) et 8% (Zeng *et al.*, 2015) entre 1995 et 2010 pour des villes moyennes chinoises. Ainsi, la superficie de la zone urbaine de Gauteng (Afrique du Sud) a connu une croissance de plus de 50% entre 1991 et 2009 (Wray et Cheruiyot, 2015).

Cette artificialisation s'est faite au détriment de divers types d'occupation du sol : de terres agricoles ou végétalisées, de forêts, d'espaces naturels ou inutilisés (Al-Sharif et Pradhan, 2014 ; 2015; Carlson, 2004 ; Chen et Nuo, 2013 ; Lathrop *et al.*, 2007 ; Lin *et al.*, 2008 ; Meinel et Winkler, 2005).

3.1. Mesure de l'artificialisation en France

3.1.1. Une diversité de sources de données

En France nous disposons de plusieurs méthodes et bases de données spatialisées permettant de localiser et quantifier le phénomène d'artificialisation du territoire, de l'échelle locale à l'échelle nationale, voire internationale pour certaines données couvrant le territoire Européen et mondial. L'Observatoire National de la Consommation des Espaces Agricoles (ONCEA) a produit en mai 2014 un rapport de synthèse des méthodes permettant de quantifier le phénomène d'artificialisation à l'échelle de tout le territoire Français (Panorama de la quantification de l'évolution nationale des surfaces agricoles, mai 2014).

Les méthodes et données mobilisées pour mesurer l'artificialisation du territoire varient selon l'échelle de mise en œuvre (nationale, régionale, locale), l'échelle de restitution (du niveau parcellaire à national) et les objectifs visés (suivi exclusif de l'artificialisation, carte d'occupation du sol, statistiques agrégées). Nous pouvons distinguer les principales approches suivantes.

- **L'enquête terrain**. L'origine de l'enquête sur l'occupation et l'utilisation du territoire (Teruti) remonte à 1946 avec la mise en place d'un contrôle des surfaces agricoles basé sur les plans cadastraux (CNIS – commission Territoires – 09 mars 2016). A partir de 1982, l'enquête Teruti s'est fondée sur un échantillon national homogène et obligatoire ayant permis de stabiliser le système. Enfin en 2005, la méthodologie d'enquête s'est adaptée au projet européen LUCAS pour devenir **Teruti Lucas**. Elle est désormais basée sur un échantillon, en métropole, de l'ordre de 300 000 placettes d'observation (3 m de diamètre étendu à 40 m en cas d'occupation naturelle hétérogène) distribuées en 30 000 grappes (ou segments) environ, distantes de 6 km (3 km en Ile de France, 2 km en DOM). Chaque grappe (taille 1,5 km x 600 m à 1,5 km x 1,5 km) comporte en général 10 placettes (25 en DOM et Idf), distantes de 300 m. Les placettes sont toutes géolocalisées, mais leurs coordonnées ne sont pas accessibles pour des raisons de confidentialité (figure 3).

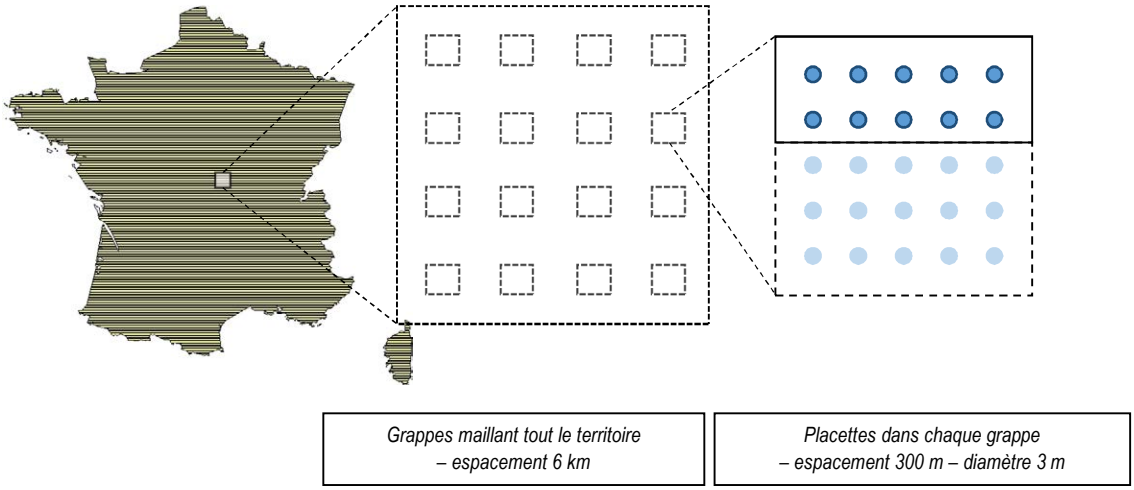


Figure 3. Echantillonnage enquête Teruti Lucas. (Source : Barbe, 2017)

Les grilles utilisées aux Antilles et à la Réunion sont plus fines (2 km) « afin d'obtenir la précision voulue pour chacun des départements pris individuellement (Agreste – méthodologie Teruti-Lucas 2015). En raison de la non disponibilité de photographies aériennes récentes, l'enquête n'a été réalisée ni en Guyane ni à Mayotte.

Chaque année, environ 700 enquêteurs terrain sont recrutés, formés et pilotés par les services régionaux de l'information statistique et économique (SRISE) entre mai et juillet pour observer et caractériser 185 000 placettes, selon une nomenclature de collecte constituée de 122 postes d'occupation du sol et 38 postes d'usage du sol. Ces postes seront ensuite agrégés selon une nomenclature de synthèse en 3 postes (sols artificialisés, sols agricoles, sols naturels). Les 110 000 placettes supplémentaires sont caractérisées à l'aide des données du Registre Parcellaire Graphique (RPG)

Ces informations de terrain sont ensuite traitées statistiquement pour extrapoler l'occupation du sol, dont la classe «sols artificialisés» de l'échelle départementale à l'échelle nationale.

- **La photointerprétation** est couramment utilisée avec des images aériennes et satellitaires à très haute résolution pour la production de cartes d'occupation du sol « locales » (intercommunales à régionales) à grande échelle (> 1/10 000) selon des nomenclatures très détaillées (50 à 70 postes) réalisées par des bureaux d'étude spécialisés. La photo-interprétation intervient également dans le processus de création de bases de données de référence de l'institut national de l'information géographique et forestière (IGN), dont la BD Occupation du sol à grande échelle nationale (Référentiel à grande échelle), notamment afin de permettre de tracer la limite de la zone « artificialisée » à partir de la BD Ortho® (GUIDE METHODOLOGIQUE SIMPLIFIE PRODUCTION BD OCCUPATION DU SOL A GRANDE ECHELLE NATIONALE

Méthodologie utilisée pour la zone test de Maubourguet (65)Projet OCS –GE] 22 mai 2013). Cette méthode intervient également dans la production de cartographies à l'échelle européenne :

- Continues, type Corine Land Cover, programme de l'Agence européenne pour l'environnement. Cette cartographie de l'occupation du sol est produite et diffusée en France par les services du Ministère en charge de l'Ecologie selon une méthodologie et une nomenclature (44 postes) harmonisées pour 38 pays, avec une échelle de production du 1/100 000 (http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/li/1825.html). Elle est disponible pour les années 1990, 2000, 2006 et 2012.
- Localisées, type l'atlas urbain européen « Urban Atlas ». Ce projet s'inscrit dans le cadre du programme Copernicus et vise à produire une cartographie détaillée de l'occupation du sol et de l'expansion urbaine des 305 agglomérations supérieures à 100 000 habitants en Europe. Réalisée à une échelle de production 1/10 000, selon une nomenclature en 27 postes, cette cartographie est disponible pour l'année 2006 et devrait être mise à jour tous les 6 ans (Mapping guide V 4.7 for a European Urban Atlas, Copernicus).

- **Le traitement d'images satellitaires** est largement utilisé pour la production de données à l'échelle européenne et mondiale. Un produit du programme Européen Copernicus dédié à l'observation de la terre, intitulé « HR Layer » rend compte du degré d'imperméabilisation des sols en Europe (HR Layer Imperviousness - ref GIO land (GMES/Copernicus initial operations land). Une autre initiative Européenne pilotée par le Centre Commun de Recherche (JRC) de la Commission Européenne vise à produire à partir d'images satellitaires la couche mondiale d'établissement humain (Global Human Settlement Layer) permettant d'évaluer la présence humaine à l'échelle planétaire.

D'autres initiatives spécifiques sur le territoire français mettent en œuvre le traitement d'images satellitaires. On peut citer la réalisation d'une cartographie des espaces artificialisés en Languedoc Roussillon (Dupuy *et al.*, 2012), la réalisation de démonstrateurs départementaux de méthodes de classification d'occupation du sol (Mise en place d'une couche d'occupation des sols à partir d'images satellites - Guide Technique – Version 2015 – Céréma Sud-Ouest), et plus récemment la production de la carte nationale d'occupation des sols 2016 (résolution 10 m) à partir d'images Landsat et Sentinel dans le cadre du Centre d'Expertise Scientifique sur l'occupation des sols (CES OSO) du pôle THEIA (https://www.theia-land.fr/fr/ces-occupation-sol-0).

- **Les fichiers fonciers,** directement issus du cadastre fiscal maillant le territoire national. Ils constituent une autre source de données annuelles pertinente pour analyser le phénomène d'artificialisation. Le Céréma qui les met en forme et les diffuse pour le compte du Ministère en charge de l'écologie, « a mis en œuvre une méthode permettant de déterminer l'évolution annuelle des espaces naturels, agricoles et artificiels entre 2006 et 2015 à une échelle communale » (La consommation d'espaces et ses déterminants d'après les Fichiers fonciers de la DGFiP, Céréma Janvier 2016). Une surface artificialisée est extrapolée pour chaque parcelle bâtie.

- **Les données du marché foncier des SAFER** (Société d'Aménagement Foncier d'Etablissement Rural) renseignent sur la mutation de terres agricoles vers un usage non agricole s'inscrivant généralement dans une dynamique d'artificialisation (Panorama de la quantification de l'évolution nationale des surfaces agricoles).

Malgré cette diversité d'approches, on peut noter que la mesure de l'artificialisation constitue rarement la finalité première de la méthode ou des données mobilisées. Il s'agit donc bien souvent d'adapter des outils et données à un concept encore polysémique, voire d'extrapoler une information.

3.1.2. Les estimations de l'artificialisation en France

On trouve dans la littérature des estimations de l'artificialisation des sols en France métropolitaine et Outre-mer. On peut ainsi citer les quelques résultats suivants à l'échelle locale :

- Aire urbaine toulousaine (75 000 ha) : = +1 300 ha/an d'espaces artificialisés entre 1990 et 2006 (Houet *et al.*, 2016) ;
- Agglomération rennaise (61 344 ha) : entre +185 ha/an et +195 ha/an entre 1984 et 2005 au détriment des espaces agricoles (Aguejdad et Hubert-Moy, 2016) ;
- Côte bleue : +6,5 ha/an entre 1998 et 2011 (Robert, 2016) ;
- Languedoc-Roussillon : Les résultats diffèrent selon les sources (Abrantes *et al.*, 2010) au détriment des espaces agricoles et semi-naturels :
  Entre 1992 et 2004 : +2 500 ha/an (agricole -artificiel) – Teruti
  Entre 1990 et 2000 : +834 ha / an d'artificialisation sur la base des données CLC
  Entre 1997 et 2012 cumulés sur les quatre départements de l'Aude, du Gard, de l'Hérault et des Pyrénées Orientales : + 1 580 ha/an, soit une progression de 18% de la tache artificialisée (Dupuy *et al.*, 2012).

– Ile de la Réunion (2 500 km²) : urbanisation au détriment de la végétation active, arborée ou mixte et des zones en sols nus - + 707 ha/an entre 1989 et 2002 (Lagabrielle *et al.*, 2007; Lajoie et Hagen-Zanker, 2007), soit un taux six fois plus rapide que la moyenne métropolitaine pour la même période d'après Corine Land Cover *(cf.* tableau 2 ci-dessous).

On trouve également, dans la littérature grise principalement, des estimations de l'artificialisation des sols à l'échelle nationale (Tableau 2).

Tableau 2. Estimations de l'artificialisation

Source des données	**Surface totale artificialisée** (à des dates différentes selon les sources)	**Taux moyen d'augmentation des surfaces artificialisées par an** (sur des périodes variables selon les sources)
TERUTI LUCAS (source Agreste MAAF)*	4,6 Mha en 2006 5,1 Mha en 2014	61 200 ha /an entre 2006 et 2014
Corine Land Cover (source MEEM, CGDD)**	2,5 Mha en 1990 2,7 Mha en 2000 2,9 Mha en 2006 3,0 Mha en 2012	↗ 20 000 ha/an entre 1990 et 2000 ↗ 33 000 ha/an entre 2000 et 2006 ↗ 16 000 ha/an entre 2006 et 2012
Global HumanSettlement Layer (GHSL) Landsat et autres données croisées (photo et données census) (source JRC)	1,04 Mha en 1975 1,75 Mha en 1990 2,03 Mha en 2000 2,35 Mha en 2014	↗ 47 000 ha/an entre 1975 et 1990 ↗ 28 000 ha/an entre 1990 et 2000 ↗ 23 300 ha/an entre 2000 et 2014
Fichiers fonciers - MEEM – DGALN-DHUP*** - Cerema ****	 - -	33 300 ha/an entre 2000 et 2010 31 800 ha/an entre 2006 et 2010 27 500 ha/an entre 2006 et 2015
Marché foncier SAFER***		83 981 ha/an entre 2000 et 2012

* (Fontes-Rousseau et Jean, 2015)** (Janvier *et al.*, 2015)
** (Janvier *et al.*, 2015)
*** (extrait : Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, (Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, 2014)
**** (La consommation d'espace et ses déterminants d'après les fichiers fonciers de la DGFiP, analyse et état des lieux au 1er janvier 2015, décembre 2016) : http://www.geoinformations.developpement-durable.gouv.fr/la-consommation-d-espaces-et-ses-determinants-d-a3482.html

Conséquence logique de la multitude de définitions, nomenclatures, données, approches et paramétrages possibles, les résultats observés sur un même territoire varient fortement en fonction des méthodes mises en œuvre. « De manière générale, ces méthodes travaillent avec des hypothèses et définitions différentes. A ce titre, n'observant pas exactement le même phénomène, les chiffres présentés sont alors différents. Cependant, les tendances, analyses et conclusions sont convergentes » (La consommation d'espaces et ses déterminants d'après les Fichiers fonciers de la DGFiP, Cerema Janvier 2016)[9]

Ainsi l'analyse détaillée des données annuelles type TERUTI* (Figure 4) montre une période stable en termes de rythme d'artificialisation entre 1997 et 2006 (~60 000 ha/an), puis une augmentation sensible en 2007 (70 000 ha) et un pic en 2008/2009 (> 90 000 ha) suivi d'une sensible diminution des surfaces artificialisées annuelles jusqu'à un rebond en 2013 (50 000 ha) confirmé en 2014.

Si les valeurs observées diffèrent très sensiblement, les tendances sont confirmées par l'analyse des fichiers fonciers**** et des quatre millésimes Corine Land Cover (1990, 2000, 2006 et 2012, sans permettre d'identifier le pic 2008/2009 pour CLC).

En 2015 les fichiers fonciers révèlent une légère augmentation du taux moyen d'artificialisation que les chiffres SAFER confirment pour l'année 2016 (premiers résultats mentionnés en comité technique OENAF, mars 2017).

A l'échelle nationale, le taux moyen d'artificialisation annuel a donc fortement progressé dans les années 2000, jusqu'à un pic (2008/2009), puis constamment diminué jusqu'en 2014, avant d'entamer une reprise en 2015 et la confirmer en 2016.

[9] http://www.geoinformations.developpement-durable.gouv.fr/la-consommation-d-espaces-et-ses-determinants-d-a3482.html

Le Tableau 1 propose une comparaison des différents outils de mesure, leurs avantages et leurs limites. Voir également, en annexe, Quelques éléments pour mieux comprendre les écarts entre estimations de l'artificialisation.

Nom de l'outil	CORINE Land Cover	Teruti et Teruti-Lucas	Fichiers fonciers	Recensement MAA	Marché foncier des SAFER
Méthodologie	Interprétation visuelle d'images satellitaires, (+ données complémentaires d'appui)	Enquêtes ponctuelles extrapolées (+ données PAC depuis 2012)	Plan cadastral + infos sur propriétés bâties et non bâties. Fichiers MAJIC (Mise à Jour des Infor Cadastrales)	Enquête sur la SAU et la structure des exploitations agricoles (ESEA)	Déclarations d'intention d'aliéner et rétrocessions des SAFER
Origine/propriété/ Accessibilité des données	SOeS-CGDD Accès libre	SSP-MAA Accès libre	DGFiP/ CEREMA Accès sous condition	MAA Accès ?	SAFER Accès ?
Résolution spatiale	25 ha/100 m (5 ha pour les évolutions) d'occupation homogène	Données stat. : 309 000 points (3-40 m²) groupés en 31 500 grappes. Pas précis à éch. < dépt	Parcelle cadastrale	Exploitation agricole	cadastrale
Couverture nationale (en % du territoire)	100 %	100 % intégré par unités adm.) avec intervalles de confiance	100 % hors domaine public et infrastructures non cadastrées	Domaine agricole	100 %
Historique et pas de temps des données	Environ tous les 6 ans depuis 1990	Annuel depuis 1982 (coordonné avec enquête europ. Lucas depuis 1995)	Annuel	10 ans	Rapport annuel
Nomenclature	3 niveaux hiérarchiques avec 44 postes pour le plus fin	57 postes combinant occupation et usage des sols	13 postes	Agricole	Surfaces susceptibles d'urbanisation, estimées à partir de l'évolution des surfaces des marchés fonciers à destination de l'urbanisation, des maisons à la campagne et des espaces résidentiels et loisirs
Imperméabilisation	Oui, pour 2012 avec CLC HR	Oui par interprétation	Non	Non	Non
Limites	Faible résolution spatiale (sous-estime les petits objets : mitage) : vu par CLC, un tiers des communes n'ont pas de bâti	Extrapolation spatiale Biais d'enquêteur possible Conçu pour les milieux agricoles : peu précis pour les classes peu représentées Pas de cartographie	Pas complet (infra) Méthode de compensation Déclaratif Pas de classification des sols	Faible précision spatiale (localisation du siège de l'exploitation)	Données non validées, indiquent des tendances et non exhaustif (ne prend pas en compte les changements hors marché)
Possibilités d'évolution de la méthode	Amélioration de la résolution : « CLC HR soil sealing »	Augmentation du nombre de points			
Domaine d'application	Bonne cartographie de l'OS (100 000e raster 100 m) Comparaisons européennes possibles (38 pays)	Progression de l'artif. en France à pas de temps annuel. Statistiques (pas de carto). Comparaisons européennes triennales possibles (Lucas Eurostat)		Superficie agricole utilisée (SAU) par les exploitations agricoles	
Taux moyen d'augmentation des surfaces artificialisées par an	33 000 ha/an entre 2000 et 2006 16 000 ha/an entre 2006 et 2012 corrections *a posteriori*	61 200 ha /an entre 2006 et 2014	27 500 ha/an entre 2006 et 2015	Difficile à calculer	83 981 ha/an entre 2000 et 2012

Tableau 1. Comparaison des différents outils de mesure de l'artificialisation des sols en France

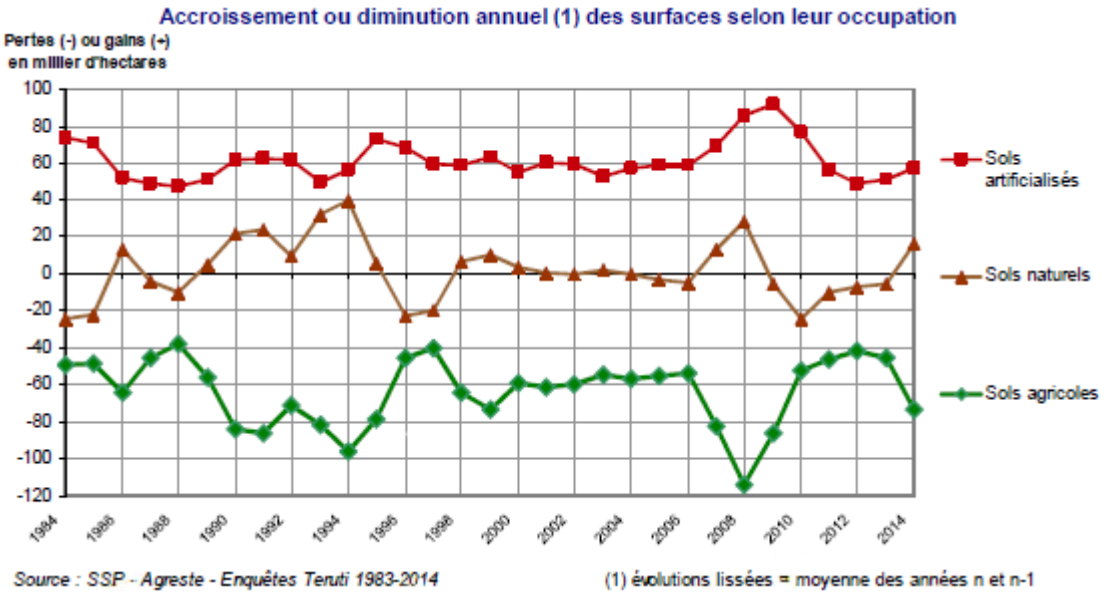


Figure 4. Evolution des surfaces selon leur occupation

Figure extraite de la présentation SSP OENAF - Utilisation du territoire - Présentation des études du SSP sur l'utilisation du territoire -juin 2016

Au final, la diversité des sources de données et des méthodes utilisées pour mesurer l'artificialisation peut conduire à des estimations présentant des différences sensibles (Chéry *et al.*, 2014). Les raisons sont multiples, mais on peut en retenir deux principales : les différences de méthodes utilisées et les différences de sources de données. Ainsi, par exemple, avant 2000, la taille minimale des unités homogènes photo-interprétées dans Corine Land Cover étaient de 25 ha. Elles sont aujourd'hui de 5 ha, engendrant obligatoirement des différences dans la mesure et son changement. Autre exemple, la résolution spatiale d'images satellites provenant de différents capteurs aura une influence sur l'estimation des types de surfaces ou de la tache urbaine même si la méthode de classification utilisée est la même (exemple sur la détection des haies (Vannier et Hubert-Moy, 2008).

Néanmoins, une confiance plus importante doit être accordée aux données cartographiques (cadastre, cartes issues de couvertures nationales satellitaires ou autre, etc.) comparativement aux données statistiques fondées sur une stratégie d'échantillonnage, car leur exhaustivité spatiale permet d'éviter les biais de ces dernières.

S'il n'existe pas de mesure « standard » de l'artificialisation, une étude comparative est nécessaire pour évaluer les avantages et les limites de chacune d'elles. Les implications sur leur mise à jour et les ressources humaines et financières associées doivent également être considérées. La fourniture d'une couverture annuelle du territoire national (Millésime GEOSUD[10]) par des données à très haute résolution spatiale (SPOT 6/7, Pléiades, Sentinel) et des produits qui en découlent (Occupation du sol notamment) est particulièrement prometteuse.

3.2. Modélisation rétrospectives et prospectives

Ces analyses des changements passés (rétrospectives) sont bien souvent une étape préalable à l'exploration de l'urbanisation future, suivant des horizons temporels variables, à l'aide de modèles de simulation spatiale. Dans plus de 80% des articles, les modèles utilisés reposent sur des automates cellulaires (SLEUTH, CA_Markov, Land Change Modeler, CLUE, MOLAND, etc.), bien qu'un nombre non négligeable opte pour des modèles multi-agents (Tan *et al.*, 2015). La plupart des études ont des visées prospectives de l'ordre de 20 à 30 ans (Jantz *et al.*, 2004) ; (Carlson, 2004) et plus rarement à des horizons plus lointains tel que 2100 (Houet *et al.*, 2016).D'autres ont également des visées prédictives visant à anticiper les endroits où l'urbanisation est susceptible d'avoir lieu à court terme (Boulila *et al.*, 2011).

Si le nombre d'études prospectives des changements d'occupation du sol utilisant des modèles de simulation a explosé au cours des 10 dernières années (van Vliet *et al.*, 2016), la plupart utilisent des données historiques d'occupation du sol pour les calibrer et les valider (Engelen *et al.*, 2007 ; van Vliet *et al.*, 2016). La calibration consiste à utiliser des méthodes statistiques (régression logistique simple (Luo et Wei, 2009) ou multi-échelles (Petrasova *et al.*, 2016; Zeng *et al.*, 2015), probabilistes (poids des évidences) ou d'intelligence artificielle (réseaux neuronaux)) pour définir le poids respectif de facteurs explicatifs des changements (urbanisation) observés, et leur contribution dans la localisation de ceux-ci. Le choix de facteurs est crucial (Wray et Cheruiyot, 2015). En général les données requises sont spatialisées, mais leur disponibilité n'est pas

[10] Millésime est un produit national annuel couvrant le territoire à partir d'un jeu d'images satellite de la même année ; à une résolution spatiale uniforme et une qualité d'image similaire sur l'ensemble du territoire.

toujours assurée, ce qui est en particulier le cas des données socio-économiques. C'est sans doute pour cette raison que l'on observe dans la littérature sur le sujet une utilisation relativement systématique aux données géographiques les plus aisément accessibles (distance aux réseaux routiers, topographie, aptitude d'une occupation du sol, etc.).

Une fois calibrés, la validation des modèles est réalisée en simulant l'urbanisation sur une période passée et en comparant les résultats issus de la simulation avec la situation observée pour une même date (van Vliet *et al.*, 2011). Divers indicateurs de performances sont généralement mobilisés (ROC, Goodness-of-fit, etc. - (Pontius *et al.*, 2008) afin d'évaluer la sensibilité du modèle (Van de Voorde *et al.*, 2016). Ces modèles permettent ensuite d'estimer à l'aide d'une méthode probabiliste (Chaine de Markov), les changements futurs pour une date donnée, sur la base d'une projection tendancielle des changements passés. Des données exogènes, issues d'autres modèles ou de scénarios prospectifs déjà définis, peuvent également être utilisés.

Enfin, dans le but de produire des simulations prospectives, ces modèles peuvent intégrer des données complémentaires telles que de futurs réseaux de transport ou traduisant des stratégies de planification future (Araya et Cabral, 2010 ; Chen et Nuo, 2013; Jantz *et al.*, 2004 ; Kemper *et al.*, 2004 ; Lathrop *et al.*, 2007), pour produire des scénarios plus ou moins contrastés. L'intérêt de ce type d'approche repose sur la production de cartographie des futurs possibles de l'artificialisation dans le but de pouvoir évaluer, de façon quantitative, leurs impacts sur le climat urbain (Kohler *et al.*, 2017; Masson *et al.*, 2014), le ruissellement de surface (Carlson, 2004), les trames vertes (Manzke *et al.*, 2016).

La modélisation est également utilisée non pas pour explorer le futur, mais comme moyen de d'explicitation des déterminants de l'artificialisation (Meinel et Winkler, 2005). Sur la base des méthodes statistiques citées ci-avant, il est fréquent de valider l'influence d'un certain nombre de facteurs (configuration physique du lieu, proximité à certains services et réseaux de transports, etc.) sur la localisation réellement observée de l'urbanisation passée (Dong *et al.*, 2008). En d'autres termes, la question étudiée est de savoir si l'urbanisation a bien eu lieu là où le modèle le prévoyait. Si cette validation est purement statistique, il a néanmoins été démontré que travailler à l'échelle opérationnelle de la parcelle semble plus pertinent pour éviter les effets d'autocorrélation spatiale (Zeng *et al.*, 2015) c'est-à-dire à la reproduction de motifs de la tache urbaine observés dans la zone étudiée et explicités majoritairement par exemple par la proximité aux routes.

La quasi-totalité de ces études utilisent une nomenclature simplifiée de l'artificialisation, où l'urbain est considéré comme une seule classe d'utilisation du sol, même si certaines s'intéressent et simulent différents niveaux de densités urbaines (Xian et Crane, 2005) ou différentes formes de quartiers (Dubos-Paillard *et al.*, 2003).

Au final, la modélisation prospective de l'artificialisation, au travers de la mesure observée de l'urbanisation, est une pratique récente et en pleine expansion, destinée à éclairer les décideurs quant aux impacts possibles en termes de consommation de l'espace, des formes futures de la tâche urbaine et de ses conséquences socio-économiques et environnementales, de stratégies de planification ou d'absence de stratégie à moyen ou long terme. Force est de constater que le caractère opérationnel de la modélisation prospective est encore à l'état embryonnaire et soulève un certain nombre de questions non résolues.

3.3. Incertitude sur la mesure du changement issue de la modélisation

La littérature montre que quatre types d'incertitude peuvent se distinguer (Houet *et al.*, 2015; Verburg *et al.*, 2013) :

- Celle liée à la qualité de la mesure du changement souvent liée à la qualité de la classification ou des prétraitements associés, ou encore à l'approximation des paramètres utilisés, assimilable à de l'imprécision ;
- Celle issue du modèle utilisé (méthode d'allocation du changement aléatoire ou non, représentation des données d'entrée, etc.) –(inherent *model uncertainty)* ;
- Celle issue d'une approche combinant plusieurs modèles. Ces derniers ne présentant pas les mêmes architectures ou algorithmes, ils produisent des sorties différentes pour un même jeu de paramètres initiaux – (*multi-model uncertainty*) ;
- Celle issue des scénarios futurs, dont la pluralité est souvent plus grande que l'incertitude liée aux modèles – *(future uncertainty)*.

L'usage de modèles pour simuler des scénarios prospectifs de l'artificialisation est en pleine expansion mais requiert rigueur et prudence (Houet, 2015). En effet, il existe une grande diversité de modèles et aucun n'est approprié pour simuler convenablement toutes les dynamiques d'urbanisation, tous les types de scénarios, ou encore pour mettre à disposition toutes les méthodes et tenir compte de toutes les sources de données évoquées (Berberoglu *et al.*, 2016; Mas *et al.*, 2014). L'architecture des modèles peut ainsi contraindre leur utilisation. Pour contourner les limites de chacun d'eux, certains auteurs les combinent pour utiliser les méthodes qui font leurs spécificités (Lin *et al.*, 2008).

Par ailleurs, la majeure partie des modèles présentés en partie 4 repose sur le principe de stationnarité du système urbain étudié, où les facteurs futurs des changements resteront identiques à ceux utilisés pour calibrer le modèle sur la période passée concernée. Ainsi, il a été démontré qu'un modèle peut produire des formes urbaines futures dispersées qui apparaissent incohérentes avec une tendance à des stratégies de densification et de contrôle de l'étalement urbain (Tan *et al.*, 2015). Par conséquent, l'exploration de futurs contrastés, sur la base de scénarios en rupture avec la tendance passée,

requiert des développements spécifiques et de nouvelles approches de validation (Houet *et al.*, 2016). Au final, le type de scénario (et les données requises) considéré contraint le type de modèle à utiliser, et réciproquement (Houet, 2015).

La modélisation de l'artificialisation de l'espace soulève trois enjeux principaux :

1. La modélisation multi-échelles (Brown *et al.*, 2013 ; Verburg *et al.*, 2016) ;
2. La prise en compte d'une nomenclature plus fine afin de pouvoir affiner l'évaluation de son impact sur les processus bio-géochimiques (Verburg *et al.*, 2009) ;
3. Le développement de modèles de simulation et de méthodes de validation qui soient en cohérence avec le paradigme de la prospective, et non plus de la prédiction (Houet *et al.*, 2016).

4. Conclusion

4.1. Bilan et perspectives

L'artificialisation est un terme qui a vu son apparition dans les années 1990 notamment pour illustrer la part prise par les activités humaines sur les espaces agricoles et naturels. La transformation de ces espaces détournés de leurs finalités premières a explosé aux abords des centres urbains par contagion et par nécessité de surfaces d'installation (habitat, infrastructures de transports, activités d'extraction, etc.). Ce processus se trouve intimement lié à la croissance des centres urbains et à leur corollaire de transformation des paysages et des activités initiales. Cette transformation a bien entendu des conséquences importantes sur le milieu physique et les ressources naturelles, mais aussi sur les modes de vie des habitants et leur mobilité.

En ce sens les définitions de l'urbain prennent généralement en compte dans les statistiques d'énumération nationale ces divers éléments : l'espace, la population et ses déplacements. Les centres urbains correspondent plus souvent à des définitions administratives sur lesquelles sont basés des modèles statistiques (recensement, PIB et autres indices humains) qu'à une réalité univoque éclairante. Mesurer les transformations et les représenter à une échelle pertinente pour divers objectifs et échelles renvoie à la définition de ce qui est mesuré et des méthodes utilisées pour le faire. A ceci est associée une échelle spatiale, favorisant la comparaison par exemple à l'échelle européenne, ou le suivi du phénomène par une collectivité à une échelle spatiale plus fine.

Etant donné la multiplicité des définitions et des objectifs il est très difficile d'identifier une méthode capable de répondre uniformément. Les éléments considérés ne peuvent pas être les mêmes (aires urbaines d'un côté et surfaces transformées de l'autre en fonction des projets et des zones bâties). La formalisation des besoins et des attendus doit être précisée en amont de manière à définir la démarche la plus appropriée.

Ces définitions multiples ont un impact sur la représentation de ces aires : d'un point de vue morphologique, les formes bâties mais aussi les réseaux et les zones recouvertes peuvent être considérées comme la matrice de référence. Or, les corridors écologiques, les parcs urbains, les jardins font aussi partie de cette matrice initiale en connexion avec les franges extérieures ; ceci se rajoute donc à la matrice initiale (grise) par une inclusion des zones de végétation (matrice verte).Cependant, des espaces de sols nus existent aussi en ville (chantiers, cimetières, friches…) et ces sols plus ou moins imperméables selon leurs caractéristiques géophysique et mécaniques, participent eux aussi (matrice brune) de la matrice totale urbaine.

Les approches développées pour mesurer l'artificialisation peuvent donc favoriser des vues complémentaires :

1) par soustraction, c'est à dire par l'extraction des éléments urbains d'étude, ou la détermination de ce qui n'est pas urbain (forêt, agrosystèmes etc.) selon des typologies généralistes ;

2) par combinaison, en considérant des matrices urbaines complémentaires -grise (bâtie), verte (végétation) éventuellement brune (sols nus), selon des typologies plus adaptées à une situation locale. Il s'en suit l'utilisation de méthodes favorisant plutôt la cartographie de zones par délinéation selon des catégories aboutissant à des nomenclatures plus ou moins officielles, généralisables ou non. On peut se référer à la couverture européenne de Corine Land Cover selon le niveau de détails attendus. D'autres utilisent des outils de télédétection fournissant des couvertures spatiales exhaustive à un moment donné ou selon des millésimes annuels fournissant des résultats issus de traitement d'image aéroportée (résolution centimétrique) ou satellite, avec des échelles spatiales de restitution cohérentes avec la résolution spatiale de la mesure prise. Les satellites actuels ont des résolutions infra métriques qui correspondent bien à l'identification d'éléments urbains. Enfin d'autres sources peuvent être mobilisées (cadastre, cartographie des blocs urbains, etc.) pour extraire un ensemble d'éléments participant à l'espace urbain.

Dans la mesure et la quantification des surfaces artificialisées, la définition de la chose mesurée est donc une question essentielle car déterminante de l'unité de mesure, des modalités d'agrégation des éléments mesurés, des approches privilégiées et de l'échelle de représentation et de calcul.

La « tache urbaine » s'avère être une composante majeure de la couverture du sol (landcover) et un indicateur de l'utilisation de celui-ci (landuse). Elle peut se décliner globalement, une tache uniforme : « bâti continu », ou selon des espaces identifiés selon le type de bâti (continu, discontinu, lâche), d'infrastructure ou d'espace de végétation par exemple. La finalité du bâti peut être fournie ou non (résidentiel, industriel ou commercial etc.).

Les nomenclatures permettant de qualifier ces éléments doivent être définis au préalable.

La mesure de « l'artificialisation » peut se décliner aussi de manière statique comme un état de transformation, ou de manière dynamique en relevant l'évolution des surfaces recouvertes ou transformées de manière artificielle sous l'influence d'activités humaines comme un indicateur du processus. On voit bien poindre ici une distinction importante entre « l'artificialisation » et « l'imperméabilisation » des sols. Soit il s'agit de cibler un processus de transformation des surfaces, soit de prendre en compte un état perturbant plus ou moins les processus des écosystèmes naturels, agricoles ou forestiers. On remarque que selon l'échelle d'observation et l'objectif de l'analyse réalisée les deux termes peuvent parfois être confondus.

Cependant ces résultats ne peuvent servir aux mêmes objectifs : dans le premier cas, c'est-à-dire la mesure statique, il s'agit de quantifier le changement, voire d'établir une série d'états à comparer afin d'en déduire des tendances, des rythmes, des types de croissance ; ces informations pouvant ensuite être intégrées dans des modèles de prospective territoriale. Dans le second cas, c'est-à-dire la mesure dynamique, il s'agit plus de déterminer la croissance d'une altération des surfaces « naturelles ou agricoles » et de considérer les impacts qu'une telle croissance peut avoir sur les écosystèmes et les processus naturels, et donc fournir des éléments à une réflexion environnementale de gestion des ressources.

Quoiqu' il en soit, et selon les objectifs de la mesure, les échelles spatiales et temporelles entrent en ligne de compte dans ces approches. L'exhaustivité de la mesure, la profondeur historique recherchée, vont peser sur les choix des informations à mobiliser, tout comme le coût de l'acquisition de l'information et les traitements nécessaires.

La mise à disposition d'informations géographiques de sources diverses permet peu ou prou de fournir des moyens de mesure. Cependant il est à noter que le choix des données tient à la fois tant à la qualité de l'information recherchée et son interopérabilité, son éventuelle gratuité, sa facilité d'accessibilité et de traitement, qu'à la profondeur temporelle des informations.

Méthodes

La détection des zones urbaines est souvent menée de manière implicite, sans formalisation propre de ces dernières par des approches simples (classification supervisée ou non, intégration d'indices etc.) suivant des nomenclatures standard d'occupation ou d'usage du sol qui varient cependant selon la résolution spatiale des images en entrée (bâti, routes, eau, végétation, cultures etc.) ou par des approches d'extraction de la tâche urbaine et de son emprise. Depuis le début des années 1970, de nombreux travaux de recherche se sont focalisés sur l'extraction des surfaces dites « imperméables », le plus souvent à partir d'images à moyenne et haute résolution spatiale de type Landsat ou Spot. La plupart des travaux portant sur la mesure de l'urbanisation, de l'imperméabilisation des sols, ou des changements d'occupation du sol par Télédétection ont été réalisés à l'aide de séries d'images Landsat. Le choix des données satellites Landsat MSS/TM/ETM+/OLI tient tant à l'histoire de ces premiers satellites, qu'à leur gratuité, leur facilité d'accessibilité, et à la profondeur temporelle d'accès avec une archive ouverte couvrant les 45 dernières années sur la quasi-totalité du globe.

Les premiers travaux réalisés se sont déterminés à partir de l'offre disponible et donc des caractéristiques des images (résolution spatiale, radiométique, spectrale).Le lancement de satellites de plus en plus performants a permis d'améliorer ces caractéristiques et de décupler l'offre. Les capacités des capteurs à très haute Résolution Spatiale permettent d'observer non seulement les masses au sol mais aussi les interactions entre divers espaces (bâtis denses et discontinus ; centre et franges urbaines ; corridors urbains et végétation périphériques, etc.).

A l'instar des images aériennes, certaines des données satellites actuelles offrent, en plus d'un niveau de détail géométrique supérieur, une capacité à obtenir l'information d'altitude pour les bâtiments et donc la possibilité à mesurer la densification des zones urbaines. Un grand nombre d'auteurs préconisent une utilisation conjointe d'images différentes ou de séries temporelles d'images (associant des capteurs actifs et /ou passifs voire des données cartographiques ou des photographies aériennes) pour valider et améliorer les résultats.

Cette capacité de profondeur historique est un atout certain pour la mesure de l'artificialisation, malgré les contraintes liées aux spécificités des capteurs.

Des approches complémentaires aux études « classiques » par pixels ont permis de préciser les objets détectés par les formes induites. Ces approches orientées-objets sont intéressantes pour la délinéation des éléments caractérisés par une même gamme d'attributs spectraux mais aussi morphologiques. Des approches multi-échelles permettant d'enrichir les résultats à partir de données de résolutions spatiales différentes contribuent ainsi à une identification de plus en plus précise et à des échelles cohérentes avec des interrogations urbanistiques.

D'autres informations sont aussi utilisées : celles issues d'enquêtes de terrain, d'interprétation de photographies aériennes, de données de références (Registre Parcellaire Graphique, référentiel à grande échelle IGN, marché foncier des Safer). Là encore, la multiplicité des sources et des méthodes de quantification des zones artificialisées ne permettent pas d'obtenir des résultats similaires. Les méthodes et données mobilisées pour mesurer l'artificialisation du territoire varient selon l'échelle de

mise en œuvre (nationale, régionale, locale), l'échelle de restitution (du niveau parcellaire à national) et les objectifs visés (suivi exclusif de l'artificialisation, carte d'occupation du sol, statistiques agrégées).

La diversité des méthodes utilisées créée un manque d'uniformité qui limite la capacité de faire des comparaisons entre études.

Il y a donc une nécessité à réaliser une étude robuste des possibilités offertes à l'heure actuelle, établie selon un protocole précis qui permette de comparer les données existantes, leur performance selon des critères préétablis, leur accessibilité pour une réplicabilité de la mesure à l'échelle du territoire national (voire au-delà) et leur mise à jour régulière.

→ Poursuivre les développements scientifiques pour réduire l'imprécision de la mesure, tout en veillant au transfert de la méthode pour la production de données permettant une estimation fiable de l'artificialisation (type CLC mais plus fin sur le plan de la résolution spatiale et temporelle).

Modélisation

L'analyse des changements sont bien souvent une étape préalable à l'exploration de l'urbanisation future, suivant des horizons temporels variables, à l'aide de modèles de simulation spatiale. Si le nombre d'études prospectives des changements d'occupation du sol utilisant des modèles de simulation a explosé au cours des 10 dernières années, la plupart utilisent des données historiques d'occupation du sol pour les calibrer et les valider. La validation des résultats est réalisée en général *ex ante* pour définir les écarts au modèle permettant ensuite de fournir des scénarios de simulation prospectifs. Pour ce faire ces modèles peuvent intégrer des données complémentaires telles que de futurs réseaux de transport ou traduisant des stratégies de planification future

→ La modélisation spatiale est un outil puissant pour identifier les facteurs explicatifs de l'artificialisation et leur localisation : si le foncier (taille, prix, disponibilité) joue un rôle fondamental, un niveau d'information plus grossier (avec des données plus facilement accessibles) suffit néanmoins pour comprendre dans un premier temps les dynamiques et les principaux déterminants. Au final, le type de scénario (et les données requises) considéré contraint le type de modèle à utiliser, et réciproquement.

4.2. Directions de recherche et d'actions futures

Suite à cette étude sur « la mesure » des sols artificialisés, nous pouvons constater et proposer les pistes d'approfondissement.

Constat

Aujourd'hui il n'existe pas de « méthode unique » pour mesurer les sols artificialisés ou quantifier le processus d'artificialisation. Au sein des diverses nomenclatures, la classe « sols artificialisés » est souvent le fruit d'une agrégation de classes (bâti, réseau etc.) ou une classe unique associée à l'imperméabilisation des sols. Cet état de fait vient de la diversité des finalités et des objectifs poursuivis par les concepteurs ou les auteurs. La communauté scientifique est scindée entre ceux qui font des recherches sur les espaces urbanisés et ceux qui portent leurs efforts sur la forêt, les zones agricoles ou naturelles. Les collectivités et les services de l'Etat attendent aussi des produits spécifiques, or la « quantification de l'artificialisation » est un terme générique qui ne recouvre pas les mêmes attendus. Ainsi l'expression des besoins constitue un prérequis incontournable pour déterminer la démarche la plus pertinente.

Expression des besoins

Avant tout il convient de bien **définir et formaliser les besoins** selon des critères clairs et robustes. De nombreuses questions se posent : quels éléments sont considérés comme constitutifs de l'artificialisation (qu'est ce qui n'est pas artificialisé) et avec quel niveau de détails (cela induisant l'échelle d'analyse et de restitution) ? Quelle reproductibilité, à la fois spatiale et temporelle, est nécessaire ? En effet, certaines méthodes ne le sont pas et leur robustesse doit être spécifiée dès le départ.

Optimisation des attentes

Il est toujours délicat d'obtenir un accord sur une nomenclature généraliste censée répondre à la même question générique, mais pas dans les détails. Cependant, si une approche de suivi sur l'ensemble du territoire doit être réalisée, il serait judicieux de définir une nomenclature optimale résultant d'un compromis à une certaine profondeur (niveau 2 ou 3 par exemple) qui permette à l'ensemble des ministères et services d'avoir une vision partagée, mise à jour et dont on pourrait dégager des tendances, sachant que le niveau de détail plus fin peut être validé éventuellement par d'autres moyens. Avec un protocole cohérent selon les attendus des propositions méthodologiques (protocole, critères de validation etc.), il serait alors envisageable de proposer des démarches ciblant des méthodes requérant le minimum d'intervention humaine et le plus reproductibles possible.

Complémentarité des données et méthodes

Le constat d'une masse de données hétérogènes potentiellement mobilisables pour mesurer l'artificialisation est évident. La disponibilité des informations et leur qualité dépendent des moyens mis en place et des finalités. Le coût en hommes/temps

et en moyens de constitution, structuration, et de diffusion est aussi un critère important lorsqu'il s'agit de généraliser à l'ensemble d'un territoire. Les efforts de structuration réalisés actuellement pour la diffusion des images satellites (SPOT 6/7, Pléiades, Sentinel 1 et 2) ouvrent la possibilité de fonder les démarches sur des supports annuels ayant une résolution fine et homogène sur la quasi-totalité du territoire (il y a bien entendu des zones ennuagées). L'infrastructure de recherche THEIA et l'accès GEOSUD déploient des efforts de dissémination et de transfert auprès des communautés d'acteurs. Cette disponibilité doit être mise en regard avec les autres sources d'information (Teruti, fichiers fonciers, etc.) qui proposent des données issues d'enquêtes, d'échantillonnage, d'extrapolation ou de déclaration fiscale. La complémentarité de ces données pourrait être avantageusement valorisée pour élaborer une méthodologie, ou un panel de méthodologies articulées entre elles pour répondre en toute cohérence à divers niveaux de questionnements (en fonction de l'échelle d'analyse, de la finesse de nomenclature, etc.

Effort de coordination

Les procédures de suivi de l'artificialisation des sols ne peuvent plus être considérées comme indépendantes les unes des autres. Les données massives à disposition doivent pouvoir être exploitées de manière complémentaire. La coordination entre services et ministères est un préalable qui devrait faciliter l'obtention d'une vision de l'artificialisation sur le territoire.

La mise en place ou le renforcement et l'élargissement interministériel d'un observatoire existant (exemple OENAF - Observatoire des Espaces Naturels Agricoles et Forestiers) pourrait constituer le socle d'une démarche collective permettant de définir les besoins et un protocole adapté de mesure régulière.

Annexe. Quelques éléments pour mieux comprendre les écarts entre estimations de l'artificialisation

Auteurs : Anne Ruas, Christiane Weber, Eric Weber, Catherine Mering

L'objectif de cette annexe est de mieux comprendre les causes des différences du calcul de l'artificialisation des sols selon les méthodes 'standard utilisées

Les sources de cette étude

Afin d'expliquer les différences d'estimation du calcul de l'artificialisation, nous avons pris quatre sources de données à partir desquelles l'artificialisation est calculée. Ce ne sont pas les seules sources possibles, mais cela permet d'expliquer les différences d'estimation :

- Les données CORINE-Land Cover distribuées par le ministère de la transition écologique,
- Les données issues de l'Atlas régional de l'occupation des sols produites par le SoeS à partir de CLC complétées par des images Haute résolution,
- Les données Teruti-Luca produites par le MAAF,
- Les données du MOS île de France produites par l'IAURIF.

Les données ou rapports utilisés sont extraits des sites qui diffusent ces données en France :

- Pour les données de CORINE Land Cover (CLC) :
  - http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/t/donnees.html
- Pour les données de l'Atlas Régional issues des données CLC complétées par des données de haute résolution générée par le SoeS (Service de l'Observation et des statistiques) :
  - http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Datalab/2016/atlas-regional-de-loccupation-des-sols-en-france__clc_.pdf
- Pour les données Teruti-Lucas :
  - http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/territoire-prix-des-terres/teruti-lucas-utilisation-du/
- Pour les données de l'IAURIF :
  - http://www.iau-idf.fr/liau-et-vous/cartes-donnees/mode-doccupation-du-sol-mos.html

Quelques mots sur les données CLC complétées par les images 'haute résolution'

L'inventaire CORINE Land Cover et les couches thématiques d'occupation des sols haute-résolution sont des bases de données géographiques pan-européennes, mises à disposition par le service Territoire, du programme européen d'observation de la Terre Copernicus.

CORINE Land Cover est un inventaire biophysique de l'occupation des sols et de son évolution en 44 postes pour la France métropolitaine et 50 postes pour les DOM. Produit par interprétation visuelle d'images satellitaires, cet inventaire a été initié en 1985 pour une première cartographie de l'occupation des sols en 1990, puis renouvelé en 2000, 2006 et 2012.

Les couches haute-résolution (CLC-HR) fournissent des informations sur des caractéristiques spécifiques de l'occupation des sols et sont complémentaires à CORINE Land Cover. Ces données sont produites, par processus automatiques, à partir d'images satellitaires de 20m de résolution. Elles sont ensuite vérifiées puis améliorées manuellement. Ce sont des données raster (images) qui décrivent le territoire découpé en carrés appelés pixels, de 20 m de côté.

Ces produits ont été réalisés avec un financement de l'Union européenne. Le Service de l'observation et des statistiques (SOeS) du ministère chargé de l'environnement est responsable de la partie française de ces produits.

Nomenclatures et des seuils : le cas de CLC

Le tableau A1 présente le thème artificialisation de CORINE Land Cover. A priori la nomenclature contient les thèmes permettant de bien caractériser l'artificialisation compte tenu de la définition donnée au début de ce chapitre 1.

11. Tissu urbain	
	111. Tissu urbain continu
	Espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes occupent la quasi-totalité du sol. Plus de 80 % de la surface est imperméable. La végétation non linéaire et le sol nu sont exceptionnels.
	112. Tissu urbain discontinu
	Espaces structurés par des bâtiments. Les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes coexistent avec des surfaces végétalisées et du sol nu, qui occupent de manière discontinue des surfaces non négligeables. Entre 30 et 80 % de la surface est imperméable.
12. Zones industrielles ou commerciales et réseaux de communication	
	121. Zones industrielles ou commerciales et installations publiques
	Zones bâties et recouvertes artificiellement (zones cimentées, goudronnées, asphaltées ou stabilisées : terre battue, par exemple). Ces zones peuvent comprendre aussi de la végétation ou d'autres surfaces non imperméabilisées. Elles servent à une utilisation industrielle ou commerciale, ou bien à des équipements de service public.
	122. Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés
	Autoroutes, voies ferrées, y compris les surfaces annexes (gares, quais, remblais, végétation de moins de 100 m de large). **Largeur minimale prise en compte : 100 m.**
	123. Zones portuaires
	Infrastructures des zones portuaires, y compris les quais, les chantiers navals et les ports de plaisance.
	124. Aéroports
	Infrastructures des aéroports : pistes, bâtiments et surfaces associées. Tous les équipements au sol qui servent au transport aérien.
1.3. Mines, décharges et chantiers	
	131. Extraction de matériaux
	Extraction à ciel ouvert de matériaux de construction (sablières, carrières) ou d'autres matériaux (mines à ciel ouvert). Y compris gravières sous eau, à l'exception toutefois des extractions dans le lit des rivières.
	132. Décharges
	Décharges et dépôts des mines, des industries ou des collectivités publiques.
	133. Chantiers
	Espaces en construction, excavations et sols remaniés.
14. Espaces verts artificialisés, non agricoles	
	141. Espaces verts urbains
	Espaces végétalisés inclus dans le tissu urbain, généralement à but récréatif ou ornemental et accessibles au public. Y compris parcs urbains et cimetières avec végétation.
	142. Équipements sportifs et de loisirs
	Infrastructures des terrains de camping, des terrains de sport, des parcs de loisirs, des golfs, des hippodromes, etc. Y compris les parcs aménagés non inclus dans le tissu urbain.

Tableau A1. Le thème artificialisation de CORINE Land Cover

Les seuils de saisie et d'extension sont importants. En effet l**a surface de la plus petite unité cartographiée (seuil de description) est de 25 hectares pour les bases d'état (10 ha sur les DOM) et de 5 hectares pour les bases de changements.** Enfin, l'unité spatiale doit être d'une largeur minimale de 100 m (50 m sur les DOM). Les effets de ces seuils sont mis en valeur dans la Figure A1.

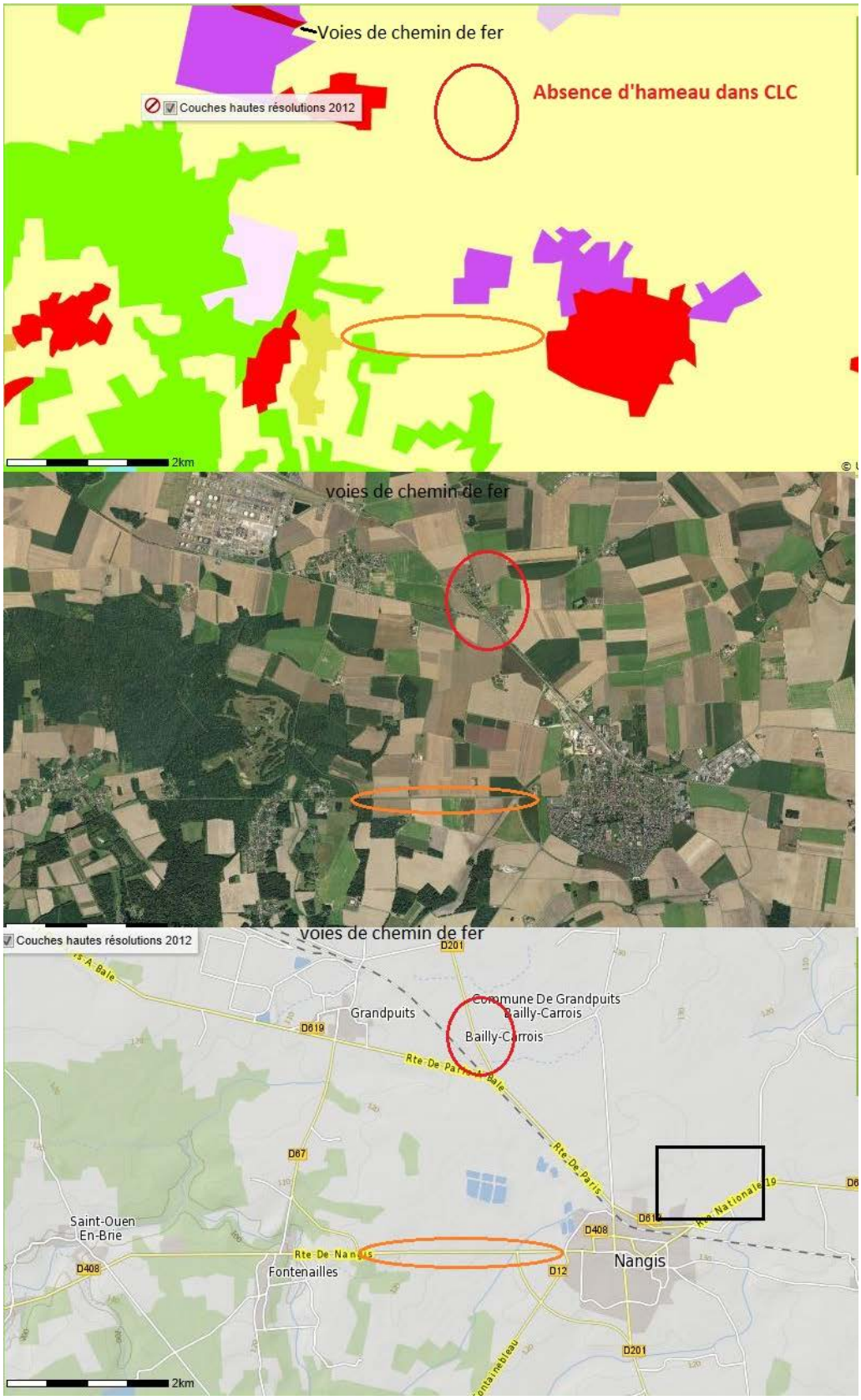


Figure A1. Comparaison visuelle CLC, Orthophotographie et Carte IGN (images extraites du site SoeS)

Ainsi, les évolutions ou les occupations des sols d'extensions limitées en surface à moins de 5 ha ne sont pas retracées dans CLC : les éléments de petite superficie et notamment les hameaux ou l'habitat dispersé ne sont que partiellement pris en compte dans le taux d'artificialisation issu de cette source. Il en est de même pour les zones humides de petite taille (étangs, marais).

En figure A1, générée à partir des données disponibles sur le site du ministère (http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/clc/carte/metropole), nous avons souligné quelques différences typiques dues aux seuils ou à la mise à jour :

- Une route mise en valeur dans une *ellipse allongée orange* est présente sur la carte, se voit sur l'orthophotographie et est absente de la carte CLC parce qu'elle ne respecte pas le seuil de 100m de large.
- Par contre, les voies de chemins de fer multiples au nord sont bien présentes dans la carte CLC, sur l'image et dans la carte (repéré par le texte ajouté '*voies de chemin de fer*') les voies sont assez larges (100m) et la surface assez grande (25ha) pour être dans la base CLC
- Un hameau, visible sur l'orthophotographie dans un *cercle rouge* et représenté par le nom de lieu-dit 'Bailly Carrois' sur la carte IGN est absent de la base CLC parce que la surface est inférieure au seuil de saisie.
- Inversement, la source de CLC et de l'orthophotographie étant plus récentes que la carte utilisée on voit sous le carré noir que la zone industrielle, de surface 32ha, est bien représentée dans la base CLC car elle est supérieure au seuil de sélection de CLC de 25ha.

>> Les seuils utilisés dans CLC standard sous-estiment des composantes de l'artificialisation des sols en omettant les objets peu larges ou de petite taille mais qui cumulés ne sont pas négligeables[11], notamment les routes et les hameaux.

Ces données ont été complétées par les données CLC-HR du programme Copernicus.

Nomenclatures et des seuils : le cas de CLC-HR

La nomenclature et les seuils utilisés pour les images HR utilisées dans le programme COPERNICUS sont différents. En particulier il ne s'agit plus d'artificialisation mais d'imperméabilisation, et il n'y a pas de thème agricole. La somme des zones ne constitue pas une partition mais complète la couche CLC de base. Le seuil de sélection est la taille de pixel de référence et pour 3 thèmes une surface minimale est requise.

Copernic HR	seuil pixel	seuil m	seuil (ha)
imperméabilisation des sols	1	20m*20m	0,04
couvert arboré	1	20m*20m	0,04
type de forêt (feuillu / conifere)	13	5200	0,52
surfaces en eaux permanentes	4	1600	0,16
zones humides	4	1600	0,16

Tableau A2. Thèmes et seuils CLC-HR

Nous rappelons, comme il est expliqué dans cette expertise, notamment au chapitre 1, que l'imperméabilisation n'est pas équivalente à l'artificialisation. C'est d'ailleurs assez clair lorsque que l'on examine les quelques cartes suivantes (figure A2).

La figure A2 illustre les différences significatives entre les données. En particulier la couche CLC-HR-imperméabilisation intègre d'avantage de voies de communication (puisque son seuil est de 20*20m²) et de Hameaux (même seuil) mais la couche CLC-artificialisation prend des enveloppes autour des noyaux urbains plus larges qui correspondent mieux à la définition de l'artificialisation.

[11] A titre d'information pour les 4 départements côtiers du Languedoc Roussillon pour l'année 2009, les seules infrastructures de transport (routes et voies ferrées) représentent plus de 50 % des espaces artificialisés (133 000 Ha pour un cumul d'espaces artificialisés de 261 000 ha).

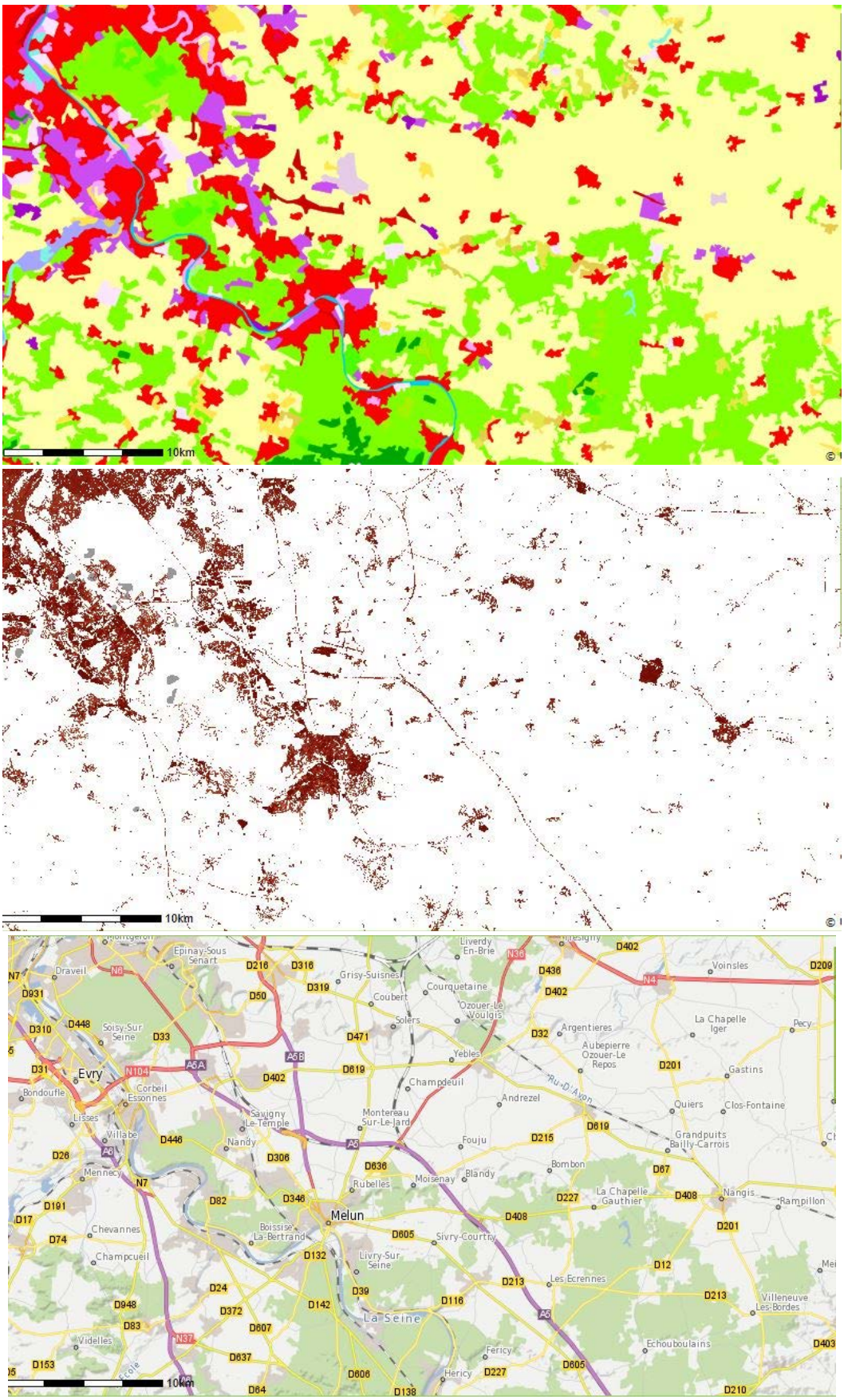


Figure A2. Couche CLC-artificialisation, CLC-HR et la carte de référence

En regardant de plus près la figure A3 suivante (CLC + CLC-HR, CLC HR, orthophotographie), on distingue l'apport de chaque donnée (figure A3.a).

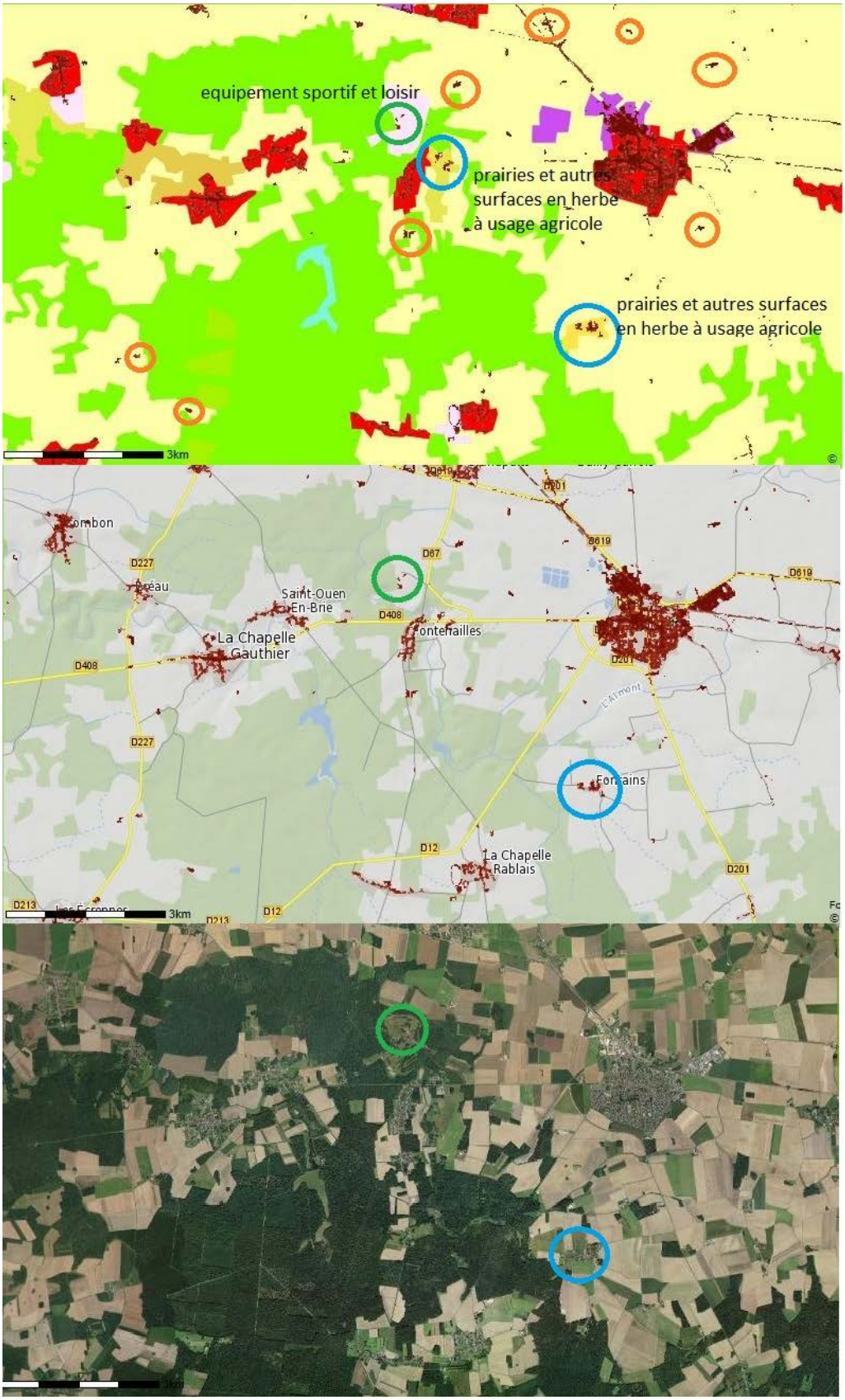


Figure A3. Superposition des couches (a) CLC+CLC HR, (b) CLC-HR et la carte, (c) l'orthophotographie

Les *cercles orange* illustrent les hameaux que l'on voit dans la base CLC-HR mais qui ne sont pas sélectionnés dans CLC en raison de leur petite taille.
Les *cercles bleus et verts* correspondent à des bâtiments (donc des surfaces imperméabilisées) à l'intérieur de zones qui ont une fonction d'usage agricole (en bleu) ou de loisirs. Ces deux zones ont été correctement classées en CLC en zone agricole pour la première et d'artificialisation pour la deuxième.

Que disent les chiffres ? Comparaison CLC / TERUTI-Lucas

A partir des données CLC, on peut calculer l'artificialisation, modulo les approximations connues sur les réseaux de rues et les petits hameaux de taille inférieurs aux seuils. On obtient les données suivantes.

NOM_REG	surf artificialisée	surface totale	% artificialisation
ILE-DE-FRANCE	260177,61	1206414,64	21,57%
CHAMPAGNE-ARDENNE	95237,23	2571155,34	3,70%
PICARDIE	130490,20	1952837,12	6,68%
HAUTE-NORMANDIE	95601,16	1236283,93	7,73%
CENTRE-VAL DE LOIRE	161257,79	3946997,74	4,09%
BASSE-NORMANDIE	77095,84	1775772,86	4,34%
BOURGOGNE	112582,89	3170031,90	3,55%
NORD-PAS-DE-CALAIS	178029,16	1248267,19	14,26%
LORRAINE	141912,76	2366308,75	6,00%
ALSACE	91091,66	832354,10	10,94%
FRANCHE-COMTE	80094,57	1627963,17	4,92%
PAYS-DE-LA-LOIRE	212067,63	3232659,30	6,56%
BRETAGNE	186941,49	2744519,42	6,81%
POITOU-CHARENTES	121343,64	2592059,49	4,68%
AQUITAINE	189369,38	4178984,46	4,53%
MIDI-PYRENEES	142201,76	4562542,38	3,12%
LIMOUSIN	42920,87	1702651,46	2,52%
RHONE-ALPES	292442,52	4466495,76	6,55%
AUVERGNE	77844,57	2613138,44	2,98%
LANGUEDOC-ROUSSILLON	126923,07	2778773,23	4,57%
PROVENCE-ALPES-COTE-D'AZUR	206041,83	3168572,47	6,50%
CORSE	18471,91	875975,05	2,11%
France METROPOLITAINE km²	**3040139,55**	**54850758,20**	**5,54%**

Tableau A3. Artificialisation en France Métropole par agrégat des codes 11x - CLC 2012

Comparaison avec d'autres données

Les données d'occupation du sol sont suivies depuis 1946 par le ministère de l'agriculture pour connaitre l'occupation et l'usage du sol agricole et leur évolution. Les données sont saisies par enquêtes terrains de points, généralisé à l'ensemble du territoire. « Le coefficient d'extrapolation ou valeur (V) du point Teruti-Lucas est calculé par le rapport entre la superficie (S) planimétrée par l'IGN de chaque département et le nombre (N) de points dans le département. »[12]. La méthode est donc assez simple, des grilles aux nœuds équirépartis sont définies, des opérateurs vont sur le terrain et classent le point correspondant selon la nomenclature occupation et usage de Teruti-lucas. Les surfaces de chaque type sont calculées en fonction des pourcentages de points rencontrés. On peut lire dans la même étude que pour les besoins de suivi des évolutions des surfaces agricoles, les données répondent aux besoins du ministère : « Pour la France métropolitaine, le niveau de précision des estimations de surface est satisfaisant puisque les postes de la nomenclature d'occupation de synthèse qui enregistrent une erreur relative inférieure à 5 % couvrent 99 % du territoire métropolitain. Les postes à plus de 5 % d'erreur sont ceux de moindre importance qui couvrent moins de 130 000ha chacun. Il convient toutefois de préciser qu'il ne s'agit que de l'aléa lié à l'observation d'un échantillonnage de points. D'autres sources d'erreur existent, principalement des erreurs d'observation sur le terrain, pouvant affecter certains types d'occupation plus difficiles à déterminer par l'enquêteur (par exemple la distinction entre prairies permanentes et temporaires). »

La nomenclature de haut niveau est équivalente à celle de CLC.

[12] Agreste Chiffres et données de l'agriculture N°229

sols artificialisés	11	sols bâtis
	12	sols revetus ou stabilisés
	13	autres sols artificialisés
sols agricoles	20	sols cultivés
	50	surfaces toujours en herbe
sols naturels	30	sols boisés
	40	landes friches maquis
	60	glaciers, neiges
	70	zones humides et sous les eaux
	99	zones interdites

Tableau A4. Nomenclature de haut niveau Teruti-Lucas

>> Malheureusement les données Teruti-Lucas étant extrapolées, il n'est pas possible de comparer visuellement un même territoire. On peut par contre comparer les agrégats au niveau des départements, des régions et de la France, et constater que les chiffres sont très différents.

Le tableau A5 présente le taux d'artificialisation selon les deux méthodes standards utilisées : CLC et Teruti-Lucas au niveau de la région à partir des données distribuées sur les sites de référence. Même si l'actualité n'est pas exactement la même (2014 pour Teruti-Lucas et 2012 pour CLC), les écarts sont parfois très importants, pouvant aller jusqu'à 65% dans le Limousin. On note que les écarts sont plus forts dans les zones les moins artificialisées.

	B				F	
TERUTI-LUCAS 2014	**artificiels (ha)**	**surface totale**	**% Art TRT 2014**	**% CLC 2012**	**surf art CLC**	**ECART (B-F)/B**
ILE-DE-FRANCE	254 476	1 207 000	21,08%	21,57%	260178	-2%
CHAMPAGNE-ARDENNE	172 294	2 571 987	6,70%	3,70%	95237	45%
PICARDIE	168 221	1 951 769	8,62%	6,68%	130490	22%
HAUTE-NORMANDIE	147 523	1 233 355	11,96%	7,73%	95601	35%
CENTRE-VAL DE LOIRE	341 689	3 953 556	8,64%	4,09%	161258	**53%**
BASSE-NORMANDIE	171 896	1 773 959	9,69%	4,34%	77096	**55%**
BOURGOGNE	214 173	3 175 239	6,75%	3,55%	112583	47%
NORD-PAS-DE-CALAIS	214 346	1 245 095	17,22%	14,26%	178029	17%
LORRAINE	188 163	2 366 920	7,95%	6,00%	141913	25%
ALSACE	103 844	833 186	12,46%	10,94%	91092	12%
FRANCHE-COMTE	124 286	1 630 839	7,62%	4,92%	80095	36%
PAYS-DE-LA-LOIRE	382 418	3 240 386	11,80%	6,56%	212068	45%
BRETAGNE	352 708	2 750 640	12,82%	6,81%	186941	47%
POITOU-CHARENTES	271 660	2 594 591	10,47%	4,68%	121344	**55%**
AQUITAINE	391 849	4 183 433	9,37%	4,53%	189369	**52%**
MIDI-PYRENEES	342 353	4 559 709	7,51%	3,12%	142202	**58%**
LIMOUSIN	121 609	1 705 841	7,13%	2,52%	42921	**65%**
RHONE-ALPES	453 745	4 496 689	10,09%	6,55%	292443	36%
AUVERGNE	172 877	2 616 906	6,61%	2,98%	77845	**55%**
LANGUEDOC-ROUSSILLON	208 498	2 776 119	7,51%	4,57%	126923	39%
PROVENCE-ALPES-COTE-D'AZUR	276 252	3 180 358	8,69%	6,50%	206042	25%
CORSE	29 395	871 669	3,37%	2,11%	18472	37%
France METROPOLITAINE ha	5 104 275	54 919 246	9,29%	**5,54%**	**3040140**	40%
GUADELOUPE	18 245	162 961	11,20%			
MARTINIQUE	19 557	112 791	17,34%			
LA REUNION	24 220	251 186	9,64%			

Tableau A5. Ecarts par région entre les données Teruti-Lucas et les données CLC

Même si on sait que CORINE Land Cover sous-estime un peu l'artificialisation puisqu'elle n'intègre pas les hameaux et peu les réseaux, les différences sont tout de même étonnantes, et surtout très variables d'une région à l'autre, point que l'on peut vérifier sur la figure suivante issue de l'Atlas régional de l'artificialisation diffusée par le ministère de la transition écologique (Soes2016).

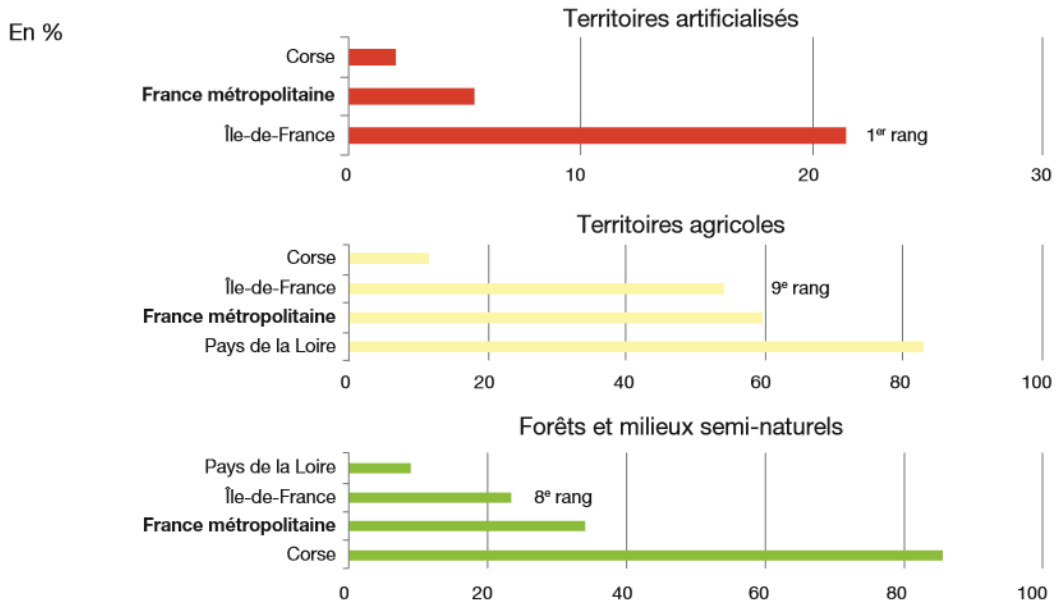


Figure A4. Analyse régionale de l'artificialisation © Soes 2016

Afin de regarder de plus près ce qui se passe au niveau des communes, nous faisons un zoom sur trois communes de petites tailles dans le 77 en nous basant sur une comparaison entre CORINE Land Cover et le MOS de l'IAURIF.

Zoom sur trois communes du 77 : comparaison MOS IAURIF et CLC

Parmi les organismes régionaux qui étudient l'occupation des sols, l'IAURIF fait partie des organismes à la pointe. Le site http://www.iau-idf.fr/liau-et-vous/cartes-donnees/mode-doccupation-du-sol-mos.html permet d'accéder à de nombreuses données et outils interactifs permettant une analyse de l'occupation des sols. C'est donc une référence en la matière.

Pour l'occupation des sols en particulier, la méthodologie est détaillée dans de nombreux documents[13]. La méthode utilisée est particulièrement précise à l'aide de prise de photographie aérienne, création d'une orthophotographie, photo-interprétation des images, contrôle qualité et intégration dans un SIG. Des fiches de chaque commune sont accessibles et téléchargeables. Parmi les différents départements de l'île de France nous avons choisi trois petites communes du 77, loin de Paris : l'une en pleine campagne : NANGIS et deux en périphérie de MELUN : CESSON, de VERT-SAINT-DENIS.



Figure A5. Position de deux communes du 77 CESSON et NANGIS (images acquises sur le site de l'IAURIF)

Les données accessibles sur le site de l'IAURIF permettent d'avoir une vue d'ensemble sur d'occupation des sols pour les 3 communes

[13] Mos 1982-2012. Volume 1. Du ciel à la carte- **Les Cahiers n° 168 ;** Volume 2. De la carte au territoire- **Les Cahiers n° 169**

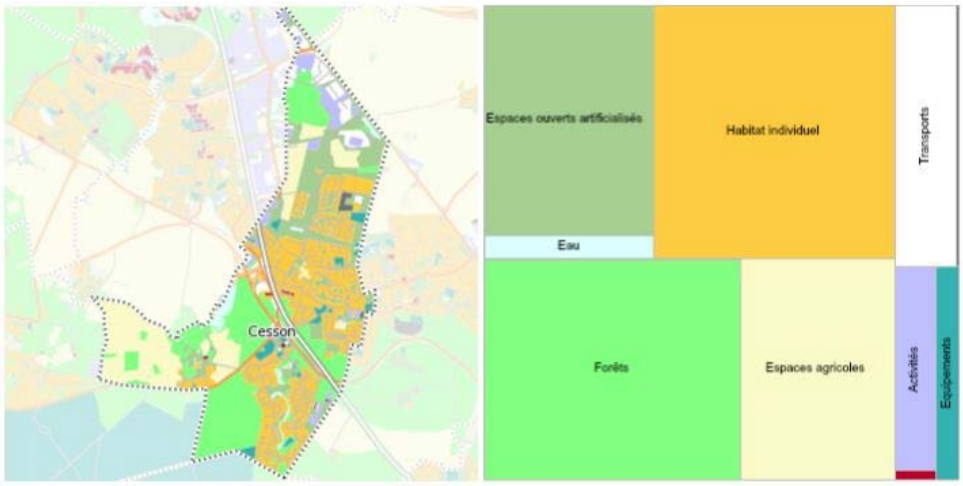


Figure A6. MOS-2012 Commune de CESSON ; © IAURIF

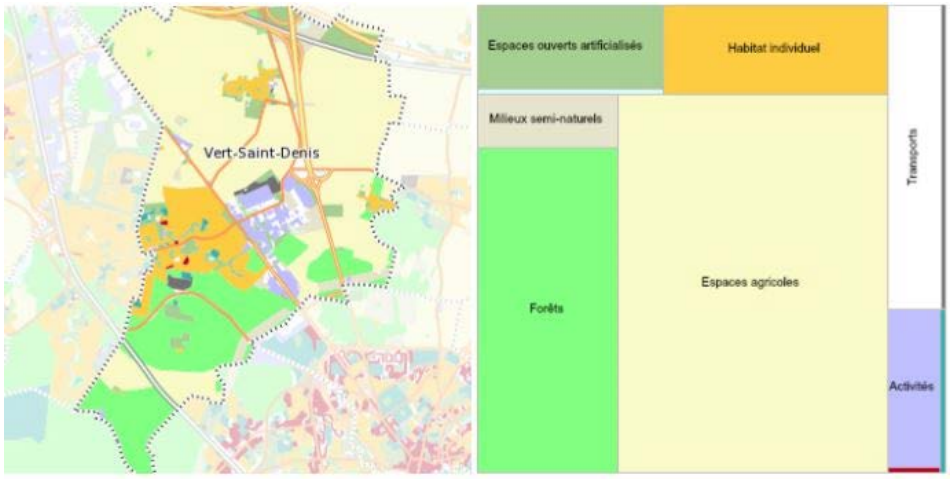


Figure A7. MOS-2012 Commune de Vert-Saint-Denis ; © IAURIF

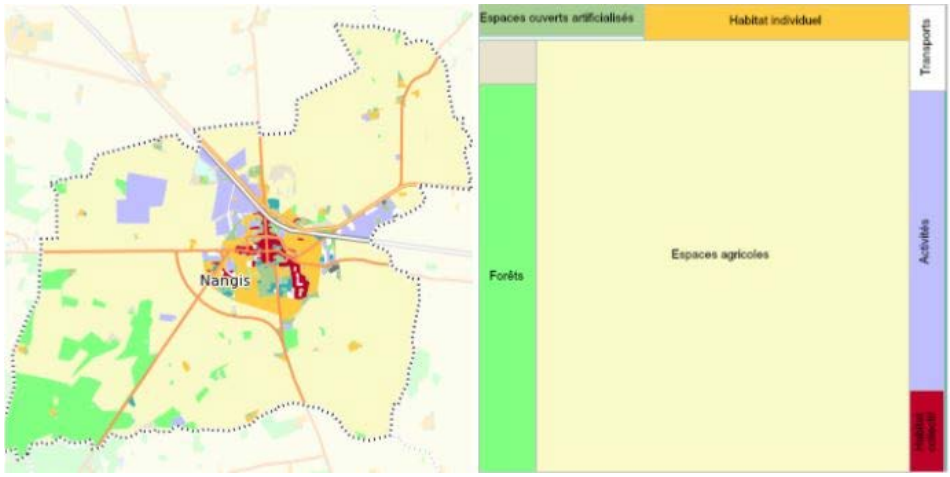


Figure A8. MOS-2012 Commune de Nangis ; © IAURIF

Le tableau A6 synthétise les résultats de l'artificialisation donnés par les sources CLC et MOS.

	CLC 2012			MOS 2012			CLC 2006		
	Artif (ha)	total (ha)	% artif	Artif (ha)	total (ha)	% artif	Artif (ha)	total (ha)	% artif
NANGIS	364,61	2418,71	15,07%	364,03	2411,7	15,09%	359,44	2418,71	14,86%
CESSON	354,31	699,17	50,68%	406,19	700,26	58,01%	329,52	699,17	47,13%
VERT-SAINT-DENIS	468,13	1618,79	28,92%	466,44	1 618,94	28,81%	461,04	1618,79	28,48%

Tableau A6. Ecarts CLC-MOS sur 3 petites communes du 77

On voit que les résultats sont très proches pour les communes de Nangis et de Vert-Saint-Denis. Par contre les chiffres sont légèrement différents sur la commune de Cesson. Nous allons examiner ce cas particulier. La figure A9 suivante illustre les différences d'estimation du MOS et de CLC. En figure A9, le *cercle rouge* montre un hameau présent dans le MOS et pas dans CLC surement en raison du seuil (25ha) alors qu'on voit le bâti dans la couche imperméabilisation de CLC-HR à droite. Par ailleurs la zone sous le *polygone violet* en figure A9-gauche est classée en 'espace ouvert artificialisé' dans le MOS alors qu'il est classé en 'terre arable' dans CLC.

>> On voit qu'ici c'est en même temps le seuil et l'interprétation qui expliquent la différence de classification entre les deux sources de données.

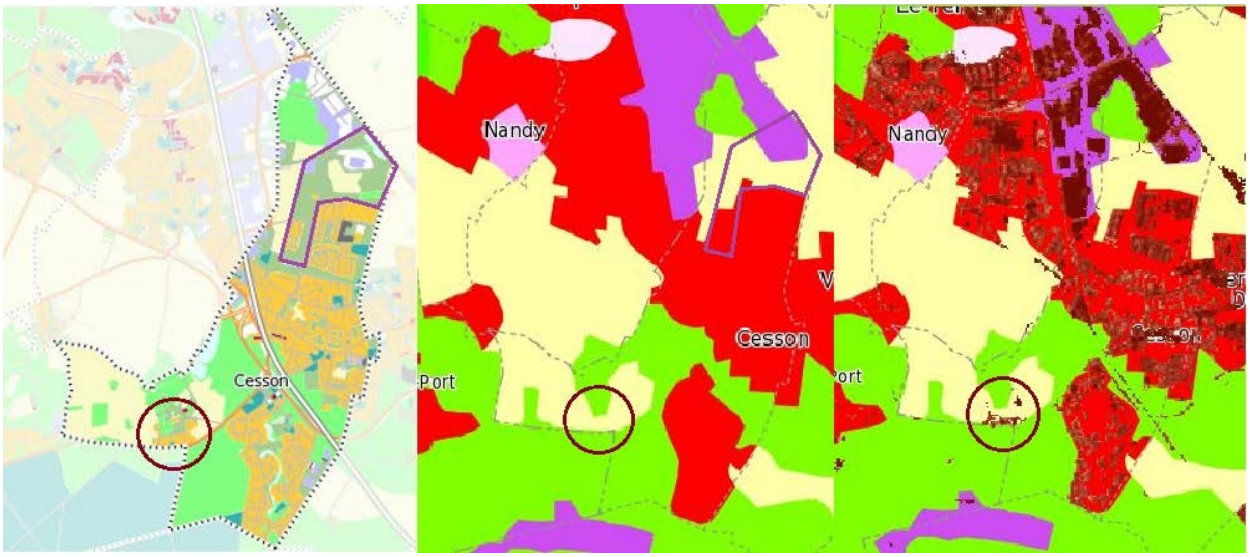


Figure A9. MOS-201 (gauche), CLC 2012 (milieu) et CLC-HR 2012 (droit)

Pour conclure

Cette annexe a pour but de tenter d'expliquer les différences dans le calcul de l'artificialisation des sols, notamment celles entre CORINE LAND COVER et TERUTI-LUCAS.

Si les points relevés dans cette analyse illustrent bien les différences de résultats obtenus dans le calcul de l'artificialisation selon les outils utilisés, ils justifient parallèlement le fait qu'il serait hasardeux de hiérarchiser ces outils qui n'ont pas été conçus pour les mêmes finalités. Chacun répond aux attentes et moyens pour lesquels il a été conçu. Il s'agit d'une étude faite pour compléter et contextualiser les conclusions de l'expertise collective sur l'artificialisation des sols. On voit que, au-delà de la nomenclature, plusieurs points sont importants :

- L'objectif initial de la source qui pose ici la définition de l'artificialisation
- les sources de données initiales (les images ou photographies sources),
- le protocole de saisie dans son ensemble
  - l'interprétation d'image (CLC) ou de terrain (TERUTI-LUCAS) pour classer les territoires
  - le processus d'extrapolation (pour TERUTI-LUCAS)
- les seuils de saisie et de classification de la base de données,
- le contrôle qualité et la fiabilité que l'on peut apporter à ces données pour différents usages,
- la régularité des millésimes produits pour étudier les évolutions,
- le coût global des processus de saisie, de gestion et de diffusion des données.

Références bibliographiques citées

Abrantes, P.; Soulard, C.; Jarrige, F.; Laurens, L., 2010. Dynamiques urbaines et mutations des espaces agricoles en Languedoc-Roussillon (France). *Cybergeo: European Journal of Geography*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.22869

Ackermann, G.; Mering, C.; Quensiere, J., 2003. Analysis of built-up areas extension on the Petite Côte region (Senegal) by remote sensing. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 2003. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.3884

Ackermann, G.; Tournaire, O.; Mering, C., 2004. L'utilisation des paramètres d'Haralick pour l'étude de l'extension du bâti sur le littoral sénégalais à partir des images SPOT panchromatiques. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, n°173/174: 104-112.

Aguejdad, R.; Hubert-Moy, L., 2016. Monitoring urban growth using remote sensing and landscape metrics. Application to a medium-sized city, Rennes metropolitan area (France). *Cybergeo: European Journal of Geography*, 2016. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27465

Al-Sharif, A.A.A.; Pradhan, B., 2014. Urban Sprawl Analysis of Tripoli Metropolitan City (Libya) Using Remote Sensing Data and Multivariate Logistic Regression Model. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 42 (1): 149-163. http://dx.doi.org/10.1007/s12524-013-0299-7

Al-Sharif, A.A.A.; Pradhan, B., 2015. A novel approach for predicting the spatial patterns of urban expansion by combining the chi-squared automatic integration detection decision tree, Markov chain and cellular automata models in GIS. *Geocarto International*, 30 (8): 858-881. http://dx.doi.org/10.1080/10106049.2014.997308

Alkan, M.; Oruç, M.; Kayabaşi, D.; Uga, S., 2015. Spatial and temporal GIS analysis of change detection using IKONOS images: A case study of Zonguldak. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*.

Alkan, M.; Oruc, M.; Yildirim, Y.; Seker, D.Z.; Jacobsen, K., 2013. Monitoring Spatial and Temporal Land Use/Cover Changes; a Case Study in Western Black Sea Region of Turkey. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 41 (3): 587-596. http://dx.doi.org/10.1007/s12524-012-0227-2

Alphan, H.; Yilmaz, K.T., 2005. Monitoring environmental changes in the Mediterranean coastal landscape: The case of Cukurova, Turkey. *Environmental Management*, 35 (5): 607-619. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-004-0222-7

Araya, Y.H.; Cabral, P., 2010. Analysis and Modeling of Urban Land Cover Change in Setubal and Sesimbra, Portugal. *Remote Sensing*, 2 (6): 1549-1563. http://dx.doi.org/10.3390/rs2061549

Armitage-Lee, A.; Carré, F.; Chéry, P.; Commagnac, L.; Laroche, B.; Montanarella, L.; Slak, M.-F.; Thorette, J., 2009. Une urbanisation galopante. In: Claude, C.; Chantal, G.; Roland, P., eds. *Sous les pavés la terre : connaître et gérer les sols urbains*. p. 15-44.

Bakr, N.; Weindorf, D.C.; Bahnassy, M.H.; Marei, S.M.; El-Badawi, M.M., 2010. Monitoring land cover changes in a newly reclaimed area of Egypt using multi-temporal Landsat data. *Applied Geography*, 30 (4): 592-605. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.10.008

Balestrat, M.; Chéry, J.-P.; Valette, E.; Barbe, E., 2008. Suivi des changements d'occupation et d'utilisation du sol pour la compréhension des dynamiques périurbaines: étude méthodologique pour le suivi des terres agricoles affectées par l'artificialisation. *Territoire et action publique territoriale : nouvelles ressources pour le développement régional. Colloque de l'ASRDLF*. Québec, Canada, 25-27 août 2008, 19 p.

Ban, Y.; Jacob, A.; Gamba, P., 2014. Spaceborne SAR data for global urban mapping at 30 m resolution using a robust urban extractor. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 103: 28-37. http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.08.004

Ban, Y.F.; Yousif, O.A., 2012. Multitemporal Spaceborne SAR Data for Urban Change Detection in China. *Ieee Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 5 (4): 1087-1094. http://dx.doi.org/10.1109/jstars.2012.2201135

Banzhaf, E.; Grescho, V.; Kindler, A., 2009. Monitoring urban to peri-urban development with integrated remote sensing and GIS information: a Leipzig, Germany case study. *International Journal of Remote Sensing*, 30 (7): 1675-1696. http://dx.doi.org/10.1080/01431160802642297

Başpehlivan, C.; Sarikaya, Ö.V.; Karaburun, A.; Döker, M.F., 2004. Land use change detection and water quality management in Istanbul's Water basins by using IKONOS imagery. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*. 509-512.

Benediktsson, J.A.; Pesaresi, M.; Arnason, K., 2003. Classification and feature extraction for remote sensing images from urban areas based on morphological transformations. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41 (9): 1940-1949. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2003.814625

Berberoglu, S.; Akin, A.; Clarke, K.C., 2016. Cellular automata modeling approaches to forecast urban growth for adana, Turkey: A comparative approach. *Landscape and Urban Planning*, 153: 11-27. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.017

Bergen, K.M.; Brown, D.G.; Rutherford, J.F.; Gustafson, E.J., 2005. Change detection with heterogeneous data using ecoregional stratification, statistical summaries and a land allocation algorithm. *Remote Sensing of Environment*, 97 (4): 434-446. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.03.016

Berry, B.J.L.; Goheen, P.G.; Goldstein, H., 1969. *Metropolitan area definition: A re-evaluation of concept and statistical practice*. [Washington]: US Bureau of the Census.

Bett, S.K.; Palamuleni, L.G.; Ruhiiga, T.M., 2013. Monitoring of urban sprawl using minimum distance supervised classification algorithm in Rustenburg, South Africa. *Asia Life Sciences*: 245-261.

Bhaskaran, S.; Paramananda, S.; Ramnarayan, M., 2010. Per-pixel and object-oriented classification methods for mapping urban features using Ikonos satellite data. *Applied Geography*, 30 (4): 650-665. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.01.009

Bianchin, A.; Bravin, L., 2008. Remote sensing and urban analysis. In: Gervasi, O.; Murgante, B., eds. *Computational Science and Its Applications - Iccsa 2008, Pt 1, Proceedings*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Lecture Notes in Computer Science), 300-315.

Boori, M.S.; Netzband, M.; Vazenilek, V.; Choudhary, K.; Ieee, 2015. Urban growth in last three decades in Kuala Lumpur, Malaysia. *2015 Joint Urban Remote Sensing Event (Jurse)*.

Boulila, W.; Farah, I.R.; Ettabaa, K.S.; Solaiman, B.; Ben Ghezala, H., 2011. A data mining based approach to predict spatiotemporal changes in satellite images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13 (3): 386-395. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2011.01.008

Brabec, E.; Schulte, S.; Richards, P.L., 2002. Impervious surfaces and water quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*, 16 (4): 499-514. http://doi.org/10.1177/088541202400903563

Braun, M.; Herold, M., 2004. Mapping imperviousness using NDVI and linear spectral unmixing of ASTER data in the Cologne-Bonn region (Germany). *Remote Sensing*. Barcelona, Spain, 2003. SPIE, 11 p. http://dx.doi.org/10.1117/12.510978

Brigante, R.; Radicioni, F., 2014. Use of multispectral sensors with high spatial resolution for territorial and environmental analysis. *Geographia Technica*, 9 (2): 9-20.

Brown, D.G.; Verburg, P.H.; Pontius, R.G.; Lange, M.D., 2013. Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (5): 452-457. http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.07.012

Brun, S.E.; Band, L.E., 2000. Simulating runoff behavior in an urbanizing watershed. *Computers, Environment and Urban Systems*, 24 (1): 5-22. http://dx.doi.org/10.1016/S0198-9715(99)00040-X

Brusshaber, C.; Trosset, A.M.; Bucher, T., 2010. Possibilities and constraints in the use of very high spatial resolution UltraCamX airborne imagery and Digital Surface Models for classification in densely built-up areas - a case study of Berlin. In: Michel, U.; Civco, D.L., eds. *Earth Resources and Environmental Remote Sensing-Gis Applications*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of SPIE-The International Society for Optical Engineering). http://dx.doi.org/10.1117/12.865826

Burbridge, S.; Zhang, Y.; Ieee, 2003. *A neural network based approach to detecting urban land cover changes using Landsat TM and IKONOS imagery*. New York: Ieee (*2nd Grss/Isprs Joint Workshop on Remote Sensing and Data Fusion over Urban Areas*). http://dx.doi.org/10.1109/dfua.2003.1219978

Cablk, M.E.; Minor, T.B., 2003. Detecting and discriminating impervious cover with high-resolution IKONOS data using principal component analysis and morphological operators. *International Journal of Remote Sensing*, 24 (23): 4627-4645. http://dx.doi.org/10.1080/0143116031000102539

Cabral, P.; Geroyannis, H.; Gilg, J.P.; Painho, M., 2005. Analysis and modeling of land-use and land-cover change in Sintra-Cascais area. *Proceedings 2005 - The 8th AGILE International Conference on Geographic Information Science, AGILE 2005.*

Carlson, T., 2003. Preface - Applications of remote sensing to urban problems. *Remote Sensing of Environment*, 86 (3): 273-274. http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(03)00073-7

Carlson, T.N., 2004. Analysis and prediction of surface runoff in an urbanizing watershed using satellite imagery. *Journal of the American Water Resources Association*, 40 (4): 1087-1098. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb01069.x

Casciere, R.; Franci, F.; Bitelli, G., 2014. Use of landsat imagery to detect land cover changes for monitoring soil sealing. Case study: Bologna province (Italy). In: Hadjimitsis, D.G.; Themistocleous, K.; Michaelides, S.; Papadavid, G., eds. *Second International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of SPIE). http://dx.doi.org/10.1117/12.2066432

Chen, D.M.; FitzGibbon, J.; Ieee, 2008. *Comparison of seasonal change detection from multi-temporal modis and tm images in Southern Ontario*. New York: Ieee (*2008 International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications*).

Chen, L.; Nuo, W., 2013. Dynamic simulation of land use changes in port city: a case study of Dalian, china. In: Zhang, L.; Wei, H.; Li, Z.; Zhang, Y.; Li, M., eds. *Intelligent and Integrated Sustainable Multimodal Transportation Systems Proceedings from the 13th Cota International Conference of Transportation Professionals*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Social and Behavioral Sciences), 981-992. http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.08.112

Chéry, P.; Lee, A.; Commagnac, L.; Thomas-Chery, A.-L.; Jalabert, S.; Slak, M.-F., 2014. Impact de l'artificialisation sur les ressources en sol et les milieux en France métropolitaine. Evaluation selon trois sources d'informations indépendantes. *Cybergeo: European Journal of Geography*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26224

Chini, M.; Pacifici, F.; Emery, W.J.; Pierdicca, N.; Del Frate, F., 2008. Comparing statistical and neural network methods applied to very high resolution satellite images showing changes in man-made structures at rocky flats. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46 (6): 1812-1821. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2008.916223

Chopin, F.; Mering, C., 2004. Cartographie de la densité du bâti et des différents types de morphologie urbaine par analyse granulométrique des images à haute et très haute résolution *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 173-174: 113-123.

Chrysoulakis, N.; Mitraka, Z.; Stathopoulou, M.; Cartalis, C., 2013. A comparative analysis of the urban web of the greater athens agglomeration for the last 20-years period on the basis of landsat imagery. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22 (7B): 2139-2144.

Cleve, C.; Kelly, M.; Kearns, F.R.; Morltz, M., 2008. Classification of the wildland-urban interface: A comparison of pixel- and object-based classifications using high-resolution aerial photography. *Computers Environment and Urban Systems*, 32 (4): 317-326. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2007.10.001

Conrad, C.; Rudloff, M.; Abdullaev, I.; Thiel, M.; Low, F.; Lamers, J.P.A., 2015. Measuring rural settlement expansion in Uzbekistan using remote sensing to support spatial planning. *Applied Geography*, 62: 29-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.03.017

Croft, T.A., 1973. Burning waste gas in oil fields. *Nature*, 245 (5425): 375-376. http://dx.doi.org/10.1038/245375a0

Croft, T.A., 1978. Nighttime images of the earth from space. *Scientific American*, 239 (1): 86-101.

Croft, T.A., 1979. *The brightness of lights on Earth at night digitally recorded by DMSP satellite*. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey, USGS Numbered Series, 80-167, 57 p. http://pubs.usgs.gov/of/1980/0167/report.pdf

Cui, Y.; Lefèvre, S.; Chapel, L.; Puissant, A., 2016. Combining multiple resolutions into hierarchical representations for kernel-based image classification. *arXiv preprint arXiv:1607.02654*.

Currit, N., 2005. Development of a remotely sensed, historical land-cover change database for rural Chihuahua, Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 7 (3): 232-247. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2005.05.001

Dalla Mura, M.; Benediktsson, J.A.; Waske, B.; Bruzzone, L., 2010. Morphological Attribute Profiles for the Analysis of Very High Resolution Images. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48 (10): 3747-3762. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2010.2048116

De Beuvron, F.; Marc-Zwecker, S.; Puissant, A.; Zanni-Merk, C., 2013. From Expert Knowledge to Formal Ontologies for Semantic Interpretation of the Urban Environment from Satellite Images. *International Journal of Knowledge-based and Intelligent Engineering Systems*, 17 (1): 55-65. http://dx.doi.org/10.3233/KES-130264

De Vecchi, D.; Harb, M.; Dell'Acqua, F.; Ieee, 2015. A pca-based hybrid approach for built-up area extraction from landsat 5, 7 and 8 datasets. *2015 Ieee International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. New York: Ieee (IEEE International Symposium on Geoscience and Remote Sensing IGARSS), 1152-1154.

Deguchi, C.; Sugio, S., 1994. Estimations for percentage of impervious area by the use of satellite remote-sensing imagery. *Water Science and Technology*, 29 (1-2): 135-144.

Deng, C.B.; Wu, C.S., 2012. BCI: A biophysical composition index for remote sensing of urban environments. *Remote Sensing of Environment*, 127: 247-259. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.09.009

Deng, L.; Yan, Y.N.; Wang, C.Z., 2015. Improved POLSAR Image Classification by the Use of Multi-Feature Combination. *Remote Sensing*, 7 (4): 4157-4177. http://dx.doi.org/10.3390/rs70404157

Dijkstra, L.; Poelman, H., 2014. *A harmonised definition of cities and rural areas: the new degree of urbanisation,*. Brussels: European Commission, Regional Policy Working Papers, (WP 01/2014), 24 p. http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/work/2014_01_new_urban.pdf

Dong, J.; Zhuang, D.F.; Xu, X.L.; Ying, L., 2008. Integrated evaluation of urban development suitability based on remote sensing and GIS techniques - A case study in Jingjinji area, China. *Sensors*, 8 (9): 5975-5986. http://dx.doi.org/10.3390/s8095975

Donnay, J.-P., 1994. Agglomérations morphologiques et fonctionnelles, l'apport de la télédétection urbaine. *Acta Geographica Lovaniensia*, 34: 191-199.

Donnay, J.-P.; Unwin, D., 2003. Modelling geographical distributions in urban areas. In: Donnay, J.-P.; Barnsley, M.J.; Longley, P.A., eds. *Remote Sensing and Urban Analysis: GISDATA 9*. CRC Press, 189-207.

Dubos-Paillard, E.; Guermond, Y.; Langlois, P., 2003. Analyse de l'évolution urbaine par automate cellulaire. Le modèle SpaCelle. *L'espace géographique*, 32 (4): 357-378. http://dx.doi.org/10.3917/eg.324.0357

Dupuy, S.; Barbe, E.; Balestrat, M., 2012. An Object-Based Image Analysis Method for Monitoring Land Conversion by Artificial Sprawl Use of RapidEye and IRS Data. *Remote Sensing*, 4 (2): 404-423. http://dx.doi.org/10.3390/rs4020404

Engelen, G.; Lavalle, C.; Barredo, J.I.; van der Meulen, M.; White, R., 2007. The moland modelling framework for urban and regional land-use dynamics. In: Koomen, E.; Stillwell, J.; Bakema, A.; Scholten, H.J., eds. *Modelling Land-Use Change: Progress and Applications*. Dordrecht: Springer (Geojournal Library), 297-319.

Erener, A., 2013. Classification method, spectral diversity, band combination and accuracy assessment evaluation for urban feature detection. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21: 397-408. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2011.12.008

Esch, T.; Marconcini, M.; Felbier, A.; Roth, A.; Heldens, W.; Huber, M.; Schwinger, M.; Taubenbock, H.; Muller, A.; Dech, S., 2013. Urban Footprint Processor-Fully Automated Processing Chain Generating Settlement Masks From Global Data of the TanDEM-X Mission. *Ieee Geoscience and Remote Sensing Letters*, 10 (6): 1617-1621. http://dx.doi.org/10.1109/lgrs.2013.2272953

Esch, T.; Thiel, M.; Schenk, A.; Roth, A.; Muller, A.; Dech, S., 2010. Delineation of Urban Footprints From TerraSAR-X Data by Analyzing Speckle Characteristics and Intensity Information. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48 (2): 905-916. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2009.2037144

Estoque, R.C.; Murayama, Y., 2015. Classification and change detection of built-up lands from Landsat-7 ETM+ and Landsat-8 OLI/TIRS imageries: A comparative assessment of various spectral indices. *Ecological Indicators*, 56: 205-217. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.037

Fanelli, A.; Ferri, M.; Santoro, M.; Vitale, A., 2001. Analysis of coherence images over urban areas in the extraction of buildings heights. *IEEE/ISPRS Joint Workshop on Remote Sensing and Data Fusion over Urban Areas, DFUA 2001*. 69-73. http://dx.doi.org/10.1109/dfua.2001.985729

Flouzat, G.; Guichou, C.; Merghoub, Y.; Guillemyn, D., 1984. Recherche de fonctions texturantes et cartographie automatique de l'occupation des terres. *Espace géographique*, 13 (3): 241-249.

Fontes-Rousseau, C.; Jean, R., 2015. L'utilisation du territoire en 2014 - Teruti-Lucas. *Chiffres et données - Série Agriculture*, n°229 (mars 2015): 105 p. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/cd229bssef.pdf

Franci, F.; Lambertini, A.; Bitelli, G., 2014. Integration of different geospatial data in urban areas: a case of study. In: Hadjimitsis, D.G.; Themistocleous, K.; Michaelides, S.; Papadavid, G., eds. *Second International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of SPIE). http://dx.doi.org/10.1117/12.2066614

Franci, F.; Mandanici, E.; Bitelli, G., 2015. Remote sensing analysis for flood risk management in urban sprawl contexts. *Geomatics Natural Hazards & Risk*, 6 (5-7): 583-599. http://dx.doi.org/10.1080/19475705.2014.913695

Gadal, S., 2011. *Métropolisations, territoires émergents et systèmes géographiques d'informations et de modélisation territoriale: Habilitation memory. vol. 1*. HDR. Université Paris Diderot, Paris. 426 p.

Goetz, S.J.; Wright, R.K.; Smith, A.J.; Zinecker, E.; Schaub, E., 2003. IKONOS imagery for resource management: Tree cover, impervious surfaces, and riparian buffer analyses in the mid-Atlantic region. *Remote Sensing of Environment*, 88 (1-2): 195-208. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2003.07.010

Gong, P.; Howarth, P.J., 1990. An assessment of some factors influencing multispectral land-cover classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 56 (5): 597-603.

Gražulevičiūtė-Vileniškė, I.; Gadal, S.; Zaleskienė, E., 2014. Peculiarities of rural-urban interface in Lithuania and implications for landscape management. *Environmental protection engineering*, (32): 211-219.

Griffiths, P.; Hostert, P.; Gruebner, O.; van der Linden, S., 2010. Mapping megacity growth with multi-sensor data. *Remote Sensing of Environment*, 114 (2): 426-439. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2009.09.012

Guttler, F.; Puissant, A.; Gancarski, P., 2016. Towards a typology of land-cover/land-use evolutions using high resolution satellite image time series: application to the metropolitan area of Strasbourg (France). *Geobia 2016 : Solutions and Synergies, 14 September 2016 - 16 September 2016* University of Twente Faculty of Geo-Information and Earth Observation (ITC) 7 p. http://doi.org/10.3990/2.391

Haralick, R.M.; Shapiro, L.G., 1985. Image segmentation techniques. *Computer vision, graphics, and image processing*, 29 (1): 100-132.

Harb, M.; De Vecchi, D.; Dell'Acqua, F.; Ieee, 2015. Automatic Hybrid-Based Built-Up Area Extraction from Landsat 5,7, and 8 Data Sets. *2015 Joint Urban Remote Sensing Event (Jurse)*.

Hassan, M.M.; Nazem, M.N.I., 2016. Examination of land use/land cover changes, urban growth dynamics, and environmental sustainability in Chittagong city, Bangladesh. *Environment Development and Sustainability*, 18 (3): 697-716. http://dx.doi.org/10.1007/s10668-015-9672-8

He, C.Y.; Shi, P.J.; Li, J.G.; Chen, J.; Pan, Y.Z.; Li, J.; Zhuo, L.; Toshiaki, I., 2006. Restoring urbanization process in China in the 1990s by using non-radiance calibrated DMSP/OLS nighttime light imagery and statistical data. *Chinese Science Bulletin*, 51 (13): 1614-1620. http://dx.doi.org/10.1007/s11434-006-2006-3

He, C.Y.; Wei, A.N.; Shi, P.J.; Zhang, Q.F.; Zhao, Y.Y., 2011. Detecting land-use/land-cover change in rural-urban fringe areas using extended change-vector analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13 (4): 572-585. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2011.03.002

Henderson, M.; Yeh, E.T.; Gong, P.; Elvidge, C.; Baugh, K., 2003. Validation of urban boundaries derived from global night-time satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24 (3): 595-609. http://dx.doi.org/10.1080/01431160210144534

Herold, M.; Gardner, M.E.; Roberts, D.A., 2003. Spectral resolution requirements for mapping urban areas. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41 (9): 1907-1919. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2003.815238

Houet, T., 2015. Usages des modèles spatiaux pour la prospective. *Revue internationale de géomatique*, 25 (1): 123-143. http://dx.doi.org/10.3166/RIG.25.123-143

Houet, T.; Aguejdad, R.; Doukari, O.; Battaia, G.; Clarke, K., 2016. Description and validation of a "non path-dependent" model for projecting contrasting urban growth futures. *Cybergeo: European Journal of Geography*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27397

Houet, T.; Vacquie, L.; Sheeren, D., 2015. Evaluating the spatial uncertainty of future land abandonment in a mountain valley (Vicdessos, Pyrenees - France): Insights from model parameterization and experiments. *Journal of Mountain Science*, 12 (5): 1095-1112. http://dx.doi.org/10.1007/s11629-014-3404-7

Hua, L.Z.; Man, W.; Wang, Q.; Zhao, X.F., 2012. A New Decision Tree Classification Approach for Extracting Urban Land from Landsat TM in a Coastal City, China. In: Chen, J.; Yu, F.; Chen, W.; Lu, Y.; Long, H., eds. *2012 International Symposium on Information Science and Engineering*. New York: Ieee (International Conference on Information Science and Engineering), 282-286. http://dx.doi.org/10.1109/isise.2012.71

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2007. The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (52): 20672-20677. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0705527105

Jantz, C.A.; Goetz, S.J.; Shelley, M.K., 2004. Using the SLEUTH urban growth model to simulate the impacts of future policy scenarios on urban land use in the Baltimore-Washington metropolitan area. *Environment and Planning B-Planning & Design*, 31 (2): 251-271. http://dx.doi.org/10.1069/b2983

Janvier, F.; Nirascou, F.; Sillard, P., 2015. L'occupation des sols en France : progression plus modérée de l'artificialisation entre 2006 et 2012. *Le point sur*, 219 (décembre 2015): 4 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Le_Point_Sur/2015/lps219-occupation-des-sols-decembre2015.pdf

Kaspersen, P.S.; Fensholt, R.; Drews, M., 2015. Using Landsat Vegetation Indices to Estimate Impervious Surface Fractions for European Cities. *Remote Sensing*, 7 (6): 8224-8249. http://dx.doi.org/10.3390/rs70608224

Kemper, G.; Celikoyan, M.; Altan, O.; Toz, G.; Lavalle, C.; Demicelli, L., 2004. RS-techniques for Land use change detection - Case study of Istanbul. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*. 784-789.

Kohler, M.; Tannier, C.; Blond, N.; Aguejdad, R.; Clappier, A., 2017. Impacts of several urban-sprawl countermeasures on building (space heating) energy demands and urban heat island intensities. A case study. *Urban Climate*, 19: 92-121. http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2016.12.006

Kurtz, C.; Passat, N.; Gancarski, P.; Puissant, A., 2010. Multi-resolution region-based clustering for urban analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 31 (22): 5941-5973. http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2010.512312

Kurtz, C.; Passat, N.; Gancarski, P.; Puissant, A., 2012. Extraction of complex patterns from multiresolution remote sensing images: A hierarchical top-down methodology. *Pattern Recognition*, 45 (2): 685-706. http://dx.doi.org/10.1016/j.patcog.2011.07.017

Lagabrielle, E.; Metzger, P.; Martignac, C.; Lortic, B.; Durieux, L., 2007. Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002). *M@ppemonde*, 86 (2): 23 p.

Lajoie, G.; Hagen-Zanker, A., 2007. La simulation de l'étalement urbain à La Réunion: apport de l'automate cellulaire Metronamica® pour la prospective territoriale. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 405. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.11882

Lambin, E.F., 1996. Change detection at multiple temporal scales: Seasonal and annual variations in landscape variables. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62 (8): 931-938.

Lathrop, R.G.; Tulloch, D.L.; Hatfield, C., 2007. Consequences of land use change in the New York-New Jersey Highlands, USA: Landscape indicators of forest and watershed integrity. *Landscape and Urban Planning*, 79 (2): 150-159. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.02.008

Li, N.; Bruzzone, L.; Chen, Z.P.; Liu, F., 2013. Labeled Co-occurrence Matrix for the Detection of Built-up Areas in High-Resolution SAR Images. In: Bruzzone, L., ed. *Image and Signal Processing for Remote Sensing Xix*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of SPIE). http://dx.doi.org/10.1117/12.2029872

Li, N.; Bruzzone, L.; Chen, Z.P.; Liu, F., 2014. A Novel Technique Based on the Combination of Labeled Co-Occurrence Matrix and Variogram for the Detection of Built-up Areas in High-Resolution SAR Images. *Remote Sensing*, 6 (5): 3857-3878. http://dx.doi.org/10.3390/rs6053857

Li, W.F.; Ouyang, Z.Y.; Zhou, W.Q.; Chen, Q.W., 2011. Effects of spatial resolution of remotely sensed data on estimating urban impervious surfaces. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (8): 1375-1383. http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742(10)60541-4

Lin, Y.P.; Lin, Y.B.; Wang, Y.T.; Hong, N.M., 2008. Monitoring and predicting land-use changes and the hydrology of the urbanized paochiao watershed in Taiwan using remote sensing data, urban growth models and a hydrological model. *Sensors*, 8 (2): 658-680. http://dx.doi.org/10.3390/s8020658

Lisini, G.; Gamba, P.; Dell'Acqua, F., 2012. A novel extension of the anisotropic rotation-invariant built-up presence index to SAR data. *European Journal of Remote Sensing*, 45 (1): 189-199. http://dx.doi.org/10.5721/EuJRS20124518

Liu, D.; Huang, H.Q.; Gong, F.; Chen, J.Y.; Zhu, Q.K.; Li, Y., 2014. Changes of built-up areas at the beginning of the 21st century in Zhejiang Province, China. In: Gao, W.; Chang, N.B.; Wang, J., eds. *Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability Xi*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of SPIE). http://dx.doi.org/10.1117/12.2060349

Liu, G.; Wang, J.; Ma, L.; Gao, W., 2016. Research on extraction method of urban impervious surface information. *23rd International Conference on Geoinformatics*, 2016-January. http://dx.doi.org/10.1109/geoinformatics.2015.7378600

Liu, S.C.; Du, P.J., 2010. Object-oriented change detection from multi-temporal remotely sensed images. In: Addink, E.A.; VanCoillie, F.M.B., eds. *Geobia 2010: Geographic Object-Based Image Analysis*. Gottingen: Copernicus Gesellschaft Mbh (International Archives of the Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences).

Long, Y.; Shen, Y.; Jin, X.B., 2016. Mapping Block-Level Urban Areas for All Chinese Cities. *Annals of the American Association of Geographers*, 106 (1): 96-113. http://dx.doi.org/10.1080/00045608.2015.1095062

Loveland, T.R.; DeFries, R.S., 2004. Observing and monitoring land use and land cover change. In: DeFries, R.S.; Asner, G.P.; Houghton, R.A., eds. *Ecosystems and Land Use Change*. Washington: Amer Geophysical Union (Geophysical Monograph Series), 231-246. http://dx.doi.org/10.1029/153gm18

Lu, D.; Mausel, P.; Brondizio, E.; Moran, E., 2004. Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25 (12): 2365-2407. http://dx.doi.org/10.1080/0143116031000139863

Lu, D.S.; Hetrick, S.; Moran, E., 2011. Impervious surface mapping with Quickbird imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 32 (9): 2519-2533. http://dx.doi.org/10.1080/01431161003698393

Lu, D.S.; Weng, Q.H., 2006. Use of impervious surface in urban land-use classification. *Remote Sensing of Environment*, 102 (1-2): 146-160. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2006.02.010

Luo, J.; Wei, Y.H.D., 2009. Modeling spatial variations of urban growth patterns in Chinese cities: The case of Nanjing. *Landscape and Urban Planning*, 91 (2): 51-64. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.010

Ma, Y.L.; Xu, R.S., 2010. Remote sensing monitoring and driving force analysis of urban expansion in Guangzhou City, China. *Habitat International*, 34 (2): 228-235. http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2009.09.007

Madhavan, B.B.; Kubo, S.; Kurisaki, N.; Sivakumar, T., 2001. Appraising the anatomy and spatial growth of the Bangkok Metropolitan area using a vegetation-impervious-soil model through remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 22 (5): 789-806. http://dx.doi.org/10.1080/01431160051060200

Mallinis, G.; Koutsias, N.; Tsakiri-Strati, M.; Karteris, M., 2008. Object-based classification using Quickbird imagery for delineating forest vegetation polygons in a Mediterranean test site. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63 (2): 237-250. http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2007.08.007

Manzke, N.; Kada, M.; Kastler, T.; Xu, S.; De Lange, N.; Ehlers, M., 2016. The URBIS project: Identification and characterization of potential URBAN development areas as a Web-based Service. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*. 227-233. http://dx.doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B4-227-2016

Marceau, D.J.; Howarth, P.J.; Dubois, J.M.M.; Gratton, D.J., 1990. Evaluation of the gray-level cooccurrence matrix-method for land-cover classification using spot imagery. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 28 (4): 513-519. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.1990.572937

Mas, J.F.; Kolb, M.; Paegelow, M.; Olmedo, M.T.C.; Houet, T., 2014. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51: 94-111. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.010

Masson, V.; Marchadier, C.; Adolphe, L.; Aguejdad, R.; Avner, P.; Bonhomme, M.; Bretagne, G.; Briottet, X.; Bueno, B.; De Munck, C., 2014. Adapting cities to climate change: A systemic modelling approach. *Urban Climate*, 10 (part 2): 407-429. http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2014.03.004

Meinel, G.; Winkler, M., 2005. Long-term investigation of urban sprawl on the basis of remote sensing data - Results of an international city comparison. In: Oluic, M., ed. *New Strategies for European Remote Sensing*. Rotterdam: Millpress Science Publishers, 653-661.

Mering, C.; Baro, J.; Upegui, E., 2010. Retrieving urban areas on Google Earth images: application to towns of West Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 31 (22): 5867-5877. http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2010.512311

Michishita, R.; Jiang, Z.B.; Xu, B., 2012. Monitoring two decades of urbanization in the Poyang Lake area, China through spectral unmixing. *Remote Sensing of Environment*, 117: 3-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.06.021

Milesi, C.; Elvidge, C.D.; Nemani, R.R.; Running, S.W.; Ieee, 2002. Impact of urban sprawl on net primary productivity in the Southeastern United States. *Igarss 2002: Ieee International Geoscience and Remote Sensing Symposium and 24th Canadian Symposium on Remote Sensing, Vols I-Vi, Proceedings: Remote Sensing: Integrating Our View of the Planet*. New York: Ieee, 2971-2973.

Millward, A.A., 2011. Urbanisation viewed through a geostatistical lens applied to remote-sensing data. *Area*, 43 (1): 53-66. http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-4762.2010.00956.x

Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, 2014. *Panorama de la quantification de l'évolution nationale des surfaces agricoles*, 126 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/140514-oncea_rapport_cle0f3a94.pdf

Ministère de l'environnement; Virely, B., 2017. *Artificialisation. De la mesure à l'action*. Paris: Ministère de l'environnement, CGDD, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, Théma, 46 p. http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0086/Temis-0086039/22897.pdf

Mishra, B.; Susaki, J., 2013. Coupling of thresholding and region growing algorithm for change detection in sar images. *Progress in Electromagnetics Research-Pier*, 143: 519-544. http://dx.doi.org/10.2528/pier13092502

Nabucet, J.; Rougier, S.; Deniau, J.; Vétillard, L.; Hanson, E.; Benarchid, O.; Wolff, E.; Hubert-Moy, L.; Puissant, A., 2015. Multi-scale methodology to map grey and green structures in urban areas using Pléiades images and existing geographic data. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, 209: 95-101.

Niu, X.; Ban, Y., 2010. Multitemporal radarsat-2 polarimetric SAR data for urban land-cover mapping. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*. 175-180.

Nole, G.; Danese, M.; Murgante, B.; Lasaponara, R.; Lanorte, A., 2012. Using Spatial Autocorrelation Techniques and Multi-temporal Satellite Data for Analyzing Urban Sprawl. In: Murgante, B.; Gervasi, O.; Misra, S.; Nedjah, N.; Rocha, A.; Taniar, D.; Apduhan, B.O., eds. *Computational Science and Its Applications - Iccsa 2012, Pt Iii*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Lecture Notes in Computer Science), 512-527.

Oguz, H., 2012. Simulating future urban growth in the city of Kahramanmaras, Turkey from 2009 to 2040. *Journal of Environmental Biology*, 33 (2): 381-386.

Oguz, H.; Klein, A.G.; Srinivasan, R., 2007. Using the Sleuth Urban Growth Model to Simulate the Impacts of Future Policy Scenarios on Urban Land Use in the Houston-Galveston-Brazoria CMSA. *Research Journal of Social Sciences*, 2.

Oguz, H.; Zengin, M., 2011. Analyzing land use/land cover change using remote sensing data and landscape structure metrics: a case study of Erzurum, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20 (12A): 3258-3269.

Oke, T.R., 1982. The energetic basis of the urban heat-Island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 108 (455): 1-24. http://dx.doi.org/10.1002/qj.49710845502

Orenstein, D.E.; Bradley, B.A.; Albert, J.; Mustard, J.F.; Hamburg, S.P., 2011. How much is built? Quantifying and interpreting patterns of built space from different data sources. *International Journal of Remote Sensing*, 32 (9): 2621-2644. http://dx.doi.org/10.1080/01431161003713036

Pacifici, F.; Del Frate, F.; Solimini, C.; Emery, W.J., 2007. An innovative neural-net method to detect temporal changes in high-resolution optical satellite imagery. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 45 (9): 2940-2952. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2007.902824

Pandey, A.C.; Kumar, A.; Jeyaseelan, A.T., 2013. Urban Built-up Area Assessment of Ranchi Township Using Cartosat-I Stereopairs Satellite Images. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 41 (1): 141-155. http://dx.doi.org/10.1007/s12524-012-0209-4

Pesaresi, M.; Benediktsson, J.A., 2001. A new approach for the morphological segmentation of high-resolution satellite imagery. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39 (2): 309-320. http://dx.doi.org/10.1109/36.905239

Pesaresi, M.; Bianchin, A., 2001. Recognizing Settlement structure using Mathematical Morphology and Image Texture. In: Donnay, J.P.; Barnsley, M.J.; Longley, P.A., eds. *Remote Sensing and Urban Analysis*. London and New York: Taylor and Francis, 55-67.

Petitjean, F.; Inglada, J.; Gancarski, P., 2012. Satellite Image Time Series Analysis Under Time Warping. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 50 (8): 3081-3095. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2011.2179050

Petrasova, A.; Petras, V.; Van Berkel, D.; Harmon, B.A.; Mitasova, H.; Meentemeyer, R.K., 2016. Open source approachto urban growth simulation. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*. 953-959. http://dx.doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B7-953-2016

Pham, H.M.; Yamaguchi, Y., 2011. Urban growth and change analysis using remote sensing and spatial metrics from 1975 to 2003 for Hanoi, Vietnam. *International Journal of Remote Sensing*, 32 (7): 1901-1915. http://dx.doi.org/10.1080/01431161003639652

Phinn, S.; Stanford, M.; Scarth, P.; Murray, A.T.; Shyy, P.T., 2002. Monitoring the composition of urban environments based on the vegetation-impervious surface-soil (VIS) model by subpixel analysis techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 23 (20): 4131-4153. http://dx.doi.org/10.1080/01431160110114998

Pierce, K.B., 2015. Accuracy Optimization for High Resolution Object-Based Change Detection: An Example Mapping Regional Urbanization with 1-m Aerial Imagery. *Remote Sensing*, 7 (10): 12654-12679. http://dx.doi.org/10.3390/rs71012654

Pinto, N.N.; Antunes, A.P., 2010. A cellular automata model based on irregular cells: application to small urban areas. *Environment and Planning B-Planning & Design*, 37 (6): 1095-1114. http://dx.doi.org/10.1068/b36033

Pontius, R.G.; Boersma, W.; Castella, J.C.; Clarke, K.; de Nijs, T.; Dietzel, C.; Duan, Z.; Fotsing, E.; Goldstein, N.; Kok, K.; Koomen, E.; Lippitt, C.D.; McConnell, W.; Sood, A.M.; Pijanowski, B.; Pithadia, S.; Sweeney, S.; Trung, T.N.; Veldkamp, A.T.; Verburg, P.H., 2008. Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *Annals of Regional Science*, 42 (1): 11-37. http://dx.doi.org/10.1007/s00168-007-0138-2

Potere, D.; Schneider, A.; Angel, S.; Civco, D.L., 2009. Mapping urban areas on a global scale: which of the eight maps now available is more accurate? *International Journal of Remote Sensing*, 30 (24): 6531-6558. http://dx.doi.org/10.1080/01431160903121134

Powell, S.L.; Cohen, W.B.; Yang, Z.; Pierce, J.D.; Alberti, M., 2008. Quantification of impervious surface in the Snohomish Water Resources Inventory Area of Western Washington from 1972-2006. *Remote Sensing of Environment*, 112 (4): 1895-1908. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2007.09.010

Pugliese, L.; Scarpetta, S., 2014. An object based analysis applied to very high resolution remote sensing data for the change detection of soil sealing at urban scale. *Smart Innovation, Systems and Technologies*. 155-162. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-04129-2_16

Puissant, A.; Hirsch, J.; Weber, C., 2005. The utility of texture analysis to improve per-pixel classification for high to very high spatial resolution imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 26 (4): 733-745. http://dx.doi.org/10.1080/01431160512331316838

Puissant, A.; Zhang, W.; Skupinski, G., 2012. Urban morphology analysis by high and very high spatial resolution remote sensing. *International Conference on Geographic Object-Based Image Analysis*, 524-529.

Qi, Z.; Yeh, A.G.O., 2013. Monthly monitoring of land cover change from barren land to built-up areas using RADARSAT-2 PolSAR images. *Proceedings of CUPUM 2013: 13th International Conference on Computers in Urban Planning and Urban Management - Planning Support Systems for Sustainable Urban Development*. 1-18.

Qi, Z.X.; Yeh, A.G.O.; Li, X.; Xian, S.; Zhang, X.H., 2015. Monthly short-term detection of land development using RADARSAT-2 polarimetric SAR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 164: 179-196. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2015.04.018

Qin, Q.; Zhu, L.; Ghulam, A.; Li, Z.; Nan, P., 2008. Satellite monitoring of spatio-temporal dynamics of China's coastal zone eco-environments: preliminary analysis on the relationship between the environment, climate change and human behavior. *Environmental Geology*, 55 (8): 1687-1698. http://dx.doi.org/10.1007/s00254-007-1120-0

Rahman, A.; Aggarwal, S.P.; Netzband, M.; Fazal, S., 2011. Monitoring Urban Sprawl Using Remote Sensing and GIS Techniques of a Fast Growing Urban Centre, India. *Ieee Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 4 (1): 56-64. http://dx.doi.org/10.1109/jstars.2010.2084072

Rahman, M.T., 2016. Detection of Land Use/Land Cover Changes and Urban Sprawl in Al-Khobar, Saudi Arabia: An Analysis of Multi-Temporal Remote Sensing Data. *Isprs International Journal of Geo-Information*, 5 (2). http://dx.doi.org/10.3390/ijgi5020015

Retsilidou, O.N.; Hatzopoulos, J.N., 2013. Modelling of urban land use and assessment of future urban expansion: application in the municipality of Mytilene, Lesvos island, Greece. In: Lekkas, T.D., ed. *Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Science and Technology*. Athens: Global Nest, Secretariat (Proceedings of the International Conference on Environmental Science and Technology).

Ridd, M.K., 1995. Exploring a V-I-S (Vegetation-Impervious Surface-soil) model for urban ecosystem analysis through remote-sensing - Comparative anatomy for cities *International Journal of Remote Sensing*, 16 (12): 2165-2185.

Robert, S., 2016. In between urban sprawl and densification: An accurate approach of coastal urbanization in Provence. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 2016. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27451

Roychowdhury, K., 2016. Comparison between spectral, spatial and polarimetric classification of urban and periurban landcover using temporal Sentinel - 1 Images. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*. 789-796. http://dx.doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B7-789-2016

Salentinig, A.; Gamba, P.; Ieee, 2017. Multi-scale decision level data fusion by means of spatial regularization and image weighting. *2017 Joint Urban Remote Sensing Event*. New York: Ieee (Joint Urban Remote Sensing Event).

Samal, D.R.; Gedam, S.S., 2015. Monitoring land use changes associated with urbanization: An object based image analysis approach. *European Journal of Remote Sensing*, 48: 85-99. http://dx.doi.org/10.5721/EuJRS20154806

Sanli, F.B.; Kurucu, Y.; Esetlili, M.T., 2009. Determining land use changes by radar-optic fused images and monitoring its environmental impacts in Edremit region of western Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151 (1-4): 45-58. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-008-0248-z

Schneider, A., 2012. Monitoring land cover change in urban and pen-urban areas using dense time stacks of Landsat satellite data and a data mining approach. *Remote Sensing of Environment*, 124: 689-704. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.06.006

Shaban, M.A.; Dikshit, O., 2001. Improvement of classification in urban areas by the use of textural features: the case study of Lucknow city, Uttar Pradesh. *International Journal of Remote Sensing*, 22 (4): 565-593. http://dx.doi.org/10.1080/01431160050505865

Shahtahmassebi, A.; Pan, Y.; Lin, L.; Shortridge, A.; Wang, K.; Wu, J.X.; Wu, D.; Zhang, J., 2014. Implications of land use policy on impervious surface cover change in Cixi County, Zhejiang Province, China. *Cities*, 39: 21-36. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2014.02.002

Sharma, L.; Pandey, P.C.; Nathawat, M.S., 2012. Assessment of land consumption rate with urban dynamics change using geospatial techniques. *Journal of Land Use Science*, 7 (2): 135-148. http://dx.doi.org/10.1080/1747423x.2010.537790

Siedentop, S.; Fina, S., 2012. Who sprawls most? Exploring the patterns of urban growth across 26 European countries. *Environment and Planning A*, 44 (11): 2765-2784. http://dx.doi.org/10.1068/a4580

Singh, A., 1986. Change detection in the tropical forest environment of northeastern India using Landsat. In: Eden, M.J.; Parry, J.T., eds. *Remote sensing and tropical land management*. London: Wiley, 237- 254.

Slak, M.; Vidal, C., 1995. Les mutations de l'agriculture ont façonné le paysage rural. *Cahiers Agreste, série analyses et étude*, (21): 47-55.

Slonecker, E.T.; Jennings, D.B.; Garofalo, D., 2001. Remote sensing of impervious surfaces: A review. *Remote Sensing Reviews*, 20 (3): 227-225. http://dx.doi.org/10.1080/02757250109532436

Smiraglia, D.; Rinaldo, S.; Ceccarelli, T.; Bajocco, S.; Salvati, L.; Ricotta, C.; Perini, L., 2014. A cost-effective approach for improving the quality of soil sealing change detection from Landsat imagery. *European Journal of Remote Sensing*, 47: 805-819. http://dx.doi.org/10.5721/EuJRS20144746

Suarez-Rubio, M.; Lookingbill, T.R.; Elmore, A.J., 2012. Exurban development derived from Landsat from 1986 to 2009 surrounding the District of Columbia, USA. *Remote Sensing of Environment*, 124: 360-370. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2012.03.029

Sun, C.; Wu, Z.F.; Lv, Z.Q.; Yao, N.; Wei, J.B., 2013. Quantifying different types of urban growth and the change dynamic in Guangzhou using multi-temporal remote sensing data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21: 409-417. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2011.12.012

Sutton, P.C., 2003. A scale-adjusted measure of "Urban sprawl" using nighttime satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 86 (3): 353-369. http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(03)00078-6

Tan, R.H.; Liu, Y.L.; Zhou, K.H.; Jiao, L.M.; Tang, W., 2015. A game-theory based agent-cellular model for use in urban growth simulation: A case study of the rapidly urbanizing Wuhan area of central China. *Computers Environment and Urban Systems*, 49: 15-29. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2014.09.001

Tao, S.; Hu, D.Y.; Ye, Z.W.; Ieee, 2009. *Urban Land Cover Information Extraction Combining Spectral Feature and Oriented-object Analysis*. New York: Ieee (*2009 Joint Urban Remote Sensing Event, Vols 1-3*).

Tayyebi, A.; Pijanowski, B.C.; Tayyebi, A.H., 2011. An urban growth boundary model using neural networks, GIS and radial parameterization: An application to Tehran, Iran. *Landscape and Urban Planning*, 100 (1-2): 35-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.10.007

Thapa, R.B.; Murayama, Y., 2011. Urban growth modeling of Kathmandu metropolitan region, Nepal. *Computers Environment and Urban Systems*, 35 (1): 25-34. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2010.07.005

Thunig, H.; Wolf, N.; Naumann, S.; Siegmund, A.; Jurgens, C., 2010. Automated lulc classification of vhr optical satellite data in the context of urban planning. In: Addink, E.A.; VanCoillie, F.M.B., eds. *Geobia 2010: Geographic Object-Based Image Analysis*. Gottingen: Copernicus Gesellschaft Mbh (International Archives of the Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences).

Tian, J.J.; Reinartz, P.; Ieee, 2014. Dempster-Shafer fusion based building change detection from satellite stereo imagery. *2014 17th International Conference on Information Fusion (Fusion)*.

Tobler, W.R., 1979. Smooth pycnophylactic interpolation for geographical regions. *Journal of the American Statistical Association*, 74 (367): 519-530. http://dx.doi.org/10.2307/2286968

Tong, X.H.; Zhang, X.; Liu, M.L., 2010. Detection of urban sprawl using a genetic algorithm-evolved artificial neural network classification in remote sensing: a case study in Jiading and Putuo districts of Shanghai, China. *International Journal of Remote Sensing*, 31 (6): 1485-1504. http://dx.doi.org/10.1080/01431160903475290

Tran, T.D.B.; Puissant, A.; Badariotti, D.; Weber, C., 2011. Optimizing Spatial Resolution of Imagery for Urban Form Detection-The Cases of France and Vietnam. *Remote Sensing*, 3 (10): 2128-2147. http://dx.doi.org/10.3390/rs3102128

Van de Voorde, T.; De Roeck, T.; Canters, F., 2009. A comparison of two spectral mixture modelling approaches for impervious surface mapping in urban areas. *International Journal of Remote Sensing*, 30 (18): 4785-4806. http://dx.doi.org/10.1080/01431160802665918

Van de Voorde, T.; van der Kwast, J.; Poelmans, L.; Canters, F.; Binard, M.; Cornet, Y.; Engelen, G.; Uljee, I.; Shahumyan, H.; Williams, B.; Convery, S.; Lavalle, C., 2016. Projecting alternative urban growth patterns: The development and application of a remote sensing assisted calibration framework for the Greater Dublin Area. *Ecological Indicators*, 60: 1056-1069. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.035

van Vliet, J.; Bregt, A.K.; Brown, D.G.; van Delden, H.; Heckbert, S.; Verburg, P.H., 2016. A review of current calibration and validation practices in land-change modeling. *Environmental Modelling & Software*, 82: 174-182. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.04.017

van Vliet, J.; Bregt, A.K.; Hagen-Zanker, A., 2011. Revisiting Kappa to account for change in the accuracy assessment of land-use change models. *Ecological Modelling*, 222 (8): 1367-1375. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.01.017

Vannier, C.; Hubert-Moy, L., 2008. Detection of Wooded Hedgerows in High Resolution Satellite Images using an Object-Oriented Method. *IGARSS 2008 - 2008 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. Boston, MA, USA, 7-11 July 2008. 7-11 July 2008, IV - 731-IV - 734. http://dx.doi.org/10.1109/IGARSS.2008.4779826

Verburg, P.H.; Dearing, J.A.; Dyke, J.G.; van der Leeuw, S.; Seitzinger, S.; Steffen, W.; Syvitski, J., 2016. Methods and approaches to modelling the Anthropocene. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 39: 328-340. http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007

Verburg, P.H.; Tabeau, A.; Hatna, E., 2013. Assessing spatial uncertainties of land allocation using a scenario approach and sensitivity analysis: A study for land use in Europe. *Journal of Environmental Management*, 127: S132-S144. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.038

Verburg, P.H.; van de Steeg, J.; Veldkamp, A.; Willemen, L., 2009. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management*, 90 (3): 1327-1335. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.005

Villa, P.; Boschetti, M.; Bianchini, F.; Cella, F., 2012. A hybrid multi-step approach for urban area mapping in the Province of Milan, Italy. *European Journal of Remote Sensing*, 45 (2): 333-347. http://dx.doi.org/10.5721/EuJRS20124529

Weber, C., 2003. Interaction model application for urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 63 (1): 49-60. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(02)00182-2

Weber, C.; Puissant, A., 2003. Urbanization pressure and modeling of urban growth: example of the Tunis Metropolitan Area. *Remote Sensing of Environment*, 86 (3): 341-352. http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(03)00077-4

Weng, Q., 2007. *Remote Sensing of Impervious Surfaces*. CRC Press (*Remote Sensing Applications Series*), 488 p.

Weng, Q.H., 2009. Thermal infrared remote sensing for urban climate and environmental studies: Methods, applications, and trends. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64 (4): 335-344. http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2009.03.007

Weng, Q.H., 2012. Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods, and trends. *Remote Sensing of Environment*, 117: 34-49. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.02.030

Wieland, M.; Pittore, M., 2016. Large-area settlement pattern recognition from Landsat-8 data. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 119: 294-308. http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.06.010

Wray, C.; Cheruiyot, K., 2015. Key Challenges and Potential Urban Modelling Opportunities in South Africa, with Specific Reference to the Gauteng City-Region. *South African Journal of Geomatics*, 4 (1): 14-35. http://dx.doi.org/10.4314/sajg.v4i1.2

Wu, C.S., 2004. Normalized spectral mixture analysis for monitoring urban composition using ETM plus imagery. *Remote Sensing of Environment*, 93 (4): 480-492. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2004.08.003

Wu, C.S.; Murray, A.T., 2003. Estimating impervious surface distribution by spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*, 84 (4): 493-505. http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(02)00136-0

Xian, G.; Crane, M., 2005. Assessments of urban growth in the Tampa Bay watershed using remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 97 (2): 203-215. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.04.017

Xian, G.; Crane, M.; McMahon, C., 2008. Quantifying multi-temporal urban development characteristics in Las Vegas from landsat and ASTER data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 74 (4): 473-481. http://dx.doi.org/10.14358/PERS.74.4.473

Xiang, D.L.; Tang, T.; Ban, Y.F.; Su, Y.; Kuang, G.Y., 2016. Unsupervised polarimetric SAR urban area classification based on model-based decomposition with cross scattering. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 116: 86-100. http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.03.009

Xie, L.; Zhang, H.; Liu, M.; Wang, C., 2016. Identification of changes in urban land cover type using fully polarimetric SAR data. *Remote Sensing Letters*, 7 (7): 691-700. http://dx.doi.org/10.1080/2150704x.2016.1182658

Xu, C.; Liu, M.S.; Hong, C.; Chi, T.; An, S.Q.; Yang, X.J., 2012. Temporal variation of characteristic scales in urban landscapes: an insight into the evolving internal structures of China's two largest cities. *Landscape Ecology*, 27 (7): 1063-1074. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9764-x

Yang, H.M.; Meng, Q.J.; Cao, W.B.; Xu, X.P., 2011. Remote Sensing Dynamic Monitoring and Driving Force Analysis of Land Use in Xinjiang Regimental Farm. In: Xie, Y.; Zheng, Y., eds. *International Conference on Graphic and Image Processing*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of SPIE). http://dx.doi.org/10.1117/12.913367

Yang, Q.; Li, J.L.; Gan, X.Y.; Zhang, J.; Yang, F.; Qian, Y.R., 2012a. Comparison of landscape patterns between metropolises and small-sized cities: a gradient analysis with changing grain size in Shanghai and Zhangjiagang, China. *International Journal of Remote Sensing*, 33 (5): 1446-1464. http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2011.574161

Yang, Y.T.; Zhou, Q.M.; Gong, J.Y.; Wang, Y., 2012b. An integrated spatio-temporal classification method for urban fringe change detection analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 33 (8): 2516-2531. http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2011.616551

Zeng, C.; Zhang, M.D.; Cui, J.X.; He, S.W., 2015. Monitoring and modeling urban expansion-A spatially explicit and multi-scale perspective. *Cities*, 43: 92-103. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2014.11.009

Zhang, Q.; Wang, J.; Gong, P.; Shi, P., 2003. Study of urban spatial patterns from SPOT panchromatic imagery using textural analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 24 (21): 4137-4160. http://dx.doi.org/10.1080/0143116031000070445

Zhang, Q.L.; Seto, K.C., 2011. Mapping urbanization dynamics at regional and global scales using multi-temporal DMSP/OLS nighttime light data. *Remote Sensing of Environment*, 115 (9): 2320-2329. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.04.032

Zhang, Y.; Guindon, B.; Li, X.W.; Lantz, N.; Sun, Z.C., 2014. Target-driven extraction of built-up land changes from high-resolution imagery. *Journal of Applied Remote Sensing*, 8. http://dx.doi.org/10.1117/1.jrs.8.084594

Zhang, Z.X.; Li, N.; Wang, X.; Liu, F.; Yang, L.P., 2016. A Comparative Study of Urban Expansion in Beijing, Tianjin and Tangshan from the 1970s to 2013. *Remote Sensing*, 8 (6). http://dx.doi.org/10.3390/rs8060496

Zhao, W.J.; Zhu, X.D.; Reenberg, A.; Sun, X.A., 2010a. Analyzing suitability for urban expansion under rapid coastal urbanization with remote sensing and GIS techniques: a case study of Lianyungang, China. In: Michel, U.; Civco, D.L., eds. *Earth Resources and Environmental Remote Sensing-Gis Applications*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of SPIE-The International Society for Optical Engineering). http://dx.doi.org/10.1117/12.864941

Zhao, X.Y.; Shen, S.H.; Yang, S.B.; Xie, X.J., 2010b. *Analyzing the Relationship between Urban Heat Hsland and Land Use/cover Types in Nanjing Using Remote Sensing Images*. Liverpool: World Acad Union-World Acad Press (*Proceedings of the 2010 International Conference on Application of Mathematics and Physics, Vol 1: Advances on Space Weather, Meteorology and Applied Physics*).

Zhong, P.; Wang, R.S., 2007. A multiple conditional random fields ensemble model for urban area detection in remote sensing optical Images. *Ieee Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 45 (12): 3978-3988. http://dx.doi.org/10.1109/tgrs.2007.907109

Zhou, W.Q.; Troy, A.; Grove, M., 2008. Object-based land cover classification and change analysis in the Baltimore metropolitan area using multitemporal high resolution remote sensing data. *Sensors*, 8 (3): 1613-1636. http://dx.doi.org/10.3390/s8031613

Zoran, M.A., 2006. Analysis of urban surface biophysical parameters from remote sensing imagery - art. no. 63660Y. In: Ehlers, M.; Michel, U., eds. *Remote Sensing for Environmental Monitoring, GIS Applications and Geology VI*. Bellingham: Spie-Int Soc Optical Engineering (Proceedings of the Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers (Spie)), Y3660-Y3660. http://dx.doi.org/10.1117/12.683209

Chapitre 2. Les tendances de l'artificialisation des sols

1. Des tendances de l'urbanisation en France et en Europe

Auteures : Marianne Guérois et Denise Pumain

Dans ce chapitre il nous semble important de compléter le point de vue exposé au chapitre de Jacques Thisse en rappelant l'existence d'une théorie géographique des villes. Dénommée « théorie évolutive des villes », cette théorie mène jusqu'au bout la prise en compte du temps long de l'histoire des villes, que Jacques Thisse évoque dans la première partie de son exposé sans l'intégrer par la suite dans sa théorie d'« économie géographique ». Le point essentiel de la théorie évolutive est de prendre en considération la dimension spatio-temporelle du fait urbain. Il s'agit de relier le développement des villes aux très nombreuses et diverses interrelations qui font des villes, depuis leur émergence, des entités qui ne sont pas isolées, mais au contraire interdépendantes dans leurs évolutions, au point de constituer des « systèmes de villes ». Ces systèmes sont des adaptateurs sociaux, complexes, multi-scalaires et ouverts. La dynamique de ces systèmes de villes, bien qu'elle doive toujours replacée dans un contexte de temps et d'espace, comporte des régularités qui la rendent en partie comparable et prévisible, d'un système à l'autre et pour certaines échelles de temps. Ce sont les interactions d'échelon micro-géographique, formées des multiples interventions de très nombreux acteurs, qui produisent les « comportements » des villes et des systèmes de villes à des échelons macro-géographiques, du fait des feedbacks complexes et réflexifs introduits par les actions micro.

Sans vouloir résumer ici la théorie dans son ensemble, pour l'essentiel, ce sont les cycles d'innovation (au sens très large, incluant certes l'économie, mais aussi la technique et la culture) que les villes produisent et diffusent dans leurs réseaux d'interactions, internes et externes, qui contraignent l'adaptation des villes aux changements qu'elles créent. Jusqu'ici principalement soutenus et exprimés par les croissances démographique et économique, ces processus expliquent la très grande inégalité des tailles des villes, leur développement apparemment sans limite, en même temps que la généralité des formes d'organisation des systèmes de villes et la persistance de ces hiérarchies (Pumain, 2006). La diffusion hiérarchique des innovations, qui exploite et structure les inégalités de taille et de valeurs accumulées dans les villes, concentre successivement les activités les plus innovantes et rémunératrices dans des métropoles tout en permettant l'adaptation de l'ensemble des lieux qui sont connectés dans un territoire ou dans des réseaux.

Des travaux récents ont permis de valider et consolider cette théorie, par des observations, des analyses statistiques comparatives appuyées sur des bases de données harmonisées, dans différentes parties du monde (Pumain *et al.*, 2015). La construction de « lois d'échelle » reliant certains attributs urbains à la taille des villes a récemment suscité une importante controverse scientifique, notamment entre les Etats-Unis et la France (Pumain *et al.*, 2006). La question des « rendements croissants » mais aussi des « coûts urbains croissants » avec la taille des villes reçoit une interprétation bien plus plausible dans le cadre de cette théorie évolutive que dans une explication plus « universaliste » par les économies liées à la proximité (Bettencourt *et al.*, 2007)[14]. Les principales hypothèses de la théorie ont été introduites dans des modèles de simulation et testées au moyen de nouvelles méthodes de validation qui sont aussi des aides à la construction de modèles (Pumain et Reuillon, 2017). Cet ensemble de connaissances soutient le point de vue que nous présentons ici pour tenter de caractériser les formes d'urbanisation en France et en Europe, en examinant principalement la configuration et l'évolution des populations et des surfaces bâties dans ce système de villes.

Dans la diversité d'ensemble des formes géographiques prises par l'urbanisation dans le monde, la France appartient clairement à un système urbain de type européen (Cattan *et al.*, 1999). Par bien des aspects, notamment en ce qui concerne les processus d'évolution temporelle, elle se situe en position médiane entre Europe du nord et Europe du sud.

1.1. L'Europe dans le processus d'urbanisation mondial

La transition urbaine s'est diffusée dans toutes les parties du monde, les contraintes d'ordre économique, technique et social qui s'exercent désormais sur le développement urbain semblent s'imposer globalement à toutes les villes, y compris en ce qui concerne les exigences et les préoccupations associées au réchauffement climatique et aux transitions (énergétique et plus largement écologique) contemporaines. Cependant, les formes de l'occupation du sol dans les villes et entre les villes dépendent encore assez fortement de l'histoire longue des systèmes de peuplement. On a là un très bon exemple d'enchaînement historique (*path dependence*) dans les systèmes complexes. Ce constat est très important car il conditionne les solutions qui pourront être adoptées pour réaliser l'adaptation future des villes aux processus de transformation socio-économiques et technologiques en cours.

[14] On a pu montrer que cette explication relativement statique supposait implicitement (et à tort) l'ergodicité des systèmes urbains. Pumain, D., 2010. Dynamique des entités géographiques et lois d'échelle dans les systèmes complexes: la question de l'ergodicité. *Mathématiques et sciences humaines. Mathematics and social sciences*, 191: 51-63. .

1.1.1. Ancienneté et continuité de l'urbanisation

Du fait d'un système de peuplement ancien, dans lequel les villes se sont développées de façon relativement continue avec des modes d'interaction spatiale régis par des vitesses lentes et donc sous de fortes contraintes de proximité, l'Europe est dans le monde une région de petites villes, espacées en moyenne d'une quinzaine de km. En conséquence, près de la moitié de la population vit dans des agglomérations de moins de 500 000 habitants, et l'Europe se différencie nettement sur ce plan des autres continents (tableau 1). Inversement, la part de population vivant dans les grandes villes de plus de 5 millions d'habitants y est assez faible, inférieure à 5%, alors qu'elle atteint 10 à 15% dans les parties du monde ayant des taux d'urbanisation du même niveau (où au moins trois quarts de la population est urbaine), proportions qui seront sans doute atteintes rapidement dans les deux ou trois prochaines décennies par les pays d'Asie voire d'Afrique qui sont en cours d'urbanisation accélérée.

Tableau 1. Répartition de la population totale par classe de taille d'agglomération (%)

Taille des villes	<500 000	500 000 à 5 millions	500 000 à 5 millions
Amérique latine	36	22	15
Amérique du nord	30	35	12
Europe	**47**	22	**4**
Asie	19	13	6
Afrique	23	11	3

Source : Nations-Unies, 2014

Ainsi, même si Paris appartient à la catégorie des mégapoles par sa taille, dépassant 10 millions d'habitants, ce qui en fait une « ville mondiale » et l'une des deux capitales européennes majeures, ni la France ni l'Europe n'ont à gérer de gigantesques concentrations humaines telles que celles qui se développent dans les mégalopoles du nord-est américain, du Japon, ou des grands deltas chinois, regroupant chacune de 30 à plus de 100 millions d'habitants et suscitant des formes d'imbrication inédites entre villes et campagnes du type « *desakota* » (McGee, 2009), formes qui ne se retrouvent guère dans les zones péri-urbaines des grandes agglomérations européennes.

1.1.2. Une région de densités urbaines moyennes

L'Europe se distingue des autres continents non seulement par la répartition de ses villes sur les territoires mais aussi par ses densités urbaines moyennes, en position nettement intermédiaire entre l'extrême dilution des villes nord-américaines, et les fortes concentrations des villes asiatiques (figure 1). L'urbaniste Alain Bertaud a calculé pour une cinquantaine de villes millionnaires dans le monde des densités moyennes en rapportant leurs populations aux surfaces bâties en continuité (ces mesures concernent donc des « agglomérations urbaines » au sens français[15]) mesurées sur des images satellites. L'ordre de grandeur de ces densités moyennes est ainsi de quelque 2 000 habitants au km² pour les villes d'Amérique du Nord, de 10 000 à 40 000 pour les villes asiatiques, et de 4 000 pour les villes européennes (en jaune sur la figure).

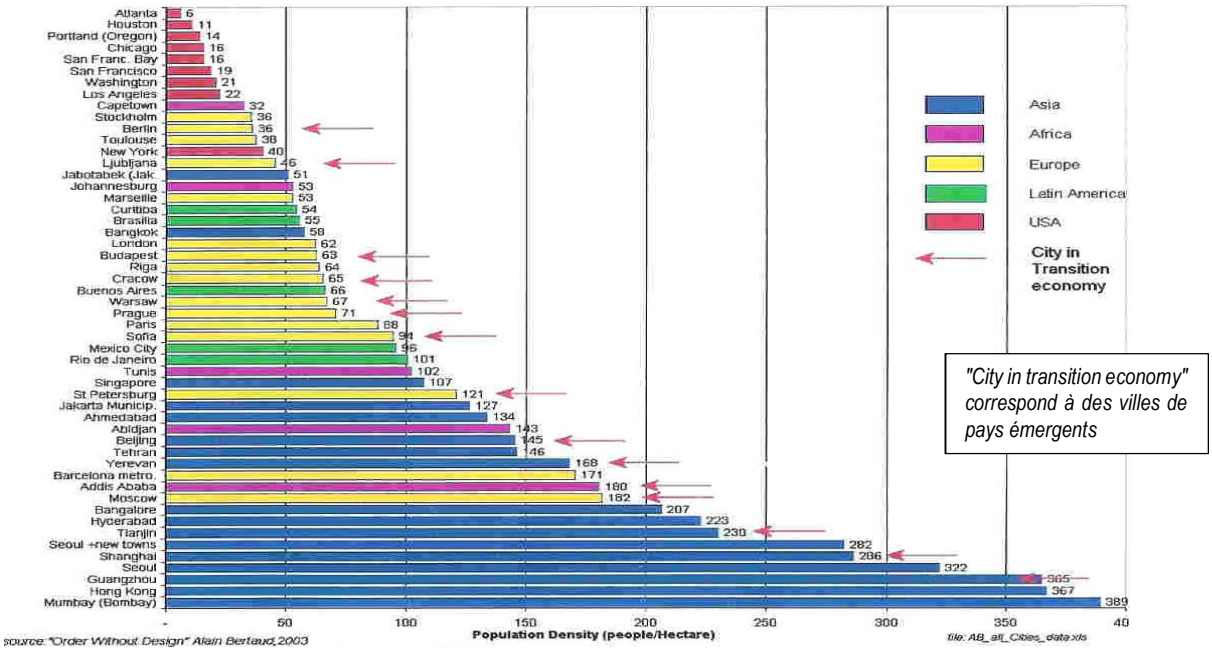


Figure 1. Population et superficie de villes selon leur localisation continentale (source : Bertaud, 2003)

[15]En France, l'INSEE réunit sous l'appellation « unités urbaines » les villes isolées et les agglomérations multi-communales

1.1.3. Forts gradients centre périphérie et plans radio-concentriques

L'espace bâti des villes s'organise avec une décroissance plus ou moins régulière de l'intensité d'occupation du sol de leur centre vers leur périphérie. Cela s'explique par une forte valorisation sociale de leurs centres qui constituent des lieux d'accessibilité maximale et de plus grand prestige identitaire pour les entreprises et les résidents. Cette forme de « champ urbain » est observée partout dans le monde mais présente de grandes variations d'intensité : les contrastes centre-périphérie sont plus accentués en Asie et très faibles en Amérique du nord, les villes européennes se situant en position intermédiaire (figure 2). Les gradients d'intensité de l'occupation urbaine assez forts correspondent très souvent en Europe à des plans d'organisation radio-concentriques, dessinés par les voies d'accès aux centres rayonnant dans plusieurs directions combinées à des rocades installées sur l'emprise d'anciennes fortifications périodiquement agrandies.

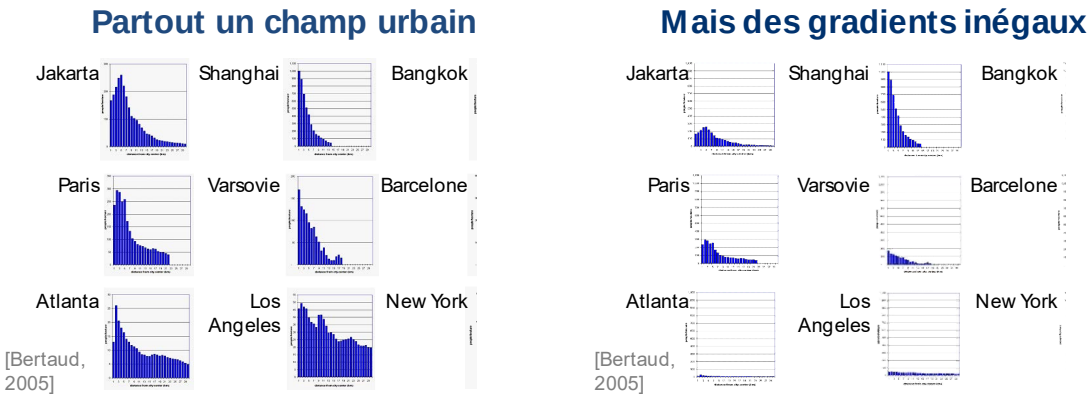


Figure 2. Le champ urbain (intensité d'occupation) et ses gradients

En abscisse des graphiques : distance au centre de la ville ; en ordonnées : densités de population, selon une échelle variable sur les graphiques de gauche, selon une échelle commune à tous les graphiques à droite.
(Source : Pumain D. Finance O. d'après Bertaud. MOOC Villes du monde en système, Université Paris I, 2017)

Cette forme d'organisation spatiale, depuis longtemps identifiée (Bleicher, 1892 ; Clark, 1951) a été plus récemment formalisée en termes de fractalité (Batty et Longley, 1994 ; Frankhauser, 1994). L'exploitation d'images CORINE Land Cover a permis de mettre en évidence la très grande généralité d'un modèle européen d'organisation des surfaces bâties autour des agglomérations urbaines (Guérois, 2003). Alors que les densités de population et surtout les prix fonciers urbains dessinent des formes de décroissance centre-périphérie du type fonction puissance négative ou exponentielle, l'intensité d'occupation physique[16] des sols se distribue plutôt selon un double gradient linéaire en fonction de la distance au centre des villes. Les surfaces bâties décroissent régulièrement, non seulement dans les parties les plus denses bâties en continuité au cœur des agglomérations, mais aussi, selon un gradient plus faible, dans des zones péri-urbaines situées dans des rayons de 40 à 100 km selon la taille. Les mesures fractales font apparaître des dimensions[17] dont la valeur est comprise entre 1 et 2 pour les zones centrales des agglomérations bâties en continuité, tandis que les zones situées en périphéries des grandes aires urbaines ont des dimensions très souvent comprises entre 0 et 1, rapprochant ces formes dispersées du modèle mathématique des poussières de Cantor (tableau 2). On peut supposer que les valeurs les plus faibles mesurées sur certains de ces espaces péri-urbains correspondent à des formes d'occupation, soit très dispersées (selon l'image du « mitage »), soit disposées le long d'axes de communication (Bonnafous et Tabourin, 1998).

Cities	Spatial range (in km)	Shape	
		Core	Periphery
Amsterdam	50	1,91	1,02
Barcelona	60	1,70	0,88
Frankfurt	50	1,90	1,22
Hamburg	60	1,96	0,65
Hannover	40	1,90	0,87
London	100	2,04	0,76
Lyon	50	2,06	0,76
Madrid	60	1,91	0,72
Milano	60	1,93	1,14
München	50	1,97	0,68
Napoli	60	1,75	0,86
Paris	100	1,97	0,55
Roma	50	1,88	0,60
Rotterdam	50	1,96	1,10
Sevilla	40	1,59	0,61
Stuttgart	50	1,68	1,20
Toulouse	40	1,85	0,38
Torino	50	1,77	0,67
Valencia	50	1,48	0,80

Tableau 2. Gradients d'occupation des sols dans une vingtaine de villes européennes (Source : Guérois, 2003)

La mesure de forme est ici la dimension fractale des emprises bâties, dans l'agglomération de bâti continu et dans une zone péri-urbaine dont l'amplitude varie selon la taille de la ville ; données CORINE Land Cover, 1990

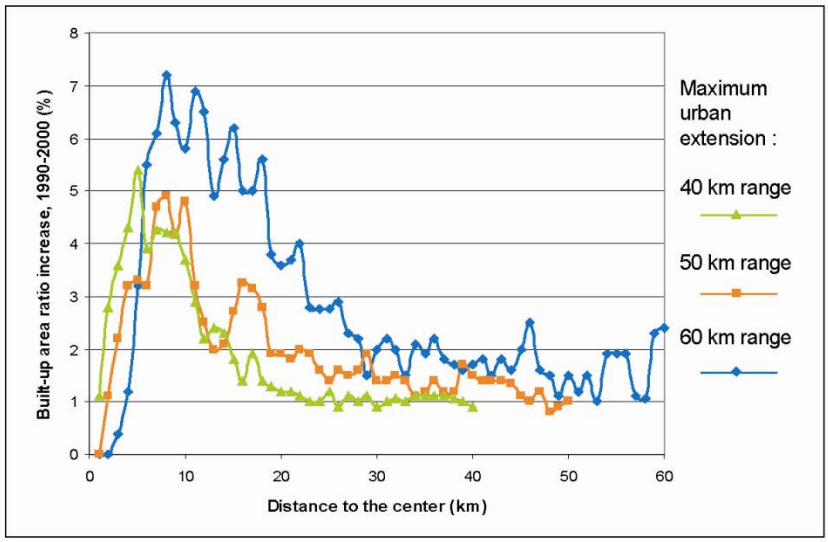
[16]Ici mesurée en surface seulement, il est probable que des images en 3D ne modifieraient guère les résultats compte tenu de la relativement faible verticalité des villes européennes

[17] La dimension fractale correspond au gradient des densités, une valeur proche de 2 signifie une occupation du sol plus homogène, une valeur approchant de 1 signifie des contrastes de densité plus importants, tandis que des valeurs inférieures à 1 montrent la persistance d'un gradient centre-périphérie mais avec une plus forte dilution des surfaces bâties dans l'espace (modèle mathématique de la « poussière de Cantor »).

1.1.4. L'Europe sous la vague : étalement urbain et métropolisation

Un peu partout dans le monde, l'urbanisation se poursuit en conservant dans son organisation spatiale les formes acquises en fonction du moment initial du décollage du peuplement urbain et de la plus ou moins grande précocité et rapidité de la transition urbaine (Bretagnolle *et al.*, 2007). L'expansion des villes dans les territoires continue désormais selon deux processus contradictoires en fonction de l'échelle géographique d'observation. *A l'échelon des territoires nationaux*, le mouvement de métropolisation dessine une concentration relative des formes sociales et productives innovantes dans les plus grandes villes, amorcée depuis très longtemps à la faveur du processus de diffusion hiérarchique des innovations dans les systèmes de villes (Bretagnolle *et al.*, 2002) mais accentuée par l'accélération de la mondialisation comme le révèlent les expérimentations sur la répartition des activités économiques des villes au moyen des lois d'échelle (Finance, 2016; Paulus, 2004 ; Pumain, 2004). *A l'échelon local*, la dominante depuis au moins plusieurs décennies est à l'étalement des villes (Guérois et Pumain, 2002). Catégorisé de manière plus ou moins péjorative, ce processus de desserrement de l'habitat intervient partout dans le monde, en expansion-transition de phase (au sens de la physique) suite à la diffusion de l'automobile surtout depuis la seconde guerre mondiale et même dans les villes des pays en voie de développement. Ce processus est en germe depuis très longtemps pour les plus grandes villes pour des raisons hygiénistes notamment (dès la fin du XVIIIe siècle dans certains arrondissements parisiens), mais s'est considérablement accéléré à la faveur de la multiplication des déplacements motorisés, qui autorisent un arbitrage en faveur d'un allongement des distances d'accès aux emplois et services centraux des villes au prix d'un maintien des durées de parcours (Orfeuil, 1993).

Quelle est la signification de ce processus pour l'avenir des villes ? Les expansions moins denses en périphérie des villes signifient-elles la dilution des formes classiques de la « ville » dans un milieu « urbain » plus chaotique (Choay, 1994) ou construit selon des formes d'organisation réinventées (Chalas, 2000). Le double gradient de bâti urbain observé à partir des données CORINE Land Cover est-il une image instantanée de l'émergence d'un nouveau modèle d'urbanisation en périphérie des villes, ou bien de l'incorporation progressive de ces périphéries dans le périmètre d'attraction des agglomérations urbaines bâties en continuité ? L'évolution de ces gradients entre 1990 et 2000 (Guerois et Pumain, 2008) permettrait plutôt de conclure en faveur de la seconde hypothèse : quelle que soit la taille des villes, les taux d'accroissement les plus élevés des surfaces bâties s'observent aux limites des agglomérations urbaines[18]. En Europe, l'étalement s'effectue donc bien davantage à la périphérie des zones déjà bâties en continuité, qu'il ne colonise de plus lointaines périphéries[19] (figure 3).



En abscisse : distance au centre de la ville (centre historique) ; en ordonnée : accroissement relatif des surfaces urbanisées entre 1990 et 2000 par rapport à 1990, en %. La mesure est effectuée au sein d'anneaux concentriques d'un pas d'1 km.

Figure 3. Evolution 1990-2000 des surfaces urbanisées de 40 villes européennes : densification aux marges des agglomérations (source : Guérois et Pumain, 2008)

Les deux tendances contradictoires de l'évolution des villes, la métropolisation et l'étalement urbain, doivent être réexaminées désormais dans la perspective de l'évolution postérieure à l'achèvement des transitions, démographique et urbaine, qui concerne les pays développés et surtout le Japon et l'Europe au cours de ce XXIe siècle, avant qu'ils ne touchent les autres pays actuellement en cours d'urbanisation rapide. La métropolisation est une tendance de fond de l'évolution des systèmes de villes. Son caractère systématique s'explique par les processus de la diffusion hiérarchique des innovations et de la contraction de l'espace-temps. Le premier conduit à une concentration « par le haut » de la hiérarchie du fait des plus fortes croissances économiques et souvent démographique associées aux premières phases de développement de nouveaux produits et services. Le second induit une « simplification par le bas » des hiérarchies urbaines, dans la mesure où les plus petites villes, statistiquement, sont pénalisées pour la croissance, d'abord en termes relatifs puis en termes absolus, du fait du

[18] Pour calculer les gradients, on a choisi des portées maximales proportionnelles à la taille des agglomérations : 40 km pour les villes de 500 000 à 1 million d'habitants en 2000, 50 km pour celles de 1 à 2 millions, 60 km pour plus celles de plus de 2 millions.

[19] L'accroissement des surfaces bâties en périphérie tend néanmoins à être sous-estimé par cette mesure, compte tenu de la résolution minimale de 10 ha de CLC pour le bâti, qui ne permet pas de saisir les plus petits polygones.

« court-circuitage » de leurs zones de chalandise par l'expansion du rayon d'action des plus grande villes liée à des transports plus rapides et plus performants (Bretagnolle *et al.*, 2002). Cette « simplification par le bas » des hiérarchies urbaines devient encore plus visible lorsque la croissance urbaine ralentit (Paulus et Pumain, 2002). Les inégalités de taille et de compétences fonctionnelles se creusent entre les villes, induisant de nouvelles préoccupations pour le sort des petites villes, tout comme de celles qui sont délaissées par des activités spécialisées plus ou moins « obsolètes ». La France doit à son taux de renouvellement démographique encore suffisamment élevé d'être encore relativement épargnée par ce processus de dévitalisation, qui commence statistiquement par les petites villes, mais ailleurs en Europe le soutien aux « *shrinking cities* » commence à faire l'objet de politiques de remédiation (Wolff *et al.*, 2017).

Ce sont donc les situations comparées des villes dans le système des villes, évaluées en termes de position dans la hiérarchie urbaine et de viabilité des spécialisations fonctionnelles, qui sont à prendre en compte dans un premier temps pour estimer les besoins futurs probables en termes d'expansion des surfaces bâties. Mais dans un second temps interviennent aussi d'autres facteurs pouvant jouer sur l'attractivité des villes, dont certains sont aussi déterminés à d'autres échelons géographiques, comme ceux liés aux diverses spéculations immobilières.

1.2. La France en position intermédiaire dans un processus de diffusion spatiale

En France, du fait d'une densité de population générale relativement peu élevée et du morcellement extrême du maillage communal qui a pu favoriser un étalement urbain plus soutenu, les villes sont dans l'ensemble moins étalées qu'en Europe du nord, mais bien moins denses qu'en Europe méridionale et orientale. Les densités de population des agglomérations françaises de plus de 10 000 habitants comptent ainsi parmi les plus faibles en Europe (en moyenne 3 000 hab/km² contre une moyenne des agglomérations européennes de 4 500 hab/km² (figure 4) (Bretagnolle *et al.*, 2016). Le processus de desserrement urbain est intervenu à une date relativement tardive, on l'a vu se diffuser des plus grandes agglomérations aux petites en suivant la hiérarchie urbaine à partir de la fin des années 1960 alors qu'il était apparu dès les années 1950 en Grande Bretagne et dans les pays de l'Europe du nord (Pumain et Faur, 1991). Il semble en cours de ralentissement, le paroxysme du mouvement étant intervenu avant les années 2000 (Bessy-Pietri, 2000), la diminution de la superficie moyenne des opérations immobilières (Castel, 2007) laissant toutefois apparaître un « émiettement urbain » soutenu par une tendance individualiste et un malthusianisme foncier des communes mais qui n'exclut pas un « renouveau de l'habitat groupé » lorsque le rééquilibrage du rapport entre prix et surfaces construites se rétablit à moyen terme .

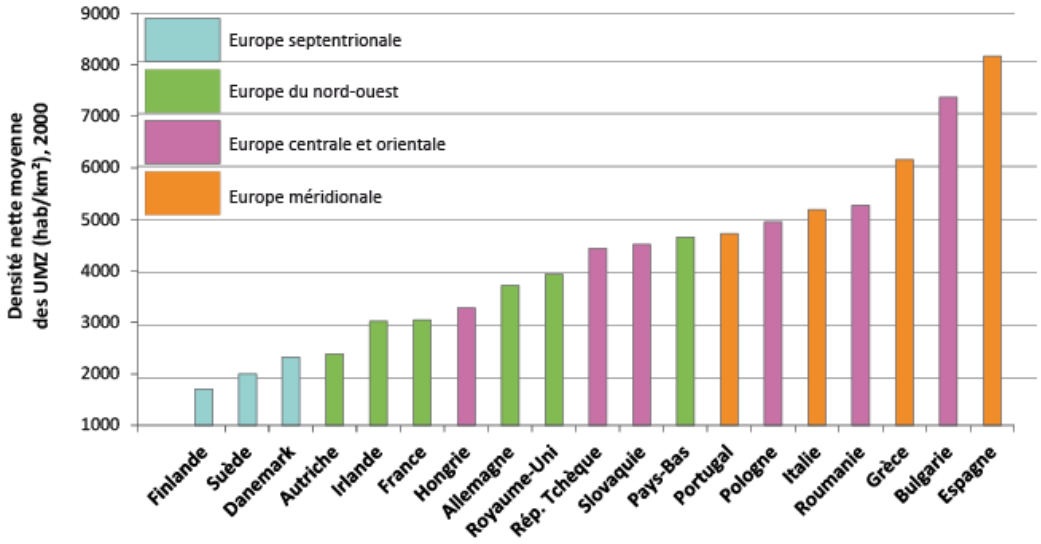


Figure 4. Densités nettes moyennes des UMZ par pays* (2000)

*Ne sont représentés que les Etats qui comptent plus de 30 UMZ de plus de 10 000 habitants
Sources : European Environment Agency (UMZ2000 v.2), Joint Research Center (Density Grid v.5)
Source: Bretagnolle et al. (2016)

En une trentaine d'années, entre le début des années 1970 et la fin du XXe siècle, la superficie des zones résidentielles polarisées par les emplois urbains a été multipliée par un facteur 5, alors que la population urbaine n'augmentait que d'un facteur 1,5 (figure 6) : en conséquence, la densité moyenne de population des zones incluses dans ce que l'INSEE allait définir à partir de 1996 comme des « aires urbaines » a été divisée par un facteur 3 (de 705 habitants au km² en moyenne en 1970 à 256 à la fin du siècle) (encadré 1). Cette mesure donne toute l'importance du desserrement spatial des populations urbaines qui est intervenu en France au cours de cette période (Paulus, 2004). Pour autant, la dilution des zones bâties y reste toute relative si on la compare aux extrêmes nord-américains ou sud-africains, et se situe dans la moyenne de celle observée dans la plupart des pays européens (Pumain *et al.*, 2003).

Encadré 1. Unités urbaines, pôles (urbains) et leur couronne (périurbaine) vus par l'INSEE

Dès 1954, l'INSEE, via sa préoccupation de distinguer espaces urbains et espaces ruraux, introduit la notion d'unité urbaine qui combine continuité du bâti et nombre d'habitants agglomérés. Une unité urbaine est alors définie comme une commune ou un ensemble de communes qui présente une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) et qui compte au moins 2 000 habitants. Toute commune appartenant à une unité urbaine est elle-même urbaine, les autres étant dites communes rurales.

Au tournant des années 1990, il est apparu nécessaire, pour rendre compte des conséquences géographiques de l'étalement urbain, de compléter cette dichotomie urbain-rural par un « Zonage en Aires urbaines » (ZAU). Celui-ci a déjà fait l'objet de deux versions (1996 et 2010) (Figure 5).

Dans la version de 2010, les Pôles urbains sont constitués du sous-ensemble des unités urbaines qui offrent au moins 10 000 emplois (et qui ne sont pas situées dans la couronne d'un autre pôle urbain). Sont également repérés des Moyens pôles, unités urbaines de 5 000 à 10 000 emplois, et les Petits pôles, unités urbaines de 1 500 à moins de 5 000 emplois.

Autour de ces pôles, ont été identifiées des Couronnes ou aires d'influence de ces pôles. Il s'agit de l'ensemble des communes rurales ou unités urbaines (d'un seul tenant et sans enclave), dont au moins 40 % de la population résidente ayant un emploi travaille dans le pôle ou dans des communes attirées par celui-ci.

Les aires, rassemblant chacune un pôle et sa couronne, sont réparties en trois catégories : les « Grandes aires urbaines », qui regroupent Pôles urbains et leurs couronnes périurbaines, les « Moyennes aires », autour des moyens pôles, et les « Petites aires », autour des petits pôles.

Enfin, parmi les communes non inclues dans les aires, certaines envoient 40 % au moins de leurs actifs résidents travailler dans un ensemble d'aires, sans atteindre ce seuil avec une seule d'entre elles. Au sein de ces communes, appelées multipolarisées, on distingue les communes multipolarisées des grandes aires urbaines, dont 40 % au moins des actifs résidents travaillent dans plusieurs grandes aires urbaines, et les autres communes multipolarisées.

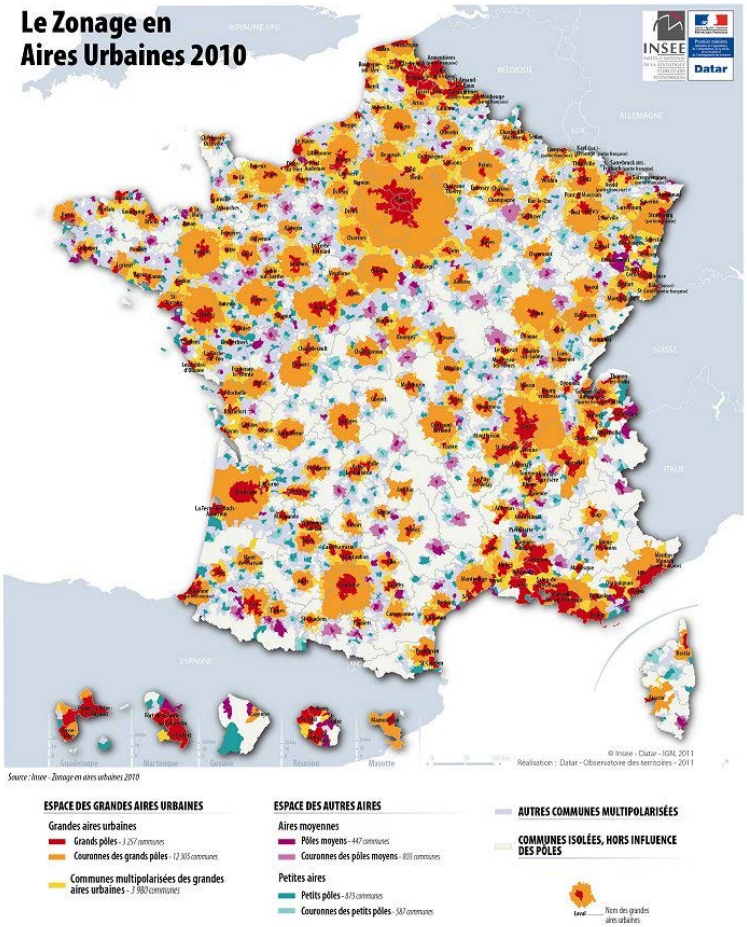


Figure 5. Le zonage en aires urbaines de l'Insee, version 2010

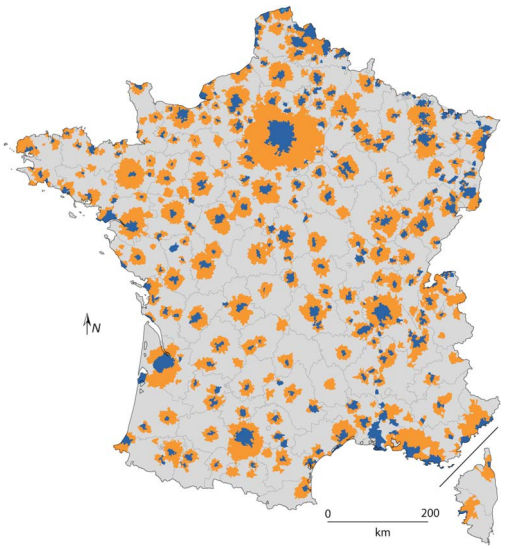


Figure 6. Extension spatiale des aires urbaines de 1968 (en bleu) à 1999 (en orange)
(source : Fabien Paulus, 2004)
La délimitation des aires urbaines a été rétropolée par l'auteur en 1968 en conservant la définition adoptée par l'INSEE en 1996.

La plupart des estimations de l'intensité de l'étalement urbain sont effectuées à partir des recensements de population, ou encore des bases de données sur les constructions de logements. La mesure précise des superficies occupées par les bâtiments ou « imperméabilisées » par diverses formes de revêtements, macadam ou béton, est une affaire délicate qui conduit à des estimations assez variables. Ainsi, selon un récent rapport du ministère de l'Environnement (Service de l'observation et des statistiques, 2014), les chiffrages de surfaces bâties dépendent fortement des sources d'information : la source CORINE LC-géographique donne 5,8% de surfaces « artificialisées », l'enquête Teruti (Agreste 2011[20]) conduit à une proportion de 9,3%, approximativement du même niveau que celui atteint d'après la source fiscale Majic (9,6%). Les surfaces vraiment « imperméabilisées » seraient moins importantes (2,8% selon la source CORINE HRL (couches à haute résolution et 4,6% selon Teruti).

Assez loin des affirmations qui situeraient les emprises bâties à 20% de la superficie du territoire français, un peu moins larges que des estimations fondées sur la superficie des communes urbanisées ou des aires urbaines (lesquelles incluent des surfaces agricoles ou forestières), qui sont de l'ordre de 15%, **on peut situer l'ordre de grandeur du champ « artificialisé » par l'urbanisation et ses dessertes de voirie vers 9% de la superficie totale du territoire.**

Quelques éléments de comparaison sur le degré et l'évolution de l'artificialisation des territoires nationaux peuvent être établis à partir de sources harmonisées à l'échelle européenne, pour des résolutions spatiales plus ou moins fines. En ce qui concerne la part des surfaces bâties, **la France présente une valeur proche de la moyenne européenne**, atteignant en 2009, d'après la source Copernicus HRL (*High Resolution Layer*, résolution de 20 m) redressée pour l'analyse de surfaces urbanisées (EEA, 2016, p.47), environ 5% de l'ensemble du territoire, contre environ 15% pour les Pays-Bas et la Belgique, 9% en Allemagne, 7,5% au Royaume-Uni et 2,5% en Espagne (EEA, 2016, p.59) (figure 7).

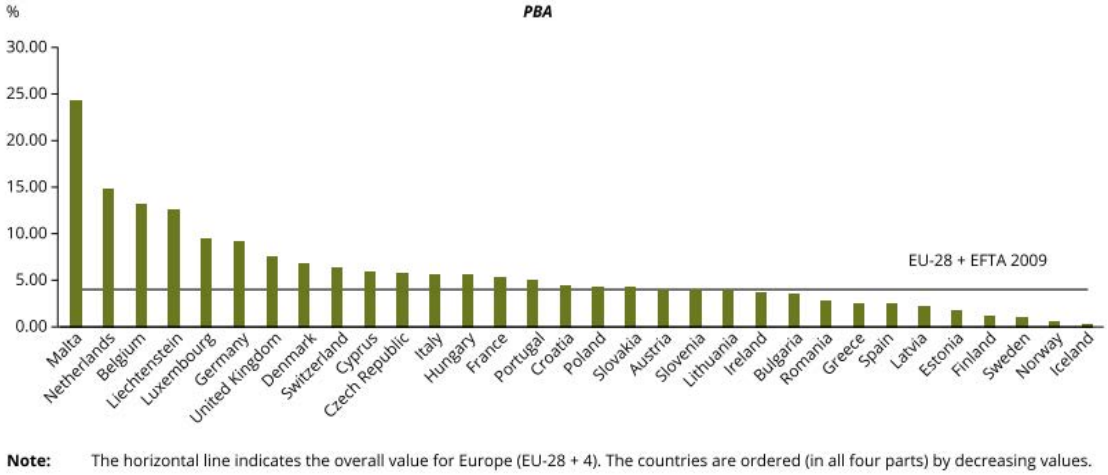
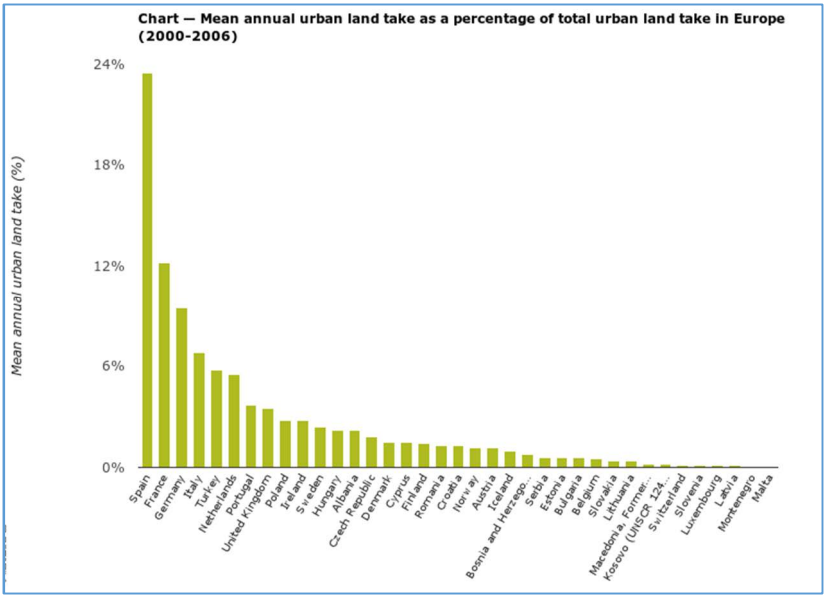


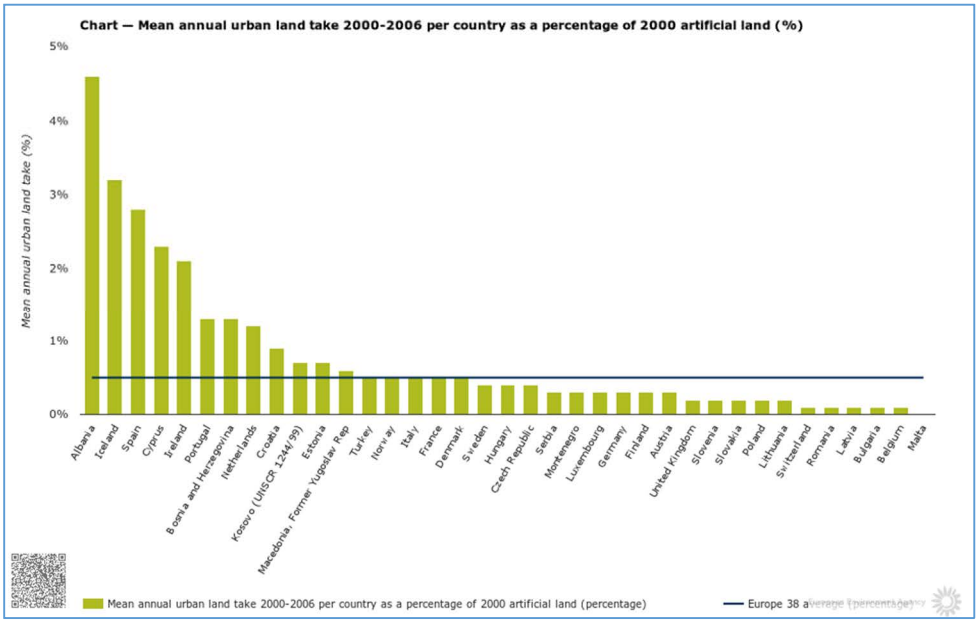
Figure 7. Part des surfaces bâties par pays en Europe, en 2009 (source : EEA 2016)

[20] Agreste, 2011, L'occupation physique du territoire en 2010. Évolution de l'occupation du sol entre 2006 et 2010. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_teruti2011T7.pdf

Par ailleurs, **l'évolution des surfaces artificialisées** a pu être observée pour la période 2000-2006 à partir de la base des changements enregistrés entre les versions successives de CORINE Land cover (résolution minimale de 5 ha). Globalement en Europe, la progression des surfaces artificialisées entre 2000 et 2006 est de 2,7%, ce qui représente l'équivalent de 1 078 km² de terres supplémentaires gagnées chaque année par l'artificialisation des sols. Parmi l'ensemble des pays européens (figure 8), la France est, du fait de sa vaste superficie, le deuxième plus gros contributeur en valeur absolue (132 km²/an), derrière l'Espagne (254 km²/an). En valeur relative cependant, la croissance des surfaces artificialisées se situe dans la moyenne européenne, autour de 0,5%/an, à un rythme semblable à celui de l'Italie, environ 5 fois moins rapide qu'en Espagne et deux fois plus rapide qu'en Allemagne (dont il faut rappeler que la population diminue).



a. Contribution des pays à la progression des surfaces artificialisées (en %)



b. Croissance relative des surfaces artificialisées, par pays (en %)

Figure 8. La progression des surfaces artificialisées d'après CLC, 2000-2006 (Source : Agence Européenne de l'Environnement (www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-take-2/assessment-2)

Ces résultats concordent avec ceux qui résultent d'une étude plus récente et plus précise fondée sur la source Copernicus HRL (EEA, 2016). Selon cette étude, l'accroissement des **surfaces imperméabilisées**, qui représente au total 1 252 km²/an entre 2006 et 2009 (EU28+4), soit une progression moyenne de 3,7% pour l'ensemble de la période, a été particulièrement prononcé en Espagne (+7,4%), au Portugal (+4,6%), en Italie (+4,6%), avec à l'inverse **une progression inférieure à la moyenne en France** (EEA, 2016).

1.3. Facteurs spécifiques pour interventions potentielles et perspectives

Les études manquent encore pour bien spécifier toute la complexité des processus liés à l'urbanisation et pour mesurer les conséquences de l'ampleur de l'occupation des sols par des emprises dites « artificialisées » ou « imperméabilisées ». Face à des idées reçues comme celle de l'impact négatif de l'urbanisation sur le maintien des terres agricoles, un travail récent fait à l'échelle européenne montre que d'une part il est impossible d'associer l'abandon des terres arables à leur qualité agronomique, et que d'autre part les zones situées à proximité des réseaux routiers peuvent correspondre aussi bien à des lieux d'expansion que d'abandon des terres agricoles (Hatna et Bakker, 2011). Plus précisément, les travaux d'économistes qui se sont attachés à évaluer les coûts associés à différentes formes physiques d'urbanisation sont encore bien trop rares, l'article de Camagni *et al.* appliqué à la région de Milan (2002) restant une exception. Les travaux sur le métabolisme urbain ou les empreintes écologiques ne font qu'effleurer ce que serait une véritable évaluation intégrée des coûts sociaux complets, incluant les effets de l'urbanisation sur l'énergie, l'écologie, la production économique et la cohésion sociale.

En revanche, les principaux facteurs de l'expansion spatiale des villes, déjà mentionnés plus haut, sont relativement bien connus. Si la diffusion de la voiture individuelle et l'accroissement de la vitesse des transports se sont traduits, non par une réduction du temps consacré aux déplacements quotidiens, mais par une extension des distances parcourues, c'est que ce processus est allé de pair avec une élévation des revenus et l'instauration des modèles de la « société de consommation », encourageant l'accroissement de l'espace moyen alloué aux personnes. Des politiques d'accompagnement des acquisitions immobilières favorisant l'accès au crédit ont soutenu cette propension à l'élargissement des espaces de vie. Mais d'autres causes, comme celles avancées par Castel dans le domaine immobilier (2007) peuvent aussi expliquer des formes d'urbanisation moins denses ou dispersées : l'avantage comparatif de l'industrialisation des solutions individuelles en matière de construction ; la minimisation des risques et des surcoûts normatifs par la dispersion des opérations ; les gains de l'individuel grâce à la démonétarisation en matière de coûts de finition, d'entretien et de sécurisation ; les caractéristiques du milieu professionnel local ; la limitation des coûts marginaux des petites opérations pour les collectivités.

Au-delà des tendances mondiales à l'individualisation des pratiques de l'espace, à l'affirmation durable d'une préférence majoritaire prononcée en France pour l'habitat en maisons individuelles et des configurations plus ou moins conjoncturelles des incitations économiques et des règles d'urbanisme, il faut rappeler qu'en France le facteur principal de localisation des résidents sur le territoire reste l'accès aux emplois. La figure 9 reprise d'une publication récente du Commissariat général à l'égalité des territoires (CEGET) (2016) montre que, sur près de quarante ans, les croissances les plus rapides de l'emploi se sont effectuées dans la proche banlieue des grandes agglomérations françaises et parfois même dans leurs centres (notamment pour les villes de la moitié sud), plutôt que dans leurs périphéries les plus excentrées. Elle montre aussi que la « diagonale du vide », augmentée de quelques poches plus fragmentaires comme en Bretagne intérieure ou en Normandie, a presque continument perdu de la force de travail et les investissements correspondants, ce qui pourrait laisser des opportunités à ces territoires pour des formes de développement fondées sur d'autres bases d'utilisation du sol et de revenus que ceux procurés par l'urbanisation.

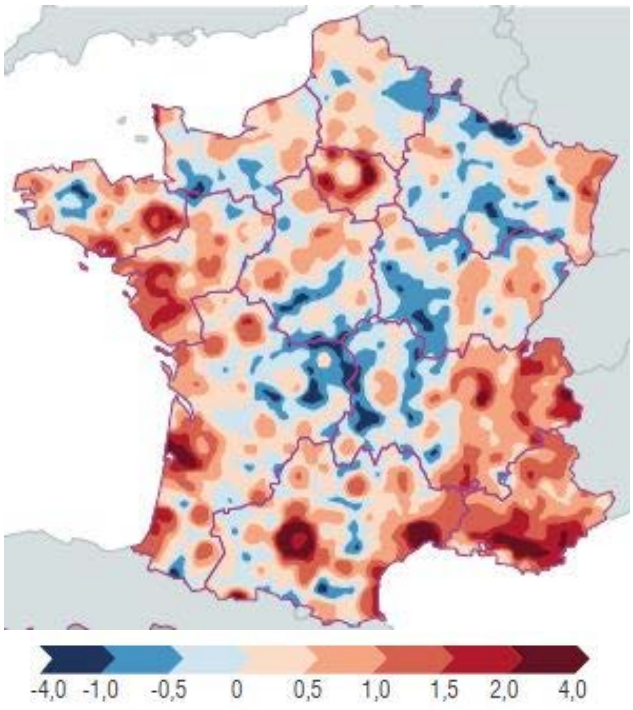


Figure 9. Taux de variation annuel de l'emploi entre 1975 et 2012
Source : CEGET, 2016 (Commissariat général à l'égalité des territoires, 2016)

1.4. Conclusion

Les nombreuses difficultés suscitées par la définition, l'observation, la mesure, la comparaison et la modélisation des catégories d'occupation et d'utilisation du sol expliquent largement les divergences de l'expertise, nationale et internationale, quant aux évaluations de l'ampleur des effets de l'urbanisation et surtout quant aux estimations de sa prospective (Aguejdad *et al.*, 2016; Chéry, 2010). Le cadrage que nous avons tenté montre que la position de la France en la matière se situe tout à fait dans la moyenne européenne, qu'il s'agisse de l'importance de l'étalement urbain ou de son évolution. Nous insistons aussi sur l'intérêt de prendre en compte, pour l'évaluation et l'estimation de ces tendances, de la situation des villes dans des systèmes de villes dans lesquels elles sont en co-évolution. Un article récent illustre magnifiquement pour la France comment ces systèmes de villes peuvent être identifiés, à plusieurs échelons géographiques, à partir des réseaux d'interaction qui structurent les relations de toute nature entre les villes (Berroir *et al.*, 2017). C'est à partir des situations géographiques définies par ces systèmes relationnels que peuvent être établies avec le moins d'incertitude les perspectives d'évolution de chacune des villes et les mesures nécessaires à la construction des politiques urbaines.

2. Pourquoi « artificialiser » le sol ? Regard sur les déterminants de la croissance des villes et la demande de terres urbaines aménagées

Auteur : Mario Polèse[21]

Cette contribution cherche à répondre à la question suivante : les demandes de construire sur le sol français (« l'artificialisation» en d'autres termes) continueront-t-elles à croître dans un avenir prévisible? La réponse, nous allons le voir, est « oui ». Notre objectif n'est pas de chiffrer les nouvelles demandes d'artificialisation, dont l'ampleur pourra varier selon la conjoncture et les politiques mises en place, mais d'en comprendre les raisons.

Nous examinerons, dans cette contribution, les déterminants de la croissance et de l'expansion physique des villes. Nous établissons donc une correspondance entre l'« artificialisation » du sol et l'usage du sol à des fins urbaines[22]. Notre objet d'étude est la France ; mais ce sont les déterminants de la croissance des villes, ici comme ailleurs, que nous cherchons à mieux comprendre et à expliquer. L'optique adoptée ici est celle d'un économiste. L'accent sera donc mis sur le sol comme facteur de progrès économique et de bien-être social.

Le sol est un objet très particulier, difficile à aborder sans soulever des passions. Dans le vocabulaire économique, le sol est un facteur de production, nécessaire à la production de biens et de services. Les économistes parlent aussi de demande dérivée, car on ne demande pas le sol pour lui-même (du moins rarement), mais pour ce qu'il nous permet de faire. Le sol est un ingrédient indispensable à l'agriculture; mais il l'est autant pour l'habitat, les bureaux, les usines, les hôpitaux, les écoles et autres usages qui définissent la ville. Nous ne devons pas exclure la possibilité – pour le sol au lieu *x* ou *y* - que l'artificialisation soit la « bonne » utilisation en dépit de la connotation négative du terme, raison pour laquelle nous lui préférons d'autres termes plus neutres comme « construction » ou « urbanisation ».

L'urbanisation du sol se fait toujours en réponse à une demande, formulée par des entreprises, des ménages et des puissances publiques, qui exprime en principe les avantages que les acteurs espèrent en tirer. Cependant, le sol est un facteur dont l'offre est fixe; plus de sols urbanisés signifie mécaniquement moins de sols consacrés à d'autres fins. À cela s'ajoute le caractère unique de chaque localisation. Il n'existe pas de substitut à Paris. Toute hausse de demande pour le sol parisien (pour y habiter ou y implanter une entreprise) se traduira par une hausse des prix, à moins d'admettre l'expansion sans contrôle des territoires urbanisés. Alors, pourquoi les ménages et les entreprises sont-ils disposés à payer des prix parfois astronomiques pour être à Paris (ou une autre grande ville)? Les avantages doivent être équivalents. C'est l'analyse de ces « avantages », et notamment de leur évolution dans le temps, qui nous permettra de mieux comprendre pourquoi la demande de sols urbanisés risque, en toute vraisemblance, de se poursuivre à l'avenir.

Nous procèderons en quatre étapes. Dans un premier temps, nous retournerons aux origines de l'urbanisation pour comprendre comment, depuis deux siècles, la demande nationale s'est progressivement réorientée vers des biens produits en ville. Dans un deuxième temps, nous décrirons les gains économiques associés à la concentration urbaine de la production non-agricole. L'évolution de la consommation d'espaces urbanisés, notamment à des fins d'habitat, sera examinée dans un troisième temps, suivi d'un regard sur l'impact des mouvements migratoires « hédonistes » sur la demande de nouveaux territoires urbanisés.

[21] Remerciements à Chloé Duvivier (Irstea, UMR Métafort, Aubière) pour son aide dans la préparation de ce document.

[22] Les territoires urbains peuvent comprendre des surfaces non-artificialisées : plans d'eau, espaces verts aménagés (parcs, jardins…), réserves naturelles… ; si bien que les surfaces artificialisées à proprement parler sont de moindre dimension que les territoires urbains. Ainsi, les surfaces artificialisées représentaient 9,3% du territoire national en 2014 (source : Annexe technique 1 de la décision de financement n°14-60-C0067 entre l'ADEME et l'INRA), tandis que la superficie des communes classées urbaines (2010) par l'Insee représentait 21,6% du territoire national. Cependant, à l'exception notable des infrastructures de transport interurbain (rail, routes) il est raisonnable de considérer que les surfaces artificialisées sont urbaines.

2.1. Causes et origines de l'urbanisation

Dans l'histoire de l'humanité, l'urbanisation - le déplacement massif des populations des zones rurales vers les zones urbaines - est un évènement récent, qui constitue une rupture avec le passé[23], et qui trouve son origine dans la Révolution industrielle. Notre planète demeurait encore largement rurale en 1900; 90% de la population mondiale vivait alors dans des campagnes tandis que la France était rurale à 60%. Aujourd'hui, le taux d'urbanisation de la planète vient de passer le cap des 50% tandis qu'il frôle les 80% en France, un niveau comparable à celui d'autre pays industrialisés. Pour certains pays européens comme la Belgique et le Danemark le taux s'approche ou dépasse aujourd'hui les 90%.

La croissance des populations urbaines depuis deux siècles fût nourrie par une forte croissance démographique, autre conséquence de la Révolution industrielle. Pour comprendre l'ampleur de l'explosion urbaine et les pressions exercées sur les sols agricoles et les espaces naturels, regardons des données pour la France (Figure 10)[24]. Pour la période 1946-2016, la *population* française s'est accrue par un facteur de 1,64 (passant de 41 à 67 millions d'habitants), et le *taux d'urbanisation* par un facteur de 1,44 (passant de 53% à 79%). La croissance de la population urbaine est le produit de ces deux évolutions (croissance démographique *X* croissance du taux d'urbanisation); soit 1,64 *X* 1,45. Celle-ci a ainsi augmenté d'un facteur de 2,39 ou quelque 30 millions d'urbains de plus depuis la deuxième guerre mondiale. Aussi longtemps qu'au moins l'un de ces deux éléments continuera à croitre (aucun n'affiche actuellement un taux négatif), il y a aura croissance des populations et des territoires urbains, en mettant de côté pour le moment les considérations de consommation d'espaces urbanisés par habitant.

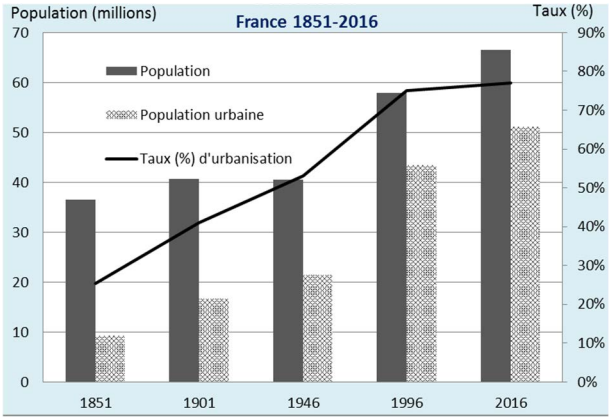


Figure 10. Population, population urbaine et taux d'urbanisation – France 1851-2016 (auteur : Polèse)

Aucun pays aujourd'hui développé n'a pu échapper à la nécessité de s'urbaniser, peu importe son régime politique ou économique. Le lien inéluctable entre urbanisation et développement, mesuré habituellement par la croissance sur une longue période du PIB réel par habitant[25], fait aujourd'hui largement consensus dans la littérature scientifique (Bertinelli et Black 2004 ; Brülhart et Sbergami 2009 ; Henderson 2010 ; Hofmann et Wan 2013 ; Bloom, Canning et Fink 2008 ; G. Duranton 2008). Ainsi, le lien entre développement et urbanisation n'est plus un objet majeur de débat et n'alimente plus un corpus important d'articles dans des revues scientifiques. La Chine constitue, de nos jours, un laboratoire révélateur à ce titre : depuis la fin des années 1980, la relation entre la croissance du PIB et l'expansion des territoires urbanisés est quasi-mathématique (Deng et al. 2010 ; Gibson, Li et Boe-Gibson 2014). Pour nos pays, la grande époque de l'urbanisation est aujourd'hui révolue, phase transitoire dans le long cheminement de sociétés préindustrielles à des sociétés postindustrielles (Henderson 2003). Arrivés à des taux d'urbanisation de 85% et plus, il est difficile de monter beaucoup plus haut. Pour la France aussi, la grande épopée de l'urbanisation touche à sa fin (Dumont 2016).

Cependant, l'examen des causes de l'urbanisation nous permet de mieux comprendre les forces qui, à l'avenir, continueront à faire pression sur les terres agricoles et les espaces naturels. La progression des taux d'urbanisation repose essentiellement sur des deux fondements : 1) le déplacement de la demande globale vers des biens non-agricoles; 2) les gains de productivité engendrés par la concentration de la production (non agricole) dans des agglomérations urbaines (on suppose implicitement ici que les populations suivront les emplois, contribuant ainsi à l'urbanisation).

Recul de l'agriculture : évolution des structures de consommation et hausses de productivité

Considérons tout d'abord les causes du déplacement de la demande finale vers des biens non-agricoles. Une des rares « lois » incontestées en sciences économiques est la Loi d'Engel, en l'honneur de l'économiste prussien Ernst Engel (1821-1896), selon laquelle la part du budget des ménages consacrée à l'alimentation diminue à mesure que leurs revenus augmentent. C'est une fatalité presque physiologique. On ne mangera pas trois fois plus parce que notre revenu a triplé; on mangera peut-être mieux, mais pas forcément plus. Ainsi, le ménage américain moyen consacrait plus de la moitié de son revenu à l'alimentation en 1870 contre moins de 10% aujourd'hui[26], pourcentage analogue à la France. La figure 11 présente

[23] Les énoncés dans cette section reposent en partie sur M. Polèse, Shearmur et Terral (2015) : Chapitre 1 « Urbanisation : origines et explications » (pages 11-34).
[24] Sauf indication contraire, les données pour la France citées dans ce chapitre proviennent de l'Insee : https://www.insee.fr/fr/accueil. Les séries historiques avant 1946 proviennent de Bergouignan (2005).
[25] Nous parlons de croissance « sur une longue période » afin de distinguer des mouvements conjoncturels (liés par exemple à une hausse du prix du pétrole) de la croissance économique au sens propre, synonyme ici de « développement ».
[26] M. Polèse, Shearmur et Terral (2015): Figure 1.4, p. 19.

l'évolution de la part des dépenses de consommation consacrées aux produits alimentaires en France depuis 1959. Dans tous les pays industrialisés, la part consacrée à l'alimentaire a eu tendance à se stabiliser autour de 10%, parfois moins, et il n'y a aucune raison de croire qu'elle remontera à l'avenir.

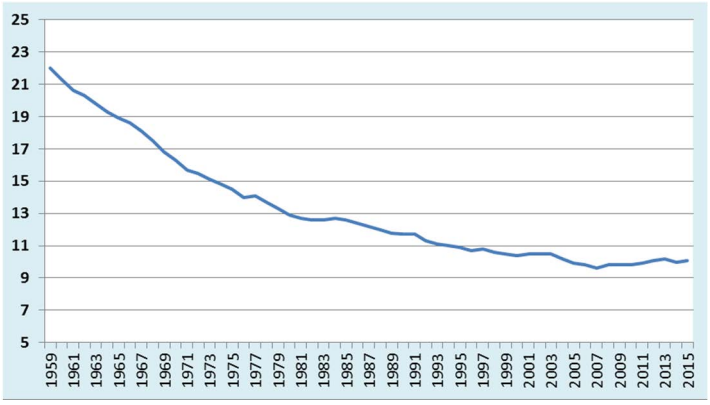


Figure 11. Poids (%) dans la consommation des Produits alimentaires et boissons non alcoolisées – France 1959-2015 (auteur : Polèse)

Les conséquences de cette évolution sur les écarts de salaires entre le secteur agricole et les autres secteurs de l'économie ne sont pas difficiles à deviner. Les salaires dans les secteurs non-agricoles vont croître à mesure que la demande se déplacera vers des produis non-alimentaires. Les écarts de salaire dureront tant que la demande continuera à se déplacer provoquant une réallocation de la main-d'œuvre vers le secteur non-agricole, phase dans laquelle se trouve aujourd'hui la majorité des pays en développement, et notamment la Chine où les écarts ville- campagne peuvent atteindre des rapports de trois à un et parfois plus, indice que le taux d'urbanisation en Chine devra encore augmenter.

Cependant, il faut aussi regarder du côté de l'offre, i.e. de la productivité agricole par travailleur et par hectare. Là encore, l'expérience française ne s'éloigne pas de celle des autres pays industrialisés, avec des hausses spectaculaires de productivité depuis les débuts de la Révolution industrielle. Mais, à la différence de la part de l'alimentation dans la demande globale, qui a tendance à se stabiliser, les haussent de productivité se poursuivent encore aujourd'hui et tout laisse penser qu'elles se poursuivront à l'avenir. Sans aller dans les détails des modèles prévisionnels (qui dépassent de toute façon les compétences de l'auteur), les travaux sur la question font largement consensus. Pour l'Europe, Ewert et al. (2005) prévoient des haussent continues de productivité par hectare (« yield ») sur divers horizons (… 2050, 2080) avec des taux annuels qui se situent entre 1 et 2% selon la culture examinée. Leurs projections de hausses de productivité dépasseraient leurs projections de croissance de la demande, ce qui annonce en principe une offre excédentaire de biens agricoles pour l'Europe dans les années à venir.

En France, pour citer Guihard et Lesdos (2007), « l'agriculture est sans conteste la branche qui enregistre les plus forts gains de productivité du travail »; les auteurs constatent une hausse de l'ordre de 300% sur vingt ans (1985-2005). Là encore, le résultat final est mathématique. L'effet combiné du déplacement de la demande vers des secteurs non-agricoles, d'une part, et des hausses continues de productivité par travailleur agricole, d'autre part, engendre une baisse significative de l'emploi agricole, comme l'indique la figure 12. La part de l'agriculture dans l'emploi total est passée de 12% en 1970 à 2,5% en 2014, tendance analogue à ce qui s'observe dans d'autres pays industrialisés où la part de l'agriculture dans l'emploi national se situe aujourd'hui, selon le pays, entre 1% et 3%. Elle s'approche de 1% en Belgique et au Royaume uni, ce qui constitue sans doute un plancher et annonce en toute probabilité des pertes supplémentaires de main d'œuvre agricole pour la France. Des deux facteurs (déplacement de la demande finale et hausse de la productivité du travail), c'est le facteur productivité qui jouera surtout à l'avenir.

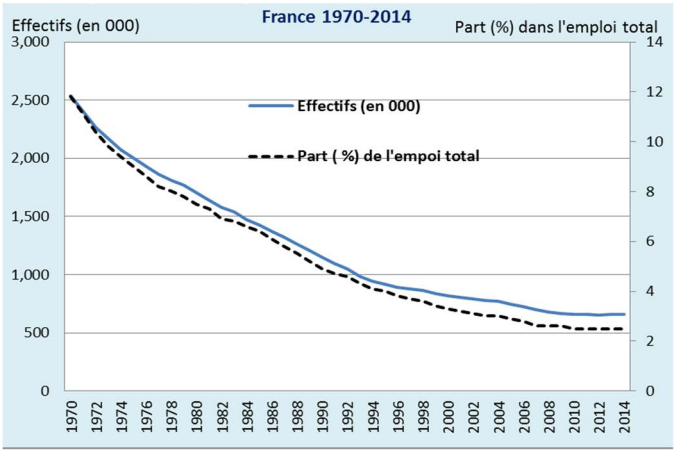


Figure 12. L'emploi agricole : effectifs et part dans l'emploi total – France 1970-2014 (auteur : Polèse)

Les hausses de productivité par hectare se répercutent, à leur tour, sur la demande de terres agricoles. Les projections à base d'estimations économétriques de Hermans et al. (2010) sur un horizon 2050 « show that due to increased agricultural productivity, less agricultural land will be needed to supply European demand for food and feed ». En rappelant que la demande du sol est une demande « dérivée » (de la demande de produits dont le sol est un élément nécessaire), la reconversion continue de terres agricoles à d'autres fins paraît presque une fatalité. Dit autrement, les hausses de productivité dans le secteur agricole « libèrent » des sols (et des travailleurs) pour d'autres fins, au même titre que les hausses de productivité aujourd'hui dans le secteur manufacturier sont en train de « libérer » des espaces et des travailleurs industriels au profit du secteur tertiaire. En situation de demande (relative) stable, la main-d'œuvre se déplacera vers des branches dont la productivité du travail augmente moins vite, dont notamment les services à fort contact humain (éducation, santé, loisirs…).

Une précision s'impose à ce stade : le déplacement de la demande et de la main-d'œuvre vers des secteurs non-agricoles ne signifie pas nécessairement « l'artificialisation » des sols à des fins urbaines. Il est possible - dans une perspective écologiste un peu utopiste il est vrai - d'imaginer un scénario où la majorité de la production non-agricole se réaliserait en campagne dans des petits bourgs, sans perte d'espaces naturels. Nos explications jusqu'ici ont porté sur le premier fondement de l'urbanisation, soit, le recul, depuis deux siècles, de l'agriculture comme source d'emplois et, en parallèle, celui des sols exploités à des fins agricoles. Cette phase tire aujourd'hui à sa fin dans la plupart des pays avancés, condition nécessaire, mais non pas suffisante, pour expliquer l'urbanisation. Elle n'explique pas encore pourquoi les travailleurs et les sols ainsi « libérés » ont donné lieu à des concentrations urbaines. C'est à cette question que s'adresse la prochaine section.

2.2. Causes de la concentration urbaine : économies d'agglomération

La concentration des activités non-agricoles dans les villes est un constat universel, tout comme la relation positive entre niveau d'urbanisation et PIB par habitant (Brülhart et Sbergami 2009 ; Henderson 2003 ; Bloom, Canning et Fink 2008 ; M. Polèse 2005). La recherche des causes de la relation positive entre productivité (du travail notamment) et concentration urbaine a généré une abondante littérature scientifique, à la base même de l'économie urbaine comme discipline, et qui pour l'essentiel porte sur l'explication des *économies d'agglomération,* concept-clé (Bouinot 2002 ; Gi. Duranton et Puga 2004 ; Catin 1991 ; Fujita et Thisse 2013 ; Rosenthal et Strange 2001 ; Wheeler 2006 ; Henderson 2002).

En termes simples, les *économies d'agglomération* désignent les « gains » (avantages, bénéfices…) que l'entreprise ou autre agent économique réalise du fait de sa localisation dans une ville à proximité d'autres agents économiques. Elles s'appliquent tout autant à des institutions publiques (hôpitaux, centres d'enseignement et de recherche…) qu'à des entreprises privées. Ces « économies » peuvent se diviser en deux classes : celles réalisées grâce à la co-localisation avec d'autres entreprises ou institutions dans des domaines connexes, communément appelées « économies de localisation » ; celles réalisées grâce à la localisation dans une grande ville comme telle, appelées « économies d'urbanisation ». Dans les deux cas, elles se traduisent par des gains de productivité, et donc, en principe, par des salaires plus élevés et, ultimement, par des revenus plus élevés en ville, moteur de l'exode rural dont il fut question dans la section précédente, aujourd'hui largement terminé en France, nous l'avons dit.

La question, alors, est celle de la pertinence des économies agglomération pour comprendre la localisation des entreprises aujourd'hui et dans les années à venir. Dit autrement, la croissance de l'emploi dans des pays comme la France continuera-t-elle à se faire majoritairement dans des aires urbaines ? Tout indique que la réponse est « oui ». À notre connaissance, aucun auteur, dont ceux cités précédemment, ne met en cause l'existence (présente ou future) des économies d'agglomération, quoique leur mesure exacte demeure un défi. Rien ne laisse entrevoir un affaiblissement des économies d'agglomération pour la grande majorité des branches d'activité. Dans aucun pays industrialisé on observe un recul dans les niveaux d'urbanisation. Ainsi, en France comme ailleurs, la croissance future de l'emploi continuera à se faire très majoritairement dans des zones urbaines (sans doute dans des proportions dépassant les 80%).

Pour comprendre pourquoi, il est utile de rappeler quelques éléments à la base des économies d'agglomération. Les économies d'agglomération sont toujours le résultat d'un ensemble hétérogène d'éléments dont la composition variera d'une entreprise à l'autre et d'une époque à l'autre. À l'époque industrielle, les économies d'agglomération reposaient en bonne partie sur la possibilité de réaliser des économies d'échelle par le biais des grandes entreprises et des complexes industriels. Le coût réel[27] de presque tous les biens fabriqués que nous consommons (véhicules, appareils ménagers,...) a connu une baisse spectaculaire au cours des dernières décennies, un gain pour le consommateur et pour la société dans son ensemble, gain impossible à imaginer en l'absence de la ville. Si la facilitation des échanges entre entreprises reste toujours l'un des éléments-clé des économies d'agglomération, c'est aujourd'hui la facilitation des échanges entre personnes qui se trouve à la base des économies d'agglomération. Les principaux moteurs aujourd'hui de la croissance des villes, et notamment des plus grandes, sont les services supérieurs (finance, recherche, activités informatiques, marketing…) dont la matière grise et la rapidité des contacts constituent des ingrédients essentiels de succès.

La distinction entre économies de localisation et d'urbanisation est utile pour distinguer les facteurs qui poussent les entreprises à se regrouper dans des villes de tailles différentes. Ce sont d'abord les économies de localisation propres à l'industrie elle-même qui poussent, à titre d'exemple, l'industrie aérospatiale à se regrouper dans des villes particulières, mais pas forcément dans la plus grande (Seattle et Wichita aux États-Unis). En France, ce n'est pas à Paris que se trouve la plus importante concentration de l'industrie aérospatiale, mais à Toulouse. L'industrie pharmaceutique à Lyon est un autre exemple d'une industrie dont la concentration est surtout motivée par des économies de localisation, dont la présence d'un bassin de main-d'œuvre spécialisée et expérimentée et des institutions de formation et de recherche.

Tableau 1. Branches d'activité concentrées dans la région parisienne

[27] Par coût « réel », nous entendons ici les heures de travail nécessaires pour acheter l'objet en question. Pour prendre un exemple hypothétique (mais appuyé sur un cas réel), le coût d'un appareil de télévision dans les années 1950 équivalait à environ un mois de salaire pour le ménage américain moyen contre moins d'une journée de travail aujourd'hui, sans même considérer les gains de qualité technique de l'appareil.

Pour illustrer l'impact des économies d'urbanisation, jetons un regard sur l'économie parisienne. Le tableau 1 identifie les branches d'activité les plus concentrées en région parisienne. Ce n'est pas tant l'identité des branches qui importe que leur diversité. Des branches telles l'industrie du cinéma, l'édition et les diverses fonctions d'intermédiation financière tirent surtout profit de la diversification des réseaux d'échanges et la diversité des talents propres à la grande ville. Pour d'autres encore, comme le transport aérien, grand consommateur d'espace, ce sont les avantages liés à la centralisation des fonctions d'entretien et de gestion et l'organisation hiérarchique (« hub and spoke ») des vols qui sont à la base des gains de productivité[28]. Pour d'autres industries, c'est la diversité des entreprises connexes à proximité, fournisseurs et clients, dont l'industrie de l'habillement est un exemple-type avec de nombreux ateliers, souvent dans un même quartier, chacun spécialisé dans une facette de la chaine de fabrication (un complet, une robe, etc.).

Transports aériens
Activités informatiques
Postes et télécommunications
Assurance
Intermédiation financière
Auxiliaires financiers et d'assurance
Activités récréatives, culturelles et sportives
Activités immobilières
Edition, imprimerie, reproduction
Fabrication de matériel informatique
Recherche et développement
Industrie du tabac
Production et distribution d'électricité et de gaz
Industrie de l'habillement et des fourrures
Services aux entreprises
Location sans opérateur
Commerce de gros et intermédiaires
Hôtels et restaurants
Fabrication d'instruments médicaux, de précision, d'optique et d'horlogerie

*Île-de-France (2006). Source: Polèse et al (2015: Tableau 3.4). Branches affichant des concentrations de l'emploi au moins 20% supérieures à la moyenne nationale.

Regardons de plus près la branche « commerce de gros et intermédiaires » (la distribution, en d'autres termes), pas seulement pour le lien avec l'agriculture, mais aussi pour ce qu'elle nous apprend sur l'impact des technologies de transport et de communication sur les choix de localisation. La centralisation de la distribution avec les activités d'entreposage et de logistique qui l'accompagnent est une tendance mondiale (Cidell 2011 ; Hesse et Rodrigue 2004 ; Dablanc, Diziain et Levifve 2011), secteur d'activité en pleine croissance ainsi que grand consommateur d'espace (McKinnon 2009). Ce n'est un hasard que le marché central de Rungis se trouve en région parisienne (d'où la présence de cette branche au tableau 1), réputé le plus grand centre de distribution de produits frais (légumes, fruit, produits laitiers, poisson, viande…) en Europe, dont les infrastructures (bâtiments, parking, rails…) occupent quelques 232 hectares.

Les deux mots d'ordre de la logistique moderne sont volume et rapidité en réduisant au minimum les besoins d'entreposage, aussi facteur de productivité agricole. La concentration géographique, à l'échelle de la France, des activités de distribution repose sur des gains de productivité sous forme, entre autres, d'économies d'échelle en matière de transports et de stockage, mais aussi sous forme de réduction de temps d'attente et de pertes de marchandises périssables, facteur majeur de coût dès qu'il s'agit de produits frais. Le choix d'une grande aire urbaine repose à son tour sur la recherche de l'offre maximale de trajets (par camion, train, avion…), condition première pour assurer la fréquence maximale des expéditions et des réceptions.

Ce regard rapide sur la distribution alimentaire fait ressortir un point majeur : la relation circulaire entre urbanisation et hausses de productivité agricole. Dans leur synthèse de cent ans de recherche rurale, Irwin et al. (2010) soulignent l'étroite relation de dépendance, aujourd'hui, entre économies rurales et urbaines, relation quasi-symbiotique. Pour paraphraser la célèbre formule de l'historien économique français, Paul Bairoch[29], les hausses de productivité agricole alimentent l'urbanisation et l'urbanisation alimente à son tour les hausses de productivité. À cela s'ajoutent les nombreux intrants matériels et autres à la base de l'agriculture moderne (équipements frigorifiques, camions, machines agricoles, engrais biologiques, services informatiques, activités de recherche et d'inspection), tous tributaires des économies d'agglomération au même titre que d'autres productions non-agricoles.

Résumons. L'agglomération géographique des agents économiques se traduit par des gains de productivité dont profite la société dans son ensemble. À ce titre, il n'est pas exclu qu'elle comporte aussi des gains environnementaux. L'agglomération se traduit en principe, *à l'échelle des pays*, par une diminution des mouvements motorisés (mais aussi par rail et par avion) et, par conséquent, une diminution de la consommation de ressources énergétiques et des émissions de CO_2, ce qui fait dire à certains auteurs que l'impact net de la concentration urbaine sur l'environnent est plutôt positif, du moins, concernant les polluants atmosphériques (Dodman 2009 ; Gaspar et Glaeser 1998 ; Gilbert 2016 ; Glaeser et Kahn 2010). La ville offre, en somme, un contexte plus efficace de production de biens et de services, dont la contrepartie est une utilisation plus parcimonieuse des ressources rares.

Toutefois, les effets nuisibles à l'échelle locale (congestion routière, bétonisation, pollution acoustique et visuelle…) ne sont pas moins vrais. Dans l'état actuel de nos connaissances, nous ne sommes pas capables, à vrai dire, de faire la part entre les effets locaux nuisibles, ressentis directement, et les gains globaux plus abstraits. Le calcul rigoureux des pertes et gains

[28] Comme pour tous les modes de transport (camion, train, bateau…), la réduction des prix unitaires repose sur la capacité du transporteur à remplir son véhicule (avion, wagon...), et cela dans les deux directions.

[29] « L'industrialisation favorise l'urbanisation et la ville favorise l'industrialisation »; (citée dans Bourdeau-Lepage et Huriot (2008)).

environnementaux à différents niveaux reste un défi (Angel et al. 2010 ; C Gaigné, Riou et Thisse 2012). Il importe dans toute analyse de faire la distinction entre, d'une part, les conséquences de l'industrialisation et de l'enrichissement collectif (les industries et les ménages[30] ne polluent pas forcément plus parce qu'ils se trouvent en ville) – et, d'autre part, les effets de l'agglomération urbaine en tant que telle, distinction pas facile à établir dans les faits.

Impacts des NTI et des technologies de transport et de communications

Il reste la question de l'évolution *probable* des forces d'agglomération. Les nouvelles technologies d'information (NTI) ne changent-elles pas la donne? Nous nous trouvons, à première vue, devant un paradoxe. L'Internet, téléphones intelligents et autres outils de communication électronique, ne devraient-ils pas, enfin, nous libérer de la tyrannie de la distance? Le chercheur ou l'entrepreneur à Clermont-Ferrand a désormais le même accès à l'information que son collègue à Paris, à condition bien entendu d'avoir une connexion au Web. Pourtant, l'arrivée des NTI ne semble pas avoir eu d'impact visible sur la concentration des activités économiques et des populations dans les villes, ni en France ni ailleurs. Les activités les plus friandes d'information (finances, média, grands bureaux…) continuent à se concentrer dans les grandes métropoles (revoir le tableau 1). Comment expliquer ce paradoxe?

La réponse nous ramène aux fondements des économies d'agglomération, dont la possibilité de réaliser des économies d'échelle. Remontons à l'époque de l'industrialisation ; la contrepartie nécessaire de l'émergence des grandes sidérurgies, complexes pétrochimiques, ou usines d'assemblage d'automobiles était l'amélioration des moyens de transports. Centralisation (de la production) et baisses de coûts de transport sont deux faces de la même médaille. Pour que la production en série soit rentable encore faut-il que le producteur puisse livrer le produit aux clients à un coût raisonnable. On comprendra facilement que la construction d'autoroutes, l'arrivée du transport frigorifique et d'autres innovations en matière de logistique étaient des préalables à l'aménagement de Rungis. Le même raisonnement s'applique aux services, à la seule différence qu'il s'agit aujourd'hui de transport de l'information. *À l'échelle des pays*, l'effet des NTI, comme les innovations naguère en matière de transports, va plutôt dans le sens du renforcement des forces d'agglomération (Gaspar et Glaeser 1998 ; Gordon 2000 ; Kotkin 2001).

La figure 13 illustre la concentration urbaine croissante de l'emploi dans quatre branches d'activité, dont la distribution des produits agroalimentaires. Les données portent sur le Canada, mais la tendance observée serait sans doute similaire pour la France. Là où la communication électronique a pu se substituer au contact face-à-face, les NTI ont encouragé plus de centralisation. Pour les banques et autres institutions analogues, la communication électronique a favorisé la centralisation de plusieurs tâches. Les coupables ne sont pas difficiles à identifier : les guichets automatiques et les transactions bancaires par Internet, ainsi que la plus grande facilité à traiter des dossiers au siège central. La même logique s'applique aux fonctions de commande, d'analyse et de recherche des grands cabinets-conseil en management, publicité et comptabilité. Pour l'industrie de la télédiffusion et des spectacles (et d'autres branches comme les jeux vidéo) la transmission quasi-gratuite et instantanée du produit final rend possible la centralisation de la production dans un seul studio pour desservir une clientèle nationale ou mondiale. Avant, il fallait se déplacer pour voir un spectacle, un film. Il suffit maintenant d'allumer la télé, son IPhone ou IPad. Le service est produit dans un studio à Paris ou à New York.

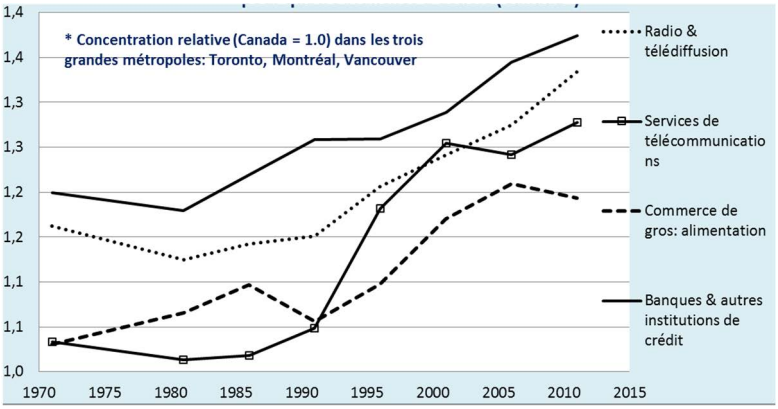


Figure 13. Evolution 1971-2011 : concentration métropolitaine de l'emploi pour quatre branches d'activité (Canada*) (auteur : Polèse)

Cependant, les innovations en matière de transports et de communications, dont les NTI, produisent aussi un effet *opposé* d'expulsion, et cela à deux échelles spatiales qu'il importe de distinguer : locale (ou urbaine) et nationale. Commençons par *l'échelle nationale*. La concentration croissante des activités les plus intensives en matière grise, souvent aussi les mieux rémunérées, dans les plus grandes métropoles a pour effet d'y faire augmenter les salaires et les prix du sol, si bien que des entreprises faisant une utilisation plus extensive du sol et n'ayant pas forcément besoin d'une main-d'œuvre ultra-instruite trouveront avantage à se localiser dans les villes plus petites, dynamique qui s'applique surtout aux industries manufacturières (Burnett 2012 ; C. Gaigné, Piguet et Schmitt 2005). La dynamique de concentration-expulsion est admirablement expliquée par C. Gaigné et Goffette-Nagot (2008) et par Henderson (1997) et nous aide à comprendre pourquoi les économies d'agglomération ne favorisent pas uniquement les plus grandes villes. En France, comme ailleurs, il s'agit d'un jeu constant d'équilibre, favorisant tantôt des villes plus grandes tantôt des villes plus petites.

[30] Pensons à la production de déchets domestiques, fortement corrélée avec l'enrichissement collectif.

La dynamique de concentration-expulsion s'applique aussi à *l'échelle urbaine*, à la différence près que c'est la logique foncière et non les salaires (ou autres conditions locales) qui inciteront surtout les entreprises à se décentraliser. Par échelle urbaine, nous entendons une aire urbaine - une agglomération – dont l'attribut premier est de constituer un marché du travail intégré. Ce sont les flux résidence-travail qui définissent le périmètre de l'agglomération[31], plus ou moins étendue selon la facilité des déplacements. Il existe une littérature abondante sur la forme urbaine, dont l'un des principes de base est la relation *négative* entre coûts de transport (en argent et en temps) et l'étendue du périmètre d'urbanisation, relation qui s'applique autant aux ménages qu'aux entreprises (A. Bertaud 2004 ; A. Bertaud 2015 ; Irwin 2010 ; Gilli 2009). Plusieurs éléments comme le prix de l'essence, la tarification des routes (péages) et les frais d'immatriculation peuvent entrer dans le calcul du coût, mais la relation générale est bien établie.

Par le même biais, une littérature parallèle, toute aussi abondante, a surgi sur ce qu'il convient d'appeler l'étalement urbain (*urban sprawl*) où le transport urbain - surtout la facilité d'utilisation de l'automobile privée - est systématiquement identifié comme le principal coupable (Arellano Ramos et Roca Cladera 2012 ; A. Bertaud et Richardson 2004 ; Brückner 2012 ; Irwin et Bockstael 2007 ; Gilli 2009 ; Newman et Kenworthy 1996 ; Siedentop et Fina 2012 ; Brueckner 2000). Les villes américaines sont en moyenne plus étalées que les villes européennes, conséquence en grande partie de leur jeunesse (nées avec l'avènement de l'automobile, surtout dans l'ouest du pays), des prix d'essence plus bas et de la multiplication d'autoroutes urbaines gratuites (appelées, justement, *freeways* en Californie). La relation positive entre le niveau de motorisation (ou, à l'inverse, la faiblesse de transports collectifs) et l'étalement urbain est bien documentée et ne donne plus lieu à des grands débats entre chercheurs. Les débats portent davantage sur les meilleures façons d'encadrer l'utilisation de l'automobile en ville, question complexe qui dépasse le mandat de ce chapitre. L'étude des mobilités urbaines dans le contexte français est abordée dans d'autres chapitres.

L'essentiel est de bien distinguer les causes de la *croissance urbaine* (notre objet premier) des causes de *l'étalement urbain*. La clé du paradoxe (apparent) entre la liberté de mouvement que nous procurent les NTI et autres innovations et la croissance continue des villes se trouve dans la confusion entre les deux. Les innovations en matière de transports et communications facilitent la concentration de l'activité économique *à l'échelle des pays* et des continents, mais facilitent aussi l'émergence de villes plus étendues. Là encore, Rungis sert d'exemple utile. Les innovations en matière de transports et communications ont facilité la concentration de la distribution alimentaire en région parisienne, mais ont également facilité sa déconcentration à l'intérieur de la région parisienne, région qui, de ce fait, s'est étendue. L'effet net de cette double dynamique de concentration-déconcentration sur la demande globale de sols construits – augmentation en région parisienne, diminution ailleurs en France – ne se mesure pas facilement; mais la première est plus visible que la deuxième.

Pour conclure, jetons un bref regard sur l'avenir. Si les forces de concentration urbaine *à l'échelle des pays* ne sont pas, de toute évidence, en train de s'affaiblir, que dire des forces d'expansion physique des villes? Les tendances d'avenir, pour autant qu'on puisse les deviner, n'annoncent pas d'affaiblissement, bien au contraire. L'arrivée des « smart cars », des autos en libre-service et des nouvelles technologies de gestion de la circulation, sans parler de la baisse du prix du carburant (quoique plutôt conjoncturelle), annoncent plutôt une facilité accrue des déplacements motorisés[32]. Ainsi, il ne faut pas, sans intervention politique, compter sur les contraintes automatiques de la congestion routière et de la distance pour freiner l'expansion physique des villes. Enfin, l'arrivée de l'automobile électrique, si elle se généralise, aura pour effet de lever la principale objection environnementale à l'utilisation de l'automobile.

2.3. Démographie, habitat et consommation de l'espace

Dans les sections précédentes nous nous sommes penchés sur les déterminants de la croissance des villes pour conclure que les forces à la base de l'agglomération urbaine ne sont pas en train de s'affaiblir, tout en annonçant l'élargissement continu des aires d'occupation urbaine. En France, comme dans d'autres pays avancés, la croissance de l'emploi, et donc aussi des populations, continuera à se faire très majoritairement dans des zones urbaines ou à urbaniser.

Faisons maintenant entrer deux autres éléments dans l'équation : la croissance démographique et la consommation de l'espace par habitant. Selon les projections de l'Insee, la population de la France métropolitaine passera de 64,5 millions en 2015 à quelques 73,6 millions en 2060 (Blanpain et Chardon 2010), soit une augmentation de 14%, environ neuf millions d'habitants de plus. L'addition de neuf millions Francais provoquera inévitablement une demande additionnelle de territoires urbanisés sous forme de logements, lieux de travail, d'institutions et de nouvelles infrastructures, à moins de postuler que toute l'augmentation se fasse à l'intérieur des zones déjà urbanisées (postulat peu réaliste). Toujours selon l'Insee, la superficie des communes classées urbaines s'élevait en 2010 à quelques 119,000 km^2. En supposant, sans autres considérations, que les territoires urbanisés vont croître au même rythme que la population, cela annonce quelques 16,600 km^2 d'espaces urbanisés additionnels d'ici l'an 2060.

[31] C'est souvent le principal critère employé par les agences statistiques pour délimiter les régions métropolitaines. Les appellations peuvent varier (zones urbaines, agglomérations…) mais il s'agit toujours de marchés du travail intégrés, raison pour laquelle les salaires ne jouent pas comme facteurs de localisation *à l'intérieur* des villes.

[32] La société Uber est, semble-t-il, en train développer un « Flying Car » (genre de mini-hélicoptère) dont la mise en marché est prévue d'ici dix ans, ce qui est sans doute optimiste, mais l'arrivée d'un tel véhicule bouleverserait totalement la dynamique des déplacements intramétropolitains.

Cependant, ce calcul simple (trop simple) sous-estime l'ampleur des territoires potentiellement urbanisés. La relation entre croissance démographique et croissance des espaces urbanisés n'est pas linéaire. Dans tous les pays industrialisés, la deuxième est plus rapide que la première[33]. La France n'y fait pas exception. À la figure 14, on trouvera l'évolution depuis 1954 de la population et des territoires urbanisés[34] pour la France métropolitaine. Au cours du dernier demi-siècle (1954 à 2010), la population a crû de presque 50%, mais l'espace urbanisé à quasiment triplé (+ 190%), une croissance en moyenne quatre fois plus rapide que celle de la population. La relation s'est quelque peu estompée durant la décennie 2000-2010; mais les territoires urbanisés continuent à croître plus rapidement (2,6 fois plus vite que la population).

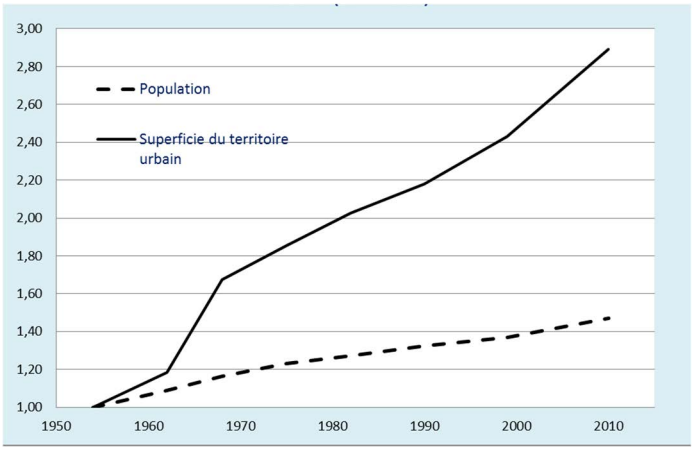


Figure 14. Evolution de la population et du territoire urbanisé – France 1954-2010 (1954=1.00) (auteur : Polèse)

Comme pour le recul des territoires agricoles, l'explication réside dans l'impact conjugué des changements technologiques et des changements dans le comportement des ménages, et notamment de leurs habitudes de consommation. Nous avons vu que toute baisse des coûts de déplacement et de transport des marchandises (en termes monétaires et de temps) se traduit, *à l'échelle locale,* par l'expansion géographique du périmètre à potentiel urbain, à laquelle est venue s'ajouter ces dernières années la révolution informatique. Les innovations en matière de transports et de communications *rendent possible* l'occupation de terrains à potentiel urbain toujours plus éloignés, mais c'est la demande de logement des ménages qui constitue le principal moteur de l'expansion urbaine. La relation positive entre le niveau de revenu (ou de PIB par habitant) et la consommation par habitant d'espaces construits, dont le logement est un élément-clé, est bien documentée et se confirme pour la plupart les pays industrialisés (Moura, Smith et Belzer 2015 ; Seto et al. 2011 ; Williams 2009 ; Angel 2011 ; Angel et al. 2010 ; A. Bertaud 2015 ; Malpezzi 2013 ; Brueckner 2000).

Pour les États-Unis, Moura, Smith et Belzer (2015) observent une relation statistique log-linéaire positive entre le PIB par habitant et l'espace de plancher par habitant sur cent-vingt ans (1891- 2010), relation qui demeure robuste sur toute la période. Le nombre d'unités de logement et l'espace total de plancher ont crû en moyenne deux fois plus vite que la population[35]. D'autres auteurs ont examiné l'évolution de la densité urbaine (habitants par hectare ou km^2), une hausse de celle-ci indiquant une consommation plus intensive de l'espace. Dans une étude portant sur 120 villes dans divers pays, Angel (2011) observe une relation systématiquement négative entre niveau de développement et densité urbaine. Pour les États-Unis, la densité moyenne des vingt agglomérations urbaines les plus peuplées est passée de 70 personnes par hectare en 1900 à 15 hectares par personne en l'an 2000. Des facteurs géographiques jouent aussi dans l'explication des différences de densité, notamment la disponibilité de terrains. Les densités urbaines sont en moyenne deux fois plus faibles dans les pays bien dotés en sols habitables (« land rich » : États-Unis, Canada, Australie…) qu'en Europe et au Japon. Cependant, ce qui nous intéresse ici est la progression des espaces urbanisés. Angel (2011) projette, selon le scenario retenu, une croissance de 75% à 190% des espaces urbanisés (« urban land cover ») de 2000 à 2050 pour l'Europe et le Japon, fourchette cohérente avec l'expansion urbaine que la France a connu au cours du demi-siècle dernier[36].

La relation entre croissance économique et croissance des espaces consommés par habitant, toujours positive mais dont la magnitude exacte peut varier entre pays (mais toujours positive), repose sur une double évolution : la baisse de la taille moyenne des ménages (plus de logements par habitant) et la croissance, en parallèle, de l'espace de plancher par habitant en fonction du niveau de revenu. Pour le Royaume-Uni, Williams (2009) note que les ménages dans la tranche supérieure de revenu consomment en moyenne 17m^2 de plus d'espace de logement (en location) par habitant que la classe de revenu la plus faible[37]. Cependant, c'est la baisse de la taille des ménages qui constitue le principal déterminant de la hausse d'espaces de logement par habitant dans les pays industrialisés, conséquence de la chute des taux de fécondité, du prolongement de l'espérance de vie et de l'évolution de la formation des ménages (souvent plus tardive). Ainsi, pour la France, la part des ménages d'une personne est passée de 24% à 34% de la population de 1980 à 2008; si bien que la taille moyenne des ménages est passée de 2,7 à 2,3 personnes (Dol et Haffner 2010). En retour, la diminution de la taille des ménages a des conséquences sur l'évolution du nombre logements.

[33] Les principales exceptions sont les villes-états (Hong-Kong, Singapour...) enclavées, où la croissance se fait surtout en hauteur. Toutefois, même là la croissance déborde sur des territoires voisins (Chine propre, Indonésie), indice de la force de l'urbanisation.
[34] Comme précédemment, pour les territoires urbanisés, on retient la superficie des communes classées comme urbaines (source : Insee).
[35] De plus, aux États-Unis, la fiscalité, et notamment la possibilité de déduire les paiements d'intérêts sur les hypothèques de maisons neuves, incite à la surconsommation de l'espace. La fiscalité, notamment via la taxation du sol, peut affecter la consommation, mais les taxes spécifiques sur le sol (à la différence des taxes foncières qui combinent le bâti et le sol) sont rares et leur impact est difficile à évaluer.
[36] Dans le scenario « prudent » d'Angel (2011), les densités baissent de 1% par année et de 2% selon un deuxième scénario. L'auteur retient également un scénario de zéro (0) baisse, peu réaliste, mais qui aboutit néanmoins à une croissance de 6% des terrains urbanisés.
[37] Williams ne précise pas, toutefois, les classes de revenu.

Les figures 15 et 16 illustrent les deux tendances pour la France : soit, l'évolution de la surface moyenne (en m²) par habitant des résidences principales et l'évolution du nombre de logements, toutes deux à la hausse. La première semble se stabiliser depuis 2005, tandis que le nombre de logements continue à progresser plus rapidement que la population. Cependant, nous nous gardons de proposer une projection chiffrée, nécessairement probabiliste. Comme nous le rappelle Williams (2009), prévoir la formation des ménages n'est pas une science exacte. Cependant, 2,3 n'est certainement pas un plancher pour la taille moyenne des ménages qui se situait à 2,1 en Allemagne et 2,0 en Suède en 2008 (Dol et Haffner 2010). De plus, la part de la population de 65 ans, qui constitue en majorité des petits ménages, passera de 18,6% (2015) à 26,7% d'ici l'an 2060 (Blanpain et Chardon 2010). Le vieillissement n'annonce pas non plus nécessairement une population moins friande d'espace d'habitat. Pour les villes canadiennes, Moos (2016) observe en effet une relation négative depuis 2006 entre la présence des populations de 65 ans et plus et la densité moyenne des quartiers résidentiels. Enfin, Boardman et al. (2005) notent que les NTI peuvent créer de nouveaux besoins dans la mesure où les télétravailleurs ou autres professionnels branchés chercheront à doter leurs résidences d'espaces de travail, bien que ceci reste sans doute marginal dans la consommation totale d'espace.

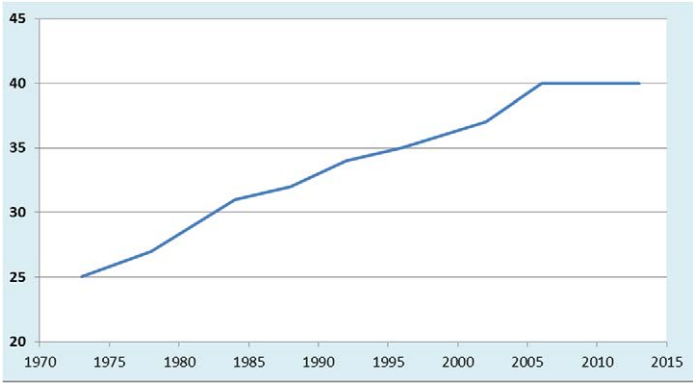


Figure 15. Surface moyenne (m²) par personne des résidences principales – France 1973-2013 (auteur : Polèse)

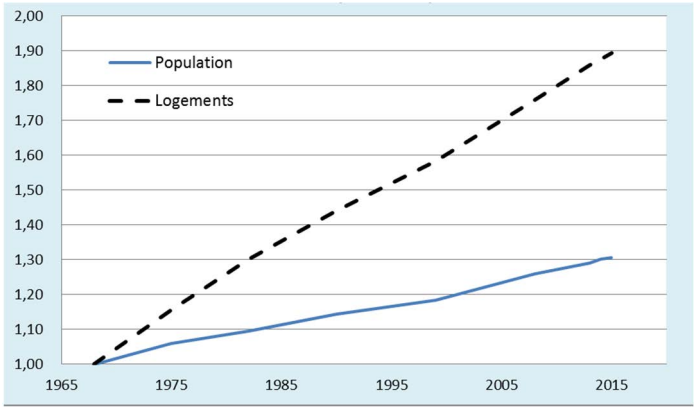


Figure 16. Evolution de la population et du nombre de logements – France 1968-2015 (1968=1.00) (auteur : Polèse)

Pour résumer, la demande d'espaces urbanisés, surtout à des fins d'habitat, continuera vraisemblablement à croitre plus rapidement que la population dans un avenir prévisible. Les tendances pour la France sont similaires à ce qui s'observe aussi ailleurs. La demande finira fatalement par se stabiliser un jour, tout comme la taille des ménages et l'espace de plancher par ménage, quoique qu'il n'y pas forcement de limite à ce dernier. La croissance démographique finira aussi, un jour, par se stabiliser, mais l'horizon est encore loin.

2.4. Nouveaux espaces urbanisés : l'attrait croissant des aménités naturelles

Les tendances examinées jusqu'ici – urbanisation, agglomération, étalement - s'appliquent à des degrés divers à tous les pays. La croissance des territoires urbanisés en France obéit globalement aux mêmes forces que dans les autres pays industrialisés. Cependant, d'autres tendances sont davantage spécifiques à certains pays, dont notamment le déplacement des populations vers le soleil, la mer, les montagnes ou d'autres « aménités » naturelles, phénomène de pays riches, davantage motivé par la recherche du plaisir que la recherche de l'argent. Ces migrations « hédonistes », amplement documentées en Europe et en Amérique, touchent au premier chef les populations à la retraite, mais pas seulement (Cheshire et Magrini 2006 ; J. Rappaport 2007 ; J Rappaport et Sachs 2003 ; Shearmur, Terral et Polèse 2013 ; Gilles Duranton et Puga 2014 ; Chi et Marcouiller 2013). Celles-ci ont pris de l'ampleur depuis les années 1990, résultat, entre autres, du vieillissement démographique, de l'enrichissement collectif et de la nouvelle mobilité *inter*urbaine des populations professionnelles.

L'ampleur de ces migrations hédonistes est en partie tributaire de la géographie du pays. C'est ici que la France se démarque de la plupart des pays d'Europe. À certains égards, la France ressemble aux États-Unis : caractérisée par une division climatique nord-sud, dont le nord (plus froid) est aussi le berceau industriel du pays, durement frappé par le déclin de l'industrie lourde. La situation est différente de celle de l'Italie, à titre de comparaison, où il fait beau n'importe où, ou, à l'inverse, de celle des Pays-Bas où il ne fait beau nulle part. De ce fait, les migrations hédonistes n'y sont pas des déterminants majeurs de redéploiement urbain, à la différence de la France où des variables géographiques sont des prédicteurs puissants de croissance urbaine, relation confirmée par nos propres travaux[38] (M. Polèse, Shearmur et Terral 2014 ; Shearmur, Terral et Polèse 2013).

[38] L'analyse, basée sur un modèle d'économétrie spatiale, étudiait les déterminants de la croissance de l'emploi pour 674 unités spatiales (dont 359 urbaines), couvrant tout le territoire français, sur les périodes 1982-1999 et 1999-2006. Pour les deux périodes, des variables portant sur l'axe nord-sud et la proximité du littoral ressortaient systématiquement de façon significative.

La citation suivante de l'Insee[39], qui n'étonnera personne, résume les tendances du dernier recensement : « L'urbanisation progresse surtout le long des littoraux atlantique et méditerranéen'…'La part de la population située dans des communes nouvellement urbaines est élevée en Bretagne (Côtes-d'Armor, Morbihan, Ille-et- Vilaine), Loire-Atlantique et Vendée, ainsi qu'en Ariège, dans les Pyrénées-Orientales, l'Aude, le Gard et le Vaucluse…La croissance du territoire urbain s'observe donc surtout dans la partie la moins dense de l'espace urbain, et plus particulièrement sous la forme d'unités urbaines multicommunales». Pour résumer, la croissance récente des territoires urbanisés ne s'explique pas seulement par les déterminants classiques fondés sur des avantages économiques de la concentration urbaine, mais aussi par les préférences des ménages (du moins de certains ménages) pour des milieux de vie particuliers. La relation emplois-population est désormais inversée. Les emplois suivent les populations, relation qui a donné lieu à une littérature sur ce qu'il convient d'appeler les économies résidentielles, concept que nous devons à l'économiste français, Laurent Davezies (Davezies 2009 ; Terral et Proulhac 2014) : des territoires dont l'économie repose en bonne partie sur des revenus gagnés ailleurs, mais dépensés localement. Le couple parisien retraité qui s'est installé en Provence pour y dépenser ses pensions ou autres revenus d'investissement[40] est l'exemple-type. Toutefois, les économies résidentielles ne se limitent pas aux populations retraitées.

C'est le moment de souligner une deuxième particularité française : l'excellence de son réseau ferroviaire, à laquelle s'ajoute une géographie hexagonale avec Paris quasiment au centre; si bien que presque tout le territoire français est accessible en quelques heures de la capitale (en sens inverse pour la France hors-Paris). Cette accessibilité a au moins deux conséquences pour le peuplement. Pour certaines villes, l'économie résidentielle reposera sur des travailleurs parisiens, mais qui ont choisi de résider en province. Pensons au professeur d'une université parisienne, dont la résidence serait à Dijon. Ce genre de navettage de longue distance reste marginal, quoique facilité par les NTI, et limité à des professions qui n'exigent pas une présence quotidienne sur le lieu de travail. Cette accessibilité, ajoutée aux NTI, joue cependant davantage (surtout dans le sens région vers Paris) sur le choix de localisation de certaines firmes et de jeunes professionnels. En réduisant la distance à la grande ville, certaines localisations deviennent acceptables alors qu'elles ne l'étaient pas quinze ans auparavant. Certains entrepreneurs ou professionnels, cherchant un équilibre entre qualité de vie et maximation de revenus, peuvent désormais envisager de s'y installer. Pensons au jeune consultant en informatique qui aurait quitté Lille pour s'installer dans une commune de la banlieue de Bordeaux. Cette migration est possible car il sait qu'il pourra continuer à desservir ses clients parisiens.

Cependant, ce qui nous intéresse c'est l'impact *net* de ces divers mouvements migratoires sur la demande globale de sols construits. S'il s'agit d'un simple déplacement de la demande, disons de Lille à Bordeaux, l'effet net sera nul pour la France. Le calcul de l'effet net est difficile à réaliser faute de données, mais il y a tout lieu de croire que ces mouvements migratoires vont contribuer à renforcer la demande d'espaces construits, quoique cela soit impossible à chiffrer. L'effet net potentiellement attribuable aux résidences secondaires est également difficile à chiffrer, mais sans doute modeste. La part des résidences secondaires dans la demande globale de logements n'aurait guère évolué depuis 1982 selon l'Insee (9,5% en 1982 contre 9,4% en 2013), si bien qu'il s'agirait surtout d'un déplacement de la demande au sein du territoire national.

Si l'effet net des mouvements migratoires français est incertain, l'effet de la demande étrangère est, en revanche, indiscutablement positif, qu'il s'agisse du ménage néerlandais installé dans le Vaucluse ou du richissime oligarque russe qui est propriétaire d'une résidence sur la Côte-d'Azur. Nous nous trouvons ici devant un autre particularisme français, ce que nous avons appelé sa « géographie chanceuse » (M. Polèse, Shearmur et Terral 2014), un pays qui n'offre pas seulement des cadres naturels superbes, mais aussi des infrastructures de qualité, une métropole globale et, somme toute, une mode-de-vie qui fait l'envie de la planète, même si les Français ont beaucoup de difficultés à le reconnaitre; mais cela aussi fait partie du charme de ce pays singulier (c'est un Canadien qui écrit).

Tous les avantages sont *relatifs*. Les perceptions ne sont pas sans importance pour comprendre la géographie internationale des investissements immobiliers. Vue d'autres pays, la France reste une destination privilégiée. Le *Wealth Report* publié tous les ans par la société londonienne KnightFrank reste à ce sujet une référence utile, notamment pour son *Prime International Residential Index* (PIRI), qui liste les 100 meilleures (« prime ») destinations pour l'investissement immobilier résidentiel de haute gamme (KnightFrank 2016). Pour l'année 2016, y figurent, pour prendre des exemples français : Val-d'Isère, Cap-Ferrat, la Provence, la Gascogne et, bien entendu, Paris. À cela s'ajoutent les pressions exercées sur le sol par la demande touristique sous forme d'espaces hôteliers et récréotouristiques. La France, nous sommes tentés de conclure, est victime de son propre succès, la contrepartie de sa géographie chanceuse, facilitée en plus à l'intérieur de l'Europe par la liberté d'installation assurée par l'Union européenne[41]. Les investissements immobiliers de provenance étrangère, ainsi que les touristes et nouveaux résidents venus d'ailleurs contribuent, certes, par leurs dépenses locales à l'économie française et la revitalisation de certains territoires, mais accentuent également les pressions sur le marché immobilier français et la demande de terrains construits[42].

[39] Cité dans Fabrégat (2011).

[40] Si le couple a la chance de faire partie des propriétaires « rentiers » parisiens (voir la prochaine section), ces revenus peuvent être considérables, le gain de capital sur la vente de leur propriété parisienne servant de base à l'achat ou la location d'une propriété en Provence.

[41] Au moment de la rédaction, les conditions du Brexit ne sont pas encore connues, si bien qu'il n'est pas possible de prévoir l'impact de la sortie de la Grande Bretagne sur le marché immobilier français.

[42] L'impact global des diverses pressions de provenance étrangère se prête sans doute plus facilement à une estimation chiffrée, mais nécessiterait le recueil et l'harmonisation de données de sources différentes.

2.5. Synthèse et conclusion

La demande de terrains aménagés à des fins urbaines ne ralentira pas dans un avenir prévisible et, *mutatis mutandis*, les demandes « d'artificialisation » du sol français – voici le message central de ce chapitre[43].

Le tableau 2 présente de façon synthétique les divers déterminants de l'évolution de la demande. Résumons. Les villes n'ont rien perdu de leur force d'attraction. Les gains économiques associés à la concentration urbaine – les économies d'agglomération - n'ont pas disparus avec l'arrivée des nouvelles technologies de l'information. Les forces favorables à l'expansion physique des zones d'habitat et à la consommation d'espace ne sont pas en train de diminuer. Résultat : la croissance future des populations continuera à se faire très majoritairement dans des zones aménagées à des fins urbaines; à savoir, dans des proportions supérieures à 80%. Ces pressions sur la demande joueront sur un fond de croissance démographique, du moins pour les prochains quarante ans. Quelques neuf millions de Français de plus sont projetés d'ici l'an 2060, avec les besoins associés en termes de logement, de lieux de travail et d'infrastructures urbaines.

Tableau 2. Déterminants de l'évolution (probable) de la demande d'espaces urbanisés

Déterminant	Impact	Évolution probable	Commentaire
Taux d'urbanisation	Modeste	Possibilité d'une légère hausse	Grande époque d'urbanisation maintenant terminée
Demande (relative) : produits alimentaires & primaires	*Modeste*	*Possibilité* d'une *légère baisse*	*Impact négatif sur la demande (et la valeur) des terres agricoles*
Productivité agricole	*Majeur*	*Hausses continues*	*Idem*
Économies d'agglomération	**Majeur**	Restent fortes	Croissance de l'emploi (2017 +) continuera à se faire majoritairement (80% +) dans des aires urbanisées
Innovations : transports & communications (NTI)	Majeur	Plus grande fluidité et mobilités inter & intra-urbaines	Effet double : concentration urbaine à l'échelle nationale (rubrique précédente); extension des aires construites à l'échelle locale
Croissance démographique	**Majeur**	9 millions de Français de plus prévus d'ici 2060	Suit l'emploi (échelle nationale), majoritairement (80% +) dans des aires urbanisées
Demande d'espace construit par habitant	**Majeur**	Hausses continues	Demande d'espace croît plus vite que la population urbaine
Taille des ménages	*Majeur*	*Baisse*	*Déterminant majeur de la demande par habitant (rubrique précédente)*
Habitat : plancher (m^2) par ménage	*Modeste*	*Possibilité d'une légère hausse*	*Déterminant de la demande par habitant (rubrique précédente)*
Migrations hédonistes : vers littoral, midi, montagnes…	Modeste	Se poursuivent	Impact majeur pour certains territoires, impact global *net* difficile à évaluer
Résidences secondaires (Francais)	Modeste	*Hausse proportionnelle à la demande par hab.*	Impact majeur pour certains territoires
Demande étrangère : investissements immobiliers, nouveaux résidents, touristes	Modeste	Se poursuivra en toute probabilité	Impacts localisés; impact global possiblement non-négligeable

L'effet combiné de la croissance démographique et des hausses de consommation d'espace par habitant, deux variables-clés, se traduira fatalement par des nouvelles demandes d'espaces construits. Toute projection chiffrée serait nécessairement probabiliste. Mais, en retenant simplement ces deux éléments et en retenant le 9,3% du sol national artificialisé en 2014 (cité en introduction), nous arrivons à une projection de 11,9% de sols français artificialisés en 2060, soit 2,6% de plus[44], chiffre qu'il faut traiter avec toute la prudence qu'il mérite. Cependant, la question qui se pose alors est dans quelle mesure ce 2,6% de plus de terres potentiellement artificialisées (ou tout pourcentage analogue) contribue-t-il à l'économie et à la société françaises ? Dit autrement, pour revenir au début de ce chapitre, est-ce une utilisation judicieuse du sol français ? Le sol, rappelons-le, est un facteur fixe dont l'utilisation à une fin donnée en exclut nécessairement les autres. Jetons alors, en guise de conclusion, un autre regard sur le sol comme facteur de production et de bien-être, mais aussi comme facteur de richesse collective et individuelle.

[43] Rappelons que des territoires aménagés à des fins urbaines peuvent aussi comprendre des espaces non-construits (non-couverts) sous forme de parcs, pelouses, jardins, plan d'eau ou d'espaces naturels protégés situés à l'intérieur des périmètres urbains. Des activités à caractère agricole peuvent également se dérouler en ville sous forme de cultures maraîchères, pépinières, serres ou autre formes d'agriculture urbaine.

[44] Calcul : la croissance démographique prévue est de 14% (2010-2060). En supposant que la demande d'espaces construits croît deux fois plus vite que la population, hypothèse assez raisonnable, cela donne une augmentation de 28%, soit 2,6% de plus par rapport aux 9,3% de 2014.

Mot de la fin : arbitrages, conflits d'objectifs et connaissances imparfaites

Dans une perspective de comptabilité économique nationale, utiliser le sol pour y construire des maisons, usines, bureaux, routes, aéroports ou autres actifs immobiliers, se traduit par un ajout au capital productif, tout en se rappelant que les demandes de construction sont, ultimement, la traduction d'une demande dérivée (de biens et services). Au même titre, les sols utilisés à des fins agricoles sont une composante du capital productif national. Grâce à l'ouvrage magistral de l'économiste français Thomas Piketty, *Le capital au XXe siècle* (Piketty 2013), il est possible de retracer la contribution de ces deux composantes au capital national total (immeubles, bâtiments, machines, brevets, etc.), à la base des figures 17 et 18. Les deux figures illustrent respectivement, l'évolution de la valeur globale des terres agricoles et des actifs immobiliers en pourcentage du PIB de 1850 à nos jours pour quatre pays, dont la France[45].

La chute du poids des terres agricoles dans le capital national (figure 17) est, en somme, la traduction de la chute de la demande alimentaire dans la demande globale (revoir la figure 11). Dit autrement, la précondition d'une hausse de la valeur des terres agricoles, comparée à d'autres usages du sol, est la croissance plus rapide, comparée à d'autres objets de consommation, de la demande de produits agricoles, scénario peu probable nous le savons[46], même en intégrant la demande extérieure. La figure 18 illustre, en contrepartie, la montée depuis cent-soixante ans du poids des sols urbanisés dans le capital national, traduction de la force des économies d'agglomération dans la production des biens et services non-agricoles. L'évolution des deux courbes nous aide à comprendre le transfert progressif des usages agricoles du sol à des usages urbains. Les deux figures font aussi ressortir l'importance de la conjoncture économique. L'effet dépressif de la Première Guerre mondiale et de la Grande Crise des années 1930 sur l'évolution des valeurs immobilières se voit clairement pour les trois pays européens. En parallèle (figure 17), la baisse de la valeur des terres agricoles a ralenti durant la même période. En d'autres mots (quoiqu'un peu crus), la manière la plus efface de freiner la croissance urbaine est de freiner la croissance économique; ce qui soulève en contrepartie la question des effets de rétroaction en sens inverse. Il fallut attendre les années 1950 et les Trente Glorieuses pour que la croissance urbaine reprenne son élan.

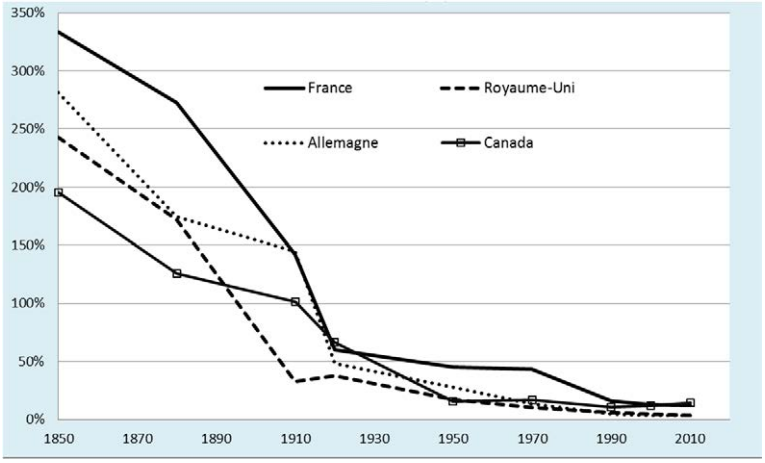


Figure 17. Valeur des terres agricoles en % du revenu national : 1850-2010, quatre pays (auteur : Polèse)

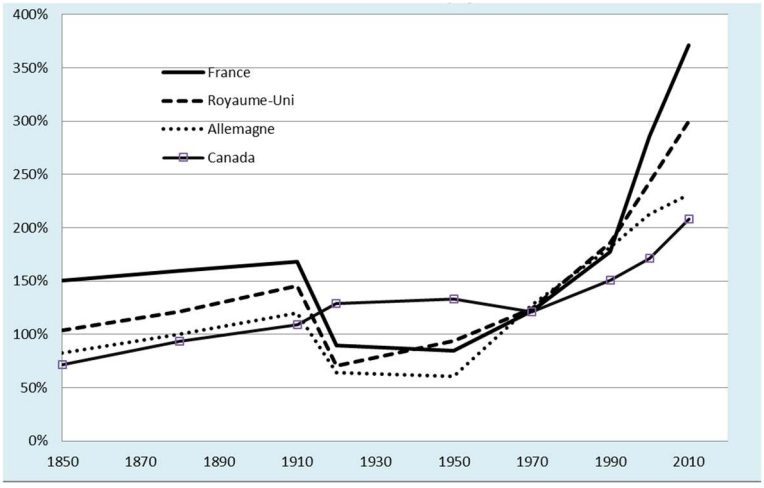


Figure 18. Valeur des actifs immobiliers (logement) en % du revenu national : 1850-2010, quatre pays (auteur : Polèse)

La figure 18 indique également une augmentation impressionnante du capital immobilier, qui équivaut à un transfert, en somme, de richesse au profit des propriétaires urbains, ce qui conduit Piketty (2013) à dire que le capital immobilier constitue aujourd'hui l'une des principales sources d'inégalité sociale en Occident, et plus particulièrement en France. C'est effectivement la courbe de la France qui affiche la hausse la plus marquée depuis les années 1990. La valeur globale des actifs immobiliers détenus par des résidents français équivalait en 2010 à presque quatre fois la valeur du PIB, deux fois le niveau canadien. Comment expliquer cette différence ? En toute logique économique, une partie de la réponse doit se trouver du côté de l'offre ; soit, des restrictions naturelles ou réglementaires à l'offre de sols à urbaniser. Il est possible qu'une partie de la différence avec le Canada s'explique par sa géographie plus généreuse, mais il est difficile d'invoquer le même argument pour expliquer la différence avec l'Allemagne et la Grande Bretagne, plus densément peuplées que la France.

[45] En plus de la grande valeur intellectuelle de l'ouvrage, tome de 976 pages, Piketty a le mérite de rendre ses bases de données accessibles sur le Web (piketty.pse.ens.fr/ capital21c.), ce qui nous a permis de construire les figures 8 et 9.

[46] Il existe des cas d'exception de cultures en forte de demande qui générèrent des valeurs foncières élevées, capables de résister aux pressions d'urbanisation. Pensons aux vignobles (grands crus) en bordure de Beaune et de Bordeaux.

Les données de Piketty nous font comprendre que la valeur des sols construits (la contribution au capital national) ne découle pas uniquement des facteurs de demande, mais aussi des facteurs d'offre, précisément parce que l'offre du sol est fixe. Ce chapitre s'est limité à examiner les déterminants de la demande[47]. Or, devant des hausses soutenues de la demande (ce qui est le cas ici), toute restriction à l'offre, aura nécessairement pour conséquence de faire augmenter les prix. Les études sur l'impact des règlements d'urbanisme et autres politiques de contrôle du sol ne manquent pas (Cheshire et Sheppard 2002 ; Quigley et Rosenthal 2005 ; Woo et Guldmann 2014). De telles mesures peuvent s'avérer être des instruments efficaces pour freiner l'expansion des villes – voir par exemple Woo et Guldmann (2014) – mais se traduisent inévitablement par la hausse des valeurs foncières en ville et, en parallèle, des coûts de logement plus élevés[48]. Toute rareté, réglementaire ou naturelle, crée une « rente »[49] dont profitent, en l'occurrence, les propriétaires immobiliers. Naguère, les grands propriétaires terriens furent les rentiers du système; aujourd'hui ce sont leurs confrères urbains.

Cependant, le combat pour le sol ne se limite pas aux activités dites « productives » (agriculture, usines, mines, bureaux...). Sortons du cadre strict de la comptabilité économique. Nous pensons notamment aux usages « verts » sous forme de zones écologiques, réserves fauniques, parcs naturels ou autres aires protégées, qui peuvent se manifester autant à l'intérieur qu'à l'extérieur des aires urbaines. Ses utilisations vertes sont largement tributaires des acteurs publics et du cadre réglementaire[50]. Le maintien ou la protection de telles zones naturelles peuvent être motivées par des considérations récréotouristiques (partie de l'économie « productive »), sociales ou esthétiques[51] et, bien entendu, par des impératifs écologiques et environnementaux. Mais, dans tous les cas, de telles zones naturelles entreront en conflit avec d'autres usages[52].

Nous nous trouvons, en somme, devant un cas classique de conflit d'objectifs. On peut souhaiter maximiser le PIB national, réduire les inégalités de richesse, accroître l'offre de logements et freiner l'artificialisation des sols; mais réaliser les quatre à la fois n'est malheureusement pas possible. Ce n'est pas à l'auteur de ces lignes de proposer les arbitrages; ce sont des choix politiques. Aussi, devons-nous terminer ce chapitre sur un aveu d'humilité. Certaines choses peuvent se prévoir, comme la probabilité que les pressions d'urbanisation sur le sol français se poursuive (l'objet de ce chapitre) ou encore l'impact des restrictions à construire sur le prix du logement. En revanche, la science économique dans l'état actuel de nos connaissances ne nous permet pas, à vrai dire, de prévoir l'impact des restrictions à construire sur la croissance future du PIB et, par le même biais, de calculer l'arbitrage (le « trade-off », dans le jargon des économistes) entre les coûts économiques et les gains environnementaux.

Que l'usage du sol doive être règlementé est une évidence, attribut inhérent à son caractère fixe; celui-ci doit également être accompagné de politiques intelligentes (espérons-le) d'aménagement urbain et d'urbanisme, questions traitées dans d'autres chapitres. Toutefois, si je puis me permettre une opinion personnelle en conclusion, la solution ne passe pas par l'imposition de restrictions *généralisées* à l'artificialisation des sols, ce qui serait de toute façon inapplicable en raison des pressions irrépressibles sur la demande (objet de ce chapitre). Il faut cesser de voir la ville comme l'ennemie de l'environnement. La ville verte (ou du moins de plus en plus verte) n'est pas forcément une utopie. Imaginons une ville où les bâtiments, rues, trottoirs, routes et d'autres revêtements boivent et respirent en harmonie avec la nature : un beau défi pour les architectes, urbanistes et ingénieurs de demain.

3. L'urbanisation est-elle un mal ?

Auteur : Jacques-François Thisse

A toutes les échelles spatiales, les activités humaines sont inégalement réparties. Au sein des villes, mais aussi entre régions et nations, la distribution de la population et des richesses est caractérisée par des pics et des creux qui sont le reflet d'inégalités économiques souvent considérables. En 2012, l'Île-de-France, qui recouvre à peine 2% de la superficie de la France métropolitaine, regroupait 19% de sa population mais produisait 30% de son PIB. Une telle concentration de richesse n'est pas une spécificité française. Par exemple, les vingt plus grandes métropoles américaines produisent la moitié du PIB des Etats-Unis, tandis que le PIB du Grand New York est comparable à celui de la Belgique. Parallèlement, les historiens ont montré que les villes, surtout les grandes, ont été, et sont encore, les principaux moteurs du développement économique,

[47] Les facteurs d'offre, les régimes fonciers et réglementaires régissant le sol français, sont l'objet d'autres chapitres.
[48] À moins d'admettre des fortes densités urbaines et des constructions en hauteur sans limites, ce qui soulève d'autres questions.
[49] En économie, le concept de « rente » désigne des gains monétaires non-mérités, pour ainsi parler, résultat d'un monopole, d'une localisation favorable ou tout autre avantage sans lien direct avec la productivité ou l'efficacité de l'individu ou l'entreprise.
[50] L'étude de Mimet et al. (2013) sur les Zones Naturelles d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) en Seine et Marne est à ce titre fort intéressante car elle fait ressortir la relation parfois concurrentielle entre terres agricoles et zones écologiques protégées. Les auteurs observent que les ZNIEFF sont parfois davantage respectées dans des zones plus urbanisées (moins agricoles).
[51] La protection de zones naturelles (l'interdiction de construire) aura pour effet, en règle générale, d'augmenter la valeur des terrains déjà construits (ce qui est souvent la principale raison d'être des restrictions imposées) mais ce qui ne les rend pas forcément moins désirables du point de vue esthétique ou écologique. Pensons aux riverains d'une belle forêt protégée. La socialisation de tels gains ainsi réalisés passe nécessairement par un régime équitable d'imposition foncière, question qui dépasse le mandat de ce chapitre.
[52] Là encore, il existe des exceptions. Pensons aux fermes abandonnées dans des zones reculées, des terres (souvent moins fertiles) retombées en friches, où la nature a repris ses droits sans l'intervention de l'État, phénomène assez courant au Canada.

scientifique et social (Bairoch, 1985; 1997; Hohenberg et Lees, 1985). De telles constatations peuvent surprendre tant est ancrée chez certains l'idée qu'un territoire organisé de manière rationnelle et équitable doit être plus ou moins « uniforme ». Parce qu'elles concentrent des populations et des ressources considérables, les métropoles urbaines semblent être à l'origine d'inégalités spatiales profondes. Dès lors, pour les champions de l'égalité des territoires, elles seraient une sorte d'aberration qu'il conviendrait de combattre (Marchand, 2001). Des institutions telles que la DATAR et le Commissariat général à l'égalité des territoires sont une exception française dans le paysage institutionnel international.

Qui plus est, les grandes villes sont souvent perçues comme étant le réceptacle des problèmes auxquels une société est confrontée : jadis, la surmortalité et l'immoralité, aujourd'hui la criminalité et l'insécurité pour certains, la dégradation de l'environnement (pollution, destruction d'écosystèmes, perte de terres agro-forestières) pour d'autres. Bref, quand le jugement négatif n'est pas motivé par une idéologie ruraliste ou réactionnaire, il est souvent basé sur la seule colonne « passif » du bilan urbain. Cette attitude n'est pas spécifiquement française. On la retrouve, par exemple, en Allemagne ou aux Etats-Unis mais sans avoir les mêmes conséquences politiques et économiques qu'en France.

Mais qu'en est-il véritablement des dégâts et gaspillages qui seraient causés par l'urbanisation et l'existence des grandes villes ? L'analyse économique a-t-elle quelque chose à nous apprendre à propos d'un objet – la ville – qui ne semble pas a priori de son ressort ? La réponse est affirmative et va peut-être surprendre ceux qui ne connaissent pas l'économie géographique.

3.1. L'urbanisation : un bref survol historique

Les villes sont apparues il y a plus de sept mille ans en différentes parties du globe. Sans le développement de techniques agricoles plus efficaces permettant la formation d'un surplus alimentaire permettant de nourrir les populations urbaines, elles n'auraient pas vu le jour. Mais les innovations technologiques en milieu rural ne suffisent pas à rendre compte des changements observés. Elles ont dû s'accompagner d'une évolution fondamentale de la structure sociale, à savoir une division du travail plus approfondie. Alors que le fermier est aussi forgeron et boulanger lorsque la population est dispersée, ces activités deviennent des métiers à part entière dès que le regroupement humain atteint une taille suffisante.

Pour l'essentiel, les citadins ne produisent ni leur nourriture, ni les matériaux qu'ils utilisent et encore moins l'énergie qu'ils consomment. Par conséquent, il faut qu'ils puissent offrir, en échange, des biens que les campagnes ne produisent pas. La production de nouveaux biens au sein des villes exige, à son tour, une spécialisation des tâches plus poussée. Pour justifier l'acquisition des compétences que nécessite cette spécialisation, les marchés des biens et services urbains doivent atteindre une taille suffisante, ce qui requiert une population suffisamment grande et relativement concentrée. Une fois cette condition remplie, la division du travail conduit alors à la production d'un surplus d'origine urbaine qui doit être partiellement transporté vers la campagne environnante, mais aussi parfois vers d'autres villes. Il y a donc rencontre de deux forces, poussant à la formation de surplus de nature et d'origine différentes qui sont échangés entre paysans et citadins (Jacobs, 1969). Cette rencontre devait être lente et précaire car soumise à de nombreux aléas. Ces surplus sortent, en effet, du domaine de l'autoconsommation pour rentrer dans le circuit de l'échange marchand, lequel réclame des institutions autrement complexes que la communauté rurale, parmi lesquelles les villes vont jouer, avec la monnaie, un rôle crucial (Jacobs, 1969). Notons que la fondation d'une ville peut parfois précéder l'organisation des campagnes qui l'entourent, mais ces créations sont la conséquence de nouveaux peuplements se faisant souvent en bord de mer. Ce fut le cas, par exemple, pour de nombreuses colonies grecques (par exemple, Marseille) ou pour des villes du Nouveau Monde créées presque dans le vide. En outre, dans plusieurs régions du monde, la croissance urbaine a facilité, voire promu, le développement de nouvelles techniques agricoles, comme ce fut le cas en Chine où les gains de productivité dans l'agriculture sont largement le résultat de l'action de l'Etat central qui utilise les villes comme tremplins (Balazs, 1968).

La ville de l'Europe médiévale se signale par deux types de biens collectifs, une frontière physique - les remparts - et un statut légal qui va lui permettre une plus grande maîtrise de son destin. La construction d'un rempart est un exemple type de bien dont la production est soumise à des économies d'échelle : si R est le rayon de la zone couverte, la longueur d'un mur circulaire est de $2\pi R$ alors que la zone protégée admet une superficie égale à πR^2. Le rapport de la circonférence à la surface du cercle diminue à mesure que le rayon R augmente, permettant ainsi à un nombre proportionnellement plus élevé d'individus et de familles d'être protégés. Si le coût de construction du rempart est en relation directe avec sa longueur, il y a baisse du coût par tête. La taille de la ville est donc un facteur favorable à la construction de remparts protégeant la population.

Outre sa fonction défensive, le rempart est également le symbole de l'autonomie politique de la ville préindustrielle. Selon le dicton médiéval allemand « l'air de la ville rend libre ». Ce statut fut le trait distinctif des villes européennes pendant des siècles et ne devait disparaître qu'avec la formation d'Etats-nations centralisés et puissants qui vont imposer leur pouvoir aux villes. Et de fait, les remparts devaient marquer tellement les esprits que la ville est encore décrite dans l'*Encyclopédie* des philosophes comme « une enceinte fermée de muraille ». Quand bien même ces deux fonctions (défense et libertés communales) ont perdu leur raison d'être, les villes contemporaines continuent d'offrir une large palette de services publics (écoles, universités, hôpitaux, musées, théâtres, services administratifs) qui leur permettent de conserver leur fonction d'aimant. En revanche, si les remparts caractérisent aussi les anciennes villes chinoises, celles-ci furent dominés par les fonctionnaires impériaux et ne connurent pas le développement d'une bourgeoisie urbaine attachée à ses libertés comme ce fut le cas dans de nombreuses villes européennes (Balazs, 1968).

La France restera longtemps parsemée de nombreuses vastes zones qui participent peu à l'économie du pays. Elles semblent presque entièrement fermées sur elles-mêmes, en partie à cause de leur éloignement des grands circuits de l'échange des biens et des idées. Il faut aussi rappeler que les villes françaises ont perdu leurs franchises plus vite que dans d'autres régions européennes, peut-être parce que la centralisation du pouvoir en France y fut plus précoce qu'ailleurs. C'est peut-être le moment de rappeler avec Fernand Braudel que la France n'a jamais accueilli la capitale économique de l'Europe. Dans la longue période qui va suivre la vague d'urbanisation des XIIe et XIIIe siècles, les villes allemandes, flamandes et italiennes vont jouer un rôle central dans le développement du commerce européen, alors que les villes françaises sont relativement absentes. La faiblesse du réseau urbain français n'est donc pas nouvelle. Cette observation n'a pas qu'un caractère historique. L'intensité de l'activité commerciale à l'époque médiévale est en effet un prédicteur important du succès économique actuel des régions européennes (Wahl, 2016).

Une des raisons de cette permanence réside probablement dans la résilience des réseaux urbains, en particulier celui de la France (Davis et Weinstein, 2002 ; Eaton et Eckstein, 1997). On peut expliquer celle-ci par la combinaison de trois facteurs : la géographie physique, la géographie humaine ou les économies d'agglomération que l'on discutera plus bas et, enfin, la durabilité des investissements en infrastructures de transport et en logement. Pourtant, certaines villes ont connu au fil du temps des destins variables. Pensons à Nantes ou Bordeaux qui furent de grandes métropoles maritimes ou à Limoges, centre d'art au Moyen Age, qui devait connaître un renouveau au XIXe siècle grâce à l'industrie de la porcelaine, pour rentrer ensuite dans une nouvelle phase de déclin. A une plus grande échelle, des forces jouant au niveau continental cependant peuvent affecter en profondeur les réseaux urbains. L'exemple le plus connu concerne le basculement du centre de gravité des activités commerciales et industrielles de la Méditerranée vers l'Atlantique, qui fut accompagné de profonds changements dans l'ordre urbain européen. Venise et Florence ont été remplacées d'abord par Lisbonne et Séville, puis par Anvers et Amsterdam, et enfin par Londres.

Après une longue période où l'urbanisation augmente peu en France à la différence des Pays-Bas, de nombreuses villes vont donc naître au XIXe siècle et prospérer grâce à la Révolution industrielle (Bairoch, 1997 ; Pollard, 1981). Leur croissance démographique s'est faite au détriment de la population rurale où la productivité accrue du travail agricole a permis de l'approvisionnement de villes plus grandes et plus nombreuses avec moins de paysans et de terres puisque les rendements par hectare et la productivité du travail augmentaient. Dans l'Angleterre du XIXe siècle, cinq des six plus grandes villes après Londres étaient des centres urbains peu importants deux siècles plus tôt (Bairoch, 1985). Les premières grandes implantations vont en attirer d'autres qui leur sont liées en amont ou en aval du processus de production, renforçant ainsi la force d'attraction des sites initiaux. On assistera ainsi à la formation de grands bassins industriels formés par la juxtaposition de grands établissements et de petits ateliers qui travaillent en sous-traitance. Dans les cas où la sidérurgie, voire la construction mécanique ou la verrerie, viennent se joindre aux mines de charbon, ces bassins peuvent être vus comme des systèmes locaux de production caractérisés par une division du travail très poussée (Leboutte, 1997).

On objectera avec raison que les conditions de vie au sein des bassins industriels et charbonniers furent longtemps abjectes. Même si certaines migrations furent contraintes (pensons aux métayers et ouvriers agricoles en France ou aux *enclosure* en Angleterre), on oublie souvent que les travailleurs « votaient avec leurs pieds » comme ils le font aujourd'hui en Chine. Pour la plupart, ils venaient de campagnes où les conditions de vie étaient encore plus misérables. En Europe occidentale, les migrations rurales-urbaines furent toutes volontaires et les obstacles au retour assez rares. Peu après, les conditions d'hygiène et de vie se sont améliorées pour atteindre des niveaux historiquement inconnus. Même si de nombreux avantages furent obtenus par les travailleurs après de longues luttes sociales, il fallait que l'économie puisse les assurer par des gains de productivité suffisants, ce qu'ont permis les villes qui ont accueilli les nouvelles manufactures. Parallèlement, il fallait que la productivité agricole augmente suffisamment pour permettre de nourrir les ouvriers des villes. La « révolution agricole » en France (suppression de la jachère, amélioration des semences, début de la mécanisation) et l'importation de denrées alimentaires des colonies anglaises l'ont permis (Bairoch, 1989 ; Pomeranz, 2000).

Pendant des décennies, les villes industrielles vont être le moteur principal de la croissance économique grâce à une forte productivité du travail associée à des investissements importants en capital physique. De fait, l'agriculture française progresse moins vite que l'industrie, tandis que les services sont encore caractérisés par des rendements décroissants. De plus, il serait inexact de penser que la polarisation initiale des territoires causée par l'industrialisation a engendré plus de perdants que de gagnants. La concentration géographique de l'industrie a facilité - je dirais plus volontiers accéléré – la croissance économique qui a permis au-delà d'un certain seuil une redistribution des revenus vers le plus grand nombre, ainsi que le financement d'une palette de services publics qui ont contribués en France, et plus généralement en Europe occidentale, une augmentation importante du niveau de vie des ménages.

De plus, l'analyse des données collectées par les historiens montrent que l'espace économique français ne s'est pas organisé sur le modèle centre-périphérie que Gravier a popularisé dans un pamphlet célèbre, *Paris et le désert français* (Gravier, 1972). Depuis le milieu du XIXe siècle, la distribution spatiale de l'industrie et des services suit au contraire une *courbe en cloche*. Autrement dit, si la période, qui s'étale grosso modo de 1860 à 1930, fut caractérisée par une augmentation des inégalités spatiales, elle fut suivie d'une phase de convergence sur la période 1930-2000, phénomène que l'économie géographique associe à la baisse continue des coûts de transport (Combes *et al.*, 2011 ; Polèse *et al.*, 2014). En tout état de cause, le facteur déterminant est clair : on le trouve du côté *des économies d'échelle dans la production et le transport permises par le progrès technologique* et des arbitrages divers qui les accompagnent (Bairoch, 1997 ; Fujita et Thisse, 2003)).

De surcroît, les entreprises industrielles vont profiter de la baisse des coûts de transport pour disperser leurs activités de production vers des sites où les terrains étaient beaucoup moins chers que dans les grandes villes industrielles. Aux Etats-Unis d'abord, en Europe ensuite, les usines, fortes consommatrices de sol, ont quitté les centres villes il y a déjà longtemps. En 1926, l'économiste américain Haig évoquait déjà le départ de certaines activités implantées dans la ville de New York vers le New Jersey (Haig, 1926) ! Toutefois, Haig souligne avec raison que ce qui compte pour le futur de la grande ville ne réside pas dans le départ de ces activités, mais dans *celles qui restent* et dans *les nouvelles qui s'y installent*. Ces départs sont le versant spatial du processus schumpétérien de création destructive.

De fait, quand le transport par camion se généralise, les usines s'installent dans les banlieues où les terrains sont moins chers, pour partir ensuite vers des villes plus petites où les salaires sont plus bas (Henderson, 1997). Il y eut donc assez vite « redispersion » des activités industrielles. Les délocalisations qui occupent une grande place dans le débat politique actuel se sont accélérées depuis une vingtaine d'années pour les mêmes raisons, mais le phénomène est déjà ancien : les établissements de production qui utilisent peu de travailleurs qualifiés quittent les villes pour les régions périphériques, pour partir ensuite vers les pays émergents. C'est le rayon au sein duquel les activités de production se déploient qui augmente avec le progrès technologique dans le transport et les communications.

Les grandes usines ont donc peuplé le paysage européen de nombreux sites urbains pendant plusieurs décennies, avant de disparaitre progressivement. Faute d'une diversification suffisante de leurs activités, plusieurs villes industrielles - dans le Nord-Pas-de-Calais, en Lorraine ou en Wallonie, mais beaucoup moins dans la Ruhr dont le développement reposait davantage sur le capital humain qui caractérise la seconde phase de la Révolution industrielle - n'ont pu résister aux restructurations imposées par l'épuisement des matières premières qui leur avaient servi de fondements. On constate donc déjà l'importance du capital humain dans la résilience de certaines villes et régions. A cette spécialisation dans des domaines en déclin se sont jointes successivement l'évolution des technologies, les gains de productivité qui réduisent les besoins de main d'œuvre peu qualifiée dans de nombreux secteurs industriels et, plus récemment, l'internationalisation des échanges et la concurrence des nouveaux pays industrialisés. Contrairement à une idée reçue, la mondialisation n'est pas le seul coupable. Le progrès technologique et une baisse relative de la consommation des biens manufacturés par rapport aux services auraient déjà suffi à provoquer une baisse sensible de l'emploi industriel.

Des intérêts établis viennent bloquer tout changement. Ce fut le cas, par exemple, de nombreuses corporations urbaines qui imposèrent non seulement les caractéristiques des produits mais également celles des procédés de production, empêchant ainsi toute forme d'innovation. Plus près de nous, syndicats et responsables politiques locaux se sont souvent alliés pour retarder tout effort de reconversion en captant des subventions qui auraient pu être mieux utilisées comme dans le cas de la sidérurgie (Leboutte, 1997). Les villes et régions spécialisées dans des activités industrielles de base ont souvent été verrouillées dans un seul secteur, dominé à terme par quelques grandes entreprises. Face aux premiers signes du déclin, plutôt que de rechercher de nouvelles activités, ces villes et régions ont surtout recherchés des aides et des protections qui, in fine, n'ont rien sauvé. Polèse et Sheamur (2009) parlent du « syndrome du rentier encombrant » pour décrire les villes européennes et américaines où syndicats et pouvoirs publics locaux ont ainsi involontairement empêché le développement de l'innovation et de l'esprit d'entreprise. L'existence d'une rente associée à la formation de grandes agglomérations industrielles a permis pendant un temps un partage plus équitable entre actionnaires et travailleurs. Ces salaires relativement élevés ont découragé les initiatives entrepreneuriales ainsi que l'arrivée de nouvelles industries. A un certain moment, la rente d'agglomération a disparu parce que les avantages qui lui servaient de fondements ont eux-mêmes disparu. L'ensemble de acteurs économiques locaux, toutes tendances réunies, ont alors réclamé diverses aides et interventions des pouvoirs publics. Celles-ci ont pris la forme de subventions, plus ou moins déguisées, aux entreprises et/ou la création d'emplois publics surnuméraires.

Dans presque tous les cas, les résultats furent les mêmes : les travailleurs ont des attentes salariales trop élevées, ce qui décourage de nouveaux investisseurs, tandis que l'élite locale, au lieu de chercher à innover ou à créer des petites entreprises, se consacre à la recherche d'emplois publics plus ou moins bien rémunérés car déterminés au niveau national. Les politiques suivies n'aident pas ces villes à retrouver le chemin de la prospérité. Il faut en premier lieu former la population locale et s'efforcer de développer sa capacité d'entreprendre plutôt que de mener des politiques d'aide qui ne font que retarder la reconversion possible Quelle qu'en soit la raison, de nombreuses villes ne comptent pas (ou ne comptent plus) véritablement parmi les acteurs de la croissance économique et sociale. Bref, ce n'est pas *la* ville en tant que telle qui sera le protagoniste du développement, mais *certaines* d'entre elles.

Mais ce n'est pas tout : la ville, surtout la grande, est très souvent son principal débouché. Une grande partie des services qui y sont produits doivent être consommés par ses habitants, voire par ses entreprises, car ils ne sont pas transportables. La ville est par conséquent un élément constitutif important de son marché. Alors qu'une grande ville profite d'emblée d'un grand marché, une petite ville ne dispose que d'un petit marché et dépend davantage de son hinterland. Un des effets pervers peu connu de la suppression du service militaire en offre un exemple saisissant : dans un nombre important de villes petites et moyennes, la fermeture des casernes a conduit à la disparition d'une demande locale importante qui n'a pas été remplacée. En plus des biens destinés à ses habitants, la grande ville est également spécialisée dans la production d'un (très) petit nombre de biens qu'elle exporte vers les marchés nationaux et internationaux. Elle peut même servir de plaque tournante dans un vaste ensemble d'échanges, comme l'ont fait jadis les villes de Champagne. Dans ces deux derniers cas, la grande ville est insérée dans un vaste réseau urbain et imbriquée dans des échanges multilatéraux. Le commerce à longue distance a été pour des villes comme Venise, Lisbonne ou Amsterdam un facteur constitutif de leur raison d'être. Il a même permis à certaines

- Rome durant la période antique, Amsterdam bien plus tard - d'être le centre de ce que Fernand Braudel appelle une « économie-monde ». Les échanges extérieurs, même quand leur ampleur est faible, sont un élément clé du développement urbain car ils constituent une fenêtre sur le reste du monde par où passent idées et innovations technologiques.

Une ville doit donc être pensée comme un nœud plus ou moins dense de mouvements de marchandises, d'hommes et d'idées. Entre autre chose, cela permet de mieux comprendre les différences existant entre « villes » (celles dont le terreau est formé de sédiments différenciés) et « concentrations de l'habitat ouvrier » du XIXe siècle, souvent trop peu diversifiées pour résister aux chocs technologiques auxquels tous les secteurs sont un jour ou l'autre soumis (Leboutte, 1997).

A toutes les époques et dans toutes les régions du monde, les villes ont attiré les hommes, même si ce fut avec une vigueur variable au fil du temps. Les démographes nous ont appris que la décision de migrer est la résultante de deux types de forces : d'une part, les forces de répulsion qui poussent l'individu à quitter sa région d'origine (pauvreté, guerre) et, d'autre part, les forces d'attraction qui l'incitent à s'établir dans une région de destination parmi d'autres (recherche d'opportunités nouvelles en matière d'emploi et de cadre de vie). Autrement dit, l'individu espère trouver mieux ailleurs, mais cet « ailleurs » varie avec les migrants et les circonstances. Les villes ont donc attiré de nouveaux résidents parce que les conditions de vie à la campagne ont longtemps été difficiles (la force de répulsion), mais aussi parce qu'elles offraient - et continuent à le faire - des avantages nombreux que l'on ne trouve pas dans d'autres milieux (la force d'attraction).

On retrouve le même phénomène en Chine depuis le début de la période des réformes économiques. Le taux d'urbanisation de la Chine a presque triplé en 30 ans, passant de 20% en 1980 à 55% en 2014. Toutefois, la part du secteur manufacturé dans le PIB de la Chine a excédé celle de la population urbaine jusqu'en 2009. A cette occasion, rappelons que le gouvernement chinois impose encore des restrictions à la migration - le système « huko » qui existe depuis les années 1950 (Au et Henderson, 2006). Il a également mis en œuvre un programme d'industrialisation des campagnes par la création d'entreprises petites et moyennes qui doivent permettre aux agriculteurs de quitter leurs rizières sans quitter leurs villages d'origine. L'existence d'une production manufacturière en milieu rural explique sans soute le « retard » chinois en matière d'urbanisation. Toutefois, la distribution spatiale de la production rurale est très inégale. Elle est surtout concentrée dans les zones côtières, c'est-à-dire là où l'urbanisation est la plus forte. Ceci suggère que les économies d'agglomération engendrées par les grandes métropoles chinoises sont assez fortes pour favoriser le développement de leur proche périphérie (Song *et al.*, 2012). En dépit de cette urbanisation rapide, différents travaux laissent penser que *l'urbanisation de la Chine serait insuffisante* (Au et Henderson, 2006 ; Combes *et al.*, 2015a). Quoiqu'il en soi de la réponse à cette question difficile, on peut affirmer que l'histoire et l'actualité se conjuguent pour nous rappeler que croissance économique et urbanisation vont de pair. Les forces qui favorisent la seconde sont en effet très similaires à celles si sous-tendent la première et vice versa.

Quelles que soit leurs origines, la raison d'être fondamentale des villes est qu'*elles permettent d'accroître l'efficacité du commerce et de l'industrie, mais aussi de l'administration*, par exemple en ayant recours à des techniques plus performantes permettant une perception moins arbitraire des impôts, *en la portant à un niveau impossible à atteindre avec une population dispersée*. Sur ce point, économistes, géographes et historiens s'accordent pour considérer les *économies d'échelle* (on parle également de *rendements croissants*) comme étant le facteur constitutif principal du processus d'émergence des villes. Je vais reprendre et développer cette question car elle est fondamentale pour comprendre la formation des espaces économiques.

3.2. L'analyse économique des villes

Mis à part le fait que les individus aiment interagir avec leurs semblables, ce qui ne réclame pas nécessairement de grands regroupements humains, la concentration géographique d'un nombre important d'individus permet une spécialisation des tâches qui augmente la productivité du travail. Il favorise également l'offre d'équipements collectifs dont la productivité augmente et/ou le coût moyen diminue avec la taille de la population, ce que l'on a illustré avec l'exemple des remparts. Aujourd'hui, il n'est pas socialement efficace pour un hôpital d'acquérir un équipement médical onéreux si son coût ne peut pas être réparti sur un nombre suffisamment élevé de patients. En effet, l'investissement ainsi effectué diminue d'autant les moyens disponibles pour atteindre des objectifs différents qui deviendraient autrement prioritaires. Dans le langage des économistes, on parle de « coût d'opportunité » : ce que l'on investit dans un projet n'est plus disponible pour un autre.

Pour comprendre la raison d'être des villes, on a dit qu'il faut faire appel aux *économies d'échelle*. Rappelons que les économies d'échelle signifient que le produit d'une activité augmente plus rapidement que les moyens que l'on y consacre. Outre les grands équipements collectifs, de nombreuses activités privées sont également soumises à ces économies comme, par exemple, les chaines de montage du secteur automobile. La taille des établissements privés de production varie considérablement avec le secteur considéré, mais aussi avec les connaissances scientifiques et technologiques de l'époque. Jusqu'à la Révolution industrielle, la très grande majorité des établissements était petite. Avec les progrès engrangés lors de la Révolution industrielle, leur taille va beaucoup augmenter, ce qui a permis de produire, et de vendre, à des prix très inférieurs à ceux pratiqués auparavant et, profitant de la baisse des coûts de transport, d'élargir leurs aires de marché, deux effets qui se sont mutuellement renforcés pour la première fois dans l'histoire (Bairoch, 1997).

L'interaction entre économies d'échelle et coûts de transport est cruciale pour comprendre la structure d'un espace économique (Fujita et Thisse, 2003). Pour illustrer le fonctionnement de cet arbitrage, je vais utiliser un exemple simple.

Imaginons un décideur, public ou privé peu importe, qui se pose la question suivante : étant donné deux marchés géographiquement séparés, faut-il construire un ou deux établissements approvisionnant les deux marchés ? Afin d'être aussi simple que possible, supposons que le coût de production d'un établissement égal à F € tandis que le coût de transport du bien d'une région vers l'autre est égal à T €. Le décideur étant désireux de minimiser le coût total construit deux établissements qui fournissent chacun le marché local si et seulement si 2 F est inférieur à F + T, c'est-à-dire F inférieur à T. Cette condition est satisfaite lorsque les coûts de production sont bas, les coûts de transport élevés, ou les deux. Une telle configuration caractérise le monde économique qui précède la Révolution industrielle. Après celle-ci, il est de plus en plus vraisemblable que T devienne inférieur à F, dans quel cas le décideur choisit de construire un seul grand établissement qui approvisionne les deux marchés régionaux. Autrement dit, *l'augmentation de la taille des établissements de production et la baisse des frais de transport se combinent pour favoriser la concentration de la production dans un petit nombre de sites*. Dans ce cas, le souhait de disposer d'un établissement dans chaque région, peut-être pour des raisons d'acceptabilité politique, a un coût d'opportunité égal à F – T €. Notons encore que dans le cas de certains services publics tels que santé et éducation, les coûts de transport T restent assez élevés quand ils sont évalués correctement.

L'arbitrage entre rendements d'échelle croissants et coûts liés à la mobilité des biens et des personnes est indépendant du mode d'organisation économique et sociale choisi. En outre, l'intensité des rendements d'échelle et le niveau des coûts de transport varient avec le progrès technique et scientifique, induisant des formes de peuplement qui diffèrent au cours de l'histoire. Dans tous les cas de figure, on peut affirmer que le progrès technologique, en diminuant les frais de transport et en jouant sur les économies d'échelle, peut déjà à lui seul expliquer l'émergence de grandes entreprises industrielles et de fortes disparités régionales (Pollard, 1981).

On a dit que de nombreux sites industriels n'étaient au départ que de petits villages qui ont connu une croissance démographique parfois spectaculaire. Mais d'autres étaient déjà le siège de services et se sont donc engagées – involontairement – sur une trajectoire de diversification des activités. Dans les deux cas, *la localisation des établissements industriels était dictée par celle des gisements de matières premières souvent pondéreuses et chères à transporter*. A cette modernisation des techniques de production est venue se greffer la révolution des chemins de fer qui a permis une réduction très sensible des coûts de transport et, par conséquent, d'approvisionner des marchés éloignés et jusqu'alors inaccessibles. Les deux effets – augmentation de la production et transports sur des distances croissantes – se sont combinés pour faire jouer à plein les économies d'échelle dans la sidérurgie et la construction mécanique, celles-ci étant encore plus importantes dans le transport que dans les secteurs manufacturés (Bairoch, 1997). Les écarts régionaux se sont ainsi creusés dans des proportions qui étaient jusqu'alors inconnues. A la différence des périodes de développement économique qui ont vu le jour dans différentes parties du monde, la croissance moderne fut soutenue par à un flux régulier d'innovations. De nos jours, les innovations sont le produit d'une véritable industrie de la R & D dont l'organisation n'a plus rien à voir avec les bricoleurs de génie des XVIIIe et XIXe siècles.

En résumé, l'existence d'économies d'échelle a une conséquence fondamentale pour la manière dont une économie se structure spatialement, à savoir que *tout ne peut pas être produit partout*, sauf à imaginer un gaspillage inouï des ressources, doublé d'une inefficacité considérable dans la production de biens et services. La croissance économique est presque toujours polarisée car les forces qui soutiennent l'une sont souvent les mêmes que celles qui créent l'autre. Aucune redistribution significative vers les autres régions ne pourrait voir le jour sans une croissance globale soutenue, faute de quoi on se trouverait dans un environnement où les conditions de vie e sont médiocres partout. De nos jours, alors que la part de l'Île-de-France dans le PIB de la France est de 30%, celle du revenu disponible des ménages est de 22,5% en 2012 (Askenazy et Martin, 2015). Il y a donc redistribution de Paris vers le reste de la France, à l'exception d'une ou deux régions. Autrement dit, Paris ne vit pas au détriment de la Province, comme on le pense trop souvent.

3.3. Les villes post-industrielles

Qu'en est-il des villes d'aujourd'hui ? Le déclin des bassins industriels va-t-il conduire à une désurbanisation des pays occidentaux ? La question serait légitime si ce que l'on vient de voir caractérisait toujours les économies contemporaines. Il est incontestable que le départ de l'Europe de grands établissements industriels a provoqué la disparition de nombreuses activités ancillaires et la migration de jeunes vers d'autres cieux. Sans vouloir minimiser les dommages sociaux ainsi causés, une certaine prudence s'impose donc avant de proposer des « solutions » à la Trump car, comme on vient de le voir, ces départs caractérisent une tendance lourde des économies que l'on ne peut pas infléchir aisément. En outre, la France a déjà fait à ses dépens l'expérience des droits tarifaires à la Méline qui visaient à protéger l'agriculture française. En fait, ils ont surtout contribué à pérenniser la faible productivité de ce secteur tout en renchérissant les produits agricoles pour les ouvriers. Des interventions publiques peuvent être souhaitables, mais il ne faut pas qu'elles durent afin que les ajustements nécessaires se concrétisent rapidement. L'intervention de l'administration Obama dans l'industrie automobile américaine est un bon exemple de ce qu'il faut faire. Enfin, les délocalisations ne signifient pas qu'il n'y ait pas d'autres solutions que de protéger des activités peu rentables.

J'ai indiqué ci-dessus que certaines villes ont très vite suivi des trajectoires de diversification sectorielle. Un choc, fut-il massif, sur un seul secteur, disons l'automobile, peut être partiellement amorti par d'autres secteurs quand ceux-ci sont présents. Autrement dit, la diversification sectorielle joue le jeu d'un mécanisme assurantiel. Ceci nous rappelle le vieil adage populaire

disant qu'il ne faut pas mettre tous ses œufs dans le même panier. Mais à une grande différence près : les villes, contrairement aux investisseurs qui peuvent diversifier leur portefeuille, n'ont pas vraiment le choix d'être diversifiées. Leur structure industrielle est le résultat d'un très grand nombre de décisions prises par des acteurs indépendants. De plus, quand une ville est spécialisée dans un secteur en croissance, le besoin de diversification ne se fait pas vraiment sentir car la spécialisation dans un secteur porteur génère de nombreux avantages. Pourtant, tout secteur est appelé à décliner un jour ou l'autre de sorte que les villes spécialisées dans une acticité sectorielle sont appelées à subir des chocs économiques et sociaux importants si elles ne s'y préparent pas. La ville de Détroit aux Etats-Unis, après avoir à la pointe technologique de son époque, en offre un exemple saisissant.

Les grandes métropoles contemporaines ont une structure très différente des villes industrielles d'hier. En particulier, l'industrie n'a pas déserté les premières, comme elles l'ont fait dans le cas des secondes. Ce sont, en effet, les usines qui ont été délocalisées, c'est-à-dire *une* des fonctions de l'entreprise, ce qui ne signifie pas pour autant que les secteurs industriels dans leur globalité aient quitté le territoire national. En effet, les autres fonctions de l'entreprise, à savoir les sièges sociaux, les laboratoires de recherche, les services financiers et de marketing, se sont davantage concentrés au sein des grandes métropoles. Qui plus, ces activités réclament à leur tour de nombreux services appartenant au tertiaire supérieur. En 2010, 61% des emplois de cadres étaient localisés dans les aires urbaines dépassant 500 000 habitants, tandis que Paris en emploie à elle seule 35% (Floch et Laine, 2013). Même si Paris maintient sa prédominance, ces emplois se développent également dans les principales métropoles régionales (Van Puymbroeck et Reynard, 2010). Cette évolution n'a rien d'exceptionnelle puisqu'on la retrouve ailleurs (Henderson et Ono, 2008).

Dans une étude originale consacrée aux choix de localisation des entreprises dans la région Nord-Pas-de-Calais, Bernard *et al.* (1999) constatent que la taille des villes constitue le facteur le plus discriminant dans les choix de location des entreprises implantées dans cette région, avec une coupure marquée autour de 100 000 habitants, ce qui révèle une préférence des entreprises pour une plus grande taille. Plus généralement, on observe que la taille des villes a un impact inattendu mais robuste sur la productivité du travail : dans tous les pays, *les salaires augmentent avec la taille de la ville* (Combes *et al.*, 2008; Glaeser et Mare, 2001 ; Rosenthal et Strange, 2004). Aux Etats-Unis, les salaires versés au sein des aires urbaines de plus d'un million d'habitants sont supérieurs de 30% à ceux versés dans les zones rurales (Glaeser, 2011). En France, la rémunération annuelle d'un salarié francilien travaillant dans le secteur privé est supérieure de 24% à la moyenne du reste de la France. L'écart entre Paris et Lyon ou Marseille tombe à 15%, mais il monte à 35% entre Paris et les villes moyennes, et à 60% entre Paris et les zones à dominante rurale (Combes *et al.*, 2008; 2015b). Mais pourquoi les entreprises implantées en Île-de-France ou dans d'autres grandes villes acceptent-elles de payer de tels salaires ?

Si des salaires plus élevés sont payés à des travailleurs prestant dans certains secteurs de services aux ménages afin de les compenser pour les prix plus élevés du logement (par exemple, dans la restauration), il est faux de penser que cette explication s'applique à tous les secteurs. Les entreprises payent des salaires plus élevés dans les grandes villes parce que *les travailleurs y sont plus productifs* (Combes *et al.*, 2015b; Rosenthal et Strange, 2004). Dans le cas contraire, elles choisiraient de s'installer dans de petites villes, ce qui est d'ailleurs le cas de certaines fonctions des entreprises. Si l'on estime économétriquement l'élasticité de la productivité du travail par rapport à la densité d'emploi, on trouve des valeurs variant de 0,03 à 0,09. En d'autres termes, si l'on double la densité d'emploi, la productivité des entreprises augmente de 2 à 6,5%. Ces chiffres sont loin d'être négligeables si l'on se rappelle que, à l'échelle des départements, les écarts de densité sont substantiels : en France le ratio du dernier et du premier décile est égal à 12. Dès lors, un accroissement de la densité des activités dans Paris est susceptible d'engendrer des gains de productivité supérieurs de 100% à ceux que connaitrait la Lozère dans les mêmes circonstances (Combes et Lafourcade, 2012). De même, si un quart de la prime salariale des salariés parisiens est imputable à leurs qualifications plus élevées, les trois quarts restants proviennent de leur plus grande productivité (Combes *et al.*, 2015b). Au vu de ces chiffres, il est légitime de s'interroger sur la nature des économies d'échelle qui expliquent cette forte productivité de la grande ville.

Pour répondre à cette question, il faut revenir à la distinction classique entre rendements croissants *internes* et rendements croissants *externes* aux entreprises. Les premiers caractérisent les entreprises qui peuplaient nos villes industrielles et que l'on retrouve aujourd'hui dans les chaines de montage implantées principalement dans les pays émergents. Les seconds font références aux effets externes qui permettent aux entreprises dans leur ensemble, sans qu'il soit nécessaire pour chaque firme de produire à rendements croissants. Les effets dits « externes » sont multiformes et trouvent leur origine dans des environnements à forte densité, comme les grandes métropoles. Les mécanismes qui sous-tendent les rendements externes sont souvent moins connus que ceux que l'on trouve derrière les rendements internes associés aux grands établissements. On les appelle *économies d'agglomération*. Elles peuvent être regroupées en trois grandes catégories : (1) l'offre de services aux entreprises, (2) la présence d'une main-d'œuvre spécialisée et, enfin, (3) l'émergence et la diffusion d'idées nouvelles. Au vu de cette diversité, il semble utile de discuter séparément les différentes économies d'agglomération.

3.3.1. Un plus grand nombre de prestataires de services aux entreprises

Au fur et à mesure que la division du travail s'affine, la taille des marchés augmente parce que les zones correspondantes attirent de nouveaux fournisseurs de services aux entreprises, ce qui densifie le secteur intermédiaire sur lequel repose partiellement l'efficacité du secteur final. Les entreprises resserrant leurs activités autour de leur noyau de compétences, elles externalisent de plus en plus de fonctions vers des producteurs spécialisés. En conséquence, elles ont besoin de services hautement spécialisés dans un nombre croissant de domaines, que ce soit en matière juridique, financière ou informatique (la

liste n'est pas exhaustive). Il faut garder à l'esprit l'ensemble des démarches à suivre pour exporter un produit, même au sein de l'Union européenne, pour comprendre le besoin de services spécialisés que beaucoup d'entreprises ne peuvent pas produire elles-mêmes. Pour des raisons de débouchés, de tels services sont surtout disponibles dans les grandes villes, car ces services sont souvent prestés sur place. Dès lors, l'existence d'un secteur intermédiaire, qui fournit des biens et services aux entreprises, dense et diversifié va permettre aux entreprises implantées dans les grandes métropoles de payer des salaires plus élevés que dans les villes petites et moyennes. La taille du secteur intermédiaire varie en raison directe avec celle du secteur final, et inversement. En d'autres termes, les deux effets se renforcent mutuellement pour accroitre l'efficacité des entreprises implantées dans les grandes villes.

3.3.2. Un meilleur appariement sur les marchés urbains du travail

Si un marché de grande taille facilite le processus de spécialisation, celui-ci conduit à son tour à un accroissement du marché et, dès lors, à un nouvel approfondissement de la spécialisation. Dans ce jeu de miroirs où les effets se renvoient l'un à l'autre, les entreprises ont plus de chances de trouver les travailleurs spécialisés dont elles ont besoin au sein des villes grandes ou moyennes. Parallèlement, les opportunités d'embauche y sont aussi plus nombreuses, de sorte que les demandeurs d'emploi ont plus de chance d'y trouver un travail correspondant à leur qualification et à leur formation. De plus, les nouveaux besoins des entreprises incitent les travailleurs à se spécialiser et à acquérir de nouvelles qualifications. Le capital humain dans les métropoles augmente non seulement parce qu'elles attirent des travailleurs qualifiés mais aussi parce que le niveau de compétence des travailleurs déjà installés s'accroît.

Le marché du travail s'éloigne donc du schéma traditionnel d'échange d'un facteur de production homogène ; il se fragmente en une constellation de micromarchés correspondant à des emplois et des qualifications de plus en plus spécifiques. L'hétérogénéité croissante des formations professionnelles des travailleurs et des besoins en compétences des firmes favorise alors leur regroupement géographique. Un meilleur appariement sur les marchés urbains du travail permet alors un accroissement de la productivité et des salaires.

La grande ville permet aussi un meilleur appariement entre firmes et ménages sur les marchés de biens de consommation. L'époque où Henry Ford pouvait dire « la Ford T est disponible dans toutes les couleurs à condition que ce soit le noir » est révolue. La baisse des coûts de transport et l'intégration progressive des économies nationales dans de grands blocs commerciaux où les droits de douane sont abolis, tel que l'Union européenne, ont intensifié la concurrence sur les marchés des biens de consommation. Les technologies ayant gagné en flexibilité, les entreprises y ont répondu en différenciant leurs produits et en élargissant leur gamme. Cette stratégie s'est révélée payante car les consommateurs ont des goûts différents tout en manifestant une préférence pour la variété. Autrement dit, ils aiment tester de nouveaux produits, changer de restaurants et de cinémas, acheter dans des magasins différents, avoir recours à l'avis d'un spécialiste médical bien formé, éventuellement d'un second quand les choses se compliquent. Comme dans le cas des emplois, la grande ville offre aux ménages et aux individus un univers de choix plus large où chacun peut trouver chaussure à son pied.

3.3.3. Une meilleure diffusion de l'information et des connaissances

Pour Glaeser la fonction principale des villes, du fait de la très grande proximité physique qu'elle permet, est de faciliter les contacts individuels et les échanges de toute nature (Glaeser, 2011). Bien entendu, la très grande majorité des échanges interindividuels n'ont pas grand-chose à voir avec la production de biens et services. Toutefois, une nouvelle idée étant souvent une combinaison nouvelle d'idées anciennes, le regroupement d'individus possédant des informations et connaissances différentes constitue le creuset naturel pour la production d'innovations, et ce dans les domaines les plus variés. Les économies modernes devenant plus complexes, l'information et la connaissance voient leur importance augmenter. A cela, on objectera que la proximité physique a perdu de sa prégnance du fait des nouvelles technologies de la communication. Les nouvelles technologies de l'information et de la communication, d'une part, et le face-à-face, d'autre part, sont à la fois des substituts et des compléments (Gaspar et Glaeser, 1998). Il est évident que l'échange de courriels remplace certains contacts personnels. Mais ces courriels permettent également l'établissement de nouvelles relations qui réclament plus tard des rencontres qui autrement n'auraient pas eu lieu.

Bien que les prédictions relatives au déclin des villes soient nombreuses, - remarquons en passant que le déclin des villes avait déjà été annoncé par certains après l'invention du téléphone -, la ville reste le lieu privilégié de la circulation des informations stratégiques pour la vie des affaires. Pour comprendre le bien-fondé de cette affirmation, il est important de distinguer les informations (ou connaissances) *tacites* des informations dites *codées*.

Le transfert d'informations au moyen des outils de communication modernes nécessite que celles-ci soient préalablement structurées selon des schémas et des codes clairement définis et connus de tous, de sorte que seules des informations formelles et précises peuvent être codées et transmises de cette manière. En revanche, un accès aisé et rapide à une information difficilement codifiable incite les entreprises à se concentrer dans l'espace dans la mesure où sa transmission requière très souvent le face-à-face. Par exemple, les étapes préliminaires du développement d'une nouvelle technologie ou d'un nouveau produit requièrent des contacts répétés entre les acteurs concernés, afin de développer un mode de communication commun à l'aide de quelques codes à définir collectivement, pour arriver, dans un deuxième temps, à interpréter les informations émanant d'acteurs différents et à les rendre opérationnelles (Duranton et Puga, 2001). Un tel

processus est évidemment facilité par la proximité géographique. Qui plus est, la plus forte densité des marchés du travail permet aux travailleurs qualifiés de changer plus aisément d'employeur. En emportant avec eux leurs compétences et leurs savoirs, ces mouvements facilitent la circulation d'informations et de connaissances spécifiques propres aux travailleurs.

Les grandes métropoles restent donc les lieux privilégiés pour l'accueil d'activités productrices et consommatrices de telles informations tacites, surtout pour les firmes s'inscrivant dans un environnement où les technologies évoluent rapidement et où la concurrence est intense. Le regroupement d'agents possédant des informations différentes accroît leur niveau global de connaissance, ce qui, en retour, augmente leur productivité. L'échange d'informations est, en effet, à la source de diverses externalités puisque leur utilisation par un acteur économique n'en réduit pas pour autant le contenu pour les autres. En particulier, dès que les entreprises possèdent différents types d'informations, les bénéfices liés à leur communication augmentent avec leur nombre. Enfin, la qualité de l'information s'améliore quand les firmes sont géographiquement regroupées car le nombre d'intermédiaires est plus faible, ce qui réduit d'autant la probabilité d'erreurs dans leur diffusion.

Comme le montrent de nombreuses études empiriques menées principalement aux Etats-Unis , même à l'époque d'Internet, la qualité de la communication et des échanges tend à se dégrader à mesure que la distance augmente (Arzaghi et Henderson, 2008; Belenzon et Schankerman, 2013 ; Buzard et al., 2016 ; Cassi et Plunket, 2015). La recherche et l'innovation comptent d'ailleurs parmi les activités les plus concentrées géographiquement (Feldman et Kogler, 2012). Le paradoxe n'est qu'apparent. C'est précisément parce que les coûts de transport et de communication ont sensiblement fortement baissé, favorisant ainsi une plus grande concurrence, que la valeur de l'information a fortement augmenté, rendant le besoin de contacts personnels plus nécessaire dans les domaines stratégiques.

3.3.4. En résumé

Les systèmes urbains ne doivent pas être pensés comme une matriochka où la petite ville serait une version en réduction de la grande ville. Les différences entre grandes et petites villes, voire même villes moyennes, sont de nature, pas simplement de taille. Jacobs (1969) a bien montré que la caractéristique principale des grandes villes réside dans leur *diversité* interne - celle des populations, des équipements et des fonctions, des entreprises et des emplois - que seule la grande taille peut soutenir. Cette diversité permet aux grandes villes d'agir comme des *multiplicateurs* favorisant le changement dans un grand nombre de domaines en procurant aux entreprises, surtout celles à haute valeur ajoutée ou, à tout le moins, à leurs différentes divisions et services spécialisés dans les fonctions stratégiques (management, finance, recherche et développement, marketing) des avantages importants liés à la proximité. Pour ce qui est des travailleurs, ces avantages bénéficient davantage aux cols blancs qu'aux clos bleus (Bacolod *et al.*, 2009). Ainsi, un cadre résident à Paris bénéficie d'une prime salariale de 11% relativement à ce qu'il gagnerait dans le Morvan du fait de l'écart des densités d'emploi entre les deux zones. Par contre, cette prime est sensiblement plus basse pour les ouvriers et les employés, mais elle est quand même positive. Dès lors, on assiste à ce que l'on peut appeler un « tri spatial » des travailleurs en fonction de leurs compétences : les emplois à fort contenu intellectuel se concentrent géographiquement, ce qui se traduit par une statistique remarquable : en France, la moitié des écarts régionaux de revenus est due à la répartition géographique du capital humain (Combes *et al.*, 2008). Il ne s'agit pas d'une exception française. Le même phénomène se retrouve dans d'autres pays, avec parfois plus d'acuité (Moretti, 2012).

Concluons en soulignant que ce serait une grave erreur de penser que la seule densification de la population suffit à enclencher les mécanismes vertueux décrits précédemment. L'émergence d'économies d'agglomération *n'a rien d'automatique*. La formation des espaces économiques est un phénomène compliqué qui relève principalement de l'auto-organisation. Dès lors, le rôle des pouvoirs publics y est modeste, mais non négligeable s'il est mené au niveau local. Il consiste principalement à rassembler et à coordonner les acteurs privés et à proposer les formations adéquates. La qualité de la gouvernance est souvent une condition *nécessaire* au développement local, même si ce serait une erreur d'y voir la solution miracle. En tout cas, il faut éviter de promettre ce que l'on ne peut pas tenir.

4. Conclusion

Les résultats de l'économie géographique sont-ils vraiment surprenants ? Pas vraiment. Comment expliquer, en effet, que ménages et entreprises soient disposés à supporter des coûts fonciers et de longs déplacements domicile-lieu de travail élevés au sein des grandes villes, si les uns et les autres ne tiraient aucun avantage de leur regroupement au sein de telles entités ? Dès lors, on voit mal comment nier l'existence d'économies d'agglomération, quand bien même leur importance et leur composition sont encore un sujet de débat entre chercheurs. Les résultats de l'économie géographique sont-ils nouveaux ? Pas davantage. Dans *Le tableau de Paris* rédigé entre 1781 et 1789, Louis-Sébastien Mercier observait que « les grandes villes sont toujours un centre d'activité perpétuelle, qui impriment un mouvement prodigieux à tout ce qui les environnent ; elles éveillent l'industrie, et mettent en valeur toutes les productions du sol ». L'économie géographique confirme donc des idées vieilles de plus de deux cents ans, mais souvent oubliées. Ce qui est nouveau, c'est la compréhension de plus en plus fine que l'on a des différents effets et de leur interaction. La distance entre Mercier et la recherche contemporaine en économie géographique est considérable.

Le rééquilibrage géographique de la France ne passe pas par l'affaiblissement de Paris, mais par la croissance de ses principales capitales régionales. Sur le marché international des investissements, Paris est en concurrence avec Londres ou Francfort, pas avec Bordeaux ou Strasbourg. Le développement des métropoles régionales se fera largement en formant et en attirant des travailleurs jeunes et productifs. Une certaine polarisation des territoires au sein des régions semble inévitable. Il faudra donc éviter de tomber dans le piège de « Toulouse et le désert Midi pyrénéen ». Le développement « équilibré » des 36 000 communes françaises est une chimère qu'il faut abandonner. Dans un monde où la distribution géographique des populations et des activités est très inégale, l'insistance mise sur l'égalité des territoires nous éloigne de la recherche d'une plus grande équité interpersonnelle. Quand les équipements collectifs et les services publics sont soumis à des rendements croissants (pensons à certains soins de santé ou à l'enseignement universitaire), on dépense beaucoup pour des résultats décevants, ce qui mine, à la longue, la crédibilité des institutions et des décideurs politiques. Qui plus est, les dépenses occasionnées par une politique de saupoudrage sont autant de moyens qui cessent d'être disponibles pour améliorer les conditions de vie dans les banlieues, c'est-à-dire là où les injustices sociales sont les plus fortes.

Restent que les conséquences sociales de la concentration géographique des talents sont trop importantes pour être ignorées. Le tri spatial des travailleurs en fonction de leur compétence exacerbe la fracture culturelle provoquée par la croissance d'une économie de la connaissance : *il en est le versant géographique*. On risque donc de voir apparaître un espace en peau de léopard où zones riches et pauvres coexistent au sein des mêmes territoires, mais où les habitants évoluent dans des mondes culturels très différents. Une telle combinaison est potentiellement dangereuse car elle risque de déstabiliser le fonctionnement des pouvoirs comme le montre l'exemple de la Belgique. Dans le cas des États-Unis, Moretti (2012) n'hésite pas à évoquer une césure au sein de nos sociétés qui pourrait être plus profonde que la traditionnelle séparation entre classes socio-économiques. Le Brexit et l'élection de Donald Trump pourraient bien en être les premiers signes concrets. Il ne faut pas que la France des diplômés se dessine contre celle des chômeurs. Les cartes publiées dans la foulée des élections présidentielles de 2017 suggèrent que la France n'est pas à l'abri de ce phénomène. Ces nouvelles tensions montrent la nécessité d'une meilleure formation scolaire et professionnelle, si tant est qu'il soit nécessaire d'en trouver une justification additionnelle.

Cela étant, il faut rappeler que le jeu économique n'est pas à somme nulle. *A priori*, rien ne disposait Toulouse à accueillir un des centres européens d'excellence de l'industrie aéronautique et une des meilleures écoles internationales d'économie. En outre, le développement local ne passe pas obligatoirement par les activités high-tech et les grandes universités. On oublie souvent que l'innovation se manifeste aussi dans des domaines d'activité traditionnels. Dans le même esprit, il ne faut pas céder à la tentation de se concurrencer pour attirer « l'aristocratie de la connaissance » (Shearmur, 2007). Le savoir-faire ne réside pas uniquement dans les grands laboratoires de recherche. Mais pour que chacun puisse bénéficier d'une part du gâteau, il faut aussi que les travailleurs puissent s'installer là où ils ont le plus de chance de trouver le meilleur appariement possible sur les marchés du travail, sans que des charges foncières excessives ne les incitent à rester là où ils sont plutôt que de partir vers les villes où une demande latente pour une main d'œuvre jeune et dynamique existe.

On oublie trop vite que des logements chers sont souvent le signe d'une forte attractivité des territoires concernés. Toutefois, les nombreux règlements qui entravent la construction de nouveaux logements et qui régissent la formation des loyers conduisent à des coûts fonciers et immobiliers artificiellement élevés. Les effets en sont doublement pervers. Premièrement, ces règlements sont à l'origine de transferts implicites vers certains propriétaires qui sont économiquement injustifiables. Deuxièmement, en décourageant la mobilité géographique des travailleurs, ils freinent la croissance des villes les plus productives (Glaeser *et al.*, 2006). Un des cas les plus aberrants est sans doute celui de nombreuses villes indiennes où une réglementation draconienne restreint la hauteur des bâtiments dans les centres de villes très peuplées. Le résultat fut un étalement considérable de ces villes et des déplacements domicile-lieu de travail qui excèdent largement ce que l'on connait ailleurs pour des villes de taille comparable. Brueckner et Sridhar estiment qu'une augmentation minime de la hauteur permise aurait conduit à une baisse moyenne de 18% de la superficie des villes concernées et à une augmentation de 0,7% du revenu individuel moyen des habitants (Brueckner et Sridhar, 2012).

Dans le même esprit, les permis de construire sont souvent délivrés par de petites communes qui adoptent des comportements opportunistes satisfaisant leurs résidents au détriment de nouveaux arrivants. Il ne faut pas les en blâmer car elles n'ont aucune raison de prendre en considération les conséquences extérieures de leurs décisions. Afin d'internaliser les effets positifs d'une politique moins malthusienne, il faudrait transférer la responsabilité des plans d'urbanisme vers l'intercommunalité afin de réduite les tendances à « vivre entre soi ». D'autres mesures discutées par Trannoy et Wasmer (2013) sont aussi à envisager pour favoriser une offre plus élastique de logements, comme c'est le cas aux Etats-Unis, et ne pas encourager la demande dans les territoires en déclin. Des logements moins chers et disponibles dans les grandes villes sont susceptibles d'attirer des jeunes à la recherche d'emplois et donc de réduire le chômage.

L'urbanisation, et en particulier les grandes villes, ne sont pas un mal car ils favorisent le développement économique sans être en soi dommageable à l'environnement. Les surfaces urbaines ne représentent qu'une petite fraction du territoire national : les estimations des surfaces artificialisées varient de 5 à 10% du territoire métropolitain, tandis que le pourcentage maximum est atteint en Île-de-France avec seulement 22%. Ce sont le mitage de l'espace, l'étalement urbain et la formation de multiples petites collectivités, pudiquement appelées périurbaines, qui conduisent à de nombreux gaspillages. L'éparpillement de l'habitat conduit en effet à un gaspillage dans l'utilisation des sols et incite les nouveaux habitants à réclamer une augmentation de l'offre de services publics au nom du principe d'égalité des territoires (Brueckner, 2000). De plus, l'étalement urbain va de pair avec un allongement des déplacements domicile-travail et un habit dispersé qui augmentent la consommation énergétique (Glaeser et Kahn, 2010).

Les villes compactes offrent de nombreux avantages en matière de consommation énergétique et d'utilisation des sols et semblent donc la solution qui réconcilie urbanisation et environnement. Toutefois, il ne faut pas oublier que les choix effectués par les ménages révèlent *une forte préférence pour* des *surfaces plus grandes* car une forte densité est souvent perçue comme affectant négativement la qualité de vie. En effet, même si les imperfections du marché du crédit peuvent expliquer pourquoi certains ménages acquièrent des terrains peu coûteux mais éloignés des centres villes, les consommateurs sont rarement favorables à la densification de l'habitat. Par exemple, entre 1986 et 1996, la distance moyenne entre domicile et lieu de travail a augmenté de 45% dans la région de Barcelone, tandis que la part des déplacements effectués en voiture a cru de 62% (Muniz et Galindo, 2005). De tels chiffres montrent comment les ménages, laissés à eux-mêmes, arbitrent entre logement et navettes.

Pour combattre efficacement ces évolutions, il faut mener des politiques microéconomiques qui tiennent compte des réalités locales en pesant sur l'arbitrage entre coût du logement et coût des navettes. En bref, faut réduire le premier dans les zones proches des centres urbains et augmenter le second sans provoquer une forte dispersion des emplois qui réduirait les gains générés par la densité (Arnott, 2007). D'une part, un péage urbain modulé en fonction des heures de départ et d'arrivée permet de lutter contre les encombrements aux heures de pointe et de réduire les émissions de CO_2. Une telle tarification, déjà mise en pratique à Stockholm et à Londres (la première est plus fine que la seconde), impose aux ménages de payer leurs déplacements au coût social qu'ils imposent à la collectivité. D'autre part, il faut améliorer les conditions de vie dans les banlieues proches, lutter contre le mitage partout où cela est possible au niveau de l'intercommunalité et simplifier les multiples règlements qui briment le logement, bien sûr. Il faut aussi construire plus haut. *Densité ne veut pas dire encombrement*.

Cela étant dit, on voit mal pourquoi la collectivité nationale devrait financer des services publics comparables à ceux que l'on trouve dans de plus grandes agglomérations pour satisfaire les demandes d'une population ayant choisi librement de vivre dans une petite ville ou dans une commune périurbaine. En toute équité, un accès égal aux services publics pour les habitants des petites villes devrait être accompagné par des conditions de vie plus faciles pour les habitants des grandes villes. On voit mal comment réaliser en pratique cette dernière recommandation. Qui plus est, lorsque le marché foncier n'est pas trop entravé par de nombreuses règlementations, les prix capitalisent en bonne partie les avantages et inconvénients qui caractérisent une localisation (Fujita et Thisse, 2003). Par exemple, lorsque l'on compare les PIB par habitant de différents territoires, on oublie que le coût du logement varie énormément avec la taille des villes. La part des dépenses consacrée au logement est de 20% pour des ménages résidant dans des villes de 100 000 habitants mais de 40% à Paris (Combes *et al.*, 2016).

Les habitants des grandes villes vivent aussi avec des taux de pollution et de criminalité plus élevés qui augmentent leurs coûts non-monétaires, mais que la comptabilité nationale ne prend pas en compte. Dès lors, les écarts entre niveaux bien-être beaucoup sont moins grands que les différences de PIB par tête. D'ailleurs, si les écarts étaient si grands que ce que certains prétendent, les Français seraient plus mobiles. L'attachement que je peux porter à mon village d'origine est un *bien privé* que la collectivité n'a pas à financer. En matière économique, les Français sont soumis aux mêmes contraintes que les autres : ils ne peuvent pas avoir le beurre et l'argent du beurre.

Si l'équité interpersonnelle est un objectif fondé, il est plus difficile de justifier l'équité spatiale. Combattre les inégalités interindividuelles n'équivaut pas à lutter contre les hétérogénéités territoriales car les individus sont libres de choisir où ils souhaitent vivre (à condition toutefois que les prix du logement dans les pôles de croissance ne soient pas exorbitants et empêchent, *de facto*, la mobilité). Qui plus est, aider les territoires défavorisés, c'est aussi aider les habitants les mieux lotis au détriment des habitants les plus mal lotis des territoires plus prospères. En même temps, la poursuite de l'équité interpersonnelle impose d'éviter que la vie des individus ne soit largement prédéterminée par leur lieu de naissance. L'équation est donc compliquée à résoudre.

S'il faut combattre l'égoïsme territorial qui est une menace réelle pour la cohésion sociale de nos sociétés, il n'est pas clair que la recherche de l'égalité des territoires soit la bonne solution. Au contraire, *celle-ci risque de réduire à la fois l'efficacité de l'économie nationale et l'équité interpersonnelle*. Les inégalités sociales les plus fortes se retrouvent en effet au sein des grandes villes, surtout dans les banlieues que les pouvoirs publics ont trop négligées. Pour ce qui est des territoires à faible densité et enclavés, les choix sont peu nombreux en dehors des activités agricoles ou récréatives. En ce qui concerne les premières, il faut les aider à devenir plus productives. Des agriculteurs mieux rémunérés auront un plus large accès à des activités traditionnellement urbaines grâce aux nouvelles technologies de l'information et de la communication. Qui plus est, des revenus plus élevés attireront parmi les plus talentueux ceux qui n'ont pas un gout pour la ville. La petite entreprise agricole familiale est une institution du passé, même si elle reste populaire auprès des Français.

En résumé, nous avons besoin de politiques *micro-spatiales fines*, tout en sachant celles-ci n'empêcheront pas que de nombreuses petites communes rurales resteront non-viables économiquement. Sinon, je vois mal comment justifier des politiques d'aménagement du territoire qui sont largement inefficaces et qui coutent cher aux Français, ce qu'ils ignorent souvent.

Références bibliographiques citées

1. Tendances de l'urbanisation en France et en Europe

Angel, S. 2011. *Making Room for a Planet of Cities*. Boston : Lincoln Institute of Land Policy

Angel, S., J. Parent, D. Civco, A. Blei et D. Potere. 2010. *A Planet of Cities: Urban Land Cover Estimates and Projections for All Countries, 2000-2050* Boston: Lincoln Institute of Land Policy

Arellano Ramos, B. et J. Roca Cladera. 2012. « Sprawl in European cities. the metropolitan peripheries, the main stage of the dispersion of urbanization in Europe? » *Architecture, City and Environment* (20): 95-114. Article. https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84869048168&partnerID=40&md5=2a01fc5c8d740f01dc4274192dfdea96.

Bergouignan, C. 2005. *La population de la France: évolutions démographiques depuis 1946, Volume 1* Paris: INED.

Bertaud, A. 2015. The Spatial Distribution of Land Prices and Densities: The Models Developed by Economists New York: Ney York University

Bertaud, A. . 2004. *The Spatial Organization of Cities: Deliberate Outcome or Unforeseen Consequence*. Berkeley, CA http://escholarship.org/uc/item/5vb4w9wb.

Bertaud, A. et H. Richardson. 2004. « Transit and Density: Atlanta, the United States and Western Europe » In *Urban Sprawl in Western Europe and the United Sates, Urban Planning and Environment*, sous la dir. de H. Richardson et C.B. Chnag-Hee, 293-310. London : Ashgate

Bertinelli, L. et D. Black. 2004. « Urbanization and growth »*Journal of Urban Economics* 56 (1): 80-96.

Blanpain, N. et O Chardon. 2010. *Projections de population à l'horizon 2060*. Paris : Insee. file:///E:/INRA/Figures%20et%20tab/Insée%20projections%20de%20pop%20.pdf.

Bloom, D.E, D Canning et G. Fink. 2008. « Urbanization and the Wealth of Nations » *Science* 319 (5864): 772-775 doi: DOI: 10.1126/science.1153057.

Boardman, B., S. Darby, G. Killip, M. Hinnells, C. Jardine, J. Palmer et G. Sinden. 2005. *40% House* Oxford: University of Oxford

Bouinot, J. 2002. « Effets d'agglomération et dynamisme économique local : approfondissement des connaissances » *Géographie, Économie, Société* 4: 95-102.

Bourdeau-Lepage, L. et J.-M. Huriot. 2008. « Megapoles et Globalistion : La taille ne fait pas la fonction » *Les annales de la recherche urbaine* 105 (81-93).

Brückner, M. 2012. « Economic growth, size of the agricultural sector, and urbanization in Africa » *Journal of Urban Economics* 71 (26-36).

Brueckner, J. 2000. « Urban Sprawl: Diagnosis and Remedies. » *International Regional Science Review* 23 (2): 160-171. doi: doi: 10.1177/016001700761012710.

Brülhart, M. et F. Sbergami. 2009. « Agglomeration and growth: Cross-country evidence » *Journal of Urban Economics* 65: 48-63. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2008.08.003.

Burnett, P. 2012. « Urban Industrial Composition and the Spatial Expansion of Cities. » *Land Economics* 88 (4): 764-781. <Go to ISI>://WOS:000326478800008.

Catin, M. 1991. « Économies d'agglomération et gains de productivité » *Revue d'économie régionale et urbaine* 5: 565-598.

Cheshire, P. et S. Magrini. 2006. « Population Growth in European Cities: Weather Matters – But only Nationally »*Regional Studies* 40 (1): 23-37.

Cheshire, P. et S. Sheppard. 2002. « The welfare economics of land use planning » *Journal of Urban Economics* 52 (2): 242-269. doi: doi:10.1016/S0094-1190(02)00003-7

Chi, G. Q. et D. W. Marcouiller. 2013. « Natural amenities and their effects on migration along the urban-rural continuum. » *Annals of Regional Science* 50 (3): 861-883. doi: 10.1007/s00168-012-0524-2.

Cidell, J. 2011. « Distribution centers among the rooftops: the global logistics network meets the suburban spatial imaginayr. » *International Journal of Urban and Regional Researc* 35 (4): 832-851.

Dablanc, L. , D. Diziain et H. Levifve. 2011. « Urban freight consultations in the Paris region. » *European Transport Research Review* 3 (1): 47-57.

Davezies, L. 2009. « L'économie locale résidentielle. » *Géographie, Économie, Société* 11 (1): 47-53.

Deng, X., J. Huang, S. Rozelle et E. Uchida. 2010. « Economic growth and the expansion of urban land in China. » *Urban Studies* 47 (4): 813-843. Article. doi: 10.1177/0042098009349770.

Dodman, D. . 2009. « Blaming cities for climate change? An analysis of urban greenhouse gas emissions» *Environment and Urbanization* 21 (1): 185-201.

Dol, K. et M. Haffner. 2010. *Housing Statistics in the European Union 2010*. Delft, NL: Delft University of Technology. file:///E:/INRA/Docs%20in%20Endnote/HousingStatistics_InTheEU_2010.pdf.

Dumont, G-F. 2016. « France : la fin de l'urbanisation? » *Population & Avenir* no. 726: 3-3. www.cairn.info/revue-population-et-avenir-2016-1-page-3.htm.

Duranton, G. 2008. « Viewpoint: From cities to productivity and growth in developing countries. » *Canadian Journal of Economics /Revue canadienne d'économie* 41 (3): 689–736. doi: DOI: 10.1111/j.1540-5982.2008.00482.x.

Duranton, Gi. et D. Puga. 2004. « Micro-Foundations of Urban Agglomeration Economies. » In *Handbook of Regional and Urban Economic*, sous la dir. de Edited by J. Vernon Henderson and Jacques-François Thisse, 2063–2117 :Elsevier

Duranton, Gilles et Diego Puga. 2014. « The Growth of Cities »In *Handbook of Economic Growth*, sous la dir. de P. Aghion et S.N. Durlauf, 781-855. Amsterdam: Elsevier.

Ewert, F.; M. ; Rounsevell, L.; Reginster, M.; Metzger et R Leemans. 2005. « Future scenarios of European agricultural land use: I. Estimating changes in crop productivity. » *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107 (2-3): 101-116. doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.003.

Fabrégat, S. 2011. *La France, plus urbaine que jamais*. Paris. http://www.actu-environnement.com/ae/news/urbanisation-france-etalement-urbain-13327.php4.

Fujita, M. et J.-F. Thisse. 2013. *Economics of Agglomeration (Second Edition)*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. .

Gaigné, C, S. Riou et J.-F. Thisse. 2012. « Are compact cities environmentally friendly. » *Journal of Urban Economics* 72 (2-3): 123-136.

Gaigné, C. et F. Goffette-Nagot. 2008. « Localisation rurale des industries. Que nous enseigne l'économie géographique? » *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement-Review of Agricultural and Environnemental Studies* 87: 101-130.

Gaigné, C., V. Piguet et B. Schmitt. 2005. « Évolution récente de l'emploi industriel dans les pays territoires ruraux et urbains : une analyse structurelle-géographique sur des données françaises »*Revue d'économie régionale et urbaine* (1): 3-30.

Gaspar, J. et E. Glaeser. 1998. « Information technology and the future of cities. » *Journal of Urban Economics* 32: 136-156.

Gibson, J. , C. Li et G. Boe-Gibson. 2014. « Economic growth and expansion of China's urban land area: Evidence from administrative data and night lights, 1993-2012. » *Sustainability (Switzerland)* 6 (11): 7850-7865. Article. doi: 10.3390/su6117850.

Gilbert, H. . 2016. « The Environmental Advantages of Cities: Countering Commonsense Antiurbanism. » *Urban Policy and Research* 34 (4): 401-407. Book Review. doi: http://dx.doi.org/10.1080/08111146.2016.1201185.

Gilli, F. 2009. « Sprawl or reagglomeration? The dynamics of employment deconcentration and industrial transformation in greater Paris »*Urban Studies* 46 (7): 1385-1420.

Glaeser, E. et M. Kahn. 2010. « The greenness of cities: Carbon dioxide emissions and urban development »*Journal of Urban Economics* 67: 404-418.

Gordon, R.J. 2000. « Does the "new economy" measure up to the great inventions of the past? » *Journal of Economic Perspectives* 14: 49-74.

Guihard, V. et C. Lesdos. 2007. *L'agriculture sur trente ans : une analyse comparative avec l'industrie et les services*. http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/ref/agrifra07e.pdf.

Henderson, V. 2002. « Marshall's scale economies »*Journal of Urban Economics* 53: 1-28.

———. 2003. « The Urbanization Process and Economic Growth: The So-What Question »*Journal of Economic Growth* 8: 47-71. doi: doi:10.1023/A:1022860800744.

Henderson, V. . 1997. « Medium Sized Cities » *Regional Science and Urban Economics* 27: 581-612.

———. 2010. « Cities and development » *Journal of Regional Science* 50: 515-540. doi: DOI: 10.1111/j.1467-9787.2009.00636.x.

Hermans, C.M.L.; , I.R.; Geijzendorffer, F.; Ewert, M.J.; Metzger, P.H.; Vereijken, G.B.; Woltjer et A Verhagen. 2010. « Exploring the future of European crop production in a liberalised market, with specific consideration of climate change and the regional competitiveness. » *Ecological Modelling* 221: 2177-2187. doi: doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.03.021.

Hesse, M. et J-P. Rodrigue. 2004. « The transport geography of logistics and freight distribution. » *Journalof Transport Geography* 12 (3): 171-184.

Hofmann, A. et G. Wan. 2013. *Determinants of Urbanization* Manila: Asian Development Bank.

Irwin, E. G. 2010. « New directions for urban economic models of land use change: incorporating spatial dynamics and heterogeneity. » *Journal of Regional Science* 50 (1): 65-91. doi: 10.1111/j.1467-9787.2009.00655.x.

Irwin, E. G. et N. E. Bockstael. 2007. « The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. » *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104 (52): 20672-20677. doi: 10.1073/pnas.0705527105.

Irwin, E. G., A. M. Isserman, M. Kilkenny et M. D. Partridge. 2010. « A century of research on rural development and regional issues. » *American Journal of Agricultural Economics* 92 (2): 522-553. doi: 10.1093/ajae/aaq008.

KnightFrank. 2016. *The Wealth Report (10th Edition) The Global Perspective on Prime Property and Investment* London http://content.knightfrank.com/research/83/documents/en/wealth-report-2016-3579.pdf.

Kotkin, J. 2001. *The new geography: How the digital revolution is reshaping the American landscape*. New York : Random House

Malpezzi, Stephen. 2013. « Population Density: Some Facts and Some Predictions. » *Cityscape: A Journal of Policy Development and Research* 15 (3): 183-201.

McKinnon, A. . 2009. « The present and future land requirements of logistical activities. » *Land Use Policy* 26: 293-301.

Mimet, A., R. Raymond, L. Simon et R. Julliard. 2013. « Can designation without regulation preserve land in the face of urbanization? A case study of ZNIEFFs in the Paris region. » *Applied Geography* 45: 342-352. doi: 10.1016/j.apgeog.2013.10.001.

Moos, M. . 2016. « From gentrification to youthification? The increasing importance of young age in delineating high-density living. » *Urban Studies* 53 (4): 2903–2920. doi: DOI: 10.1177/0042098015603292.

Moura, Maria Cecilia P., Steven J. Smith et David B. Belzer. 2015. « 120 Years of U.S. Residential Housing Stock and Floor Space. » *PLoS ONE* 10 (8): e0134135. doi: 10.1371/journal.pone.0134135.

Newman, P. et J. Kenworthy. 1996. « The land use-transport connection : an overview. » *Land Use Policy,* 13 (1): 1-22.

Piketty, T. 2013. *Le capital au XXIe siècle* Paris: Editions du Seuil

Polèse, M. 2005. « Cities and National Economic Growth: A Reappraisal » *Urban Studies* 42 (8): 1429-1451.

Polèse, M. , R. Shearmur et L. Terral. 2014. *La France avantagée : Paris et la nouvelle économie des régions.* : Odile Jacob.

Polèse, M., R. Shearmur et L. Terral. 2015. *Économie urbaine et régionale : géographie économique et dynamique des territoires*, 4e édition. Paris: Économica.

Quigley, J. et L. Rosenthal. 2005. « The Effects of Land Use Regulation on the Price of Housing: What Do We Know? What Can We Learn? » *Cityscape: A Journal of Policy Development and Research* 8 (1): 69-137.

Rappaport, J et J.D. Sachs. 2003. « The United States As a Coastal Nation. » *Journal of Economic Growth* 8 (1): 5-46.

Rappaport, J. 2007. « Moving to Nice Weather »*Urban Studies* 37 (3): 375-398.

Rosenthal, S.R. et Strange, W.C. 2001. « The Determinants of Agglomeration. » *Journal of Urban Economics* 50: 191-229. doi: http://dx.doi.org/10.1006/juec.2001.2230.

Seto, K. , M Fragkias, B Guneralp et M. Reilly. 2011. « A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. » *PLoS ONE* 6 (8): e23777. doi: doi:10.1371/ journal.pone.0023777.

Shearmur, R, L. Terral et M. Polèse. 2013. « La géographie de la croissance d'emploi en France à l'aune de processus Nord-Américains: vers une théorisation du contexte »*Cybergeo : revue européenne de géographie* (Article 631). http://cybergeo.revues.org.

Siedentop, S. et S. Fina. 2012. « Who sprawls most? Exploring the patterns of urban growth across 26 European countries. » *Environment and Planning A* 44 (11): 2765-2784. doi: 10.1068/a4580.

Terral, L. et L. Proulhac. 2014. « Les espaces de consommation. Vers une économie résidentielle. » In *Vers une nouvelle géographie économique*, sous la dir. de J.-L. Klein et R. Guillaume, 151-175. . Québec: Presses de l'Université du Québec.

Wheeler, C.H. 2006. « Productivity and the geographic concentration of industry: The role of plnat scale.» *Regional Science and Urban Economics* 36: 313-330. doi: doi:10.1016/j.regsciurbeco.2005.10.00.

Williams, Kate. 2009. « Space per person in the UK: A review of densities, trends, experiences and optimum levels. » *Land Use Policy* 26: 83-92. doi: doi:10.1016/j.landusepol.2009.08.024.

Woo, M. et J. M. Guldmann. 2014. « Urban containment policies and urban growth. » *International Journal of Urban Sciences* 18 (3): 309-326. Article. doi: 10.1080/12265934.2014.893198.

2. Pourquoi « artificialiser le sol ?

Aguejdad, R.; Doukari, O.; Houet, T.; Avner, P.; Viguié, V., 2016. Etalement urbain et géoprospective : apports et limites des modèles de spatialisation. Cybergeo : European Journal of Geography, 782. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27668

Batty, M.; Longley, P., 1994. Fractal cities: a geometry of form and function. London: Academic Press, 394 p.

Berroir, S.; Cattan, N.; Dobruszkes, F.; Guérois, M.; Paulus, F.; Vacchiani-Marcuzzo, C., 2017. Les systèmes urbains français: une approche relationnelle. Cybergeo: European Journal of Geography. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27945

Bessy-Pietri, P., 2000. Les formes récentes de la croissance urbaine. Economie et Statistique, 336 (1): 35-52. http://www.persee.fr/docAsPDF/estat_0336-1454_2000_num_336_1_7509.pdf

Bettencourt, L.M.A.; Lobo, J.; Helbing, D.; Kuhnert, C.; West, G.B., 2007. Growth, innovation, scaling, and the pace of life in cities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104 (17): 7301-7306. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0610172104

Bleicher, H., 1892. Statische Beschreibung der Stadt Frankfurt am Main und ihrer Bevkerung. Frankfurt am Main.

Bonnafous, A.; Tabourin, E., 1998. Modélisation de l'évolution des densités urbaines. In: Pumain, D.; Mattéi, F., eds. Données urbaines, Volume 2. Paris: Economica, 167-180.

Bretagnolle, A.; Guérois, M.; Le Néchet, F.; Mathian, H.; Pavard, A., 2016. La ville à l'échelle de l'Europe-Apports du couplage et de l'expertise de bases de données issues de l'imagerie satellitale. Revue Internationale de Géomatique, 26 (1): 55-78. http://doi.org/10.3166/RIG.26.55-78

Bretagnolle, A.; Paulus, F.; Pumain, D., 2002. Time and space scales for measuring urban growth. Cybergeo: European Journal of Geography, 219. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.3790

Bretagnolle, A.; Pumain, D.; Vacchiani-Marcuzzo, C., 2007. Les formes des systèmes de villes dans le monde. In: Mattei, M.F.; Pumain, D., eds. Données urbaines. Volume 5. Paris: Antrhopos-Economica, 301-314.

Camagni, R.; Gibelli, M.C.; Rigamonti, P., 2002. Urban mobility and urban form: the social and environmental costs of different patterns of urban expansion. Ecological Economics, 40 (2): 199-216. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(01)00254-3

Castel, J.-C., 2007. De l'étalement urbain à l'émiettement urbain. Deux-tiers des maisons construits en diffus. Les Annales de la recherche urbaine, 102 (1 "Individualisme et production de l'urbain"): 88-96. http://www.persee.fr/docAsPDF/aru_0180-930x_2007_num_102_1_2697.pdf

Cattan, N.; Pumain, D.; Rozenblat, C.; Saint-Julien, T., 1999. Le système des villes européennes. Paris: Anthropos (collection Villes), 201 p.

Chalas, Y., 2000. L'invention de la ville. Paris: Anthropos (Collection Villes), 199 p.

Chéry, J.-P., 2010. Les espaces périurbains en Europe: un grand écart entre description et prospective. TERRITOIRES 2040, (2): 61-76. http://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/docs/00/57/02/24/PDF/MT2010-PUB00031215.pdf

Choay, F., 1994. Le règne de l'urbain et la mort de la ville. La ville: art et architecture en Europe 1870-1993. Paris: Centre Pompidou, 26-35.

Clark, C., 1951. Urban population densities. Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General), 114 (4): 490-496.

Commissariat général à l'égalité des territoires, 2016. Emploi et territoires : rapport de l'Observatoire des territoires 2016. Paris: Commissariat général à l'égalité des territoires,, 148 p.

EEA, 2016. Urban sprawl in Europe: the ignored challenge: Joint EEA-FOEN report. Copenhagen: EEA/OPOCE, (EEA Report No 11/2016), 135 p. http://dx.doi.org/10.2800/143470

Finance, O., 2016. Les villes françaises investies par les firmes transnationales étrangères: des réseaux d'entreprises aux établissements localisés. Université paris 1 Panthéon-La Sorbonne. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01407207/document

Frankhauser, P., 1994. La fractalité des structures urbaines. Anthropos.

Guérois, M., 2003. Les formes des villes européennes vues du ciel. Une contribution de l'image CORINE Land cover à la comparaison morphologique des grandes villes d'Europe occidentale. Thèse de doctorat (Géographie). Université Panthéon-Sorbonne-Paris I, 306 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00004303/document

Guerois, M.; Pumain, D., 2008. Built-up encroachment and the urban field: a comparison of forty European cities. Environment and Planning A, 40 (9): 2186-2203. http://dx.doi.org/10.1068/a39382

Guérois, M.; Pumain, D., 2002. Urban sprawl in France (1950-2000). FrancoAngeli.

Hatna, E.; Bakker, M.M., 2011. Abandonment and Expansion of Arable Land in Europe. Ecosystems, 14 (5): 720-731. http://dx.doi.org/10.1007/s10021-011-9441-y

McGee, T., 2009. The spatiality of urbanization: the policy challenges of mega-urban and Desakota Regions of Southeast Asia. Yokohama: United Nations University-Institute for Advance Studies, UNU-IAS Working paper no. 161.

Orfeuil, J.-P., 1993. Energie, environnement, fiscalité, déplacements quotidiens. Des régulations planétaires à la vie de quartier, quelles opportunités pour le transport public urbain ? Paris: FIER (Fonds d'intervention pour les études et recherches), 133 p.

Paulus, F., 2004. Coévolution dans les systèmes de villes: croissance et spécialisation des aires urbaines françaises de 1950 à 2000. Université Panthéon-Sorbonne-Paris I, Paris. 406 p.

Paulus, F.; Pumain, D., 2002. Répartition de la croissance dans le système des villes françaises. Revue d'Économie Régionale & Urbaine, (1): 35-48.

Pumain, D., 2004. Urban Sprawl: is there a French case? In: Richardson H.W, B.C.C., ed. Urban Sprawl in Western Europe and the United States.: Ashgate, 137-157. http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00000479

Pumain, D., 2006. Hierarchy in natural and social sciences. Dordrecht: Springer (Methodos Series). http://dx.doi.org/10.1007/1-4020-4127-6

Pumain, D.; Faur, J.-P., 1991. Villes et régions au rendez-vous de l'Europe. Population et Sociétés, 257: 4 p. http://www.ined.fr/fichier/s_rubrique/18720/pop_et_soc_francais_257.fr.pdf

Pumain, D.; Guérois, M.; Paulus, F., 2003. L'étalement urbain en France. Geonova, 8: 81-104.

Pumain, D.; Paulus, F.; Vacchiani-Marcuzzo, C.; Lobo, J., 2006. An evolutionary theory for interpreting urban scaling laws. Cybergeo: European Journal of Geography. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.2519

Pumain, D.; Reuillon, R., 2017. Urban Dynamics and Simulation Models. Springer (Lecture Notes in Morphogenesis). http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-46497-8

Pumain, D.; Swerts, E.; Cottineau, C.; Vacchiani-Marcuzzo, C.; Ignazzi, A.; Bretagnolle, A.; Delisle, F.; Cura, R.; Lizzi, L.; Baffi, S., 2015. Multi-level comparison of large urban systems. CyberGeo, 706. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26730

Service de l'observation et des statistiques, 2014. Rapport de l'état de l'environnement en France. Paris: Commissariat général au développement Durable, Soes, 382 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/References/2014/references-ree-2014.pdf

Wolff, M.; Fol, S.; Roth, H.; Cunningham-Sabot, E., 2017. Is planning needed? Shrinking cities in the French urban system. Town Planning Review, 88 (1): 131-145. http://dx.doi.org/10.3828/tpr.2017.10

3. L'urbanisation est-elle un mal ?

Arnott, R., 2007. Congestion tolling with agglomeration externalities. *Journal of Urban Economics*, 62 (2): 187-203. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.03.005

Arzaghi, M.; Henderson, J.V., 2008. Networking off Madison Avenue. *Review of Economic Studies*, 75 (4): 1011-1038. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-937X.2008.00499.x

Askenazy, P.; Martin, P., 2015. Promouvoir l'égalité des chances à travers le territoire. *Notes du conseil d'analyse économique*, 20 (1): 1-12. http://dx.doi.org/10.3917/ncae.020.0001

Au, C.C.; Henderson, J.V., 2006. How migration restrictions limit agglomeration and productivity in China. *Journal of Development Economics*, 80 (2): 350-388. http://dx.doi.org/10.1016/j.jdeveco.2005.04.002

Bacolod, M.; Blum, B.S.; Strange, W.C., 2009. Skills in the city. *Journal of Urban Economics*, 65 (2): 136-153. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2008.09.003

Bairoch, P., 1985. *De Jericho a Mexico : villes et economie dans l'histoire*. Paris: Gallimard (*Arcades;no. 4*), 707 p.

Bairoch, P., 1989. Les trois révolutions agricoles du monde développé: rendements et productivité de 1800 à 1985. *Annales. Histoire, Sciences Sociales*, 44 (2): 317-353.

Bairoch, P., 1997. *Victoires et déboires: histoire économique et sociale du monde du XVIe siècle à nos jours*. Gallimard, 3 vol. 662 p., 1016 p., 1162 p.

Balazs, E., 1968. *La bureaucratie céleste: recherches sur l'économie et la société de la Chine traditionnelle*. Paris: Gallimard (*Bibliothèque des sciences humaines*), 346 p.

Belenzon, S.; Schankerman, M., 2013. Spreading the word: geography, policy, and knowledge spillovers. *Review of Economics and Statistics*, 95 (3): 884-903. http://dx.doi.org/10.1162/REST_a_00334

Benard, R.; Jayet, H.; Rajaonarison, D., 1999. L'environnement souhaité par les entreprises: Une enquête dans le Nord-Pas-de-Calais. *Economie et Statistique*, 326-327: 177-187.

Brueckner, J., 2000. Urban Sprawl: Diagnosis and Remedies. *International Regional Science Review*, 23 (2): 160-171. http://dx.doi.org/10.1177/016001700761012710

Brueckner, J.K.; Sridhar, K.S., 2012. Measuring welfare gains from relaxation of land-use restrictions: The case of India's building-height limits. *Regional Science and Urban Economics*, 42 (6): 1061-1067. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2012.08.003

Buzard, K.; Carlino, G.A.; Hunt, R.M.; Carr, J.K.; Smith, T.E., 2016. *Localized knowledge spillovers: Evidence from the agglomeration of American R&D labs and patent data*: Federal Reserve Bank of Philadelphia, FRB of Philadelphia Working Paper 78 p. http://ssrn.com/abstract=2852296

Cassi, L.; Plunket, A., 2015. Research Collaboration in Co-inventor Networks: Combining Closure, Bridging and Proximities. *Regional Studies*, 49 (6): 936-954. http://dx.doi.org/10.1080/00343404.2013.816412

Combes, P.P.; Demurger, S.; Li, S., 2015a. Migration externalities in Chinese cities. *European Economic Review*, 76: 152-167. http://dx.doi.org/10.1016/j.euroecorev.2015.02.004

Combes, P.P.; Duranton, G.; Gobillon, L., 2008. Spatial wage disparities: Sorting matters! *Journal of Urban Economics*, 63 (2): 723-742. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.04.004

Combes, P.P.; Duranton, G.; Gobillon, L., 2015b. Salaires et salariés en Ile-de-France. *Revue économique*, 66 (2): 317-350. http://dx.doi.org/10.3917/reco.pr2.0039

Combes, P.P.; Duranton, G.; Gobillon, L., 2016. *The costs of agglomeration: House and land prices in French cities*. Mimeo: University of Pennsylvania, 55 p. http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2210209

Combes, P.P.; Lafourcade, M., 2012. *Revue de la littérature académique quantifiant les effets d'agglomération sur la productivité et l'emploi* Rapport réalisé pour la Société du Grand Paris, dans le cadre de la mission d'études des éléments de l'évaluation socioéconomique du réseau de transport du Grand-Paris (Lot 3), 63 p. http://www.parisschoolofeconomics.com/lafourcade-miren/SGP.pdf

Combes, P.P.; Lafourcade, M.; Thisse, J.F.; Toutain, J.C., 2011. The rise and fall of spatial inequalities in France: A long-run perspective. *Explorations in Economic History*, 48 (2): 243-271. http://dx.doi.org/10.1016/j.eeh.2010.12.004

Davis, D.R.; Weinstein, D.E., 2002. Bones, bombs, and break points: The geography of economic activity. *American Economic Review*, 92 (5): 1269-1289. http://dx.doi.org/10.1257/000282802762024502

Duranton, G.; Puga, D., 2001. Nursery cities: Urban diversity, process innovation, and the life cycle of products. *American Economic Review*, 91 (5): 1454-1477. http://dx.doi.org/10.1257/aer.91.5.1454

Eaton, J.; Eckstein, Z., 1997. Cities and growth: Theory and evidence from France and Japan. *Regional Science and Urban Economics*, 27 (4-5): 443-474. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(97)80005-1

Feldman, M.P.; Kogler, D.F., 2012. Stylized facts in the geography of innovation. In: Hall, B.H.; Rosenberg, N., eds. *Handbook of the Economics of Innovation*. Amsterdam: North Holland, Elsevier Science Publ Bv (Handbooks in Economics), 381-410. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-7218(10)01008-7

Floch, J.-M.; Laine, F., 2013. Les métiers et leurs territoires. *Insee première*, n°1478: 4 p. https://www.insee.fr/fr/statistiques/fichier/version-html/1281396/ip1478.pdf

Fujita, M.; Thisse, J.-F., 2003. *Economie des villes et de la localisation*. Bruxelles: De Boeck Supérieur, 560 p.

Gaspar, J.; Glaeser, E., 1998. Information technology and the future of cities. *Journal of Urban Economics*, 32: 136-56. http://dx.doi.org/10.3386/w5562

Glaeser, E.L., 2011. *Triumph of the city: How urban spaces make us human*. London: Pan Macmillan, 456 p.

Glaeser, E.L.; Gyourko, J.; Saks, R.E., 2006. Urban growth and housing supply. *Journal of Economic Geography*, 6 (1): 71-89. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbi003

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E., 2010. The greenness of cities: Carbon dioxide emissions and urban development. *Journal of Urban Economics*, 67 (3): 404-418. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2009.11.006

Glaeser, E.L.; Mare, D.C., 2001. Cities and skills. *Journal of Labor Economics*, 19 (2): 316-342. http://dx.doi.org/10.1086/319563

Gravier, J.F., 1972. *Paris et le désert français en 1972*. Paris: Flammarion, 284 p.

Haig, R.M., 1926. Toward an understanding of the metropolis. II. The assignment of activities to areas in urban regions. *Quarterly Journal of Economics*, 40 (3): 402-434. http://doi.org/10.2307/1885172

Henderson, J.V.; Ono, Y., 2008. Where do manufacturing firms locate their headquarters? *Journal of Urban Economics*, 63 (2): 431-450. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.02.006

Henderson, V., 1997. Medium Sized Cities *Regional Science and Urban Economics*, 27: 581-612. http://dx.doi.org/10.1016/S0166-0462(96)02169-2

Hohenberg, P.M.; Lees, L.H., 1985. *The making of urban Europe, 1000-1994*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 436 p.

Jacobs, J., 1969. *The economy of cities*. Random House, 268 p.

Leboutte, R., 1997. *Vie et mort des bassins industriels en Europe*. Paris: L'Harmattan, 592 p.

Marchand, B., 2001. La haine de la ville :«Paris et le désert français» de Jean-François Gravier. *L'information géographique*, 65 (3): 234-253. http://www.persee.fr/doc/ingeo_0020-0093_2001_num_65_3_2761

Moretti, E., 2012. *The New Geography of Jobs*. Boston: Houghton Mifflin Harcourt, 294 p.

Muniz, I.; Galindo, A., 2005. Urban form and the ecological footprint of commuting. The case of Barcelona. *Ecological Economics*, 55 (4): 499-514. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.12.008

Polèse, M.; Shearmur, R., 2009. *Economie régionale et urbaine : Introduction à la géographie économique*. Paris: Economica, 438 p.

Polèse, M.; Shearmur, R.; Terral, L., 2014. *La France avantagée : Paris et la nouvelle économie des régions*. Paris: Odile Jacob, 244 p.

Pollard, S., 1981. *Peaceful Conquest: The Industrialization of Europe, 1760-1970*. Oxford University Press, 451 p.

Pomeranz, K., 2000. *The Great Divergence: China, Europe, and the Making of the Modern World Economy*. Princeton University Press, 382 p.

Rosenthal, S.S.; Strange, W.C., 2004. Chapter 49 - Evidence on the Nature and Sources of Agglomeration Economies. In: Henderson, J.V.; Jacques-François, T., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 2119-2171. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80006-3

Shearmur, R., 2007. The new knowledge aristocracy: the creative class, mobility and urban growth. *Work Organisation, Labour and Globalisation*, 1 (1): 31-47. http://dx.doi.org/10.13169/workorgalaboglob.1.1.0031

Song, H.S.; Thisse, J.F.; Zhu, X.W., 2012. Urbanization and/or rural industrialization in China. *Regional Science and Urban Economics*, 42 (1-2): 126-134. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2011.08.003

Trannoy, A.; Wasmer, E., 2013. Comment modérer les prix de l'immobilier? *Notes du conseil d'analyse économique*, 2 (2): 1-12. http://dx.doi.org/10.3917/ncae.002.0001

Van Puymbroeck, C.; Reynard, R., 2010. Répartition géographique des emplois. Les grandes villes concentrent les fonctions intellectuelles, de gestion et de décision. *Insee première*, n°1278: 1-4. https://www.insee.fr/fr/statistiques/fichier/version-html/1281263/ip1278.pdf

Wahl, F., 2016. Does medieval trade still matter? Historical trade centers, agglomeration and contemporary economic development. *Regional Science and Urban Economics*, 60: 50-60. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2016.06.011

PARTIE 2 - LES IMPACTS ET DETERMINANTS SOCIAUX, ECONOMIQUES, SPATIAUX ET REGLEMENTAIRES DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS

Chapitre 1. Déterminants et impacts de la construction sur des terres agricoles, forestières ou semi-naturelles due aux dynamiques foncières et immobilières

Chapitre 2. Périurbanisation des ménages, modes de vie, mobilités

Chapitre 3. L'artificialisation par les infrastructures de transport, des déterminants du projet aux impacts sur l'occupation des sols

Chapitre 4. Etalement logistique et artificialisation des sols

Chapitre 5. L'artificialisation des littoraux : déterminants et impacts

Chapitre 6. Aspects juridiques de l'artificialisation des sols

Chapitre 1. Déterminants et impacts de la construction sur des terres agricoles, forestières ou semi-naturelles due aux dynamiques foncières et immobilières

Auteurs : Jean Cavailhès (coord.), Catherine Baumont, Thomas Coisnon, Gabrielle Fack, Sonia Guelton, Frédéric Gilli, Walid Oueslati, Sonia Paty, Stéphane Riou

Experts techniques : Sylvain Humbertclaude, Pierre Madec

Experts auditionnés : Pierre Donadieu, Jean-Claude Driant

Dans le pays à économie de marché qu'est la France, c'est principalement sur les marchés que s'expriment les dynamiques foncières et immobilières déterminant la construction. La question comporte trois aspects. Les agents privés, ménages et entrepreneurs, ont des comportements et prennent des décisions qui amènent construire des terres. Les marchés, foncier et immobilier, agrègent les comportements de ces agents, en conduisant à des équilibres dans lesquels des constructions nouvelles sont réparties dans l'espace. Les pouvoirs publics agissent en utilisateurs directs de terres lorsqu'ils construisent des infrastructures de communication et des bureaux (administrations, services publics) ou en régulateurs des marchés fonciers et immobiliers lorsqu'ils corrigent leur fonctionnement.

Le comportement des agents privés n'est pas retenu dans le champ des « dynamiques foncières et immobilières » du fait du découpage du champ de l'ESCo. D'un côté, le comportement des demandeurs de logements ou de locaux d'activités non agricoles est étudié par Mario Polèse, dans un domaine dont le centre de gravité est l'urbanisation, la demande des entreprises et des ménages exerçant une pression sur les sols. D'un autre côté, le comportement des offreurs de terres constructibles (pour l'essentiel propriétaires de terres agricoles ou de friches d'origine agricole) est étudié par Ghislain Géniaux dans le domaine qu'il prend en charge[1]. Par ailleurs, les transports et les infrastructures de communication sont analysés dans un autre domaine de l'ESCo.

Le centre de gravité du domaine « dynamiques foncières et immobilières » est donc les marchés de l'immobilier régulés par les pouvoirs publics, les terrains à bâtir étant un input de la construction. La régulation publique de ces marchés est particulièrement importante.

A - Les déterminants de la construction sur des terres nouvelles

Les déterminants de la construction sur des terres nouvelles sont divisés en trois domaines. Les deux premiers étudient la construction à l'échelle d'une ville ou d'une aire urbaine, près du centre ou en périphérie, selon des mécanismes qui relèvent de l'économie ou de la géographie urbaine. Il s'agit d'analyser les différentiels (de prix, de coût de construction, de temps de transport, de politiques publiques, de répartition des aménités/nuisances) qui conduisent à construire au centre (en hauteur, en recyclant des terrains, en récupérant des friches ou des réserves foncières) ou en périphérie (par extension horizontale en tâche d'huile ou par sauts, par saupoudrage ou groupage des constructions). L'étude porte sur une aire urbaine, examinée tantôt du point de vue de l'unité urbaine centrale (la ville dense) et tantôt du point de vue de la couronne périurbaine (peu dense).

Le troisième domaine porte sur les interactions d'un système de villes (au sens de l'économie géographique) qui constitue l'armature urbaine d'un pays, ce qui conduit à différencier le rythme et la localisation de la construction selon la place d'une ville dans cette armature : capitale, métropole régionale, petite ou moyenne ville, en étudiant les liens et les interactions entre ces centres urbains (concurrence, complémentarité, spécialisation).

En bref, il s'agit de distinguer les dynamiques foncières et immobilières vues depuis la ville (point 1), celles vues depuis la couronne périurbaine (point 2) et les dynamiques de l'armature urbaine du pays (point 3), comme les trois dynamiques essentielles déterminant la construction.

*1 - Les dynamiques foncières et immobilières **de la ville** déterminent la construction sur de nouvelles terres*

La formation des prix selon la localisation plus ou moins centrale dans une ville est la base de l'économie et de la géographie urbaine. L'écart entre prix immobiliers au centre et en périphérie contribue à expliquer la densité des constructions (logements ou bureaux en immeubles collectifs ou individuels), donc la quantité et la localisation de l'input foncier. Dans l'espace anisotrope, la répartition des aménités/nuisances et les externalités induisent des migrations *push and pull* entre la ville et sa couronne périurbaine (qui dépendent du cycle de vie et des stratégies résidentielles des ménages). Ces différentiels de

[1] Ce domaine inclut les marchés fonciers agricoles, forestiers, et des terres agro-forestières convertibles, l'étude des différentiels de prix entre marché agricole et marché de l'urbanisation. Certaines régulations des marchés par les pouvoirs publics sont aussi dans ce domaine : zonages dont l'objectif est de protéger l'agriculture, fiscalité des plus-values d'urbanisation des propriétaires agriculteurs ou anciens agriculteurs de terres agricoles converties. Il en est de même des résidences secondaires et du foncier rural à usage récréatif.

dotations sont intégrés à l'analyse du point de vue de la ville (ici) et de la couronne périurbaine (point 2) pour expliquer les dynamiques immobilières entre ces deux types d'espaces. Les équilibres des marchés immobiliers sont modifiés par les politiques publiques (politiques du logement, de l'urbanisme, des transports en commun), qui répondent à différents objectifs (densification des villes, mixité sociale, renouvellement urbain). Des questions comme la « reconstruction de la ville sur la ville » (réhabilitation de quartiers anciens, *vintage models*, destruction de grands ensembles ou de locaux et logements vacants car vieux ou inadaptés) ou la « densification de la ville » (récupération de friches, croissance en hauteur) opposées à la croissance « horizontale » vers la périphérie urbaine, en tache d'huile ou par sauts, dépendent de ces arbitrages des marchés selon les prix et des politiques foncières urbaines. Ces politiques et ces équilibres des marchés dépendent de la taille de la ville (métropoles, moyennes et petites villes). L'analyse combinera des apports de la théorie (économie urbaine principalement) et des recherches appliquées à la France et à d'autres pays développés (géographie urbaine, urbanisme). Auteures : Catherine Baumont (Université de Bourgogne, Laboratoire d'économie et de gestion) et Sonia Guelton (Université Paris Est Créteil, Ecole d'Urbanisme de Paris).

2 - Les dynamiques foncières et immobilières ***de la couronne périurbaine*** *déterminent la construction sur de nouvelles terres*

L'économie et la géographie urbaine permettent également d'analyser l'immobilier et ses marchés dans les couronnes périurbaines, moyennant la prise en compte d'un espace anisotrope, en particulier du fait de la répartition spatiale des aménités/nuisances, dont le différentiel est un déterminant des stratégies résidentielles et d'entreprises centripètes ou centrifuges. Il s'agit d'analyser du point de vue spatial la construction de locaux d'activité ou de logements dans des espaces peu denses, en tache d'huile, en rubans ou par étalement (front d'urbanisation « épais »), par sauts (par-dessus des espaces non construits, vers des noyaux urbains distants, préexistants ou nouvellement crées), d'effets sur la formation des valeurs immobilières de la présence de différents types d'agents (interactions ou externalités entre bureaux ou usines et logements, qui expliquent la formation d'espaces mixtes). La question des formes de l'urbanisation périurbaine est ici centrale. Les politiques publiques[2], comme la volonté affichée de lutter contre l'étalement urbain, ou celle de revivifier des centres en crise de petites et moyennes villes, modifient le fonctionnement des marchés, contribuant à expliquer le volume et les formes spatiales de la construction. Il s'agit de zonages fonciers (exemples : frontière de croissance urbaine, ceinture verte, zone industrielle ou tertiaire, zone non constructible), de politiques foncières locales (exemples : malthusianisme foncier, maire bâtisseur[3]), de fiscalité (exemples : impôt sur la conversion de terrain non bâti, sur les plus-values, impôt foncier sur les terrains bâtis, taxe sur les carburants, péage), de marchés de droits (exemples : marché de droits de construire, marché de servitudes de non constructibilité). Auteurs : Thomas Coisnon (Université d'Angers, Agrocampus Ouest, Département Economie, gestion, société) et Walid Oueslati (Université d'Angers).

3 – Les dynamiques de l'armature urbaine et la métropolisation déterminent la construction sur de nouvelles terres, en particulier de locaux d'activité

Les équilibres géographiques de l'économie ne résultent pas du seul marché foncier (quoiqu'il soit central ici) mais de l'équilibre général de trois marchés : des biens, du travail et de la terre, qui résulte du jeu des économies d'échelle ou d'agglomération et des coûts de transport des informations, des biens et des personnes. L'économie géographique étudie cet équilibre, en ajoutant à l'économie urbaine d'autres effets, en particulier ceux de la mondialisation (européanisation incluse) comme source de métropolisation. Cela explique la localisation des activités productrices en fonction de forces centripètes (parmi lesquelles les économies d'agglomération) et centrifuges (parmi lesquelles le marché foncier). L'analyse est conduite à l'échelle d'un système de villes en interactions en tant que l'évolution de cette armature urbaine est un déterminant de la construction sur des terres nouvelles : capitale et métropoles régionales, villes mono- ou polycentriques, centres urbains et périphéries banlieusardes ou périurbaines. En effet, les besoins fonciers se différencient dans le territoire (capitale, métropoles régionales, moyennes et petites villes) et selon les formes urbaines (exemples : les économies d'agglomération se réduisent-elles avec l'étalement urbain ? Le polycentrisme permet-il de freiner la force de dispersion du coût foncier ?). Il s'agit de rendre compte des modèles d'économie géographique ou de travaux d'économistes, d'urbanistes ou de géographes appliqués aux équilibres et aux structures urbaines observés en France (études de cas, retours d'expériences). Une attention particulière sera portée à la localisation des firmes en tant qu'elle est affectée par les évolutions différentes du coût de transport des biens, des informations et des travailleurs, ainsi que par des contraintes nouvelles, en particulier environnementales. Auteur : Frédéric Gilli (Sciences Po Paris, Centre d'études européennes).

B - Les impacts socio-économiques de la construction sur des terres nouvelles

On ne construit pas pour le plaisir de dégrader l'environnement mais parce que cela apporte des avantages : bien-être du consommateur (logement, accessibilité), emplois des travailleurs et profits des entrepreneurs (locaux d'activités, accessibilité), formation de patrimoine immobilier (bâtiments, infrastructures de communication) dont bénéficieront les générations futures. Toutefois, les agents privés ne prennent pas en compte les coûts sociaux ni les avantages sociaux de la décision de construire. Pour éclairer les décideurs publics, il faut leur permettre de mettre en balance les avantages privés (et si possible sociaux) de

[2] Ce sont les aspects économiques, et non juridiques, qui sont étudiés ici.

[3] Dans l'espace rural et dans certaines communes périurbaines, la construction de logements ou de zones d'activités de maires bâtisseurs est sous l'influence lobbyiste de propriétaires de terres agricoles, ce qui renvoie au domaine de G. Géniaux.

décisions de construction sur des terres nouvelles, ce que nous étudions ici, et les inconvénients sociaux pour l'environnement, ce qui relève du champ « impacts environnementaux » de l'ESCo.

Indépendamment des leviers d'action (point réservé), le document de cadrage de l'ESCo indique qu'il s'agit d'étudier la « valorisation économique (création d'emploi) » et les « impacts sur les inégalités socio-spatiales » de la construction sur des terres nouvelles. Cela conduit à distinguer, en matière de valorisation économique, la valeur patrimoniale des constructions nouvelles (point 4) et la contribution de ces dernières à la croissance économique (point 5). La question des inégalités peut être subdivisée en deux aspects[4] : (i) les inégalités sociales d'une ville sont influencées par la construction de logements ou de locaux d'activité (quantité, localisation) (point 6) ; (ii) des inégalités entre groupes sociaux résultent des mêmes causes (point 7). Ces deux aspects sont liés, ce qui demande une coordination des auteurs.

1 - La valeur patrimoniale des constructions sur des terres nouvelles (expert technique)

Les constructions sur des terres agro-forestières ou semi-naturelles contribuent à la richesse patrimoniale de la nation. Les comptes de patrimoine de l'Insee, appliquant la méthodologie des Nations-Unies, fournissent en série longue des évaluations de la valeur des terrains supportant des constructions et de la valeur de ces constructions. Ces évaluations en termes bruts ne prennent pas en compte les pertes patrimoniales et environnementales (biodiversité, écosystèmes) à déduire pour avoir une valeur nette. Sans empiéter sur le thème des impacts environnementaux, il s'agit de faire état des débats de la littérature scientifique sur ce point. Auteur : Sylvain Humbertclaude (Insee, Division des comptes).

2 – La contribution des constructions sur des terres nouvelles à la croissance économique et à la création d'emplois (expert technique)

Les constructions sur des terres nouvelles contribuent à la croissance du PIB et à la création d'emplois : de combien augmentent (ou diminuent) ces variables lorsqu'on construit 1% de plus (ou de moins) sur des terres nouvelles ? La contribution du secteur de la construction au PIB et aux créations d'emplois sera estimée pour la France à partir de modèles macroéconomiques. Un éclairage similaire pour les pays européens est souhaité. Le segment des constructions sur de nouvelles terres (par rapport au recyclage de terrains, à la rénovation de bâtiments, etc.) sera isolé si possible. Les conséquences du volume des constructions et de leur localisation pour l'économie nationale seront analysées. Auteur : Pierre Madec (Sciences Po Paris, OFCE).

3 - Les inégalités sociales de la ville et la construction sur des terres nouvelles

Trois aspects sont à distinguer. Tout d'abord, en suivant l'économie urbaine standard, l'amélioration de l'accessibilité au niveau intra-urbain « aplatit » le gradient des valeurs foncières entre centre et périphérie. Ensuite, si la construction de locaux d'activité (par exemple pour l'industrie, le BTP, les plateformes logistiques) est localisée loin des logements (par exemple ceux du parc social), il en résulte un « mauvais appariement spatial » sur le marché du travail (spatial mismatch) pour les travailleurs peu qualifiés. Enfin, le marché foncier et immobilier produit un espace socialement ségrégé : (i) effet standard des différentiels des valeurs foncières et immobilières (pauvres au centre et riches en périphérie), (ii) effet de l'anisotropie ville/banlieue/couronne périurbaine de répartition des aménités et nuisances (le *push and pull* agit de manière différente selon les groupes sociaux ce qui conduit souvent à une localisation centrale des riches et périphérique des pauvres), (iii) effets de pairs et politiques locales discriminatoires (ce qui conduit souvent à des patchworks de quartiers riches-pauvres). Des politiques publiques sont mises en œuvre pour corriger des effets non voulus du fonctionnement des marchés sur ces trois aspects. La littérature scientifique sur ce thème doit être lue sous le prisme des constructions nouvelles. Auteur : Jean Cavailhès.

4 - L'impact des politiques publiques sur les marchés immobiliers

L'augmentation du prix des terrains à bâtir et, par voie de conséquence, celle des logements et des locaux d'activité procure des rentes foncières capitalisées aux bailleurs du secteur privé, qui sont payées par les locataires (augmentation de leur taux d'effort), les entrepreneurs (perte de compétitivité ?) ou que doivent gérer les pouvoirs publics (compensations, politiques redistributives, prélèvements fiscaux). De plus, cela réduit aussi l'accession à la propriété par les classes d'âges jeunes. C'est ici la question de l'inégalité entre catégories sociales qui est impacté par le rythme et la localisation des constructions nouvelles : selon qu'il y a malthusianisme foncier ou gaspillage de terres, les ménages modestes et aisés, les petits et les grands propriétaires ne sont pas affectés de la même façon. Auteures : Gabrielle Fack et Aurélie Sotura (Université Paris 1 Sorbonne, Paris School of economics).

C - La fiscalité et la construction sur des terres nouvelles

La construction sur des terres nouvelles est source de recettes pour les pouvoirs publics (Etat, collectivités territoriales) et, en ce sens, elle en est un déterminant et même temps que, dans l'autre sens, ces ressources dépendant du volume et de la

[4] A un niveau interrégional, la construction d'infrastructures de communication réduit l'inégalité due à des localisations périphériques (rapprochement de la Bretagne de la banane bleue européenne) et à un niveau intra-régional elle permet de désenclaver le rural. Globalement, l'amélioration de l'accessibilité réduit donc les inégalités territoriales. Ce point semble devoir être traité dans le domaine de l'ESCo sur les transports et infrastructures de communication. Il n'est pas abordé ici.

nature de ces constructions. De plus, la fiscalité est un levier d'action pour réguler le rythme et la localisation de la construction. La circularité de ces causalités conduit à faire de cette question une section et un point autonome.

Il s'agit d'étudier la réglementation nationale (imposition des plus-values, des terrains constructibles non construits, taxe sur le foncier bâti, etc.) et la fiscalité locale (concurrence, course vers le bas, imitation, coopération entre décideurs isolés ou regroupés en EPCI) en lien de causalité circulaire avec la construction sur des terres nouvelles. Auteur(e)s : Sonia Paty et Stéphane Riou (GATE Lyon Saint-Etienne).

1. Les dynamiques foncières et immobilières de la ville déterminent l'occupation des terres

Auteures : Catherine Baumont, Sonia Guelton

La ville théorique est un espace entièrement urbanisé qui s'étale de son centre à sa frontière – la périphérie - à partir de laquelle débute l'espace non-urbanisé, agricole, source potentielle de réserve foncière. Cependant, la ville qui nous occupe dans ce chapitre ne dépasse pas ses frontières. L'intensité d'occupation de l'espace urbain qualifie dès lors son caractère plus ou moins compact et la principale variable d'ajustement en serait les formes de densification, à définir ou à promouvoir, de l'espace existant.

Les équilibres des marchés fonciers et immobiliers réalisent les ajustements nécessaires aux arbitrages exprimés par les ménages[5] quant à leur demande de terrains ou de logements. L'équilibre spatial résidentiel complète ces ajustements par la définition d'un prix foncier ou immobilier variant en fonction de la localisation et répondant à l'arbitrage : quelle taille, à quel endroit et à quel prix ? Les prix fonciers ou immobiliers seront alors décroissants avec la distance à franchir, compensant ainsi les dépenses en transport plus élevées pour les localisations plus éloignées des lieux d'emplois ou de convivialité. Les densités résidentielles - de population et de bâtis - ajustent finalement l'équilibre urbain en fonction de la taille de la ville définie en termes de population et d'espace.

Ces mécanismes et leurs effets permettent d'expliquer les tendances attendues en termes de construction et de confronter ces tendances à la réalité, d'étudier les défaillances éventuelles des mécanismes marchands, d'analyser les politiques de régulation à mettre en œuvre ou d'étudier les effets des politiques de régulation sur les marchés immobiliers dans la ville. Les effets de l'urbanisation sont-ils nécessairement négatifs sur la qualité environnementale? Comment peut-on les améliorer, et avec quelles marges de manœuvre ?

1.1. L'occupation de l'espace par le prisme de l'économie urbaine

Le modèle canonique de l'économie urbaine (Alonso, 1964), appelé modèle monocentrique, pose la ville comme uniforme, à l'exception d'un centre où tous les emplois sont situés. La répartition des ménages dans la ville – autour de ce point - est étudiée selon un principe de concurrence pour l'occupation du sol : les ménages arbitrent entre les avantages et les inconvénients qu'ils retirent d'une localisation et proposent un prix maximum pour occuper un lieu. La fonction d'enchère du ménage représentatif exprime en chaque point de la ville le prix maximum qu'il est prêt à payer pour acheter une unité de sol. Etant donnée la croissance des coûts de déplacement domicile-travail avec la distance[6], à l'équilibre spatial pour un niveau d'utilité constant sur l'ensemble de l'espace résidentiel, tout éloignement du centre d'une unité de distance supplémentaire entraine une hausse de la dépense en transport des ménages qui est compensée par une baisse de sa dépense en sol.

Trois caractéristiques fondamentales des marchés fonciers et immobiliers dans la ville sont données par ces mécanismes. Premièrement, les prix par unité de sol, ou, par extension, par unité de logement, diminuent lorsque la distance domicile-travail augmente. Deuxièmement, la taille optimale du lot foncier acheté par les ménages augmente quand on s'éloigne du centre. Toute chose égale d'ailleurs, une localisation périphérique permet d'occuper une surface plus grande. Troisièmement, lorsque l'on s'éloigne du centre et en considérant les coûts de construction invariants dans la ville, l'intensité en capital diminue au profit de l'intensité foncière : les densités de construction diminuent avec la distance au centre de la ville. Dans le cas d'une ville organisée autour de plusieurs centres de taille différente, les valeurs foncières et les densités seront maximales pour le centre dominant et localement plus faibles autour des centres secondaires (Clarke et Wilson, 1985 ; Papageorgiou et Mullally, 1976).

Dans cet espace entièrement urbanisé, les dynamiques immobilières peuvent donc être analysées à partir des déterminants économiques des choix résidentiels : les préférences des ménages, leurs revenus et les coûts de transports. Dans le modèle

[5] Dans ce chapitre nous ne traitons que des choix de localisation résidentielle. L'organisation spatiale des emplois et les choix de localisation des firmes sont traités dans la section 4.

[6] Les coûts de transport comprennent les coûts monétaires mais aussi les coûts en temps ou les coûts psychologiques, si bien qu'ils sont effectivement croissants même dans le cas de coûts monétaires constants associés aux transports urbains.

canonique, seul le centre d'emploi est différent et on suppose des ménages aux préférences et aux revenus identiques. Les extensions du modèle amènent à considérer des lieux urbains différents et des ménages hétérogènes. Pour les analyser nous retenons trois ensembles de déterminants des préférences des ménages : les caractéristiques des logements, les attributs des lieux et les voisinages sociaux-économiques. Les incidences de ces déterminants sur les choix des ménages, d'une part, et sur la structure urbaine qui en résulte, d'autre part, sont précisées.

1.1.1. La préférence pour le logement : une demande de services résidentiels

Dans le processus de production des logements, le sol est transformé en un ensemble de services rendus par le logement que Muth désigne par le terme de *housing service* (Muth, 1969). Le logement, et par extension le service résidentiel associé, est un bien « normal » c'est-à-dire que, toutes choses égales par ailleurs, l'augmentation de la consommation de logements accroit l'utilité (la satisfaction) du ménage : l'utilité marginale du logement par rapport au revenu est positive. Les ménages préfèrent ainsi les grands logements aux petits logements, les maisons individuelles avec jardin aux appartements ou aux maisons sans terrain. Le développement économique, la croissance des revenus favorisent alors l'urbanisation.

La croissance démographique va également pousser la croissance de la surface à urbaniser, mais c'est surtout la tendance à la croissance du nombre des ménages qui va conduire à cette urbanisation. Les évolutions contemporaines des caractéristiques socio-démographiques des ménages telles que les décohabitations des enfants, l'allongement de la durée de vie à la retraite, les recompositions familiales autour des familles monoparentales poussent à l'accroissement du nombre de petits ménages. Si ces tendances sont favorables à une densification de la ville par l'offre de plus de petits logements, elles se confrontent à deux réalités. La première est liée au cycle de vie des ménages qui, lorsqu'ils sont en activité, continuent souvent d'occuper le même logement après le départ des enfants. La seconde est d'ordre économique, lorsque la formation du petit ménage s'accompagne d'une perte de revenu (séparation, départ à la retraite) : les petits logements plutôt disponibles au centre des villes ne sont pas accessibles financièrement et, si l'offre de petits logements est faible dans les espaces périphériques, les prix des logements augmentent. Plus généralement, la corrélation entre la distance au centre et la croissance démographique s'étiole avec le cycle de vie des familles (Baker *et al.*, 2001).

Les préférences pour les services résidentiels liés au logement sont aussi associées aux attributs du logement comme le nombre de pièces, la présence de certains équipements ou des caractéristiques de construction et d'agencement, l'état général du logement, la période de construction etc. Si la demande pour ces attributs peut être évaluée notamment par la méthode hédonique, quelques tendances théoriques applicables aux dynamiques immobilières peuvent être énoncées.

La demande pour du terrain attenant au logement produit un ensemble d'agréments que les études récentes relient aux impacts du climat sur la densité de la ville (Cavailhes et Hilal, 2012). D'après ces auteurs, l'effet combiné d'un coût de transport plus faible associé au beau temps et d'une préférence pour le mode de vie extérieur renforce l'attractivité des localisations périphériques et la pression immobilière sur celles-ci. L'emprise foncière des villes du sud est ainsi plus grande que celle des villes du nord.

Enfin tout un ensemble d'attributs du logement peuvent être associés à la période de construction du logement : matériaux utilisés, surface des pièces, systèmes de chauffage, normes thermiques... Les enseignements des *vintage model* (Brueckner, 1980) restent d'actualité car ils supposent que le niveau de services résidentiels d'un logement moderne, plus confortable, est plus élevé que celui d'un logement ancien, plus dégradé.. Dans ce cas, les ménages les plus aisés préfèreront substituer à leur logement initial vieillissant, un logement neuf plus moderne. Si le logement initial est au centre et que le nouveau logement est en périphérie du fait de terrain disponible, l'équilibre urbain contribue à l'artificialisation de l'espace urbain du fait de la taille optimale de lot plus grande, loin du centre de la ville. Les cycles urbains mis en évidence dans les « *vintage model »* permettent d'expliquer les phases successives d'occupation des centres des villes et de leurs périphéries par les ménages riches et pauvres. En appliquant une durée de vie aux logements pendant laquelle ils se dégradent puis au-delà de laquelle il seront détruits et remplacés par des logements neufs, Brueckner et Rosenthal (Brueckner et Rosenthal, 2009) modélisent le développement d'une ville dans laquelle les potentiels d'espace en périphérie attirent progressivement les ménages aisés vers les lieux éloignés du centre tandis que la reconstruction progressive de logements neufs dans les lieux centraux provoquera un retour des ménages riches dans les centres. Les ménages pauvres suivent une dynamique contraire.

Les implications de ces approches sur les dynamiques foncières et immobilières dans les villes sont multiples. Elles permettent de situer les gisements potentiels de logements qui pourront faire l'objet d'une rénovation ou d'une destruction-reconstruction redonnant alors du souffle à la disponibilité foncière dans les villes. Les marchés immobiliers sont alors dynamisés par des effets temporels de générations de logements et des effets spatiaux d'aménagement urbains. Les *vintage model* questionnent également les politiques de renouvellement urbain et leur objectif en termes de mixité sociale (Baumont et Guillain, 2016), dès lors que les habitats modernisés dans les quartiers défavorisés sont susceptibles d'attirer des ménages plus aisés (cf. 1.3). Enfin, la pression de la transition énergétique sur la réduction des gaz à effets de serre pour le transport et la consommation énergétique dans le secteur immobilier et des transports peut pousser à la densification des espaces existants pour construire plus de logements neufs et faciliter les mobilités.

1.1.2. La préférence des ménages pour les attributs des lieux

Globalement nommés par le terme d'aménités, les attributs des lieux désignent les agréments ou les désagréments attachés à une localisation dans la ville, du fait de la présence de certaines dotations en espaces verts, en patrimoine architectural, en aménités paysagères naturelles ou urbanistiques, en biens et services collectifs, etc. L'offre d'aménités réduit mécaniquement l'espace résidentiel disponible. L'effet rareté implique que les villes à aménités positives sont globalement caractérisées par des rentes foncières plus élevées. Localement, l'effet qualité joue et les rentes foncières sont plus élevées à proximité des aménités positives et moins élevées à proximité des aménités négatives engendrant des nuisances (bruit, odeur, pollution atmosphérique, assombrissement, etc.). La portée spatiale de l'agrément ou de la nuisance compte (Fujita, 1989). Il existe un effet de substitution entre la taille du logement et l'environnement résidentiel, cet effet étant d'autant plus fort que les aménités sont fortement désirées et que leurs effets sont très localisés. La distribution spatiale des aménités dans la ville est donc essentielle pour analyser les dynamiques foncières et immobilières urbaines.

Les choix résidentiels des ménages peuvent parallèlement être affinés selon leurs préférences et leurs niveaux de revenu. Les localisations plus centrales permettent d'obtenir une utilité de cette centralité comme substitut à la contrainte de déplacement ou par les bénéfices retirés de la proximité à des aménités patrimoniales ou par la proximité aux centres de pouvoirs politiques et économiques. Pour les localisations plus périphériques, en revanche, il s'agit d'une utilité de la disponibilité foncière plus grande ou de la présence d'aménités naturelles. Cette approche conduit à identifier les formes urbaines résultant des choix de localisation des ménages. Dans ces conditions, si les ménages plus riches ont une sensibilité plus forte pour les disponibilités foncières que pour la centralité, alors ils enchériront plus fortement pour les localisations périphériques que les ménages moins riches. Les ménages se répartissent par ordre de revenus croissants du centre vers la périphérie urbaine, à l'instar du modèle de ville type nord-américaine. En revanche si les ménages plus riches sont plus sensibles aux attraits de la centralité qu'à la taille de leur logement, alors ils se répartiront par ordre de revenus décroissants du centre vers la périphérie à l'instar cette fois-ci du modèle type des villes européennes. Pour Brueckner *et al.* (Brueckner *et al.*, 1999), la préférence pour les aménités centrales, qu'elles soient naturelles ou patrimoniales, explique la localisation des ménages riches dans les quartiers centraux et « *Why is central Paris rich and downtown Detroit poor ».* En revanche, pour Glaeser *et al.* (Glaeser *et al*., 2008), la qualité et la nature des moyens de transport (individuels ou collectifs) expliquent que les ménages aisés préfèrent les localisations périphériques tandis que la densité urbaine qui permet une offre importante de transports collectifs est plus attractive pour les ménages pauvres. Par extension, l'hétérogénéité des préférences selon ces deux schémas permet d'expliquer, pour une même ville, différentes configurations comme l'évolution de celles-ci : la localisation de ménages aisés à la fois dans les banlieues pavillonnaires et dans les centres urbains ou la réappropriation des centres villes par les ménages aisés suite à l'évolution de leurs préférences.

Les dynamiques foncières et immobilières associées aux préférences pour les attributs des lieux mettent en exergue finalement les arbitrages entre les préférences pour les lieux denses, fortement anthropisés et les préférences pour les lieux naturels et les aménités environnementales. Les choix résidentiels apparaissent comme conflictuels dans la situation où les densités seraient considérées comme un inconvénient puisque les ménages plus riches valorisent les aménités naturelles et des logements de plus grande taille ce qui produit plus de projets urbains et donc accroît la densité (Wu *et al*., 2004). Les préconisations pour les politiques de renouvellement urbain sont donc plutôt en faveur de projets qui n'accroissent pas la densité. En revanche, la densification de la ville permet de réduire les empreintes environnementales de l'urbanisation en réduisant les distances des « navettages » et en intensifiant l'utilisation des transports collectifs et des modes de déplacement actifs.

Cela pose la question de l'articulation, dans les politiques d'aménagement, entre les actions visant à préserver les aménités environnementales et celles visant à accroitre les densités de bâtis dans les villes. Où et comment densifier et où et comment créer des services environnementaux dans les villes ?

1.1.3. La préférence pour les voisinages socio-économiques

Une classe particulière d'aménités localisées concerne les aménités sociales, qualifiées d'aménités endogènes car elles se forment à travers les choix résidentiels et sont décrites par les caractéristiques socio-économiques des ménages. Les choix de localisation sont associés aux bénéfices retirés des interactions sociales, ce qui conduit les ménages à préférer se regrouper. On doit à Beckmann (1976) une première formalisation de la ville conviviale qui émerge sous le seul angle de la préférence des ménages pour la vie sociale et en l'absence de mobilité domicile-travail. La prise en compte des externalités sociales implique dans ce cas que la ville conviviale est plus dense à l'optimum que la ville monocentrique « du travail » basée sur la seule économie des coûts de navettage. Les densités sociales permettent de satisfaire les besoins d'identification sociales des ménages (Bajari et Kahn, 2005) et questionnent les types d'organisation sociale de la ville en présence de ménages aux caractéristiques socio-économiques différentes (Baumont et Guillain, 2013 ; 2016) selon les niveaux de revenus, les classes sociales, les nationalités, les cultures, les races, etc. L'architecture des interactions sociales à l'intérieur de chaque groupe social et entre les groupes sociaux conditionne les équilibres urbains possibles notamment en termes de ségrégation ou de mixité socio-économiques (Galster, 2007). La littérature sur les *neighborhood effects* (Vallet, 2005) et une forte majorité des modèles urbains (Baumont et Guillain, 2016) présupposent des externalités positives attachées aux voisinages aisés et éduqués et au contraire des externalités négatives pour les voisinages défavorisés. Dès lors, la ségrégation domine les formes urbaines d'équilibre. Les dynamiques foncières et immobilières associées aux préférences sociales prennent alors deux

angles : celui de l'évaluation des effets des densités sociales sur les valeurs foncières et immobilières (Girard, 2016) et celui des leviers à mettre en œuvre dans les politiques publiques et d'aménagement pour transformer les profils socio-économiques des quartiers (Baumont et Guillain, 2016), Chapitre 7).

Le constat d'une complexité croissante combinant les caractéristiques des logements, les attributs des lieux et les profils socio-économiques des ménages se fait jour dans les dynamiques urbaines et les transformations de la ville : les cycles urbains sont à la fois sociaux – associés au statut social et au niveau de revenus des habitants des quartiers - et urbanistiques – selon les « générations » de logements et de politiques d'aménagements (Rosenthal, 2008). Les politiques embrassant ces différents leviers du renouvellement urbain sont analysées dans les parties suivantes

1.2. La régulation de l'espace urbain par les politiques publiques

Il revient à la puissance publique d'intervenir pour réguler les choix des agents économiques et contribuer une occupation harmonieuse de l'espace. Les instruments des politiques sont nombreux, élaborés de longue date et enrichis en nombre avec le temps en réaction aux évolutions économiques et spatiales. Leur application tient beaucoup aux décideurs qui les mettent en place, en écho avec la spécificité des ménages qu'ils représentent dans des contextes socio-spatiaux caractérisés par leur diversité.

1.2.1. Des instruments politiques visant à réguler l'occupation de l'espace

On distingue habituellement deux types d'instruments des politiques publiques : la planification et la fiscalité (Lecat, 2006). Il faut toutefois compléter le rôle des pouvoirs publics dans la diffusion ou le contrôle de l'information sur les marchés, qui participe de la régulation des implantations (Adams *et al.*, 2010 ; BenDor *et al.*, 2011). Ces instruments visent à modifier l'occupation de l'espace en interdisant, en limitant ou en orientant la nature des constructions. A l'inverse, ils peuvent offrir des possibilités nouvelles d'accès à l'espace, de revenus fonciers ou immobiliers ou de réduction des coûts d'implantation.

La diffusion de l'information sur les marchés fonciers et immobiliers lève une partie de l'opacité des marchés en réduisant les coûts de transaction (Allen, 1999 ; Leger-Bosch, 2015). En favorisant la fluidité des transactions sur les lieux denses convoités, elle contribue à optimiser l'occupation de l'espace. L'information peut porter sur l'état des sols (Adams *et al*., 2001 ; BenDor *et al.*, 2011), elle peut porter sur la valeur des terrains (*RICS Appraisal and Valuation Manual or Red Book*, 1997 et *the HM Treasury Green Book*, 1997 au Royaume Uni, cité dans Adair *et al.* (2005). Le gouvernement anglais a toutefois pu jouer à l'inverse sur les sites abandonnés par les entreprises en contribuant à retenir l'information sur le prix des transactions passées et dans le but de déclencher un retournement du marché immobilier et favoriser des anticipations de prix élevés (Adair *et al.*, 2005).

La fiscalité foncière est largement répandue dans la plupart des pays. On distingue la fiscalité sur la propriété des taxes ou contributions d'urbanisme, aussi appelées *Planning fees* dans les pays anglo-saxons.

Si la fiscalité sur la propriété n'a pas pour objet central de réguler l'usage des sols, une fiscalité différenciée a pu permettre aux Etats-Unis de transformer du logement en bureaux ou de l'agriculture vers l'usage urbain (Capozza et Li, 1994). Cependant, les études sur ces sujets sont rares et les effets paraissent limités (Schone, 2010) ou variables selon l'état du développement (Capozza et Li, 1994). Des taxes ponctuelles, comme la taxe sur les terrains vacants au Royaume Uni (Adams *et al.*, 2001), ou la taxe sur les terrains nus constructibles en France (Schone, 2010) ont pour objet de favoriser l'occupation dense des espaces centraux. Elles paraissent peu probantes à inciter les propriétaires à changer l'usage de leurs terrains.

Les contributions d'urbanisme, payées par les constructeurs pour participer aux équipements publics rendus nécessaire par le projet[7], pour compenser la non réalisation de logements à prix abordable[8] ou la réalisation de projets portant atteinte à l'environnement[9] sont également très répandues : aux Etats-Unis, 60% des municipalités les ont mis en place, avec des niveaux très élevés (Mayer et Somerville, 2000). Elles rapportent des recettes importantes : 485 millions d'euros en France en 2007 selon Schone (Schone, 2010). Aux Etats-Unis comme en France, elles servent d'abord à payer les nouvelles infrastructures et à financer les budgets publics. Elles ont été instaurées à Phoenix de façon différenciée pour limiter l'extension urbaine en faisant monter les prix, ou en favorisant leur baisse, selon les lieux (Heim, 2001; Skidmore et Peddle, 1998). Elles peuvent être utilisées comme des droits d'entrée dissuasifs et réduire le niveau de construction (jusqu'à 25% en Illinois de 1977 à 1992, Skidmore and Peddle dans Mayer and Somerville (Mayer et Somerville, 2000). Mais elles jouent aussi au détriment de certaines populations, en rationnalisant la présence des « passagers clandestins », ou la présence des plus pauvres… (Gyourko, 1991).

Les mécanismes de dégrèvements fiscaux, ou d'aides, qui forment l'usage inversé de la fiscalité, restent peu étudiés. Adossées à des localisations spécifiques et des règles d'intervention strictes, ils peuvent pourtant avoir un impact significatif

[7] Dans le cadre de procédures d'exceptions comme les « Zones d'Aménagement Concertées » ou les « Projet urbains partenariaux » en France.
[8] Dans le cadre de la politique locale du logement à Portland (inclusionary housing program, option 6 : https://www.portlandoregon.gov/
[9] Dans l'Etat du Maine (https://www1.maine.gov/dep/land/nrpa/ILF_and_NRCP/ILF/fs-in-lieu.pdf)

sur l'occupation de l'espace (Lecat, 2006). L'avantage accordé est diversement anticipé dans le calcul des prix de revient : les développeurs auront tendance à provisionner l'aide possible, en minimisant l'effet sur les prix, tandis que les propriétaires vont anticiper ces aides et surévaluer le prix foncier, conduisant à un marché fictif surévalué (Adair *et al.*, 2005).

La planification est un outil ancien, très attractif pour les politiques par sa simplicité d'application et sa forte acceptabilité par les populations (Lecat, 2006). Selon les cas et les situations, les choix de planification peuvent être animés par des objectifs de restriction de la croissance et de l'utilisation des sols. Plusieurs modèles d'intervention sont identifiés (Cheshire et Sheppard, 2002) : le modèle continental européen du « schéma directeur », le modèle américain du « zonage » et le modèle britannique des « autorisations négociées ». Dans la plupart des pays, la planification relève de l'administration locale, et présente des différences d'application substantielles entre les communes. Mais elle est souvent appliquée par différents niveaux d'institution publique et présente des articulations plus ou moins complémentaires. En France, les communes ont un choix limité de possibilités, notamment à cause d'un emboitement des plans depuis le schéma directeur, le schéma de cohérence territoriale, défini par l'agglomération jusqu'au Plan Local d'Urbanisme défini par la commune (Schone, 2010). Aux Etats Unis, la coordination fonctionnelle et spatiale au sein de l'agglomération n'est pas systématique : elle est effectivement à Portland – Oregon, mais n'existe pas sur le comté voisin de Clark – Washington (Kline *et al.*, 2014). Les modèles s'imbriquent et prennent des formes très différentes selon les pays et les municipalités. Certains pays, comme le Royaume Uni, énoncent des objectifs chiffrés à atteindre en termes de consommation d'espace ou de logements à construire, ces objectifs étant parfois des limites réglementaires dont l'usage devrait être étudié. Les schémas d'aménagement, ou les zonages, précisent ces objectifs dans l'espace, et deviennent opérationnels lorsqu'ils s'accompagnent de mesures spécifiques, librement établies par les municipalités à l'intérieur de chaque zone. Certaines imposent un usage restrictif du sol par type d'espace, d'autres limitent la densité par l'application d'un plafond de coefficient d'occupation des sols, et d'autres fixent des conditions minimum d'usage, comme la taille de la parcelle ou des règles de division des terrains. Ces formes de planification n'ont pas un effet homogène sur les usages (Grieson et White, 1981). Une grande diversité règne de façon générale et il est difficile d'identifier des motifs explicatifs dominants à leur mise en place. Le cas échéant, les objectifs restent des annonces politiques sans réelle volonté d'application (Warner et Molotch, 1995).

Une conséquence de la planification restrictive a donné lieu aux « transferts de droit à bâtir», peu utilisés en France mais largement répandus aux Etats-Unis sous le nom de *Tradable Development Rights* (Levinson, 1997 ; Mills, 1980). Il s'agit d'une possibilité d'augmenter la construction sur une parcelle en « achetant » des droits non utilisés sur une autre parcelle. En permettant une répartition optimale des terres et une répartition des gains d'urbanisation, les transferts de droit à bâtir réconcilient l'intérêt général et l'intérêt particulier (Mills, 1980). Le développement de ces droits n'a pas été important en France. L'absence d'un marché suffisant pour fixer des prix cohérents, la rigueur des contraintes législatives et des autorisations préalables pourraient expliquer ce faible intérêt (Lecat, 2006). Ils ont été remplacés avec la loi Alur (n°2014-366 du 24 mars 2014) par des transferts de constructibilité dans les zones à protéger en raison de leurs paysages. Leur usage mérite d'être plus amplement étudié.

Les politiques publiques se mettent en œuvre aussi par des interventions directes, des achats fonciers et des projets de développement qu'elles conçoivent et décident. Au Royaume Uni, les objectifs de construction fixés par les programmes gouvernementaux des pouvoirs publics prennent une consistance en ciblant certains sites prioritaires comme les ceintures vertes ou les sites de renouvellement urbain (Adams *et al.*, 2009).

1.2.2. Le cas des Ceintures vertes ou « *Green Belt* »

Une ceinture verte, ou *Green Belt*, consiste en l'identification d'une zone naturelle que la puissance publique achète dans le but de la protéger en la rendant inconstructible. Ces ceintures vertes existent dans plusieurs pays mais leur application au Royaume Uni est originale puisqu'elles y sont décidées par l'agglomération et imposées aux communes (Schone, 2010). L'objectif britannique affirmé est ambitieux et intégré : il souhaite à la fois limiter l'extension urbaine en favorisant l'implantation dans les zones déjà équipées, réduire l'impact sur les zones agricoles, et éviter les déplacements périphériques en décourageant les implantations isolées en milieu rural (Gelan *et al.*, 2008). Des zones tampons à préserver sont également instaurées aux Pays-Bas (Broitman et Koomen, 2015). Les politiques américaines ou françaises ont des ambitions moins tranchées. Dans le Grand Boston, des mesures restrictives ont été instaurées sur les terres humides dans un but « hygiéniste » de ménager les contraintes d'assainissement (Glaeser et Ward, 2009). Dans la Silicon Valley, des mesures restreignant la construction ont aussi visé à protéger les ressources en eau, puis la flore et les paysages avant de chercher à éviter les nuisances urbaines comme la pollution ou la congestion. Elles ont été accompagnées de servitudes conservatoires et d'achat de terrains à des fins récréatives (Denning *et al.*, 2010). En France, les objectifs de protection des espaces naturels donnent lieu à des restrictions variables et des applications locales diverses (Geniaux et Napoléone, 2011), depuis les Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristiques, qui sont des zones de connaissance sans effet spécifique sur la construction, jusqu'aux zones classées en réserve naturelle et strictement inconstructibles (cf. Partie 3 chapitre 1) . Il peut aussi arriver que certains sites soient acquis par la puissance publique. Ces zones protégées n'excluent pas des limitations de constructibilité instaurées sur des espaces ciblés au sein du plan d'urbanisme (zones ND ou N). Les effets attendus des ceintures vertes portent sur la restriction des constructions et de leur prix (*Restriction effects*), l'amélioration des aménités environnementales sur le site et autour (*Amenity effects*) et des effets de rareté de l'offre par rapport à la demande (*Scarcicty effects*). La vérification de ces effets a été réalisée en France (Geniaux et Napoléone, 2011) et démontre l'effet protecteur d'une zone environnementale stricte et à proximité, tandis que l'attractivité est renforcée à une échelle plus large. Mais en même temps,

l'effet rareté provoque une hausse des prix et modifie la demande de logements en la poussant vers d'autres lieux (Wu *et al.*, 2004).

1.2.3. Le cas du renouvellement urbain : levier de la densité dans les centres urbains

Dans de nombreux pays, la réalisation de grands projets d'initiative publique contribue à l'accompagnement des mesures d'organisation de l'espace. La planification des transports, d'espaces verts à l'intérieur des villes, ou d'autres projets facilitant le bien être local des habitants, vont contribuer à réorganiser les quartiers et l'espace intra-urbain en incitant les constructeurs à concentrer leurs actions sur certains sites et limiter ainsi la diffusion spatiale des projets (Caruso *et al.*, 2015; Heim, 2001). En particulier les projets de rénovation des monuments historiques à Paris ont eu pour effet de renforcer l'attractivité du centre et d'y attirer les populations riches, (Brueckner, 1995; Brueckner *et al.*, 1999). D'autres instruments sont alors mobilisés pour intégrer ces projets dans une dynamique urbaine d'ensemble. Sur les sites du renouvellement urbain, l'exemple britannique à Londres (Adams *et al.*, 2010) et américain à Portland (Kline *et al.*, 2014) montrent l'importance d'une Agence pour coordonner les différents projets, acheter des espaces stratégiques -éventuellement par expropriation - et inciter les partenaires à reconvertir ces terrains. En France les outils contractuels de type ZAC jouent ce rôle pour forcer la reconversion d'espaces stratégiques dans les PLU que le marché privé délaisse (Lecat, 2006). Ils renvoient à l'intervention directe des pouvoirs publics par des achats fonciers, ou la mise en place d'instruments financiers.

Les programmes de rénovation urbaine, comme par exemple le *New Deal for Communities* en Angleterre, adressent plus spécifiquement la question du renouvellement de l'habitat dans les quartiers en difficultés, au même titre que le PNRU et les Zones Urbaines Sensibles en France. Par le biais de subventions ou d'instruments fiscaux, ils visent à attirer des investisseurs ou des entreprises dans ces quartiers afin d'améliorer les conditions socio-économiques des habitants et d'en transformer visiblement l'image (Baumont et Guillain, 2016). L'attractivité retrouvée des villes et de leurs quartiers peut être un levier pour éviter l'étalement.

1.3. Le renouvellement de l'espace urbain en pratique

1.3.1. Les conditions de mise en place des politiques

Une certaine confusion des conditions politiques dans la recherche d'une protection de l'espace

Les besoins et les objectifs ne sont pas perçus de la même façon selon l'échelle géographique sur laquelle le regard politique se porte.

Les grandes villes ont de meilleures capacités administratives d'intervention (Schone, 2010). A l'échelle des grandes agglomérations, la pression migratoire et l'importance des externalités négatives incitent à réguler l'usage de l'espace (Lecat, 2006). L'effet « zoo » qui justifie un seuil de population pour la production de services publics variés explique que les politiques de régulation de l'espace y sont plus intenses (Frère *et al.*, 2011). La concentration d'une grande diversité de population, caractérisée par d'importants écarts de revenus et soumise à de nombreuses pressions sociales et physiques (congestion, chaleur, bruit…) conduit en revanche à des demandes de planification complexes (Lim et Kain, 2016). Dans les villes plus petites, la prise en compte des conditions socio-économiques est rendue plus difficile alors que les politiques publiques se construisent au sein de frontières administratives qui ne coïncident pas avec l'échelle des interactions économiques. Dans tous les cas, les disjonctions entre le territoire des politiques rattachées à des institutions différentes et le territoire des dynamiques économiques, celles du travail et des entreprises, celles de l'habitat et des consommations, sont exacerbées (Gaigne *et al.*, 2016).

Les politiques de régulation de l'usage des sols se heurtent aux objectifs contradictoires entre les politiques publiques. Les intérêts contradictoires entre protection et redéveloppement, tourisme, culture permettent d'échapper aux règles (Heim, 2001 ; Warner et Molotch, 1995). Sur les sites en reconversion, les politiques veulent à la fois reconvertir les friches et préserver la santé humaine, stimuler le développement économique et l'emploi et donner un logement adapté aux populations (Adams *et al.*, 2010 ; Gelan *et al.*, 2008). La politique spatiale elle-même n'est pas unique et continue dans le temps. L'annonce politique n'est pas toujours suivie de mesures opérationnelles (le plan contre le zonage) ; les mesures varient trop souvent, ne permettant pas d'ajustement avec l'évolution des marchés (Kline *et al.*, 2014), lorsqu'ils comparent l'Oregon avec le comté de Clark. Au final, les tendances spontanées des marchés prennent le pas en faisant fi des orientations environnementales.

L'organisation multiple et complexe des institutions publiques conduit à des objectifs éclatés qui ne peuvent que se contredire. Par exemple pour identifier les sites pollués, les niveaux de gouvernement ne travaillent pas suffisamment ensemble : ils raisonnent sur des échelles différentes, utilisent des standards différents qui conduisent à des résultats variables pour un même pays (Adams *et al.*, 2010). Cet éclatement institutionnel des décisions, prises à des échelles spatiales trop étroites (Warner et Molotch, 1995), donne lieu à une concurrence territoriale réglementaire et administrative qui pousse les populations à se saisir des meilleures opportunités au détriment d'une régulation économe de l'espace (Gaigne *et al.*, 2016; Gelan *et al.*, 2008). Pourtant dans le même temps les collectivités locales font preuve d'un certain mimétisme dans leurs orientations pour

la recherche de la densité. Des changements initiés à une échelle fine pouvant dynamiser des évolutions régionales (Broitman et Koomen, 2015), une certaine cohésion peut en résulter (Schone, 2010).

La grande disparité des politiques publiques relevée par la plupart des études rend compte d'un besoin très variable de régulation de l'espace. Elle renvoie également à la construction des politiques elles-mêmes d'autant qu'elles sont décidées dans un contexte institutionnel complexe. Enfin, elle pose la question de la coordination des différents acteurs.

Un déterminisme des conditions territoriales dans l'occupation de l'espace

L'intensité des réglementations doit s'accommoder des conditions locales de l'occupation de l'espace, du niveau initial de développement urbain, et de l'usage antérieur des sols (Broitman et Koomen, 2015 ; Thorson, 1997).

S'agissant de la régulation des usages des sols, la réglementation est soutenue par la présence d'une ressource naturelle en eau ou en forêt, ou lorsque le risque de détérioration environnementale est fort du fait de l'altitude ou de l'inclinaison des terrains. Les besoins varient avec les qualités physiques et les attributs historiques des parcelles ce qui peut limiter l'artificialisation des sols. Ainsi en France les zones protégées ont une probabilité importante de se situer sur le littoral ou en montagne (Geniaux et Napoléone, 2011)). Certaines réglementations n'ont cependant pas de raison d'être, sont inapplicables ou détournées de leur objet. Par exemple, l'inaptitude de certains terrains à la construction limite naturellement leur développement. Denning et al (Denning *et al*., 2010) montrent à l'aide d'une simulation cartographique que, pour ces raisons, les mesures de protection des sols n'ont eu qu'un rôle mineur dans la Silicon Valley. Les conditions locales peuvent également être dissuasives : le découpage parcellaire ne permet pas toujours de construire ou si on construisait l'accroissement du stock de logement resterait minime. La transmission de la propriété sur des petites parcelles peut également être plus laborieuse et les difficultés de remembrement faire blocage (Adams *et al.*, 2010).

La rentabilité comparée des usages du sol oriente aussi le sens des réglementations : à la frontière urbaine, lorsque les sols agricoles de bonne qualité procurent des rendements élevés, les mesures de protection sont plus restrictives (Kline *et al.*, 2014), tandis qu'elles le sont moins lorsque les prix immobiliers augmentent. Au sein des villes, la rentabilité des opérations de requalification des friches industrielles ou de réhabilitation des zones d'habitats sociaux dégradés conditionne également le redéveloppement d'espaces disponibles, notamment par le secteur privé. Si ces espaces disponibles sont situés à proximité de zones attractives, où la demande immobilière est forte, elles seront plus facilement urbanisées (Deng, 2011). Leur enclavement dans des zones peu dynamiques au contraire est un frein aux initiatives privées. Adams *et al.* (2010) illustrent bien cette contradiction : « *une main magique devrait pouvoir mettre plus de sites pollués dans les lieux de marché dynamique* », comme elle devrait pouvoir mettre les quartiers d'habitats dégradés près des zones de ré-embourgeoisement (Adams *et al.*, 2010).

Les acteurs privés semblent alors cibler les meilleures alternatives et un biais dans le choix des sites est donc prévisible. Dans les espaces délaissés par les opérateurs privés, c'est donc aux pouvoirs publics d'assurer le renouvellement urbain. Ce faisant, les politiques recherchent un effet d'amorçage du développement et le rôle moteur de certaines situations permet une démultiplication de l'action publique. L'identification de sites prioritaires répond à cet objectif. Les objectifs de construction sont concentrés sur les espaces du renouvellement urbain en Angleterre (Adams *et al*., 2009), ou des pôles urbains aux Pays-Bas (Broitman et Koomen, 2015). Des dynamiques par « effets de substitution » peuvent également en émerger. Ainsi, en Ecosse, les politiques de restriction de l'urbanisation dans les *Green Belt* sont accompagnées de politiques de densification des espaces urbains, ciblées sur la reconversion des sites pollués (Gelan *et al*., 2008). A Portland (Angel *et al.*, 2012) l'urbanisation est limitée par une « *Urban Growth Boundary*» au sein de laquelle sont prioritaires la revitalisation des centres et le développement des espaces le long des axes de transport.

Les espaces qui offrent des aménités urbaines (nœud de transport, commerces) et sur lesquels la pression de la demande est forte, permettent un effet multiplicateur de l'action publique. Les politiques se concentrent alors sur les pôles urbains, comme les pôles – gares. Lorsque l'attractivité urbaine se combine avec des disponibilités foncières, les politiques ont plus de chance d'infléchir les tendances (Kline *et al*., 2014). De « nouveaux » espaces sont alors recherchés au sein de l'agglomération, par les politiques de renouvellement urbain ou de mobilisation d'espaces vacants. Les espaces vacants qui se sont multipliés dans les *shrinking cities* - villes en déclin, dites « rétrécissantes » - sont ainsi autant d'opportunités en phase de redynamisation (Wolff *et al.*, 2016) et ceci d'autant plus que leurs prix restent faible. Il est important de ne pas laisser trop de logements vacants perdurer ni de terres non redéveloppées à l'abandon, car cela indique un signal de délaissement et peut conduire à terme à dégrader davantage les quartiers considérés. Il est donc recommandé en cas de signe de déclin de certains quartiers ou plus globalement en cas de délaissement de la ville, d'avoir une politique publique proactive qui permettra d'anticiper pour mieux contrebalancer ces phénomènes (Lauf *et al.*, 2016).

Dans d'autres situations, lorsque l'agglomération a atteint un stade de développement générateur de congestion, d'externalités négatives, ou de dés-économies d'échelle dans la délivrance des services publics, les actions des pouvoirs publics trouvent un écho favorable auprès des propriétaires des terrains urbanisés lorsqu'elles permettent d'améliorer leur cadre de vie et la valeur de leurs biens (Engle *et al*., 1992). La réhabilitation de quartiers dégradés accroit la valeur des biens immobiliers dans les quartiers voisins (Edmiston, 2015) notamment pour les opérations d'envergures.

Un assujettissement de la consommation d'espace aux conditions économiques

Si les politiques publiques peuvent modifier le cadre de fonctionnement des marchés, elles ne se substituent pas aux opérateurs. Or, certaines conditions, liées à la complexité ou à la taille des marchés, rendent inopérantes l'intervention des aménageurs et des constructeurs, et les opérations attendues ne se font pas (Farris, 2001 ; Gelan *et al.*, 2008). Les constructeurs sont attirés par la localisation et les aménités locales qui améliorent leur taux de rentabilité interne et réduisent les risques, tandis que les avantages environnementaux et sociaux restent en arrière-plan (Adams *et al.*, 2010 ; Lawless, 2006). En secteur urbain déjà dense, les exigences publiques (en terme de réseaux, de circulation, de qualité du bâti, etc.) sont fortes et la gestion de la complexité pèse sur les coûts. Ces obstacles sont amplifiés sur les friches industrielles par les obstacles administratifs portant sur le besoin d'études environnementales, la recherche de la responsabilité de la dépollution, le respect des normes de dépollution, le difficile accès aux fonds, la durée des projets (BenDor *et al.*, 2011) confirmé par les enquêtes d'Adams *et al.* (Adams *et al*., 2010). Si les pouvoirs publics veulent de plus, maintenir l'habitat social, conserver l'emploi et inciter à la reconversion pour des activités industrielles, les aménageurs ne trouvent pas la rentabilité attendue. Les opérateurs sont aussi dépendants du prix de vente des terrains qui restent élevés si le propriétaire peut attendre des revenus de la mise en location de leur propriété (Park et Yoon, 1994).

Le temps peut avoir un effet contre-productif par rapport aux objectifs visés. En effet, la mise en place des politiques prend du temps, ajoute de l'incertitude et favorise des mécanismes d'anticipation par les agents de la chaine de l'aménagement. Avant l'application des politiques de régulation restrictive, les propriétaires et les aménageurs accélèrent les demandes de permis de construire (Thorson, 1997) passent des conventions avec les pouvoirs publics qui annulent une partie des effets attendus (Warner et Molotch, 1995). Dans les centres, les propriétaires font de la rétention dans l'attente d'une possible densification (Farris, 2001 ; Park and Yoon, 1994), adoptent des comportements spéculatifs (Stanley, 2016) ou anticipent les aides à la reconversion en surenchérissant le prix foncier (Adair *et al.*, 2005). Les travaux empiriques de Mayer et Somerville (Mayer et Somerville, 2000) aux Etats-Unis montrent que les politiques publiques d'accompagnement de la densification sont lourdes en contraintes administratives, allongent les délais et réduisent la construction de 45% en comparaison avec des espaces sans régulation.

A côté de l'augmentation de valeur qui suit généralement les mesures d'incitation à la construction, des surcoûts apparaissent essentiellement supportés par les aménageurs et constructeurs (Adair *et al*., 2005; Adams *et al.*, 2010 ; BenDor *et al.*, 2011). La recherche de l'état des propriétés et des propriétaires est parfois alambiquée et renchérit les coûts d'acquisition. Même lorsque le prix du sol reste bas, la grande taille des emprises est un handicap pour l'aménagement qui doit alors se faire à grande échelle. Les études préalables sont plus exigeantes et réalisées avec un manque d'information sur l'état environnemental des sols. Les frais de démolition, de remise en état des sols et de dépollution s'ajoutent aux coûts de l'aménagement et aux contraintes juridiques et physiques liées (cf. Partie 3). Celui-ci est plus complexe en milieu urbain dense, qui doit compter avec l'intégration dans le tissu existant notamment en termes d'accès routiers et de raccordement des réseaux. Le temps des projets est alors considérablement allongé et génère de nombreuses prises de risques. Les pouvoirs publics peuvent compter avec les aménageurs et les constructeurs sur les marchés dynamiques et les localisations recherchées où les rentabilités économiques sont fortes et les risques commerciaux réduits : par exemple, Frantal *et al.* (Frantál *et al*., 2015) estiment que le taux de reconversion des friches de la ville tchèque de Brno est de 30% à 50% des sites dans les quartiers résidentiels et déjà densément construits, mais il est réduit lorsque la densité de population est faible et l'offre d'espace vert abondante. A l'inverse, les constructeurs ne suivent pas les orientations politiques si les coûts de dépollution sont importants, le site trop grand et par suite trop risqué à commercialiser, ou lorsque les propriétés sont difficiles à acquérir (Adams *et al*., 2010). L'implication des responsables politiques est alors essentielle pour modifier l'ambiance des lieux et stimuler leur attractivité et pour mobiliser les parties prenantes sur le projet.

1.3.2. Les politiques de densification

La reconstruction de la ville sur elle-même interroge les effets des politiques de densification. La ville compacte est promue car elle permet de diminuer l'impact environnemental de l'extensification de l'urbanisation et préserve ainsi l'exploitation de nouvelles terres. Elle vise par ailleurs à diminuer les émissions de GES en réduisant les déplacements. A cette échelle globale, la densification par augmentation des hauteurs de bâtis existants remplit ces objectifs. La densification par remplissage des espaces disponibles (*infill developments*) est associée aux formes de *smart growth*. Elle modifie en revanche l'usage des terres et les fonctions qu'elles assuraient. A une échelle très locale, qui s'oppose à l'échelle globale de la ville compacte, ces deux formes de densification altèrent ou dégradent l'environnement naturel de la ville en modifiant les écosystèmes et les services qu'ils apportent : diminution de l'ensoleillement, création d'îlots de chaleur, altération des aménités associées aux espaces ouverts, etc.

La densification des espaces centraux

Il existe une certaine réticence à l'hyper densification. Les politiques en faveur d'un accroissement de la densité seront difficilement soutenables dans les espaces déjà très denses du fait des coûts élevés de construction face aux perspectives de rentabilité. La perte d'espaces ouverts crée une externalité négative pour les ménages et il est alors préconisé de fixer des densités plafond pour éviter une sur-densification future (Lee et Jou, 2007).

Les préférences des ménages et le vieillissement de la population doivent être de plus en plus prises en compte. Lauf *et al.* (Lauf *et al.*, 2016) montrent, à partir de plusieurs scénarios, que si les ménages développent des préférences pour les aménités urbaines, alors la densification des quartiers centraux est favorisée ce qui réduit l'emprise de l'urbanisation dans les franges urbaines.[10] Un vieillissement de la population à en revanche tendance à limiter ces effets du fait de la préférence des ménages plus âgés pour les petits logements qu'il faut construire dans de plus grandes proportions. La requalification des grands logements existants en plusieurs petits logements permettrait de répondre à ces besoins, d'accroitre la compacité de la ville et de lutter contre le déclin urbain.

Le remplissage des espaces disponibles

La densification urbaine peut se développer par le remplissage d'espaces disponibles ou vacants. La taille, la forme et la localisation sont les principales causes de vacances des terres (Bowman et Pagano, 2000). Mais les mobilités résidentielles y contribuent également. Contrairement aux modèles théoriques qui supposent souvent un marché du logement totalement fluide, elles s'accompagnent de temps de vacance des logements. Ainsi les mobilités résidentielles des centres urbains vers les périphéries accroissent le stock de logements vacants tout en augmentant l'artificialisation des sols dans les franges urbaines. L'étude de Newman *et al.* (Newman *et al.*, 2016) sur 40 villes américaines montre effectivement cette tendance : les stocks d'espaces vacants sont plus élevés dans les villes qui peuvent s'étaler le plus. La croissance urbaine ne se fait pas par densification. Ce phénomène est accentué par les conditions socio-économiques : des taux de chômage élevés ou une part importante de population blanche. Les pratiques spéculatives freinent également les actions, publiques et privées, en faveur du redéveloppement des espaces vacants (Stanley, 2016).

Si les politiques urbaines sont rarement en cause dans l'accroissement des espaces vacants (Bowman et Pagano, 2000), il convient en revanche de pratiquer des politiques incitatives à leur réappropriation. L'accroissement des espaces vacants est en effet une caractéristique forte des « *shrinking cities* » (McConnell et Wiley, 2012). Ils constituent des réservoirs importants de terres à re-développer et permettent la mise en place de politiques de revitalisation des quartiers délaissés. Le développement de nouvelles constructions permet aussi d'inclure les nouvelles normes en matière environnementale et de performance énergétique.

Cependant, les conditions de mobilisation de ces espaces restent aléatoires ou complexes. L'identification des possibilités que de tels espaces proposent tient d'abord à leur état puis à leur localisation dans un contexte qui permet un nouvel usage. Ensuite les conditions de faisabilité économiques sont posées. Que l'on soit Nimby -*not in my backyard*- ou Yimby -*yes in my backyard*- (Lake, 1993) les freins les plus forts sont relatifs à la taille des parcelles et à leurs formes (Farris, 2001). Les espaces vacants, de petites tailles, ne permettent pas le développement de projets compatibles avec les prétentions des propriétaires vendeurs et les niveaux de prix des nouveaux usages. L'assemblage des espaces vacants, interstitiels, de petites tailles nécessite des politiques incitatives permettant aux propriétaires de coopérer, en accordant des capacités de densification plus fortes dans les espaces ciblés (Shoup, 2008).

Le remplissage des espaces vacants pose la question du type d'usage. En effet des valeurs positives et négatives leur sont attribuées (Bowman et Pagano, 2000). Dès lors qu'un nouvel usage remplace une externalité négative – celle associée par exemple au espaces nommés « *dead space* » ou TOADS (*Temporarily Obsolete, Abandoned*, or *Derelict Sites*, Greenberg, Popper, and West 1990 cité par Bowman et Pagano (Bowman et Pagano, 2000) associés à du bâtit dégradé, à des friches industrielles, végétales, etc.- il convient de le réhabiliter. La reconstruction ou l'usage vert sont deux options qui toutes les deux feront disparaitre l'impact négatif, mais dont les effets propres sont ambigus. En effet, des valeurs positives sont associées aux espaces ouverts, naturels, chemins… qui offrent un potentiel non seulement de nature mais aussi culturel et récréatif aux habitants des villes. En revanche, des valeurs négatives peuvent être associées à la densité de bâtis nouvellement créés. Les études empiriques demandent à être développées pour apprécier la balance entre ces deux effets qui agissent à une échelle très locale et nécessitent donc des données spatiales très désagrégées. Si un intérêt en termes de préservation des écosystèmes faunistiques et floristiques reste important, des usages complémentaires sont recherchés tels le développement de chemins et, d'une manière générale, interrogent la valeur attribuée aux usages piétonniers dans les espaces urbains. Les études empiriques montrent que cette valeur dépend fortement de la densité au sein des villes. On peut ainsi supposer que dans les espaces très denses, les usages piétonniers sont déjà parties prenantes des modes de déplacements : la densité valorise les valeurs immobilières d'autant plus que les rues sont commerçantes et accessibles aux piétons (Sohn *et al.*, 2012). En revanche, dans les espaces moins denses, occupés par des maisons souvent à usage locatif, le développement d'infrastructures piétonnières valorise les valeurs immobilières (Sohn *et al.*, 2012). La prise en compte du développement d'infrastructures piétonnières sur les espaces à requalifier est enfin un sujet encore peu étudié (Park et Sohn, 2013). Frazier and Bagchi-Sen (Frazier et Bagchi-Sen, 2015) préconisent d'anticiper les situations en identifiant parmi les terrains qui deviendraient vacants, suite à la démolition des constructions existantes, ceux qui permettraient de créer des réseaux d'espaces de déplacements améliorant la qualité de vie des résidents.

[10] Broitman et Koomen Broitman, D.; Koomen, E., 2015. Residential density change: Densification and urban expansion. *Computers Environment and Urban Systems*, 54: 32-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2015.05.006 corroborent ce résultat pour les Pays Bas : développer les aménités urbaines favorise la densification des espaces centraux tandis que la préservation des aménités vertes tend à la limiter.

Prendre en compte le bien-être des habitants s'avère être un levier important permettant de limiter l'augmentation des espaces vacants en milieu urbain. La qualité de l'habitat et de son environnement social et économique crée des externalités positives qui favorisent le maintien des populations dans les centres urbains et les incitent à préserver également cette qualité en réalisant les investissements nécessaires dans leurs habitations (Wang, 2016).

L'acceptabilité de la densité

Les populations résidentes ont des demandes de politiques de régulation adaptées à leur sensibilité, à leur expérience urbaine et à leur perception de la qualité urbaine. Dans les villes qui, comme Leipzig, se développent après une période de décroissance, l'arrivée massive d'une population jeune aux ressources peu élevées oriente la demande en logements abordables et en espaces verts de proximité (Wolff *et al.*, 2016). La forte popularité des politiques de régulation est ainsi expliquée par l'expérience et l'attitude environnementale de la population locale en Finlande (Kytta *et al.*, 2013) et aux Pays–Bas (Broitman et Koomen, 2015). Elle est aussi mise en évidence au Royaume Uni, par comparaison avec les Etats-Unis (Adams *et al.*, 2010). Des groupes de pressions ou la culture des planificateurs, peuvent relayer ces attitudes environnementales auprès des politiques.

La réaction de la population locale reste une des contraintes fortes aux politiques en faveur de la densité. Les habitants ont tendance à résister à la densification qu'ils perçoivent comme une dégradation de l'ambiance (bruit, espaces verts), l'apparence (propreté, prix), la fonctionnalité (congestion) et la sociabilité des lieux (sécurité) (Kytta *et al.*, 2013). Elle modifie également visuellement l'environnement urbain. La transformation sociale des espaces induite par le renouvellement urbain et la hausse des prix peut poser des problèmes. Pour limiter les réticences, la qualité architecturale et les propriétés écologiques du bâti (toits verts, murs végétalisés …) doivent être privilégiées (Artmann et Breuste, 2015).

L'acceptation de la densité au vue de ses effets sur l'amélioration des conditions de vie des ménages et de leur bien-être (Jaeger, 2013) peut être intégrée dans la conception des politiques (Sander, 2016) et inclure des éléments d'information (Kytta *et al.*, 2013). Le recours à la visualisation en 3D permet de rendre compte du futur visage des quartiers (Virtanen *et al.*, 2015). Les travaux de prospectives s'appuyant sur des modélisations dynamiques d'évolution des villes peuvent également être plus systématiquement utilisés pour apprécier les transformations impliquées par des opérations d'aménagements (Viguie *et al.*, 2014) ou pour tenir compte de l'évolution des préférences des individus (Broitman et Koomen, 2015).

1.4. Conclusion

Synthèses des résultats majeurs

Les travaux sur les dynamiques foncières et immobilières démontrent des mécanismes de préférence de localisation des ménages qui incitent à la densification dans les centres tandis que d'autres orientent vers les lieux naturels et les aménités environnementales en périphérie. Ces pressions sur l'espace jouent de façon conjointe mais différenciée selon le profil socio-économique des ménages qui cherchent à s'implanter sur les lieux et ceux déjà présents et dominants dans les quartiers. Elles jouent aussi de façon cyclique selon la qualité de l'offre résidentielle et de ses transformations. Les politiques cherchant à réguler l'espace et limiter la consommation de terres naturelles sont donc face à une grande complexité qu'elles appréhendent avec des instruments anciens et multiples, dont l'usage varie dans l'espace dans la mesure où ils relèvent le plus souvent de l'échelon local des décisions publiques. La combinaison des outils vise souvent quelques territoires cibles, lieux particulièrement exposés, ou sensibles, ou propices aux projets démonstrateurs visant à amorcer des tendances. Les effets environnementaux paraissent contrastés et souvent contradictoires. Les bons résultats constatés dans un espace et un temps donné provoquent souvent des anticipations ou des réactions en chaine sur les acteurs et les marchés qui peuvent concourir à des effets opposés.

Limites et identification des besoins de recherche

Les travaux abordant les questions spatiales peinent à croiser toutes les dimensions impliquées. Il reste des investigations à faire pour dépasser le champ d'application d'une action politique isolée et caractériser les effets de chaine dans l'espace afin de rendre compte des avantages globaux des actions développées. La lecture des dynamiques foncières et immobilières semble poser l'hypothèse que la solution environnementale ne peut pas être trouvée en fragmentant les politiques sur les espaces mais en associant les avantages pour les populations de l'espace bâti et de l'espace naturel. Les travaux doivent se tourner vers l'analyse de ces complémentarités, entre espaces publics ou collectifs et espaces privés bâtis, et rechercher des actions politiques qui visent à la réconciliation spatiale des deux dimensions de la consommation d'espace. L'évaluation économique des effets des politiques de densification et de réhabilitation des espaces vacants doit être systématisée comme c'est le cas pour les politiques de rénovation des quartiers défavorisés (Baumont et Guillain, 2016).

Leviers d'action

Deux leviers d'action sont proposés par la littérature. Le premier porte sur l'identification d'espaces prioritaires pour les politiques de préservation de l'espace naturel, tandis que le second souligne les moyens d'application des politiques pour arriver à leur fin.

Certains espaces paraissent comporter des ressources pour abonder les objectifs politiques. C'est le cas des espaces interstitiels de la ville qui paraissent concilier les attentes des populations et celles des politiques. Certains sont déjà construits et encore vacants tandis que d'autres comportent des potentiels de construction. Des investigations spécifiques peuvent permettre d'identifier la façon dont leur mobilisation peut répondre aux contraintes économiques (les coûts d'aménagement), juridiques (les normes de planification), aux contraintes sociétales (acceptabilité sociale des propriétaires et du voisinage), dans un contexte de transition énergétique et écologique. Ces opérations doivent mobiliser des moyens originaux et encore sous utilisés : la sensibilisation et l'information des populations à l'aide d'outils de communication et de participation, la présence d'intermédiaires qui mettent les partenaires en relation et le développement d'études prospectives. Enfin, une mise en cohérence ou en complémentarité des objectifs et stratégies dans les instances de gouvernance des politiques et des projets semblent être un préalable à organiser.

Contribution aux « questions transversales » de l'expertise

Trois questions ont été posées par les groupes de travail : (1) la mise en balance des effets positifs et négatifs de l'artificialisation des sols, (2) sa réversibilité, et (3) les formes urbaines. L'étude des dynamiques foncières et immobilières permet de souligner le point de vue des populations. Les réactions sur les marchés fonciers des politiques de densité ou de préservation des espaces naturels provoquent, à leur tour, des effets en termes d'occupation de l'espace. L'approche par l'acceptabilité des ménages est un élément fort à ménager dans la compréhension des politiques publiques. Néanmoins les études insistent sur le caractère évolutif des espaces urbains et naturels. Compte tenu des temps nécessaires aux populations pour démystifier les lieux et réinvestir sur de nouvelles bases, les perspectives de réversibilité ne doivent pas être sous-évaluées. L'impact de la transition énergétique est certainement ici le défi principal. La question se pose en termes de coûts (combien) de gouvernance (qui) et de temporalité (à quelles échéances). Finalement, l'analyse ne permet pas de répondre à la question de l'articulation centre/périphérie. Elle tend à poser la question en termes différents, de réconciliation entre la grande échelle, l'agglomération, et la petite échelle, sur les quartiers. Les enjeux sont différents mais se répondent. Les politiques publiques peuvent trouver de meilleures articulations entre les souhaits des agents économiques au quotidien sur les quartiers et des réponses à la préservation du cadre de vie dans un fonctionnement efficace de l'agglomération.

2. Les dynamiques foncières et immobilières de la couronne périurbaine déterminent la construction sur de nouvelles terres

Auteurs : Thomas Coisnon et Walid Oueslati

La construction sur de nouvelles terres en milieu périurbain peut prendre des formes variées. Une caractéristique remarquable de ces formes est la fragmentation du tissu urbain. Cela peut prendre la forme d'unités urbaines plus ou moins éloignées les unes des autres et séparées par des espaces naturels ou agricoles. Certes, les caractéristiques géographiques, comme la présence d'artefacts physiques (montagnes ou surfaces en eaux), jouent un rôle déterminant dans cette discontinuité urbaine (Saiz, 2010), mais d'autres facteurs économiques, sociologiques et politiques sont aussi à l'œuvre pour configurer les formes urbaines que nous observons dans différentes régions du monde. L'objectif de ce chapitre est d'identifier les déterminants de la construction immobilière en milieu périurbain et leurs impacts sur les formes d'urbanisation engendrées.

Dans la théorie de la Nouvelle Économie Urbaine, le modèle classique de la ville monocentrique prédit que l'expansion spatiale de la ville repose avant tout sur la dynamique démographique, l'augmentation des revenus et la baisse des coûts de transport, dont la combinaison permet à la population d'envisager l'accession à la propriété à une distance plus ou moins éloignée de la ville-centre. Des études empiriques récentes confirment l'importance de ces trois facteurs pour expliquer la croissance des villes américaines (Carruthers *et al.*, 2012 ; Jaeger, 2013; Paulsen, 2012) et européennes (Oueslati *et al.*). D'autres facteurs ayant un rôle significatif dans la croissance périurbaine des villes ont été mis en évidence dans la littérature : localisation de l'emploi, des services publics ou encore cadre de vie. L'ensemble de ces facteurs agissent sur les choix de localisation résidentielle des ménages, avec un impact direct sur la décision de construire sur des terres nouvelles. La décision de convertir les terres revient cependant au propriétaire foncier dont le comportement sera alors déterminant. Par ailleurs, les formes d'urbanisation en milieu périurbain sont influencées par les politiques publiques mises en place sur les territoires concernés, telles que les politiques de transport ou les politiques de zonage.

Dans la suite de ce chapitre, nous détaillons les mécanismes reliant l'ensemble des déterminants identifiés dans la littérature scientifique aux différentes formes d'urbanisation en milieu périurbain. La section a présente la variabilité des formes d'urbanisation en milieu périurbain. La section b présente les déterminants liés aux comportements de localisation des

ménages. La section c se focalise sur les décisions des propriétaires fonciers. Enfin, la section d souligne le rôle des politiques publiques.

2.1. Des formes de développement variées en milieu périurbain

Le développement des constructions immobilières en milieu périurbain peut prendre des formes variées (Antrop, 2004 ; Ewing, 1994 ; Gober et Burns, 2002; Tabourin, 1995). La forme urbaine classique, proche de la vision théorique de la ville monocentrique, consiste en une expansion plus ou moins régulière du centre urbain sur l'espace immédiatement environnant, avec une organisation en cercles concentriques caractérisés par un gradient de densité de construction décroissant avec la distance au centre. Suivant les cas, ce développement continu de densité décroissante peut prendre des formes particulières telles qu'une extension spatiale le long d'un axe ou en étoile. Toutefois, il est fréquent d'observer des dynamiques de construction immobilière non-continue par rapport à l'espace urbain : c'est le cas du développement périurbain fragmenté et disjoint. On parle de mitage de l'espace lorsque les constructions immobilières émergent à des distances plus ou moins éloignées de la ville, en laissant des enclaves agricoles ou naturelles. A l'inverse, on peut observer l'enclavement de petites villes denses ou bourgs existants au sein d'un espace périurbain majoritairement agricole ou forestier. Le développement fragmenté peut avoir lieu sur toute la périphérie de la ville, de manière satellitaire (regroupement localisé de lots fragmentés), dispersée (distribution diffuse des constructions dans l'espace) ou encore en bandes construites disjointes les unes des autres.

Ces différentes configurations spatiales peuvent s'observer à l'échelle de l'aire urbaine, mais également à l'échelle plus locale des communes elles-mêmes sous influence d'une ville-centre. Chaque espace ou sous-espace périurbain est caractérisé par différents niveaux de densité de construction, occupations du sol et activités économiques. Bien que les frontières des municipalités soient établies sur une base purement administrative, celles des zones urbaines nécessitent d'être définies sur une base fonctionnelle qui reflétant la réalité économique d'un territoire urbain. Dans un effort d'harmonisation, l'Union Européenne et l'OCDE ont entrepris un effort de définition des zones urbaines comme unités économiques fonctionnelles. Ainsi l'aire urbaine consiste en un ensemble de municipalités très densément peuplées (centre urbains) auxquelles s'ajoutent les municipalités adjacentes qui présentent une intégration économique forte, mesurée notamment par l'importance des trajets domicile-travail avec le centre urbain. Cette définition permet une comparabilité à l'échelle internationale des aires urbaines et de donner un sens économique aux unités urbaines tel que nous l'observons à travers le monde (OECD).

Pour prendre en compte la complexité de cette dynamique, des indicateurs de dynamique d'urbanisation sont proposés, incluant généralement des mesures spatialisées de la densité de population (Mieszkowski et Mills, 1993), la densité résidentielle et le degré de fragmentation du bâti (Carrión-Flores et Irwin, 2004; Ewing *et al.*, 2002) ou encore la distribution des emplois (Carruthers et Ulfarsson, 2003). Galster et *al.* (2001) proposent un classement des villes américaines selon leur niveau d'étalement urbain en combinant huit dimensions spécifiques incluant la densité du bâti, la continuité, le degré de concentration ou le niveau de mixité des occupations du sol. Au-delà de la densité de population, la mesure de la fragmentation du tissu urbain permet aussi de caractériser la forme urbaine. Dans sa forme la plus simple, la fragmentation est mesurée par le nombre des parcelles de terres construites rapporté à la surface totale urbanisée (Oueslati *et al.*, 2015) ou à la population totale (Arribas-Bel *et al*., 2011)**.** D'autres mesures considèrent la taille moyennes de parcelles construites (Frenkel et Ashkenazi, 2008; Solon, 2009) ou le degré d'ouverture, mesuré par la quantité des terres non-urbanisées entourant des surfaces urbanisées (Burchfield *et al.*, 2006).

Dans le rapport de l'Agence Européenne de l'Environnement (2016), les auteurs définissent un indicateur de « prolifération urbaine pondérée » exprimé en unités de pénétration urbaine (UPU) par unité de surface et regroupant trois dimensions : la dispersion du bâti, le pourcentage de bâti dans la zone étudiée et la surface utilisée par les résidents et entreprises. À l'échelle européenne, on observe une prolifération urbaine très variable en fonction des pays : plus de 6 UPU/m^2 aux Pays-Bas et en Belgique (entre 1 et 3% d'augmentation entre 2006 et 2009) à moins de 0,5 UPU/m^2 en Suède et en Norvège (plus de 17% d'augmentation entre 2006 et 2009). La France (2,26 UPU/m^2, 2,9% d'augmentation entre 2006 et 2009) se situe légèrement au-dessus de la moyenne européenne, à des niveaux comparables à l'Italie ou au Portugal. À l'échelle nationale, on observe une prolifération urbaine particulièrement prononcée en Ile-de-France, dans l'Ouest (Bretagne et Pays de la Loire), le Nord et le Sud-Est (Rhône-Alpes et PACA), les taux les plus faibles concernant les anciennes régions du Limousin et de la Champagne-Ardenne. Cette répartition s'explique par des taux de dispersion du bâti plus élevés dans la moitié Sud et en Bretagne ainsi que des parts de surface bâtie plus importante en Ile-de-France et Bretagne.

2.2. Les comportements des ménages influencent la localisation et la forme des constructions en milieu périurbain

Historiquement, l'augmentation de la taille des villes et l'expansion spatiale des nouvelles constructions sont d'abord liées à l'augmentation de la population. Ainsi, la croissance démographique est un déterminant majeur de la construction sur de nouvelles terres en milieu périurbain. Grekousis et Mountrakis (2015) montrent la relation linéaire positive aux Etats-Unis entre le niveau de population d'un *county* et le foncier bâti, indépendamment de la population initiale. Les changements démographiques tels que l'évolution de la répartition des classes d'âge ou l'augmentation plus forte du nombre de ménages

que du nombre d'habitants ne sont pas neutres par rapport aux formes de développement périurbain. Dans le cas européen, Lauf et *al.* (2016) montrent à travers l'exemple de Berlin que le vieillissement de la population et l'augmentation des ménages de petite taille favorisent le développement accru et fragmenté des constructions dans le périurbain proche de la ville, tout en diminuant les constructions dans la ville dense et dans le périurbain plus éloigné. Les premières couronnes périurbaines jouent donc un rôle tampon dans le développement spatial de la ville.

La décision des ménages de se localiser en zone périurbaine dépend étroitement de leur budget, et donc de manière générale, du niveau de revenu. Théoriquement, des revenus plus élevés impliquent un choix de localisation résidentielle plus éloignée de la ville dès lors que l'élasticité du revenu par rapport à la consommation foncière est plus élevée que l'élasticité par rapport aux coûts de transports (Glaeser *et al.*, 2008; Hartwick *et al*., 1976 ; Kovacs et Larson, 2007 ; Wheaton, 1977). Ainsi, une augmentation continue des revenus a un impact positif significatif sur les constructions nouvelles périurbaines (Burchfield *et al.*, 2006 ; Margo, 1992 ; Paulsen, 2012) et entraîne du développement périurbain de faible densité (Anas et Kim, 1992). En plus d'un impact direct positif sur la consommation de terrain résidentiel, des revenus plus élevés permettent aux ménages d'assumer des frais de transports plus importants et sont associés à l'avènement de la voiture individuelle, impliquant des consentements à payer plus élevés pour des localisations résidentielles éloignées de la ville (Brueckner et Fansler, 1983 ; Glaeser et Kahn, 2004). Enfin, une plus grande variabilité des revenus implique de l'hétérogénéité spatiale dans les consentements à payer pour de l'espace résidentiel, ainsi qu'un développement périurbain davantage étendu et fragmenté que lorsque la distribution des revenus est homogène (Huang *et al.*, 2013). L'hétérogénéité des revenus des ménages pose par ailleurs la question des phénomènes de ségrégation sociale dans l'espace urbain, traitée dans les chapitres 6 et 7.

La motivation des ménages à se localiser en périphérie des villes est enfin liée aux préférences en termes de cadre de vie et d'aménités, déjà soulignées dans la section 1. Ce cadre de vie peut être apprécié au travers de différentes caractéristiques : d'un côté, perception du voisinage, occupation des terres alentour, qualité paysagère et aménités naturelles, accessibilité aux services publics. D'un autre côté pollution, nuisances urbaines ou criminalité. L'impact significatif des externalités de voisinage sur la conversion des terres à l'usage résidentiel a été démontré de manière empirique (Carrión-Flores et Irwin, 2004 ; Irwin et Bockstael, 2002 ; Kytta *et al.*, 2013).

L'émergence de bâti sur une parcelle peut avoir des effets contrastés sur la probabilité de construction des parcelles voisines. On peut en effet observer des effets positifs de *spill-over* suggérant que les nouvelles constructions émergent à proximité des constructions déjà existantes, qu'elles soient à usage résidentiel ou commercial (Carrión-Flores et Irwin, 2004). L'explication de ce mécanisme réside dans les forces d'agglomération (plus précisément présentées dans le chapitre 4) qui régissent les choix de localisation des ménages ou des entreprises : proximité de la main d'œuvre, des facteurs de production et des marchés pour les entreprises, proximité des services publics et du lien social pour les ménages (Zellner *et al.*, 2010).

Cette tendance à l'agglomération est cependant nuancée par un effet potentiellement négatif de la construction d'une parcelle sur le développement des parcelles voisines, expliqué par les préférences des ménages périurbains pour une congestion spatiale plus faible et des espaces ouverts non construits. Une nouvelle construction périurbaine représente ainsi une externalité de voisinage négative, dont le coût est supporté par les résidents déjà présents, à une échelle très localisée. Il en résulte des stratégies de blocage et d'opposition de la part des résidents, conduisant à des formes d'urbanisation plus fragmentées et caractérisées par des constructions de faible densité (Charmes, 2011 ; Cinyabuguma et McConnell, 2013; Gordon et Richardson, 1997 ; Irwin et Bockstael, 2002).

Finalement, l'importance relative entre ces forces d'agglomération et de dispersion influençant les comportements des agents peut conduire à des formes de développement périurbain plus ou moins denses et affecter le niveau d'utilité des résidents (Caruso, 2005 ; Zellner *et al*., 2010).

Le milieu périurbain étant caractérisé par un usage mixte de l'espace, des externalités de voisinage peuvent également être générées par d'autres occupations du sol, notamment l'usage agricole ou forestier. Ainsi, des études montrent comment l'hétérogénéité spatiale des activités agricoles peut induire des formes d'urbanisation fragmentées dans l'espace périurbain, à travers des différences de productivité des sols agricoles (Magliocca *et al*., 2015) ou à travers la variabilité spatiale des paysages engendrés par différents types de production (Cavailhes *et al.*, 2004 ; Coisnon *et al.*, 2014b).

L'émergence de nouvelles constructions immobilières en milieu périurbain est largement influencée par la localisation des aménités paysagères et naturelles, valorisées positivement par les ménages pour le cadre de vie agréable qu'elles génèrent ou l'usage récréatif qu'elles permettent. Ainsi, de nombreuses études empiriques mettent en évidence le pouvoir attractif des aménités exogènes telles que les *open spaces* (Bates et Santerre, 2001 ; Irwin et Bockstael, 2004 ; Kovacs et Larson, 2007; Vogt et Marans, 2004 ; Wu *et al*., 2004), les parcs et jardins (Krekel *et al*., 2016) ou encore les littoraux (Irwin et Bockstael, 2004 ; Jaeger, 2013 ; Le Berre *et al.*, 2016 ; Robert, 2016) sur les formes d'urbanisation autour des villes.

Le mécanisme associé s'explique par la présence d'un élément paysager ou naturel introduisant de l'hétérogénéité spatiale et valorisé par les ménages. Les consentements à payer des individus sont impactés positivement car l'éloignement de la ville est compensé par un cadre de vie plus attractif. On observe ainsi le développement de nouveau bâti de manière fragmentée, à des distances plus ou moins éloignées du centre urbain, suivant la distribution spatiale de ces aménités (Wu et Plantinga, 2003). Le mitage de l'espace est d'autant plus prononcé que l'effet attractif des aménités exogènes est généralement très localisé et non linéaire avec la distance (Irwin et Bockstael, 2004 ; Krekel *et al*., 2016). Dans le cas de la localisation des espaces verts, Lee et Fujita (1997) montrent que, dès lors que les services esthétiques ou récréatifs générés par une ceinture verte accessible à tous diminuent avec la distance, le mitage de l'espace de part et d'autres de la ceinture peut constituer une

configuration spatiale optimale. De la même manière, Turner (2005) montre qu'une politique visant à bâtir les espaces vacants résultant d'un développement fragmenté n'a pas nécessairement d'effet positif sur le bien-être global. Parallèlement, l'implantation d'*open spaces* est davantage susceptible d'améliorer le bien-être dans un espace densément peuplé que dans une zone faiblement urbanisée.

Cependant, une forte attractivité des aménités paysagères peut conduire à des dynamiques de construction importantes, il est alors possible que leur qualité environnementale, paysagère ou récréative en soit affectée en retour (Vimal *et al.*, 2012). Ainsi, en endogénéisant le niveau d'aménités généré par ces espaces naturels, plusieurs travaux montrent l'existence de configurations spatiales équilibrées par un arbitrage entre la quantité de bâti et la qualité environnementale d'un lieu (Coisnon *et al.*, 2014c ; Wu et Irwin, 2008 ; Wu, 2006).

On peut enfin distinguer les aménités vertes « extérieures » (jardins publics, parcs, paysages générés par les jardins voisins) des aménités vertes « privées » (jardin individuel). Bien que ces deux types d'aménités répondent à une demande similaire en termes de verdissement du cadre de vie, les attentes et usages correspondants se différencient sur certains points : le jardin privé offre la possibilité de jardiner et d'être à l'extérieur tout en conservant le confort de l'intimité, tandis que l'espace vert public contribue à la qualité de vie du voisinage, aux possibilités d'interactions sociales et d'activités récréatives de plein air (Coolen et Meesters, 2012). Néanmoins, les préférences des ménages et la distribution spatiale de la valeur du foncier, influencée par la localisation des aménités vertes, induit un effet de substituabilité entre le vert « extérieur » et le vert « privé » : toutes choses égales par ailleurs, plus l'espace est riche en aménités extérieures, plus il est économe en jardins privés (Barbosa *et al.*, 2007).

Il est intéressant de croiser les effets de la distribution spatiale des aménités avec les effets liés aux revenus. La sensibilité des ménages aux aménités paysagères est en effet très dépendante de leur niveau de revenu (Brueckner *et al.*, 1999). Une hausse du niveau de revenu conduit à une augmentation de la demande en *open spaces* (Bates et Santerre, 2001). La corrélation entre le niveau d'aménités et le revenu des ménages dépend plus précisément du poids relatif entre l'élasticité du revenu par rapport à la valeur marginale de l'aménité et l'élasticité du revenu par rapport à la demande en espace résidentiel (Diamond, 1980). Si la demande d'aménités naturelles est plus sensible au revenu que la demande d'espace résidentiel, les ménages plus aisés auront tendance à se localiser au plus près des aménités, laissant les ménages plus modestes dans la ville-centre (Kovacs et Larson, 2007). Dans le cas des villes européennes, le maintien des ménages aisés dans le centre-ville peut ainsi s'expliquer par une valorisation forte de ces ménages envers les aménités historiques et architecturales des centres urbains européens (Brueckner *et al.*, 1999).

Enfin, si les ménages valorisent l'environnement paysager et récréatif dans leur choix de localisation résidentielle, d'autres biens publics peuvent avoir une influence sur la localisation des nouvelles constructions périurbaines. En effet, la distribution spatiale des services publics peut contribuer à orienter les formes d'urbanisation, notamment la localisation des écoles (Bayoh *et al.*, 2006; Vogt et Marans, 2004), la proximité des infrastructures de transport réduisant les coûts de transport supportés par les ménages (An *et al.*, 2011 ; Auch *et al.*, 2012 ; European Environment Agency, 2016) ou encore l'accès à des réseaux d'assainissement des eaux diminuant les coûts de conversion en terrain constructible (Irwin *et al.*, 2009; Irwin et Bockstael, 2004). De manière plus générale, les coûts associés à la conversion d'une terre naturelle ou agricole en terrain à bâtir sont directement liés à la probabilité de conversion elle-même, c'est l'objet de la partie suivante.

2.3. L'impact des décisions des propriétaires fonciers sur les modalités de l'offre immobilière en milieu périurbain

Le choix d'un propriétaire foncier de construire dans le milieu périurbain est étroitement lié aux comportements des ménages dans la mesure où le fonctionnement du marché immobilier incite les promoteurs à construire dans des zones où les ménages souhaitent se localiser. Ainsi, l'offre de nouvelles constructions immobilières en milieu périurbain dépend à long terme de facteurs démographiques, économiques et socio-culturels (Gallent, 2009). Toutefois, certaines caractéristiques spécifiques des propriétaires fonciers peuvent avoir un impact significatif sur la localisation et la forme des constructions nouvelles. Dans la littérature, les modèles dynamiques de développement urbain s'intéressent ainsi aux facteurs expliquant la décision d'un propriétaire foncier de convertir une parcelle initialement à l'état agricole ou naturel en un terrain bâti.

Le prix du foncier non bâti dans l'espace périurbain est régulièrement donné comme la capitalisation d'au moins trois composantes : la valeur de la terre agricole ou forestière, le coût de la conversion, et les rentes futures attendues, comprenant la valeur de l'accessibilité à la ville-centre. Dans un contexte d'information parfaite, les propriétaires fonciers vont alors choisir le moment optimal de conversion de leur parcelle de manière à maximiser leur bénéfice net attendu. La décision de construire a lieu dès lors que les rentes attendues pour un usage urbain sont supérieures à la rente agricole additionnée des coûts de conversion (Capozza et Helsley, 1990). Ainsi, une meilleure productivité agricole ou des coûts de conversion plus élevés ont a priori tendance à retarder le moment de la construction (Brueckner, 2000 ; Irwin et Bockstael, 2002 ; Magliocca *et al.*, 2015). A l'inverse, de fortes attentes en termes de rentes urbaines vont davantage inciter les propriétaires fonciers à construire.

L'impact positif d'une baisse des coûts de conversion sur la probabilité de construire est intuitif. Il favorise par ailleurs la continuité du bâti, car il est plus simple et moins coûteux de raccorder de nouvelles constructions aux réseaux d'assainissement et de transport déjà existants (Carrión-Flores et Irwin, 2004 ; Irwin et Bockstael, 2004 ; Newburn et Berck,

2011). De manière moins évidente, la bonne qualité agronomique d'un sol, bien qu'elle constitue théoriquement un facteur limitant la conversion, peut en réalité être associée à une conversion accélérée des parcelles puisque les terrains de bonne qualité agricole sont souvent ceux qui sont le moins coûteux à convertir de par la profondeur du sol, l'absence de pente ou encore leur localisation historique à proximité de la ville (Carrión-Flores et Irwin, 2004). Enfin, toujours en termes de coûts de conversion, il est souvent plus intéressant de construire sur les terres agricoles ou naturelles proches de la ville que de réhabiliter et reconstruire sur des friches urbaines déjà existantes (Gelan *et al.*, 2008). La minimisation des coûts de conversion incite donc les propriétaires à construire à proximité du bâti existant, sur des terres initialement agricoles ou naturelles, induisant une extension continue des constructions résidentielles périurbaines.

Mais les comportements stratégiques des propriétaires fonciers peuvent également conduire à des formes de développement périurbain fragmentées. Le mitage de l'espace périurbain peut notamment être attribué aux comportements spéculatifs des constructeurs, basés sur des perspectives de gains capitalistiques futurs. En l'absence de régulation du marché immobilier, les constructeurs peuvent en effet être amenés à contrôler le rythme de développement des nouvelles constructions périurbaines dans le but de limiter l'offre dans le temps et de maintenir leurs perspectives de rentes urbaines à des niveaux plus élevés (Archer, 1973 ; Evans, 2008 ; Mills, 1981 ; Stanley, 2016). Ce comportement peut limiter l'émergence de constructions nouvelles adjacentes au bâti existant (Evans, 2008 ; Stanley, 2016) et incite par ailleurs les propriétaires à acquérir des terres éloignées du bâti existant, éventuellement caractérisées par des coûts de conversion plus élevés, mais à des prix plus faibles que les parcelles avoisinant les zones déjà bâties et avec des perspectives de gains futurs (Heim, 2001).

Dès lors, la décision de construire est également dépendante de la perception du risque par le propriétaire foncier. L'incertitude sur la variabilité des rentes attendues ou, de manière plus générale, du contexte économique à venir, peut retarder la date de conversion d'une parcelle et conduire à la capitalisation d'une valeur d'option dans le prix de la terre. C'est plus particulièrement le caractère irréversible de l'opération qui retarde la date de conversion (Capozza et Helsley, 1990). L'incertitude peut également se traduire par des choix de construire plus densément (Capozza et Li, 1994) et engendrer ainsi des formes de développement périurbain plus compactes (Fallah *et al.*, 2012). Enfin, l'intervalle de temps entre la décision de construire et la construction effective peut expliquer la développement spatial discontinu des constructions périurbaines(Barllan et Strange, 1996).

Dans le cas spécifique du foncier à usage industriel ou commercial, l'offre de constructions nouvelles est également dépendante des coûts de conversion des parcelles et des anticipations des propriétaires fonciers, bien que les gains attendus soient généralement plus élevés pour l'usage résidentiel (Adams *et al.*, 1993). Mais les constructions industrielles nouvelles sont également dépendantes du rapport du propriétaire foncier au secteur industriel, de l'évolution de la consommation nationale ou de la réglementation foncière parfois spécifique pour certains secteurs (Adams *et al.*, 1993; 1995).

2.4. Les politiques publiques ont des effets différenciés sur les constructions périurbaines

Dans cette troisième partie, nous nous intéressons au rôle de différentes politiques publiques dans les formes de constructions périurbaines nouvelles. Nous différencierons les politiques qui ciblent directement l'occupation du sol, telles que les politiques de zonage, de celles agissant sur les choix des individus, telles que les politiques de transport ou de taxation.

En milieu périurbain, des politiques de zonage peuvent être mises en place, avec l'ambition de réguler l'émergence de nouvelles constructions. Les dispositifs politiques associés peuvent agir sur des leviers variés : contraintes sur la densité de construction, sur la taille des lots bâtis ou encore interdiction de certains usages du sol. La littérature montre que la mise en place d'une politique de zonage en milieu périurbain peut avoir un impact direct sur un certain nombre de variables du marché foncier. Théoriquement, en contraignant l'offre immobilière, les politiques de zonage vont avoir un effet négatif sur le nombre de constructions nouvelles. Thorson (1997) souligne cependant que les propriétaires fonciers peuvent anticiper le changement de réglementation en subdivisant leurs parcelles ou en négociant avec les décideurs, ce qui se traduit par un délai dans la baisse du nombre de permis de construire. Mécaniquement, la réduction de l'offre immobilière et foncière engendrée par les politiques de zonage conduit alors à une augmentation du niveau des prix du foncier, et par conséquent du logement, un effet éventuellement accentué par la compétition foncière entre les agences de l'Etat et les promoteurs privés (Brink *et al.*, 2006). Si le zonage ne prévoit pas de limitation de la densité de construction, l'augmentation des prix peut alors conduire à des formes de bâti plus denses (Grieson et White, 1981). Dans le cas de politiques interdisant certaines occupations du sol, on observe parallèlement une baisse des prix du foncier destiné à ces autres usages (Grieson et White, 1981; Thorson, 1997).

Un certain nombre de travaux se sont intéressés à l'efficacité des politiques de zonage en comparant les dynamiques de changement d'occupation du sol dans le temps. Les résultats restent généralement ambigus. Si certains travaux démontrent l'impact négatif significatif des politiques de zonages sur les dynamiques d'urbanisation (Wassmer, 2006 ; Woo et Guldmann, 2014), d'autres concluent à un effet inexistant, notamment dans le cas des *urban growth boundaries (UGB)* nord-américaines (Cho *et al.*, 2007 ; Hepinstall-Cymerman *et al.*, 2013). Cho et *al.* (2008) montrent qu'en réalité, les effets sont fortement spatialisés, puisque les UGB ralentissent les constructions dans les marchés immobiliers urbains, mais accélèrent parallèlement les constructions périurbaines. Bien qu'il ne trouve pas d'effet significatif des politiques de zonage à l'échelle locale, Paulsen (2013) montre que, à une échelle plus large, le poids de l'Etat dans les décisions liées à l'aménagement peut avoir une influence significative sur les dynamiques d'urbanisation.

L'efficacité de ces politiques de zonage peut être dépendante de plusieurs facteurs suggérés par la littérature économique. Une forte rigidité du dispositif est souvent associée à des meilleurs résultats en termes de régulation des constructions nouvelles (Woo et Guldmann, 2014). Cependant, elle doit s'accompagner par un système efficace de contrôle, sans quoi les décideurs publics se risquent à une mauvaise application de la loi (Abrantes *et al.*, 2016; Kline *et al.*, 2014). Kline *et al*. (2014) insistent sur d'autres aspects de gouvernance tels que l'importance de se doter d'un dispositif harmonisé en cas de conflits liés à l'usage du sol ou les difficultés que peut représenter une fragmentation trop forte du maillage administratif du territoire. Ils soulignent par ailleurs qu'une dynamique immobilière initiale trop élevée et qu'un trop fort laxisme sur l'octroi des permis de construire avant que la régulation ne soit mise en place peuvent remettre en cause l'efficacité du dispositif. Enfin, la cohabitation entre plusieurs politiques territoriales peut être un facteur d'échec, si les autres politiques présentent des objectifs antagonistes avec ceux de la politique de zonage (Gelan *et al.*, 2008). A l'inverse, si elles sont réfléchies de manière concertée, la combinaison de différentes politiques territoriales peut être source de réussite. Irwin et *al.* (2003) suggèrent par exemple que, pour atteindre ses objectifs, une politique de régulation de la croissance urbaine doit être mise en place conjointement avec d'autres politiques de préservation environnementale.

Pour limiter l'émergence de constructions nouvelles, les décideurs publics peuvent en effet être amenés à utiliser plus spécifiquement le zonage environnemental. Caractérisé par des niveaux de restriction plus ou moins élevés, le zonage environnemental présente la particularité de réunir simultanément plusieurs objectifs tels que la régulation de l'occupation du sol, mais aussi la protection de services écosystémiques ou la préservation du patrimoine culturel. L'effet potentiel des politiques de zonage environnemental sur le marché immobilier est connu depuis les années 70 (Dowall, 1979). En limitant les zones constructibles, ou en augmentant les coûts de conversion, les réglementations environnementales peuvent ainsi contraindre l'offre de constructions immobilières nouvelles, et ainsi augmenter le niveau des prix sur le marché immobilier (Beaton, 1991 ; Frech et Lafferty, 1984 ; Parsons, 1992). D'autres études empiriques montrent en revanche un effet neutre du zonage environnemental sur l'offre immobilière (Guttery *et al.*, 2004; Shilling *et al.*, 1991). Denning et *al.* (2010) montrent par exemple que, dans le sud de la Baie de San Francisco, la mise en place d'un zonage environnemental n'a que très peu d'effet sur l'offre immobilière. Ils expliquent ce résultat par le fait que la zone protégée correspond parfois à une localité peu favorable à la construction immobilière à cause de coûts de conversion élevés : pentes fortes, zones inondables.

Par ailleurs, la protection environnementale de certaines zones peut en améliorer l'attractivité (maintien des aménités paysagères, cadre de vie garanti sur le long terme) et paradoxalement accélérer la demande de constructions immobilières nouvelles à proximité des zones protégées (Geniaux et Napoléone, 2011). Dans le cas de la protection de zones humides aux Etats-Unis, Sims et Schuetz (2009) montrent effectivement que la mise en place du zonage contraint significativement l'offre immobilière au niveau de la zone protégée et a tendance à repousser les nouvelles constructions vers des localités proches, mais non soumises à la réglementation. De la même manière, Le Berre et *al.* (2016) considèrent le cas du littoral dans le Pays de Brest et montrent que, si la côte atlantique constitue une aménité fortement attractive pour les ménages, la mise en place de la loi Littoral en 1986 a significativement ralenti l'émergence de nouvelles constructions résidentielles dans les zones soumises à la réglementation, tout en laissant se poursuivre le développement périurbain dans l'arrière-pays.

Finalement, les effets d'une politique de zonage environnemental sur le marché immobilier au sein et autour de la zone concernée peuvent être très variables en fonction du type de zonage, du site auquel elle s'applique et des caractéristiques des zones avoisinantes (Netusil, 2005). Feldman et Jonas (2000) et Jonas et *al.* (2013) soulignent par ailleurs l'importance des acteurs impliqués dans la mise en place d'un dispositif de zonage environnemental, à travers le cas de l'*Endangered Species Act* au sud de la Californie. En effet, le zonage environnemental peut être à la source d'un certain nombre de tensions, notamment avec les propriétaires fonciers et les aménageurs. En impliquant l'ensemble des parties prenantes, l'Etat peut limiter les conflits et améliorer la cohérence du dispositif, au risque de limiter l'effet de préservation environnementale à long terme.

Comme pour le zonage environnemental, les politiques de zonage agricole peuvent avoir un effet positif significatif sur les niveaux de prix de l'immobilier (Vyn, 2015) et engendrer un niveau plus élevé d'attractivité des localités voisines (Coisnon *et al.*, 2014a). Ces aspects sont traités de manière plus détaillée dans la partie 3.

Un certain nombre de politiques publiques peuvent avoir un effet direct sur les comportements des individus, influençant ainsi l'émergence de constructions nouvelles en milieu périurbain. C'est le cas des politiques fiscales, traitées de manière détaillée dans le chapitre 5, mais aussi des politiques de transport.

La distribution spatiale des infrastructures de transport peut en effet coordonner les logiques de constructions immobilières. L'étalement urbain est souvent associé à l'avènement de la voiture individuelle permettant aux ménages de s'éloigner de plus en plus de leur lieu de travail (Glaeser et Kahn, 2004). Aussi, un certain nombre de dispositifs politiques vise à développer les centres secondaires périurbains en tant que plateformes multimodales de transport ou nœuds de mobilité. Ces politiques cherchent ainsi à concentrer le développement résidentiel au sein des sous-centres périurbains, à limiter la dépendance au véhicule individuel et réduire enfin la dispersion de l'habitat dans les couronnes périurbaines. Filion (2001) indique que les résultats de tels dispositifs restent ambigus dans le sens où, bien qu'ils permettent une meilleure attractivité des sous-centres périurbains (notamment résidentielle), la réduction de la dispersion du bâti n'est pas à la hauteur des attentes des décideurs. En s'appuyant sur le cas de l'aire urbaine de Besançon, Bonin et Tomasoni (2015) préconisent l'application d'un *Transit Oriented Development* (TOD), consistant en une coordination des politiques de transports en commun avec les politiques d'aménagement. Ils montrent que lorsque ces deux approches sont coordonnées de manière logique, on peut à la fois observer un usage plus élevé des transports en communs (et donc une baisse de la dépendance au véhicule individuel) couplé à un

développement périurbain plus compact. Les investissements dans les réseaux de transport à l'échelle régionale affectent également la localisation des activités industrielles. Alors que le fonctionnement des marchés tend à concentrer spatialement la localisation des industries dans le territoire, le déploiement d'infrastructures de transport peut induire de la dispersion dans la localisation de ces activités s'expliquant notamment par la diffusion améliorée des externalités de connaissances (Riou, 2003).

Pour terminer cet horizon des politiques publiques pouvant affecter le développement des constructions immobilières en milieu périurbain, évoquons le cas de la mise en place de marchés de droits de construction échangeables régulièrement utilisés aux Etats-Unis depuis les années 70 sous le nom de *Transferable Development Rights* (TDR). Ce type de dispositif est similaire à un marché carbone, ou tout autre type d'outil ayant pour but d'internaliser au sein d'un marché des externalités négatives. Dans les zones soumises à ce type de régulation, les constructeurs sont limités dans leur choix de densité de construction par un seuil maximal. Ils peuvent éventuellement dépasser ce seuil en acquérant des unités de densité supplémentaire autorisée auprès d'un autre propriétaire foncier si ce dernier ne souhaite pas densifier sa parcelle au-delà du seuil maximal. La mise en place d'un tel dispositif repose sur l'argument selon lequel il aboutit à une configuration spatiale optimale caractérisée par une réduction globale du bâti à moindre coût. L'efficacité de ce type de régulation en termes de limitation des constructions nouvelles dépend de plusieurs facteurs identifiés par Pruetz et Standridge (2009). En particulier, l'intensité de construction supplémentaire à laquelle les constructeurs peuvent prétendre doit être plus élevée que sous un schéma de régulation uniforme classique, la zone soumise à ce type de régulation doit correspondre aux attentes de la communauté locale, le seuil de limitation de densité doit être appliqué de manière stricte et le territoire ne doit pas présenter des zones non soumises à la régulation offrant ainsi aux constructeurs des opportunités alternatives de constructions nouvelles. Harman et *al*. (2015) précisent que la transposabilité d'un marché de droits de construction échangeable d'un territoire à l'autre n'est pas automatique et que ses modalités de mise en place se doivent d'être spécifiques au territoire concerné.

Soulignons enfin que la mise en place d'un marché de droits de construction échangeables se heurte à un certain nombre de critiques dont la crainte de concentrer les activités dommageables (densité extrême en un lieu unique) ou la remise en cause de la réduction effective de la quantité totale de bâti, en comparaison avec un système de régulation uniforme plus classique. Levinson (1997) montre par exemple qu'une politique uniforme de restriction de la densité de construction est moins efficace, en termes de coûts, qu'un marché de droits pour réduire les externalités négatives liées à la construction immobilière. En revanche, la mise en place d'un marché de droit peut finalement aboutir à une intensité de construction plus élevée lorsque les propriétaires n'ayant pas utilisé tout leur quota de densité autorisée revendent leurs droits à ceux qui étaient contraints.

2.5. Conclusion

Pour conclure, l'émergence de constructions immobilières nouvelles dans le périurbain peut prendre des formes variées en termes d'organisation spatiale, de fragmentation et de dispersion de la densité de population. Ces formes de développement sont liées à un ensemble de déterminants socio-économiques identifiés selon trois grandes catégories : les comportements de localisation des ménages, les décisions des propriétaires fonciers et le rôle des politiques publiques.

Bien que les choix de localisation des ménages et des firmes soient les facteurs primaires de la configuration spatiale dans les zones périurbaines, il n'en demeure pas moins que les interventions publiques en matière d'aménagement du territoire et de politique de transport jouent un rôle crucial dans l'évolution de cette configuration. Certes les politiques publiques se fixent l'objectif de régulation de l'offre foncière, mais peuvent avoir des ambitions plus larges en matière de préservation des espaces agricoles et de réduction des impacts environnementaux négatifs.

Les contraintes qu'imposent les politiques publiques sur le marché foncier peuvent induire des limitations sur l'offre des espaces disponibles et une situation d'excès de demande. Cela peut, en outre, provoquer une forte décentralisation des villes donnant lieu à un poids prépondérant des populations dans les zones périurbaines par rapport à celles du centre. Toutefois, l'enjeu ne réside pas seulement dans l'agrandissement de ces zones mais plutôt dans leurs formes (fragmentation) ou dans la faible densité de population qu'elles induisent. Une forme périurbaine fragmentée avec une faible densité est susceptible de générer des effets négatifs sur l'environnement que les politiques d'aménagement doivent prendre en considération.

Bien que les politiques d'aménagement soient en première ligne pour accompagner l'évolution des zones périurbaines, d'autres interventions publiques en matière de transport ou de fourniture d'équipements collectifs sont aussi essentielles. Une approche intégrée de ces politiques semble être la ligne directrice qui se dégage des expériences récentes dans les villes modernes. Ainsi, quelle que soit l'échelle territoriale, les documents réglementaires d'urbanisme (ex : Plan local d'urbanisme (PLU) ou Schéma de cohérence territoriale (SCOT)) sont des outils éminemment nécessaires pour cette approche intégrée.

La compréhension des mécanismes économiques et politiques à l'œuvre dans la périurbaine soulève plusieurs besoins de recherche :

1. L'identification les déterminants de la construction des terres nouvelles doit être traitée dans une relation causale et pas une simple association. L'hétérogénéité des aires urbaines et la présence de plusieurs facteurs inobservables constitue un défi majeur. La recherche future peut profiter du développement inédit des techniques spatiales et la relative abondance des données géo-spatiales. Il est désormais possible de constituer des séries temporelles pour suivre l'évolution de la

périurbanisation partout dans le monde et s'atteler à des études comparatives pour analyser les processus de périurbanisation et isoler les effets de certaines politiques et des caractéristique socio-économiques, propres à chaque contexte.

2. D'aucuns ne peuvent ignorer l'importance du fonctionnement des institutions dans l'aménagement des territoires. Même si la référence aux mécanismes du marché domine la recherche sur le périurbain, il est essentiel de comprendre comment les institutions, comme les municipalités ou les intercommunalités, interagissent avec la rareté relative de l'espace et les externalités négatives que génèrent les différentes formes périurbaines. Ainsi l'économie politique de l'aménagement s'invite naturellement à l'agenda des chercheurs sur les déterminants de la périurbanisation.

3. L'acceptabilité sociale des politiques d'aménagement se trouve au cœur des préoccupations des décideurs publics. Si les motivations des politiques en matière de densification trouvent leurs racines dans une logique de provision des biens communs, il n'en demeure pas moins que leurs implications sur le style de vie ou encore leurs coûts pour la collectivité ne sont pas nécessairement acclamés par une large partie de la population. Faire participer la population dans la prise de décision concernant leur cadre de vie serait un moyen efficace pour les faire adhérer au projet de territoire. Toutefois, les modalités et les formes de cette participation ne sont pas abouties. S'agit-il d'une forme de concertation informée ou le public co-construit les choix d'aménagement ou une simple consultation qui préserve le système conventionnel de prise de décision ? La recherche future sur la participation de la population est un axe de recherche future dans lequel des investigations sont attendues.

4. La cohérence des politiques publiques est une piste sur laquelle des approfondissements sont aussi attendus. Au-delà de la cohérence entre politiques locales d'aménagement, de transport ou d'investissement dans les équipements collectifs, c'est l'alignement avec l'orientation des politiques nationales qui pose parfois un problème. Il s'agit notamment des politiques qui subventionnent l'usage de la voiture individuelle ou encore la politique de logement qui répond à des objectifs quantitatifs. Il va sans dire que certaines politiques nationales produisent l'effet opposé de ce que la politique urbaine peut induire. Ce champ d'analyse est rarement traité d'une manière analytique et la recherche sur l'évaluation des politiques publiques gagnerait à l'explorer.

5. Les politiques de densification comme celles de transport public visent à participer à l'effort national en matière en matière de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES). De ce fait, ces politiques contribuent à la provision du bien commun qu'est le climat. Toutefois, certaines communes se trouvent dans l'incapacité financière de participer efficacement à produire des formes urbaines moins génératrices de GES en investissant dans une activité résidentielle économe en énergie ou un transport public efficace. À cet effet se pose la question d'une politique nationale de soutien aux collectivités locales à l'instar de ce qui se passe dans le domaine des logements sociaux.

3. Dynamiques de l'armature urbaine, métropolisation, entreprises et consommation de terres

Auteur : Frédéric Gilli

La globalisation des échanges, caractéristique des économies contemporaines, est l'une des principales raisons expliquant la métropolisation des territoires (Thisse, 2017)[11]. Cette dynamique se traduit par l'organisation des échanges autour des grands centres urbains. Ces lieux concentrent les activités identifiées comme stratégiques dans l'économie de la connaissance : à la fois les activités productives les plus pointues et les activités de mise en relation qui assurent la continuité des chaînes de valeur (Gereffi, 1999; Gereffi *et al.*, 2005). Ils se trouvent ainsi en interaction directe avec tout un ensemble de lieux plus petits, de taille équivalente et certains plus gros avec lesquels ils partagent des ressources ou des services.

Un nombre croissant de bourgs et villes secondaires s'inscrivent dans ces systèmes métropolitains régionaux (Brutel, 2011). Les conséquences de cette évolution sont à la fois un éclatement des systèmes résidentiels (Cavailhes *et al.*, 2004), et une désintégration spatiale des systèmes productifs : à l'échelle des villes et des territoires, les distances -y compris longues- sont de moins en moins un frein pour les échanges quotidiens (Grimal, 2012), la multi localisation des activités et des personnes se développe (Imbert *et al.*, 2014), les frontières ne disparaissent pas mais changent de nature -elles traversent plus les territoires en interne qu'elles ne les délimitent.

Dans ce contexte, les besoins fonciers se différencient à travers le territoire : capitale, métropoles régionales, villes moyennes et petits bourgs répondent à des types d'attentes chaque fois plus particuliers et la nature des demandes et pressions exercées sur le foncier sont très variées et délimitent autant de marchés spécifiques (Donzel *et al.*, 2008). Autour des différents centres urbains, une logique d'étalement est constatée dans tous les territoires, du fait de l'installation des ménages dans les franges périurbaines de toutes les villes, malgré des logiques foncières chaque fois spécifiques (Vilmin, 2012). Les entreprises jouent aussi un rôle majeur dans cette recomposition (Gilli, 2004). D'une part elles consomment du foncier puisque, selon les estimations (Petitet et Caubel, 2010 – Figure 1), 30% des surfaces urbanisées sont dédiées à l'activité économique : zones industrielles, commerciales, surfaces logistiques, tertiaires, etc. D'autre part, et c'est sans doute là que leur rôle est le plus

[11] Thisse, J. 2017, L'urbanisation est-elle un mal ?, INRA, document de travail (dans le rapport d'ESCo)

important, elles structurent par leur localisation un grand nombre d'autres choix de localisation : l'émergence de ce que Garreau (1992) a appelé les *edge cities* conduit à ce que l'étalement se fasse non plus autour du centre-ville mais à partir des centres secondaires, nés du redéploiement des activités économiques. Cela peut toutefois transiter par de nombreux canaux différents : Stahl (1987) distingue ainsi les secteurs dont les choix de localisation sont dictés par les facteurs de production (au rang desquels le foncier peut figurer en bonne place pour certaines activités très extensives) de ceux dont les choix sont orientés par la desserte de l'espace urbain (et notamment les consommateurs). La proximité des ports, fleuves et grands axes de communication est également facteur de relocalisation, comme cela a pu être le cas pour la sidérurgie, cas d'école des choix de localisation décrits par Weber en 1909. Stahl (1987) en tire une distinction fondamentale entre les activités 'basiques', ou industrielles, et les activités 'non basiques', qui recouvrent le commerce, la distribution et auxquelles nombre de services peuvent être ajoutés. Selon la nature de l'activité, les mécanismes engagés dans le choix de localisation et les conséquences en matière de consommation foncière seront différents.

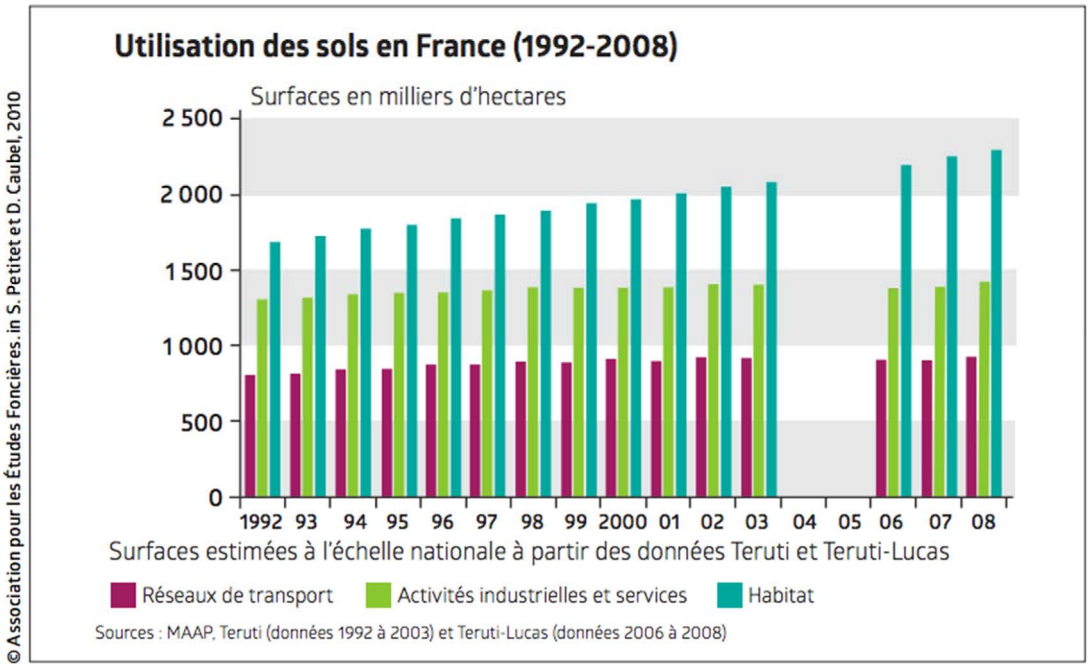


Figure 1. Le foncier économique, un tiers des surfaces consommées

Les modèles d'économie géographique comme les travaux d'économistes, d'urbanistes ou de géographes appliqués aux équilibres et aux structures urbaines observés en France (études de cas, retours d'expériences) sont ainsi utiles pour approfondir les enjeux associés à ces dynamiques métropolitaines (section 3.1). Au-delà de la seule question de l'étalement périurbain, ils permettent d'analyser les liens entre les grands cœurs métropolitains et leur région et l'effet de la plus ou moins grande intégration métropolitaine dans la dynamique de consommation foncière aux périphéries des bourgs et villes moyennes secondaires (section 3.2).

3.1. L'économie contemporaine conduit à une agglomération des activités dans et autour de grandes régions métropolitaines

3.1.1. Une géographie économique caractérisée par des dynamiques d'agglomération très puissantes

On observe, notamment en Europe, une concentration des activités autour des grands centres urbains (Combes et Overman, 2004), qui s'explique notamment par les dynamiques de concentration et d'agglomération des activités (Combes et Gobillon, 2015; Fujita et Thisse, 2002) observées dans l'industrie et accentuées par la mondialisation des échanges (Ottaviano et Puga, 1998) .

Cela se traduit directement sur les marchés fonciers suivant des mécanismes bien identifiés en économie urbaine (rente foncière particulièrement élevée comme témoin et conséquence de la très grande productivité-disponibilité à payer pour le cœur de ces grands systèmes urbains ; Fujita, 1985). La conséquence, à l'échelle régionale, est la coexistence dans un même pays, de marchés fonciers très tendus et de marchés à l'inverse très détendus, notamment dans les *shrinking cities* (Wolff *et al.*, 2013) (cf. Section 1). Car en parallèle de la croissance et l'extension des espaces métropolitains, les petites et moyennes villes industrielles subissent les conséquences des délocalisations et de la concentration métropolitaine (Béal *et al.*, 2017). Là,

les besoins fonciers sont faibles : quasi-nuls pour les entreprises, sauf dans les zones commerciales périphériques qui bénéficient du départ du commerce des centres-villes.

En retour, les marchés fonciers ont un impact sur les dynamiques agglomératives puisqu'ils sont une des dimensions par lesquelles transitent les coûts de congestion, ces « coûts urbains » étant une des principales forces centripètes qui contrebalance les effets « boule de neige » (Tabuchi, 1998).

3.1.2. Cette concentration des activités autour des grandes métropoles n'est pas sans conséquences sur la forme même des villes

L'étalement des populations à l'échelle de la ville s'est accompagné d'un étalement des emplois (Figure 2), quelle que soit sa forme (agglomérée ou dispersée), ou la logique suivant laquelle les desserrements se sont produits, c'est à dire que les emplois aient suivi les habitants (*jobs follow people*) ou que les habitants aient suivi les emplois (*people follow jobs*) (Steinnes, 1982). Si les emplois restent moins décentralisés que les populations (Macauley, 1985) ; (Mills, 1992) la « dédensification » des centres d'emploi est un phénomène majeur des dernières décennies. Mieskowski et Mills (1993) notent ainsi que dès les années 1990, les Etats-Unis tendaient vers une situation où 40% des emplois et 30% des habitants des *Metropolitan Statistical Areas* (les MSA sont l'équivalent américain des aires urbaines françaises), seulement étaient en centre-ville. Glaeser et Kahn (Glaeser et Kahn, 2004) obtiennent des ordres de grandeur similaires (45% des emplois et 30% des habitants dans un rayon de 5 miles autour du centre-ville). En outre, ils montrent qu'une forte corrélation existe entre le gradient de la densité des emplois et celui de la densité des populations. Ils concluent ainsi que "peu de villes ont un emploi centralisé et une population étalée (et vice-versa)".

Cette évolution s'explique par une croissance plus forte en périphérie. Beyers et Lindahl (1996), remarquent ainsi qu'aux Etats-Unis, la majorité de la croissance de l'emploi entre 1985 et 1995 a bénéficié aux zones rurales. Richardson et Gordon (1999) confirment cela en précisant que ce sont surtout les zones rurales à proximité des espaces urbains : selon eux, la compétition entre la banlieue lointaine (*outersuburbs*), le périurbain (*exurban*) et les espaces ruraux (*rural areas*) est même plus pertinente à étudier que la compétition entre Centres et Périphérie, le résultat de cette dernière étant une évidence. Ce constat se retrouve, au sein de la littérature, dans les difficultés qu'il y a à s'accorder sur ce que recouvre réellement le « périurbain » (Girard et Rivière, 2013). Carlino et Chatterjee (2002), utilisant un indice de Theil afin d'étudier les disparités de densités observées aux Etats-Unis entre différents contés d'une même agglomération, observent une diminution de 33% de l'inégalité entre les contés les moins denses et les plus denses au sein d'une même agglomération entre 1951 et 1996. Dans la réduction des inégalités entre contés à l'échelle nationale, le desserrement périurbain compte presque autant que la redistribution entre agglomérations (42% de diminution) !

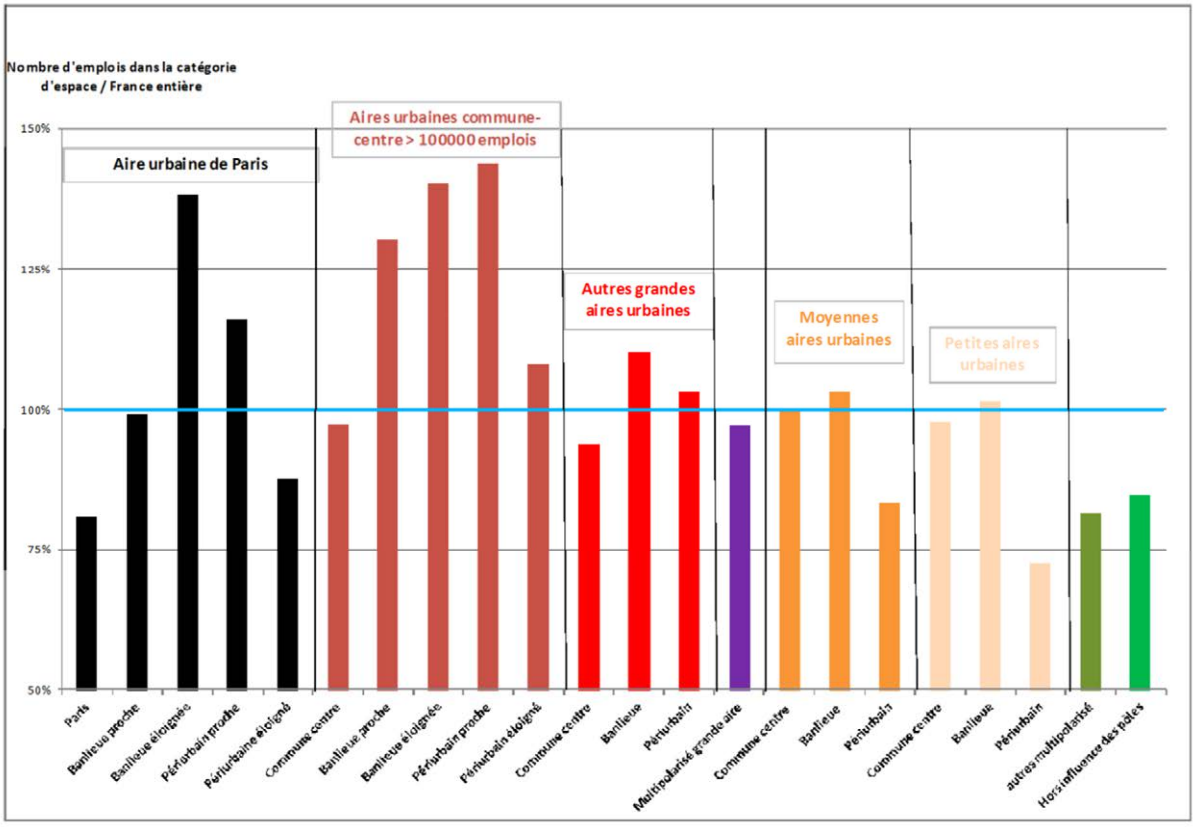


Figure 2. Evolution relative de 1982 à 2008 des emplois selon le gradient centre périphérie (Sénat, 2012 ; données INSEE recensements)

Même si la gentrification (Clark, 1995 ; Slater, 2003 ; Smith, 1996) des cœurs de ville et le renouveau à la fois économique et résidentiel de certains centres interrogent l'irréversibilité du processus de multipolarisation (Krontoft *et al.*, 2001), cet étalement semble se généraliser à tous les pays occidentaux en dépit de traditions, de situations et de législations différentes (Richardson et Gordon, 1999).

3.1.3. Métropoles polycentriques ou systèmes régionaux : deux types de recomposition pour l'emploi autour des métropoles

Que l'étalement des activités soit généralisé autour des grandes métropoles ne signifie pas pour autant le développement d'un même modèle polycentrique (Oatley, 2001).

D'abord, les logiques économiques qui expliquent l'apparition des centralités secondaires peuvent en effet être de natures différentes. Helsley et Sullivan (Helsley et Sullivan, 1991) recensent ainsi plusieurs façons de comprendre l'émergence de villes non-monocentriques.

La dynamique propre des marchés fonciers à l'intérieur de la ville peut mécaniquement conduire les entreprises à choisir de s'installer en périphérie pour bénéficier d'un foncier moins cher sans pour autant dégrader leur accès aux salariés et aux consommateurs (Fujita et Ogawa, 1982). L'élément décisif dans ce cas est la synchronisation des décisions d'acteurs économiques de départ vers la périphérie, puisque c'est cela qui garantira aux entreprises qui déménagent qu'elles préserveront leur accès aux marchés locaux. Cela souligne le rôle des méso-acteurs dans cette synchronisation. Il suffit que cet acteur soit de taille non négligeable et qu'il ait plus d'informations sur les stratégies des autres joueurs (qu'il ait un « pouvoir de marché ») pour intégrer dans son calcul l'effet de son choix individuel sur les équilibres du marché. Il anticipe alors correctement l'état résultant des différents choix de localisation et n'est pas amené à réviser sa décision après en avoir observé les effets. Ces '*large-agents*' (Becker et Henderson, 2000) peuvent être de grandes entreprises (Fujita *et al*., 1997), des aménageurs privés (les '*land developers*' étudiés par Henderson et Mitra) (1996) voire l'Etat comme dans les modèles d'économie publique locale (Bollinger et Ihlanfeldt, 2003). De manière générale, les choix effectués par les 'méso-agents' ou les aménageurs créent les conditions d'un déplacement massif de populations agglomérées et d'une consommation foncière étendue à de nouvelles zones plus éloignées encore du centre « historique ». Cela s'inscrit dans une branche ancienne et fournie de la littérature (Hamilton, 1975 ; Helsley et Strange, 1990 ; Henderson, 1974; 1985 ; Mills et Oates, 1975; Mitra, 1994; Pines, 1991 ; Rauch, 1993).

Il est aussi possible de supposer l'existence d'éléments exogènes qui incitent au développement de centres secondaires. White (1976), Sasaki (Sasaki, 1990), Anas et Kim (1996) analysent ainsi l'effet d'une infrastructure éloignée du centre (de type rocade), par laquelle transitent les exportations, et considèrent son impact sur les choix de relocalisation des entreprises et sur la structure de la ville dans son ensemble. L'importance de ces éléments a depuis été plusieurs fois constaté empiriquement, notamment par Gaschet (2003) et Gaschet et Pouyanne (2011) autour de la rocade de Bordeaux. Ils contribuent largement à l'augmentation continue de la consommation foncière à destination économique soulignée plus haut

Il est enfin possible de considérer que la croissance du centre métropolitain finit par rattraper les bourgs et villes moyennes environnants pour les inscrire dans un système régional intégré (Helsley et Sullivan, 1991 ; Henderson, 1986; Henderson, 1991). Ces dynamiques trouvent peu de traductions dans les politiques publiques : les logiques intercommunales restent cantonnées aux communes contigües du pôle urbain et les « pôles métropolitains » favorisent pour la plupart les relations entre grandes métropoles. Il n'y a pas de dispositif simple permettant à une grande métropole d'entretenir des espaces de dialogue avec les villes moyennes de sa périphérie. C'est l'esprit des Conférences Territoriales de l'Action Publique, créées par la loi MAPTAM, mais on est loin d'une logique réellement opérationnelle.

Ensuite, si l'on suit Parr (2003), il y a finalement des différences importantes entre les logiques à l'œuvre dans un système urbain et celles que l'on observe dans un espace urbain multipolaire. La première dynamique observée est celle d'une croissance (et extension) des territoires centraux avec développement de centres secondaires (Anas et Kim, 1996 ; Duranton et Puga, 2015; Henderson et Mitra, 1996). La seconde dynamique se matérialise par la réorganisation des réseaux urbains décrits depuis longtemps par les géographes (Rochefort, 2002) avec un rayonnement « au quotidien » des cœurs métropolitains au-delà de leurs seules limites morphologiques ou fonctionnelles jusqu'à intégrer des centres urbains de plus petite taille situés en très grande périphérie (Abdel-Rahman et Anas, 2004 ; Fujita *et al*., 1999 ; Gabaix et Ioannides, 2004).

Du point de vue de la valeur foncière au centre, le résultat est le même : les deux dynamiques ont comme conséquence de faire baisser le prix maximal du foncier à l'échelle du territoire (Nakagome, 1991 ; White, 1976 ; 1988). Elles ont aussi toutes deux comme conséquence d'augmenter la consommation foncière en périphérie. La principale difficulté pour les pouvoirs publics qui chercheraient à agir sur cette dynamique est qu'elle se produite le plus souvent dans les interstices des maillages administratifs : l'Oise subit ainsi directement et de longue date les effets de la présence à ses portes de la région parisienne, sans pour autant bénéficier des effets 'protecteurs' pour son foncier d'un schéma d'aménagement très protecteur comme celui de la région parisienne : localisée dans la région des Hauts de France (et avant cela en Picardie), l'Oise n'a jamais été concernée par le Schéma Directeur de la Région Ile-de-France alors que certaines communes sont à moins de 50 km de Paris. Ce constat (que l'on retrouve aussi autour de Genève) appelle à plus de coopérations transfrontalières entre les collectivités.

3.1.4. Étalement urbain autour des villes secondaires dans les régions métropolitaines

La métropolisation se traduit ainsi non seulement par deux formes d'étalement de la métropole (densification de son périurbain et extension de son aire urbaine propre) mais aussi par l'extension des aires d'étalement urbain autour des centres périphériques secondaires qui étaient anciennement « autonomes ». Cela a des conséquences évidentes sur la dynamique foncière dans et autour de ces pôles : la densification et la redynamisation du centre-ville satellite (Goffette-Nagot et Schmitt, 1999 ; Vermeulen et Rouwendal, 2008) prend la forme d'un phénomène classique de l'économie foncière, le *leapfrog* (Figure 3).

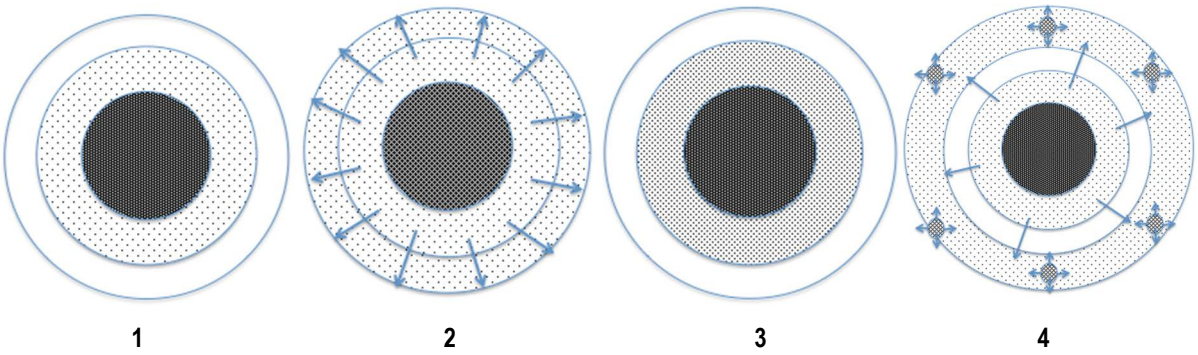


Figure 3. Illustration du phénomène de "Leapfrog", littéralement "dépasser" en français, qui schématise les formes d'étalement urbain (Gilli, 2017)

Les gammes de gris, du plus foncé au plus clair correspondent à la densité de population, de la plus haute à la plus basse.
1 : Situation de départ ; 2 : Étalement par extension urbaine ; 3 : Étalement par densification de la périphérie ;
4 : Étalement par extension des bourgs secondaires

Cette dynamique pose de nombreuses questions en matière de développement foncier : rôle des logiques d'évitement des zones habitées (Irwin et Bockstael, 2002), question des aménités spécifiques du bourg (Gottlieb, 1995 ; Kahn et Walsh, 2015) ou de son environnement immédiat (Wu et Irwin, 2008 ; Wu et Plantinga, 2003), conditions de redynamisation résidentielle, économique et commerciale des bourgs périphériques (Dong, 2013 ; Feudo, 2014; Riou, 2003) et rythme de l'étalement induit autour de ces centres secondaires (Frame, 2004).

3.2. Spécialisation sectorielle et fonctionnelle des territoires régionaux autour des grands cœurs métropolitains et conséquences sur la consommation de foncier

Si certains travaux empiriques montrent une « ombre portée » des métropoles qui bride le développement de leurs lointaines périphéries (Combes, 2000), les analyses sur le desserrement de l'emploi en proche périphérie (Delisle et Lainé, 1998 ; Gilli, 2007; Gilli, 2009) comme à l'échelle des systèmes régionaux (Duranton et Puga, 2001) pointent l'existence de réels systèmes économiques intégrés.

La désintégration spatiale des systèmes productifs organise des logiques de spécialisation sectorielle et fonctionnelle à l'échelle des espaces régionaux (Fujita et Hamaguchi, 2001; Jayet, 2000). Ces dynamiques sont importantes à prendre en considération à la fois pour leurs effets induits sur les dynamiques de développement (Hilal *et al.*, 2017) et pour leurs effets directs sur les dynamiques foncières locales.

3.2.1. Une déconcentration sélective des entreprises du fait d'un rapport différencié aux logiques d'agglomération

Duranton et Puga (2004) reviennent sur cela en synthétisant les mécanismes microéconomiques à la source de l'agglomération dans les villes. Ils distinguent, non pas les types de marchés sur lesquels les agglomérations se produisent, arguant du fait que généralement les mêmes mécanismes sont mobilisés sur les marchés du travail, le marché des biens intermédiaires ou le marché des biens finaux... Ils mettent en revanche en avant trois types de mécanismes présents dans l'ensemble de ces marchés, et qui sont décisifs pour apprécier ce dont bénéficient les entreprises quand elles se localisent dans les zones agglomérées : le partage (*sharing*), l'adéquation (*matching*) et l'apprentissage (*learning*). Comprendre et décrire chacune de ces logiques est important car comme c'est par elles que transitent les dynamiques d'agglomération, la façon dont chaque secteur d'activité mobilise l'une ou l'autre de ces dimensions permet de comprendre sa plus ou moins grande dépendance au centre et sa plus ou moins grande propension à s'en éloigner.

Le partage renvoie à la fois au partage de biens indivisibles (toute la littérature sur les Biens publics locaux et les biens de club), au partage des bénéfices de la diversité (inspirée de Marshall, 1890) et suivant la logique décrite par Abdel-Rahman et Fujita (1990) ou Fujita *et al.* (1999), le partage des bénéfices liés à la spécialisation individuelle (sorte de division du travail

inspirée de Smith (1776) et suivant la logique décrite par Duranton (1998), le partage des risques de marché (l'idée de Marshall (1890) selon laquelle la concentration lisse les accidents individuels et offre constamment une palette de compétences disponibles, *cf.* modélisation proposée par Krugman (1991)).

La qualité de l'adéquation est améliorée quand le nombre de personnes localement disponibles augmente : Helsley et Strange (1990) proposent ainsi une version urbaine du modèle de Salop (1979). La probabilité d'une adéquation entre une offre et une demande également avec le nombre de personnes disponibles localement : les modèles urbains issus de la théorie du *job search*, comme celui de Berliant *et al.* (Berliant *et al*., 2006) valident ce constat. Enfin la concentration d'un grand nombre de partenaires possibles permet d'équilibrer les relations contractuelles : les intuitions de Klein, *et al*. (1978) ou Williamson (1985) ont ainsi été appliquées à un cadre urbain, entre autres par Matouschek et Robert-Nicoud (2005).

Les agglomérations facilitent enfin les processus d'innovation et d'apprentissage en concentrant un grand nombre d'individus différents (Audretsch et Feldman, 2004). Cela concerne à la fois la création de connaissances (idée de Jacobs (1969) selon laquelle la plus grande diversité permet d'être plus innovant en multipliant le nombre de contacts, adaptée et modélisée par Duranton et Puga (2001)), leur diffusion (la concentration permettant d'accroître les échanges et les contacts comme dans Glaeser (1999) et la distance étant un frein à ces échanges Imai (1982), et enfin l'accumulation de connaissances (inspirés des théories de la croissance, que ce soit par simple effet de l'accumulation sur la fonction de production comme le fait Ioannides (1994) en modélisant une variante urbaine de Romer (1987) ou en introduisant plutôt des dynamiques d'apprentissage qui permettent une amélioration du capital humain comme Eaton et Eckstein (1997) le font à la suite de Lucas (1988)).

Si les logiques de 'partage' peuvent s'apprécier à l'intérieur de la seule concentration métropolitaine, les deux autres incluent aussi les périphéries : les liens entre les territoires centraux et les territoires périphériques sont faits de puissantes dépendances, que cachent en partie la non-contiguïté physique entre les lieux et la nature comme l'intensité de ces liens varient en fonction des entreprises (Ota et Fujita, 1993).

3.2.2. Une complexification des dynamiques foncières propres aux logiques d'entreprise

Il y a ainsi un lien direct entre la dynamique des entreprises, leur spécialisation sectorielle/fonctionnelle et la distance au cœur de la métropole (Holmes et Stevens, 2004) avec une conséquence directe de la réorganisation (ou de la multi localisation) sur la consommation de foncier (Fragkias et Geoghegan, 2010 ; Gilli, 2004; Lester *et al*., 2013 ; Ota et Fujita, 1993).

De ce point de vue, l'externalisation massive des activités et la segmentation de plus en plus fine des secteurs et branches (McLaren, 2000) se traduit par une complexification des dynamiques foncières. En toute logique, ce constat s'applique tout particulièrement aux plus grandes villes et on observe d'ailleurs que les pôles des grandes métropoles tendent à être plus spécialisés que ceux des petites métropoles (Gilli, 2004). Scott (1990; 2000) a montré l'existence de ces grands pôles spécialisés dans la capitale californienne et Gilli (2005; 2006; 2007) a observé leur développement dans la périphérie de la région parisienne et leur coexistence avec des pôles plus diversifiés qui sont, eux, plus centraux. Cette plus grande spécialisation des pôles périphériques les rend plus sensibles aux cycles économiques sectoriels et aux modèles d'organisation industriels.

Cela rend potentiellement plus instable la demande de foncier en périphérie qu'au centre. Fujita et Hamaguchi (2001) ont ainsi montré que le développement d'une ville se traduisant par une croissance différenciée des différentes activités de la ville, les différents quartiers de la ville sont susceptibles d'avoir des dynamiques de croissance différentes : alors que le centre aura une demande foncière relativement stable, seulement sensible à la conjoncture globale de la ville, chaque zone périphérique peut faire face à de très fortes variations en fonction de conjonctures sectorielles locales. La conséquence est qu'une zone périphérique pourra s'avérer sous tension et être artificialisée alors qu'au même moment de l'autre côté de la ville certaines zones sont vides… et la même zone à peine artificialisée pourra subir un contrecoup économique qui la verra tourner en friche à peine inaugurée ! De même, l'émergence de nouveaux secteurs ou l'augmentation de la productivité relative des facteurs est susceptible de modifier les logiques de développement de la ville secteur par secteur (Carlino *et al*., 2001; Giersch, 1995 ; Henderson, 1986) et donc la structure foncière de la ville. Au-delà du débat sur la priorité à accorder ou pas aux zones métropolitaines dans les politiques d'aménagement du territoire (*cf*. chapitre Thisse, 2017, Davezies (2012)), les enjeux en matière de politiques publiques que ce constat soulève sont malheureusement très peu étudiés par la littérature. C'est un des domaines dans lesquels il y a nécessité à entreprendre des études plus avancées.

4. La valeur patrimoniale des constructions sur des terres nouvelles

Auteur : Sylvain Humbertclaude, Insee, expert technique

La construction contribue à la croissance économique, c'est-à-dire à la croissance des flux de production de l'économie, mais elle contribue également à la croissance de sa richesse exprimée en termes de stocks, autrement dit de son patrimoine économique. Ce patrimoine économique national fait l'objet d'une estimation, produite par l'Insee et la Banque de France dans

le cadre de la comptabilité nationale. Les constructions et les terrains qui les supportent y sont valorisés séparément, à l'échelle de l'économie française et des principaux secteurs qui la composent (ménages, sociétés, administrations publiques, etc.). Si le remplacement de constructions anciennes par des bâtiments neufs, dans le cadre de travaux de rénovation urbaine par exemple, conduit à un enrichissement de l'économie, l'impact des constructions sur terres nouvelles sur le patrimoine est *a priori* plus fort. En effet, la transformation des terrains consécutive à leur urbanisation génère un accroissement de leur valeur, qui s'ajoute à celle des constructions qu'ils supportent. Néanmoins, ces constructions sur terres nouvelles ne peuvent être directement isolées des autres dans le compte de patrimoine.

Cette section vise donc à estimer cette valeur, en se fondant sur les données du compte de patrimoine et sur une méthodologie spécifique à cette étude, détaillée plus loin. Si la valeur de l'ensemble des constructions et des terrains qui les supportent a très fortement progressé depuis le début des années 1990, cette croissance est principalement imputable à la revalorisation des prix de marché des biens immobiliers. Cependant, l'effet des constructions sur des terres nouvelles est loin d'être marginal, ne serait-ce que parce que le prix des terrains nouvellement bâtis au cours des vingt-cinq dernières années a augmenté au même rythme que celui des terres urbanisées de plus longue date.

Tout d'abord sont présentés de façon succincte, les concepts et les méthodes utilisés dans le calcul du patrimoine en constructions et en terrains supportant ces constructions (section 4.1), avant que ne soient traitées les principales évolutions du patrimoine économique national depuis le début des années 1990 (4.2). Est ici mis en lumière le rôle primordial joué par la croissance des prix de l'immobilier dans la progression du patrimoine. Enfin, est fait un essai d'évaluation de la valeur patrimoniale des constructions réalisées sur des terres nouvelles entre fin 1990 et fin 2015. Cette estimation accorde un poids important à l'accroissement des surfaces bâties dans la progression du patrimoine immobilier, toutefois elle ne tient pas compte des pertes économiques liées à la consommation de terres non urbanisées, ni des pertes écologiques, qui ne sont pas enregistrées dans le compte de patrimoine (4.3).

4.1. Évaluer la valeur des constructions et des terrains en comptabilité nationale

Sans les détailler de manière exhaustive, il est nécessaire d'introduire brièvement les concepts, sources et méthodes employés dans les comptes de patrimoine. Cette partie se limite à la valorisation du capital en constructions et en terrains, et n'aborde pas la question de la variation du patrimoine d'une année sur l'autre, ni celle de sa répartition entre les principaux secteurs de l'économie. Une présentation complète de ces méthodes est néanmoins disponible sur le site insee.fr (Baron, 2008). Par ailleurs, les comptes de patrimoine y sont également consultables, rubrique « Statistiques », thème « Économie – conjoncture – comptes nationaux, Comptes nationaux annuels », catégorie « Données, Chiffres détaillés », Les comptes de la Nation.

4.1.1. Principes généraux

Les comptes de patrimoine recensent les actifs et passifs économiques, c'est-à-dire ceux sur lesquels des droits de propriété peuvent être exercés et qui peuvent procurer des avantages économiques à leurs propriétaires. La valeur des biens non appropriés privativement (biodiversité, qualité de l'air ou de l'eau, etc.) en est donc exclue de fait. Les actifs peuvent être financiers ou non financiers, ces derniers pouvant être le résultat de processus de production ou avoir une origine naturelle. Actifs et passifs sont comptabilisés à leur valeur de marché en fin d'année, qui inclut les plus ou moins-values latentes relatives à chaque catégorie d'actifs. Ainsi, la valeur d'un actif ou d'un passif peut varier d'une année à l'autre même en l'absence de transaction et d'autres changements de volume, du fait de la fluctuation des prix de marché. Ce mode de comptabilisation est conventionnel, car il revient à valoriser l'ensemble du stock existant à partir des prix de transaction de la partie de ce stock échangée au cours de l'année, aussi minime soit-elle. Il ne reflète pas les montants qu'obtiendraient les agents économiques dans le cas de cessions massives d'actifs. D'autres modes de comptabilisation existent, fondés sur la valeur actualisée des revenus futurs procurés par les actifs. La valorisation aux prix du marché a néanmoins été privilégiée par le Système des Comptes Nationaux des Nations Unies, car elle tient compte du fait que les actifs économiques sont des réserves de valeur échangeables, en plus d'être des sources de revenus.

La valeur des biens immobiliers (logements, bâtiments non résidentiels, ouvrages de génie civil) se décompose en celle des constructions et celle des terrains sur lesquels elles sont implantées. L'essentiel des plus-values immobilières est affecté aux terrains.

4.1.2. Les bâtiments et ouvrages de génie civil

Les bâtiments et ouvrages de génie civil (routes, voies ferrées, ponts, tunnels, structures aéroportuaires, etc.) sont ici considérés sans les terrains qui les supportent. Ils sont définis comme des actifs fixes, c'est-à-dire des actifs produits eux-mêmes employés dans un processus de production, pour une durée supérieure à un an. En effet, les constructions sont utilisées dans la production de services d'hébergement, de stockage ou de transports. Par conséquent, l'investissement en constructions est modélisé par de la Formation Brute de Capital Fixe (FBCF), composante du Produit Intérieur Brut. À noter que la FBCF en constructions ne se limite pas à la construction sur des terres nouvelles : les gros travaux de rénovation des

bâtiments existant et les reconstructions sur des sols déjà bâtis y sont également comptabilisés. Il n'est pas possible d'isoler les constructions nouvelles des rénovations et reconstructions.

Le patrimoine en constructions est obtenu grâce à la méthode dite de l'inventaire permanent. Il s'agit d'un modèle de durées dont le principe est d'agréger les flux passés de FBCF et d'en retirer, pour chaque année, l'usure du capital consécutive à son utilisation et à son obsolescence. Cette usure est modélisée par la Consommation de Capital Fixe (CCF). On parle alors de "Capital Net" (CN) de CCF pour désigner ce patrimoine. Il est d'abord estimé à prix constants, puis il est converti est euros courants à l'aide des indices de prix de la FBCF.

Ainsi, pour chaque année n, le capital net en constructions à prix constants est obtenu, à partir du capital net à l'année n-1, à l'aide de l'équation suivante :

$$CN_n = CN_{n-1} + FBCF_n - CCF_n$$

Cependant il faut alors estimer le capital net en constructions à l'année n-1, lui-même étant obtenu à l'aide du capital net à l'année n-2, etc. En poursuivant la récurrence, on peut finalement exprimer le capital net à l'année n de la façon suivante :

$$CN_n = \sum_{i=0}^{m} FBCF_{n-i} - \sum_{i=0}^{m} CCF_{n-i}$$

Avec m la durée de vie maximale de l'actif. Les flux d'investissement plus anciens que cette durée de vie maximale ne sont pas pris en compte car on considère qu'ils ont été amortis dans leur totalité.

En pratique, la CCF est inconnue. La méthode de l'inventaire permanent permet de modéliser à la fois la CCF et le capital net, à partir de la FBCF. À cette fin, il est nécessaire de faire trois hypothèses :

- pour chaque catégorie d'actifs concernée (logements, génie civil, matériel de transport, logiciels, etc.), les durées de vie moyenne et maximale du capital fixe sont connues et ne varient pas dans le temps,
- le capital fixe suit une loi de mortalité log-normale, définie pour chaque catégorie d'actifs à partir de leur durée de vie moyenne et de coefficients de dispersion. Ainsi, un investissement dans un actif fixe peut disparaitre totalement avant d'avoir atteint sa durée de vie maximale théorique (il est alors considéré comme déclassé). Le déclassement sert à tenir compte du fait qu'un actif peut parfois être utilisé moins longtemps que prévu (problèmes de malfaçon, sur-utilisation, pannes, etc.),
- enfin, l'amortissement du capital fixe non déclassé est linéaire au cours du temps. Au final, la CCF tient compte à la fois du déclassement et de l'amortissement du capital fixe.

Ces hypothèses permettent de calculer plusieurs séries de coefficients, à l'aide desquels sont notamment obtenues les séries de CCF et de capital net. Pour le capital net, on utilise un vecteur de coefficients de survie net N, et un vecteur de coefficients de consommation de capital fixe C pour la CCF :

$$CCF_n = \sum_{i=0}^{m} FBCF_{n-i} \times C_i \qquad CN_n = \sum_{i=0}^{m} FBCF_{n-i} \times N_i$$

Pour permettre une évaluation aux prix du marché, le capital net à prix constants est ensuite passé à prix courants à l'aide des indices de prix de la FBCF.

4.1.3 Le cas particulier des logements (bâtiments résidentiels et terrains sous-jacents)

Les logements sont enregistrés dans les comptes de patrimoine sous la forme de deux actifs, les bâtiments résidentiels et les terrains qui les supportent. Or les prix des transactions de logements observés sur le marché se rapportent à la somme de ces deux actifs, sans distinction entre le terrain et le bâtiment. Dans le cas particulier de la construction sur terres nouvelles, le terrain viabilisé peut être acheté en préalable à la construction. Néanmoins, il ne s'agit pas encore à proprement parler d'un terrain supportant un logement.

La valeur des logements et des terrains qui les supportent sont donc estimées de façon combinée, à l'aide de modèles mobilisant les sources de données supplémentaires suivantes :

- L'édition 1988 de l'Enquête Nationale sur le Logement (ENL 1988), conduite par l'Insee, permet d'estimer ponctuellement la valeur du stock de logements, terrains compris.
- Le fichier IMO de la Direction Générale des Impôts donne, pour la dernière fois en 1988, une évaluation du prix des terrains bâtis.
- Les surfaces en terrains supportant des logements sont estimées annuellement par l'enquête Teruti-Lucas, adaptation française de l'enquête européenne Teruti.

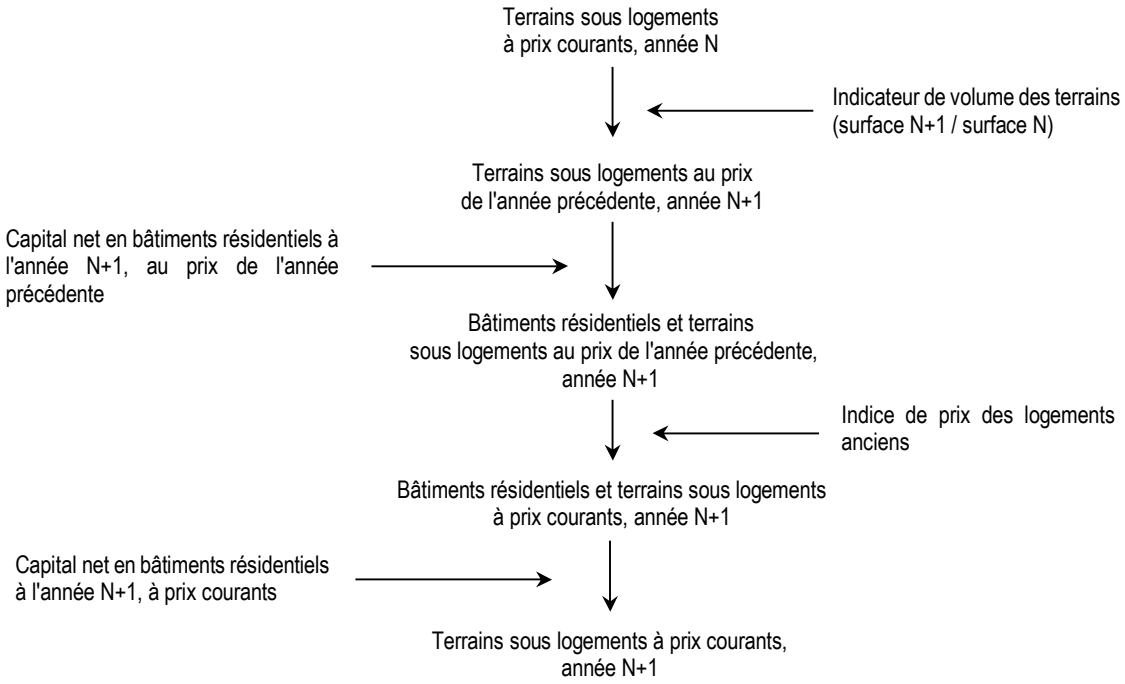
- L'évolution de la valeur de marché des logements (terrains compris) est évaluée à l'aide de l'indice de prix des logements anciens, issu d'un partenariat entre l'Insee, la Chambre des Notaires de Paris et le Conseil supérieur du Notariat. Cet indice est construit suivant un modèle de prix hédoniques, qui explique la valeur d'un logement par ses caractéristiques (localisation, surface, qualité, etc.).

La méthode est itérative, avec une initialisation des séries en 1988 ; l'ENL 1988 fournit en effet une estimation de l'ensemble des logements et des terrains sous-jacents, tandis que les données de surfaces et de prix permettent d'estimer la valeur des terrains à part. La valeur des bâtiments résidentiels en 1988 est alors obtenue par solde.

Pour les années suivantes, le capital en bâtiments résidentiels est actualisé à partir de la FBCF en logements, à l'aide d'une méthode d'inventaire permanent modifiée. Cette méthode permet d'obtenir des séries de capital à prix courants, mais aussi au prix de l'année précédente. Cette dernière série est indispensable à l'évaluation du patrimoine en terrains sous logements à prix courants.

En effet, pour toute année postérieure à 1988, les terrains sont d'abord estimés au prix de l'année précédente en appliquant l'accroissement des surfaces sous logements au stock de terrains de l'année précédente, valorisés à prix courants. On y ajoute les bâtiments résidentiels au prix de l'année précédente pour obtenir l'ensemble des logements (terrains compris) au prix de l'année précédente. Ce stock est ensuite converti en prix courants à l'aide de l'indice Insee-notaires des prix des logements anciens. Comme le patrimoine en bâtiments résidentiels à prix courants est par ailleurs estimé par la méthode de l'inventaire permanent, le patrimoine en terrains sous logements à prix courants est obtenu par solde.

Cette dernière étape sur le calcul du patrimoine en terrains sous logements à prix courants peut être résumée par le schéma ci-dessous, où N est supérieur ou égal à 1988. Pour les années antérieures à 1988, le même raisonnement est appliqué à rebours.



4.1.4. Les terrains autres que les terrains supportant des logements

La valeur des autres terrains est obtenue de façon plus aisée, en multipliant des surfaces et des prix.

Les surfaces sont issues de l'enquête Teruti-Lucas, qui fournit une répartition du territoire métropolitain en plusieurs catégories de terrains (terrains sous logements, sous bâtiments non résidentiels agricoles et non agricoles, sous voies et réseaux de communication, terres cultivées, forêts, landes, chantiers et terrains vagues urbains, etc.). Une partie du territoire est considérée comme non valorisé, et des sources annexes sont mobilisées pour appliquer cette nomenclature aux DOM.

Les prix de ces terrains sont reconstruits pour les besoins du compte de patrimoine, car il existe peu de sources sur le prix des terrains isolés des actifs qu'ils supportent. Ainsi :

- le prix des terrains supportant des logements est directement estimé à partir de la valeur de ces terrains, rapportée à la surface sous logements fournies par l'enquête Teruti-Lucas.
- le prix des terres agricoles est estimé comme une moyenne pondérée par les surfaces des prix des terres cultivées et des prés, des vignes AOC et des vignes non AOC. Les surfaces détaillées sont issues de la Statistique Agricole Annuelle, et les prix de l'enquête annuelle "valeur vénale des terres", conduite par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du ministère de l'Agriculture.

- le prix des fonds forestiers est également utilisé. Le fond forestier désigne les terrains supportant les forêts, et sa valeur est définie comme le solde entre la valeur totale de la forêt et la valeur du stock de bois qu'elle contient. Le prix est donc issu d'un modèle spécifique, dont une des données sources est le prix moyen de transaction des forêts publié par la Société Forestière de la Caisse des Dépôts et Consignation (SFCDC).

En l'absence de source spécifique les concernant, les terrains supportant des bâtiments non résidentiels agricoles sont valorisés au prix moyen des terres agricoles, les terrains sous bâtiments non résidentiels non agricoles le sont au prix des terrains sous logements, et les terrains sous voies et réseaux de communication sont valorisés à l'aide d'une combinaison des prix des terres agricoles et des prix des terrains sous logements.

Une partie des terrains ne supportant pas de constructions est considérée comme potentiellement urbanisable à moyen terme, et est valorisée à un prix proche de celui des terrains sous logements.

4.2. Les constructions et les terrains qui les supportent représentent l'essentiel du patrimoine économique national

Le terme "d'artificialisation" des sols, titre officiel de l'ESCo, est un processus dont les déterminants sont à analyser, mais c'est également un état à décrire. D'un point de vue strictement économique, l'ensemble des terrains artificialisés et des constructions qu'ils supportent représentent l'essentiel du patrimoine national, alors qu'ils n'occupent qu'une faible proportion de la surface du territoire. Ce patrimoine immobilier a connu une forte croissance depuis le milieu des années 1990, moins en raison de la progression des surfaces bâties que de celle des prix de transaction des constructions existantes.

4.2.1. Les constructions et les terrains bâtis représentent 80% de la valeur des actifs non financiers de l'économie française en 2015

Fin 2015, la valeur du patrimoine économique national est de 13 585 milliards d'euros. Il est essentiellement composé d'actifs non financiers (13 772 milliards d'euros), desquels il faut retrancher une dette envers le reste du monde de 187 milliards d'euros. En effet, si les actifs financiers et les passifs atteignent chacun des niveaux considérables, ils restent du même ordre de grandeur et leur solde est faible en comparaison. Les actifs immobiliers (constructions et terrains) représentent 86% des actifs non financiers, à 11 831 milliards d'euros (Tableau 1). Cependant, l'essentiel de leur valeur est concentré par les logements, bâtiments non résidentiels, ouvrages de génie civil, ainsi que par les terrains qui les supportent. Les actifs issus de « l'artificialisation » des sols représentent ainsi 80% des actifs non financiers de l'économie. L'essentiel des surfaces du territoire économique sont non bâties (terres cultivées, landes, forêts), mais leur poids dans le patrimoine est faible.

Tableau 1. Les constructions et terrains dans les actifs non financiers de l'économie française
(Source : Insee, comptes nationaux base 2010)

	Niveaux fin 2015 (milliards d'euros courants)	Poids dans les actifs non financiers (%)
Constructions et terrains, dont :	**11 831**	**86**
Constructions, dont :	6 174	45
Logements	*4 238*	*31*
Bâtiments non résidentiels et ouvrages de génie civil	*1 936*	*14*
Terrains, dont :	5 657	41
Terrains supportant des constructions	*4 782*	*35*
Terrains cultivés	*481*	*3*
Autres terrains[1]	*393*	*3*

[1].Terrains de loisirs et plans d'eau associés, forêts, landes, chantiers et terrains vagues urbains.

4.2.2. La valeur des actifs immobiliers a fortement progressé depuis les années 1990, en raison de l'inflation des prix des logements

Entre fin 1990 et fin 2015, la valeur du patrimoine en constructions et terrains bâtis de l'économie nationale a été multipliée par 3,5 (+ 250%, Tableau 2). Cette forte progression correspond à une croissance moyenne de 5,1% par an, pendant 25 ans. Elle est principalement imputable à l'accroissement des prix des logements, qui a été particulièrement rapide entre le milieu des années 1990 et la crise de 2008.

En effet, en France, le prix des logements anciens a été multiplié par 2,5 en dix ans[12], entre fin 1997 et fin 2007. Cette décennie de forte croissance fait suite à un léger recul des prix au début des années 1990. En 2008, les prix des logements ont baissé

[12] Indice des prix des logements anciens publié par l'Insee, en partenariat avec la Chambre des Notaires de Paris et le Conseil supérieur du Notariat.

de façon très significative (- 5,6%), avant de rebondir dès 2010. Néanmoins, ils ont de nouveau reculé, plus légèrement, entre fin 2011 et fin 2014. Ces prix se sont stabilisés en cours d'année 2015 et croissent à nouveau depuis. Au total, les prix des logements anciens ont été multipliés par 2,25 entre fin 1990 et fin 2015 (Figure 4).

Tableau 2. Compte de variation de patrimoine en constructions et terrains bâtis de l'économie nationale en milliards d'euros (Source : Insee, comptes nationaux base 2010)

Patrimoine de début d'année		Flux nets et ACV	Effets de marché	Patrimoine de fin d'année		Croissance sur la période (%)	Croissance annuelle moyenne (%)
1991	3 129	421	-29	3 522	1997	12,6	1,7
1998	3 522	1 125	5 519	10 166	2007	189	11,2
2008	10 166	190	-548	9 808	2008	-3,5	-3,5
2009	9 808	473	893	11 174	2011	13,9	4,4
2012	11 174	539	-758	10 956	2015	-2,0	-0,5
1991	3 129	2 750	5 078	10 956	2015	250	5,1

Lecture : La valeur du patrimoine en constructions et terrains bâtis de l'économie nationale était de 10 956 milliards d'euros fin 2015, après 11 174 milliards d'euros début 2011. L'écart entre ces deux dates est dû pour 539 milliards d'euros aux flux nets et autres changements de volume, et pour – 758 milliards d'euros aux effets de marché.

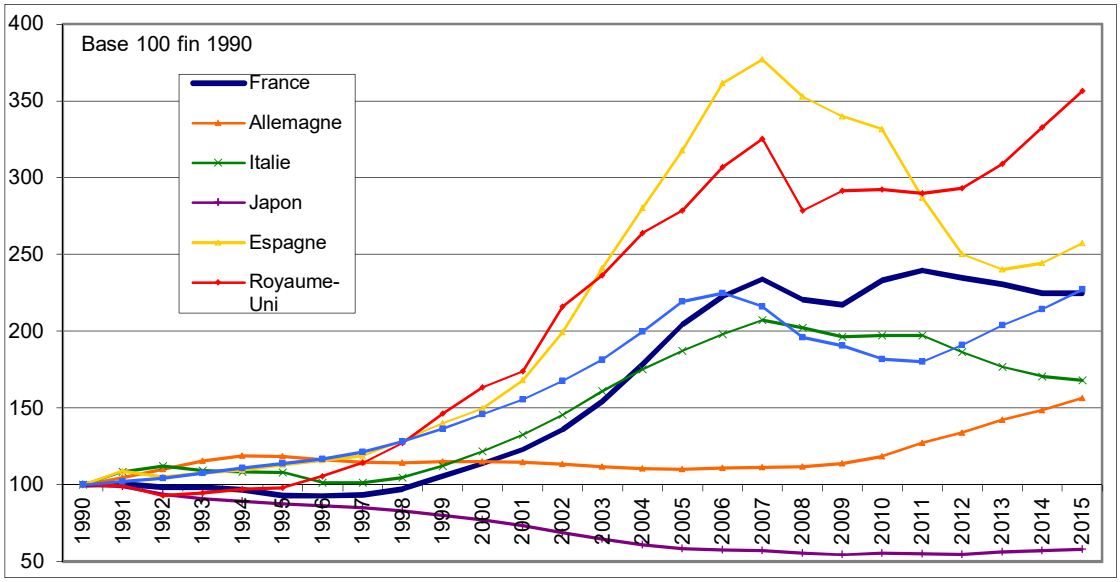


Figure 4. Indice de prix de fin d'année des logements anciens (Source : Calculs à partir de l'indice analytique trimestriel des prix des logements de l'OCDE)

Le dynamisme des prix des logements au début des années 2000 n'est pas spécifique à la France. Il s'agit d'un phénomène observé dans la plupart des pays développés, notamment en Espagne, en Italie et aux États-Unis. Dans ces trois économies, le choc de 2008 s'est traduit par un recul des prix des logements plus important et plus étalé dans le temps qu'en France, bien qu'ils aient déjà rebondi très fortement aux États-Unis. Au Royaume-Uni, le choc ne s'est pas prolongé au-delà de 2008 ; il a été suivi par plusieurs années de stabilité, puis par une nouvelle envolée des prix à partir de 2013. Il s'agit du pays où l'évolution des prix des logements depuis le début des années 2000 est la plus comparable avec celle qu'a connu la France, avec une forte progression suivie d'une résistance à la baisse. L'Allemagne et le Japon font figure d'exception, car ils n'ont pas connu de forte inflation des prix de l'immobilier. En Allemagne, les prix des logements sont restés relativement stables au cours de la décennie précédant la crise de 2008, et s'accroissent progressivement depuis. Au Japon, ils ont presque été divisés par deux entre fin 1990 et fin 2008, en raison de l'éclatement de la bulle immobilière de la fin des années 1980, et de la spirale déflationniste qui en a découlé. Depuis 2008, ils ont néanmoins tendance à se stabiliser.

La prépondérance des effets liés à l'inflation des prix de l'immobilier peut se mesurer dans le compte de variation de patrimoine en constructions et terrains bâtis de l'économie française. Ce compte est composé de la valeur du patrimoine en début de période, en fin de période et des sources de variations entre ces deux dates. Dans le tableau 2, les variations dues aux fluctuations du prix des actifs (« effets de marché ») sont distinguées de celles expliquées par des changements physiques (« flux nets et ACV »). Ceux-ci proviennent des investissements nets de la dégradation des investissements passés (Formation Brute de Capital Fixe moins Consommation de Capital Fixe) et d'autres changements de volumes (ACV). Ainsi, la valeur du patrimoine en constructions et terrains bâtis est passée de 3 129 milliards d'euros fin 1990 à 10 956 milliards d'euros fin 2015. Les effets de marché portant sur le prix des actifs ont joué pour 5 078 milliards d'euros dans cette croissance, tandis que les flux nets et ACV l'expliquent à hauteur de 2 750 milliards d'euros. Les deux tiers de la croissance patrimoniale enregistrée au

cours de 25 dernières années provient donc de la progression des prix. Les effets de marché ont principalement joué à la hausse entre fin 1997 et fin 2007, et expliquent au contraire les reculs enregistrés en 2008 et entre 2012 et 2015.

La variation des prix de l'immobilier impactant principalement la valeur des terrains bâtis, celle-ci a plus rapidement progressé que celle des constructions. Ainsi, la part des terrains dans l'ensemble des constructions et terrains bâtis a fortement augmenté depuis le milieu des années 1990. Ils représentaient 50 % de la valeur des constructions et des terrains qui les supportent fin 2007, contre à peine 15% fin 1997. Cette part a légèrement diminué depuis, pour s'établir à un peu moins de 45% fin 2015.

Une autre conséquence de la forte progression de la valeur des terrains bâtis est l'enrichissement de l'économie française en termes d'années de production. En effet, depuis le début des années 1990, le patrimoine non financier s'est élevé plus rapidement que la production nette annuelle de l'économie (Figure 5). Le patrimoine non financier est ici rapporté au Produit Intérieur Net (PIN, c'est-à-dire le PIB net de CCF), car il est lui-même un stock net, qui tient compte de l'usure et de l'obsolescence du capital. Il représentait l'équivalent de 7,7 années de PIN fin 2007, contre 4,3 années fin 1997, soit un enrichissement considérable en 10 ans. L'essentiel de cet enrichissement provient des terrains supportant des constructions, dont la valeur est passée de l'équivalent de 0,5 année de PIN fin 1997 à 3,1 années fin 2007. Depuis, le patrimoine non financier de l'économie française a peu évolué en termes d'années de production et représente 7,7 années de PIN fin 2015 comme fin 2007.

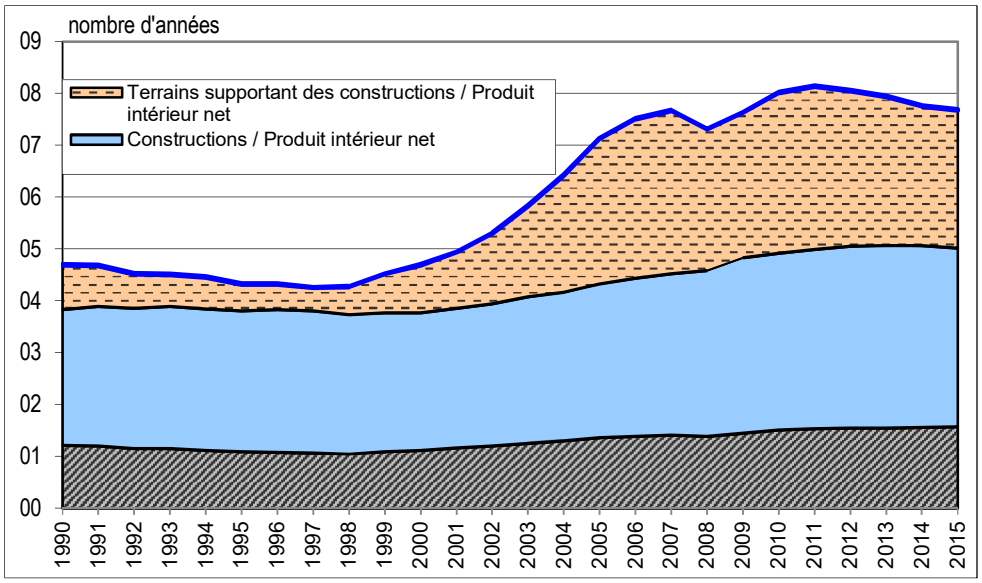


Figure 5. Patrimoine non financier de l'économie nationale rapporté au produit intérieur net de l'année
(*Source : Insee, comptes nationaux base 2010)*

L'impact des flux nets d'investissements en constructions apparaît secondaire dans les évolutions du patrimoine immobilier de l'économie. Parmi ces flux, une partie seulement concerne la construction sur des terres nouvelles, le reste ayant pour objet des travaux de réfection ou de reconstruction sur des surfaces déjà bâties. Ainsi, la surface des terrains supportant des logements, des bâtiments non résidentiels et des ouvrages de génie civil n'a progressé que d'un peu moins de 40% entre fin 1990 et fin 2015, d'après les données des enquêtes Teruti-Lucas.

4.3. La valeur patrimoniale des constructions sur terres nouvelles

4.3.1. Essai de valorisation à partir des comptes de patrimoine

Les comptes de patrimoine fournissent une estimation de la valeur de l'ensemble du stock de biens immobiliers existant à la fin de l'année en cours. Ils ne permettent pas d'isoler la valeur des constructions sur des terres nouvelles de l'ensemble, cependant il est possible d'en produire une approximation à l'aide de la variation des surfaces bâties, fournies par l'enquête Teruti-Lucas.

A) Méthode employée pour l'estimation

Cette partie est limitée à l'ensemble des biens immobiliers suivants, ainsi qu'aux terrains qui les supportent :
- les logements,
- les bâtiments non résidentiels (BNR) non agricoles,
- les ouvrages de génie civil (routes, voies ferrées, tunnels, barrages, et toute construction autre que bâtiments résidentiels et non résidentiels).

D'une part, il paraît préférable d'exclure les bâtiments non résidentiels à usage agricole de cette étude, car l'ESCo est implicitement tournée vers les phénomènes d'urbanisation. L'enquête Teruti-Lucas permet de distinguer les surfaces sous bâtiments non résidentiels agricoles des autres, quant aux constructions qu'elles supportent on fera l'hypothèse qu'il s'agit des bâtiments non résidentiels possédés par la branche « agriculture ». À noter que la construction de ce type de bâtiments sur des terres agricoles ne génère aucun accroissement du patrimoine en terrains, les terrains sous bâtiments non résidentiels agricoles étant valorisés au prix des terres agricoles dans le compte de patrimoine.

D'autre part, les terrains sous chantiers sont négligés par commodité, car le type de construction en cours qu'ils supportent n'est pas connu. On supposera que ces surfaces sont dans un état transitoire entre les terrains vagues et les surfaces bâties, donc qu'elles sont incluses de fait dans les surfaces bâties des années ultérieures.

Pour chacun des trois types de constructions retenues, la valeur des bâtiments construits sur des terres nouvelles au cours d'une période ainsi que la valeur de ces terrains est estimée assez simplement. Le principe est de multiplier l'accroissement des surfaces bâties mesuré au cours de la période par le prix moyen à l'hectare des constructions et terrains sous-jacents, enregistré en fin de période. Ce prix est obtenu en divisant la valeur du patrimoine en constructions et terrains bâtis par la surface totale de ces terrains. À noter que l'estimation obtenue constitue elle-même un patrimoine de fin de période, qui inclut les plus ou moins-values relatives aux variations des prix des terrains bâtis au cours de la période. Il ne s'agit donc pas à proprement parler de la valeur des constructions sur terres nouvelles au moment de leur achèvement. Le cas où les surfaces bâties diminuent entre deux dates n'est pas traité ici, car cette situation n'a pas été observée pour les types de constructions retenues.

Ainsi, le patrimoine en constructions (y.c. terrains) bâties sur des terres nouvelles entre les dates n et n+t, et valorisé au prix de la date n+t, peut s'écrire sous la forme suivante :

$$Patrimoine_{n+t}^{TerresNouvelles\ [n;n+t]} = \frac{Patrimoine_{n+t}^{Ensemble}}{\text{Surfaces bâties}_{n+t}} \times \left(\text{Surfaces bâties}_{n+t} - \text{Surfaces bâties}_{n}\right) \quad \textbf{(1)}$$

Cette méthode se fonde sur des hypothèses assez peu réalistes, mais néanmoins nécessaires compte tenu du degré d'agrégation du compte de patrimoine :

- Le prix utilisé pour chaque type de terrain supportant des constructions est construit comme une moyenne à l'échelle nationale. Cela ne pose pas de problème pour valoriser l'ensemble du patrimoine existant, cependant la plupart des constructions sur terres nouvelles se font, par définition, à distance des villes-centres déjà densément urbanisées, dans des zones où les prix sont moins élevés. L'équation **(1)** conduit donc probablement à surestimer la valeur des terrains nouvellement bâtis.
- L'estimation n'est également pas très robuste pour les bâtiments, car la méthode employée revient à supposer que ces derniers sont de densité et de qualité égales sur les terres nouvelles et sur les terres plus anciennement bâties. D'une part, les espaces nouvellement bâtis dans le cadre des processus de péri-urbanisation sont moins denses que les villes-centres, du fait de la place plus importante qu'y occupent les logements individuels. La valeur des bâtiments construits sur des terres nouvelles risque donc d'être surestimée dans l'équation **(1)**. D'autre part, ces bâtiments sont neufs, donc n'ont pas eu le temps de se dégrader depuis leur construction, contrairement aux bâtiments plus anciens. Dans les comptes de patrimoine, cela se traduit par le fait que la CCF est nulle ou très faible pour les flux de FBCF les plus récents, les investissements plus anciens étant en partie amortis voire déclassés (*cf.* section 1 de ce chapitre). Ce second argument va plutôt dans le sens d'une sous-estimation du patrimoine en bâtiments construits sur des terres nouvelles, car l'équation **(1)** répartit un patrimoine lui-même net de CCF au prorata des surfaces nouvellement bâties et anciennement bâties.

Une autre manière d'estimer la valeur des bâtiments et ouvrages de génie civil construits sur des terres nouvelles serait de se fonder sur la FBCF en constructions, qui modélise les investissements réalisés au cours de chaque année en constructions. Cependant, la FBCF concerne également les travaux de reconstruction sur sols bâtis ainsi que le gros entretien des structures existantes, sans distinction possible. En pratique, les estimations des bâtiments construits sur des terres nouvelles à partir de l'équation **(1)** sont systématiquement inférieures à la FBCF en construction enregistrée au cours de la même période, ce qui est cohérent avec l'existence de travaux de gros entretien et de rénovation urbaine.

En transformant l'équation **(1)**, on peut obtenir une nouvelle expression de la valeur de l'ensemble du patrimoine en constructions et terrains bâtis à la date n+t, qui tient compte de la construction sur terres nouvelles depuis la date n :

$$Patrimoine_{n+t}^{Ensemble} = \frac{\text{Surfaces bâties}_{n}}{\text{Surfaces bâties}_{n+t}} \times Patrimoine_{n+t}^{Ensemble} + Patrimoine_{n+t}^{TerresNouvelles\ [n;n+t]} \quad \textbf{(2)}$$

Le premier terme de l'équation **(2)** est une estimation de ce que serait le patrimoine en constructions et terrains bâtis à la fin de l'année n+t s'il n'y avait pas eu de constructions sur terres nouvelles au cours des t années précédentes. D'où la forme ci-dessous, où le premier terme représente la valeur de ce patrimoine "à surface bâtie constante" :

$$Patrimoine_{n+t}^{Ensemble} = Patrimoine_{n+t}^{Surface\ Constante\ [n;n+t]} + Patrimoine_{n+t}^{Terres\ Nouvelles\ [n;n+t]} \quad \textbf{(3)}$$

B) Résultats pour l'ensemble de l'économie nationale

En pratique, l'accroissement des surfaces bâties issues de l'enquête Teruti-Lucas est assez irrégulier d'une année à l'autre, et difficile à interpréter. Les résultats sont donc présentés sous une forme agrégée, en reprenant les périodes de la section 2. Ainsi, le tableau 3 présente l'accroissement des surfaces en terrains sous logements, sous bâtiments non résidentiels non agricoles et sous ouvrages de génie civil au cours de ces périodes. En l'espace de 25 ans, ces surfaces bâties ont augmenté de près de 43%, d'après l'enquête Teruti-Lucas. Malgré une accélération entre fin 2007 et fin 2011, cet accroissement a été assez régulier entre fin 1990 et fin 2015 (environ + 1,4% par an en moyenne). Il correspond à une consommation de terrains non bâtis d'environ 60 000 hectares par an, ce qui est un peu supérieur à la consommation mesurée par les enquêtes Corine Land Cover et par les fichiers fonciers de la Direction Générale des Finances Publiques (DGFiP).

Tableau 3. Surfaces des terrains sous logements, BNR non agricole et ouvrages de génie civil
Source : Calculs à partir des données des enquêtes Teruti-Lucas (à gauche)

Surfaces totales (milliers d'ha)	
Fin 1990	3 434
Fin 1997	3 802
Fin 2007	4 364
Fin 2008	4 442
Fin 2011	4 668
Fin 2015	4 899

Période	**Accroissement total**		**Accroissement annuel moyen**	
	en milliers d'ha	en %	en milliers d'ha	en %
début 1991 - fin 1997	368	10,7	53	1,5
début 1998 - fin 2007	562	14,8	56	1,4
début 2008 - fin 2008	77	1,8	77	1,8
début 2009 - fin 2011	226	5,1	75	1,7
début 2012 - fin 2015	231	5,0	58	1,2
début 1991 - fin 2015	*1 465*	*42,7*	*59*	*1,4*

Si le rythme de croissance des surfaces bâties est assez régulier, ce n'est pas le cas de celui de leur valeur patrimoniale et de celle des constructions qu'ils supportent. Ce rythme est présenté par le tableau 4, qui donne la valeur du patrimoine de fin de période en logements, bâtiments non résidentiels non agricoles, ouvrages de génie civil et terrains supportant ces constructions, ainsi que sa décomposition fournie par l'équation **(3)**. Ainsi, fin 2015, la valeur de l'ensemble de ces constructions et terrains atteignait 11 217 milliards d'euros. Ce patrimoine n'aurait été que de 7 616 milliards d'euros s'il n'y avait pas eu de construction sur des terres nouvelles entre fin 1990 et fin 2015. L'écart de 3 601 milliards d'euros, qui représente près d'un tiers du total, peut être considéré comme le résultat de l'emprise urbaine réalisée au cours de ces 25 années (mais il ne faut pas perdre de vue les limites de cette estimation).

Le patrimoine bâti sur des terres nouvelles tient compte de l'accroissement des prix de l'immobilier au cours de la période. Par exemple, un terrain supportant un logement construit dans un lotissement en 1991 n'est pas valorisé à son coût d'achat de fin 1991, mais à la valeur moyenne des terrains supportant des logements de fin 2015. Pour cette raison, le patrimoine bâti sur des terres nouvelles entre début 1991 et fin 2015 n'est pas égal à la somme de ce patrimoine au cours des périodes intermédiaires dans le tableau 4.

Tableau 4. Patrimoine de fin de période en bâtiments et terrains sous-jacents, en milliards d'euros courants
Source : Calculs à partir des données Insee, comptes nationaux base 2010

Période	**Patrimoine de fin de période** dont :	patrimoine à surface constante au cours de la période	patrimoine bâti sur des terres nouvelles au cours de la période
début 1991 - fin 1997	3 521	3 147	374
début 1998 - fin 2007	10 460	8 930	1 530
début 2008 - fin 2008	10 061	9 888	173
début 2009 - fin 2011	11 474	10 953	521
début 2012 - fin 2015	11 217	10 689	528
début 1991 - fin 2015	*11 217*	*7 616*	*3 601*

La construction sur des terres nouvelles a joué un rôle non négligeable dans la progression du patrimoine immobilier non agricole de l'économie nationale. En effet, alors que la valeur de ce patrimoine a été multipliée par près de 3,6 entre fin 1990 et fin 2015 (+ 257%, *tableau 4*), les constructions sur terres nouvelles ont contribué à hauteur de + 114,5 points à cette croissance, contre + 142,1 points pour le patrimoine en constructions et terrains bâtis limité aux surfaces de fin 1990. Cette contribution élevée (environ 45% de la croissance totale) résulte de la combinaison de l'accroissement des surfaces bâties et de la progression de leur prix au cours du temps, ce dernier effet jouant pour les terrains déjà bâtis avant 1990 comme pour les terrains bâtis après.

Dans le détail, la construction sur terres nouvelles explique la quasi-totalité de la progression du patrimoine en constructions non agricoles et terrains bâtis entre fin 1990 et fin 1997, car les prix de l'immobilier ont peu évolué au cours de la période. Au contraire, la contribution de l'urbanisation est relativement plus faible entre fin 1998 et fin 2007, alors que la forte croissance des prix de l'immobilier explique l'essentiel de la contribution du patrimoine. Enfin, les constructions sur des terres nouvelles ont limité les reculs du patrimoine immobilier enregistrés en 2008 puis entre fin 2011 et fin 2015, l'accroissement des surfaces bâties compensant en partie la baisse des prix de transaction.

Tableau 5. Évolution du patrimoine en constructions non agricoles et terrains sous-jacents (%)
(Source : Calculs à partir des données Insee, comptes nationaux base 2010)

Période	Évolution totale (en %)	Contribution du patrimoine à surface constante (en points)	Contribution du patrimoine bâti sur des terres nouvelles au cours de la période (en points)
début 1991 - fin 1997	11,9	0,0	11,9
début 1998 - fin 2007	197,1	153,6	43,5
début 2008 - fin 2008	-3,8	-5,5	1,7
début 2009 - fin 2011	14,0	8,9	5,2
début 2012 - fin 2015	-2,2	-6,8	4,6
début 1991 - fin 2015	*256,6*	*142,1*	*114,5*

4.3.2. Pour aller plus loin : tenir compte de la valeur des terres consommées dans la construction sur terres nouvelles ?

La valorisation patrimoniale des constructions sur des terres nouvelles ne correspond pas tout à fait à l'accroissement du patrimoine qu'elles génèrent, car elles consomment des terres non bâties qui sont également une composante de la richesse de la Nation. Pour obtenir une « valeur ajoutée » au patrimoine de la construction sur des terres nouvelles, il faudrait tenir compte de cette destruction. Par ailleurs, la réduction des surfaces non bâties est source de consommation de richesses non valorisées dans le compte de patrimoine, telles que la biodiversité ou certains écosystèmes.

Les comptes de patrimoine ne permettent pas de déterminer précisément l'origine des nouvelles surfaces bâties. Cependant, les exploitations des enquêtes Corine Land Cover indiquent que les terres artificialisées depuis 2000 proviennent à près de 90% de terres agricoles (Antoni, 2011; Janvier *et al.*, 2015). Aussi, on peut considérer que l'ensemble des terres consommées par la construction sur des terres nouvelles étaient à l'origine des terres agricoles. Cette hypothèse est d'autant moins coûteuse que, comparés au prix des terrains bâtis, les prix des terres agricoles et des fonds forestiers sont très proches et très faibles.

Cependant, une partie des terres non bâties, y compris des terres agricoles, sont valorisées à un prix élevé, celui-ci tenant compte du fait qu'elles sont potentiellement urbanisables à court ou moyen terme. La façon dont ces surfaces sont prises en compte dans le calcul de la valeur des terres consommées par l'artificialisation des sols est donc déterminante du résultat obtenu. En effet, si la prise en compte des pertes engendrées par la construction sur terres nouvelles est marginale lorsque les terres consommées sont valorisées au seul prix des terres agricoles, elle devient significative lorsque l'on considère que le caractère urbanisable de ces terres était déjà pris en compte dans le calcul du patrimoine. Il n'est malheureusement pas possible de déterminer la part des terres urbanisables dans les terres consommées par l'étalement urbain.

En effet, l'accroissement des surfaces artificialisées est supérieur à la réduction des surfaces dites urbanisables. Cela traduit le fait que la construction sur des terres nouvelles rend potentiellement urbanisables les terrains adjacents, qui n'étaient pas nécessairement considérés comme tels auparavant. D'un point de vue purement patrimonial, il s'agit d'une externalité positive de l'étalement urbain : la construction sur des terres nouvelles accroît la valeur de ces terres, mais aussi celle des terres qui les entourent (Cavailhès *et al.*, 2011).

4.4. Conclusion

Les actifs résultant de l'urbanisation du territoire constituent l'essentiel du patrimoine économique de la France. Par ailleurs, ils ont contribué à l'essentiel de l'enrichissement de l'économie française depuis le début des années 1990. Cette contribution est principalement due à la progression des prix de marché auxquels sont valorisés le stock de constructions et de terrains bâtis existants, mais les constructions sur des terres nouvelles au cours de la période ont également joué un rôle important. En effet, l'étalement urbain a permis d'augmenter le stock de constructions *via* la progressions des surfaces artificialisées, soit d'accroître le support de prix eux-mêmes en forte hausse. Il existe un tel écart entre le prix des terres agricoles consommées et le prix des terrains bâtis que l'effet de l'urbanisation sur le patrimoine économique est sans conteste positif. Néanmoins, il s'agit bien d'un patrimoine purement économique, qui ne tient pas compte de la biodiversité ni de la valeur esthétique accordée aux territoires consommés.

5. Contribution de la construction sur des terres nouvelles à la croissance économique et à la création d'emploi

Auteur : Pierre Madec (OFCE), expert technique

Du fait de sa forte concentration en emplois, le secteur de la construction, résidentielle ou non, contribue positivement à la création d'emplois et à la croissance. La production de logements neufs, notamment sur terres nouvelles, dans les zones les plus tendues à la densité résidentielle élevée, est à même de répondre aux besoins en logements des ménages et ainsi participer à la baisse des prix immobiliers. La construction sur terres nouvelles de locaux non résidentiels est quant à elle en capacité de participer aux développements économiques de territoires au sein desquels la concentration de l'emploi se développe. Enfin, la construction, notamment sur terres nouvelles, constitue par nature des investissements à même de soutenir la croissance. En effet, une grande partie de la théorie économique a démontré l'impact bien plus positif à terme sur la croissance des dépenses d'investissement relativement aux dépenses « courantes »[13].

Une fois explicitée la place occupée par le secteur de la construction dans l'économie française, nous modéliserons à l'aide du modèle macroéconomique multisectoriel ThreeMe[14] l'impact sur l'emploi et la valeur ajoutée d'une hausse de l'investissement dans le secteur. Dans un dernier temps, nous mentionnerons les retombées socioéconomiques d'une augmentation de la production de logement.

5.1. Quelle place du secteur de la construction dans l'économie française ?

En 2015, le secteur de la construction comptait 1,3 million de salariés et plus de 300 000 travailleurs non salariés soit 6,1% de l'emploi total en France[15]. Si l'économie française est parvenue à créer, entre 2008 et 2015, 226 000 emplois salariés, le secteur de la construction en a détruit 152 000 sur la période (Figure 6).

Le secteur de construction a été, avec l'industrie, le secteur le plus touché par la grande crise économique de 2008 et a peiné jusqu'à récemment à se rétablir. Entre 2008 et 2015, la production y a baissé de 22 milliards (-18%) et formation brute de capital fixe (FBCF), c'est-à-dire l'investissement, de 2,5 milliards (-26%).

Si une amélioration semble à l'œuvre depuis la mi 2015, la situation conjoncturelle reste relativement dégradée au regard du passé. Depuis le début de la crise économique, la valeur ajoutée du secteur s'est réduite de 20% et l'investissement de 30% (Figure 7). Si la France a déjà connu au début des années 90 une crise de la construction d'une ampleur importante, les origines de celles-ci diffèrent sensiblement. En effet, alors que la crise des années 1990 trouvait sa source dans l'éclatement d'une bulle dans le secteur de la construction non résidentielle, celle de 2008 est principalement due au fort recul de l'investissement des ménages.

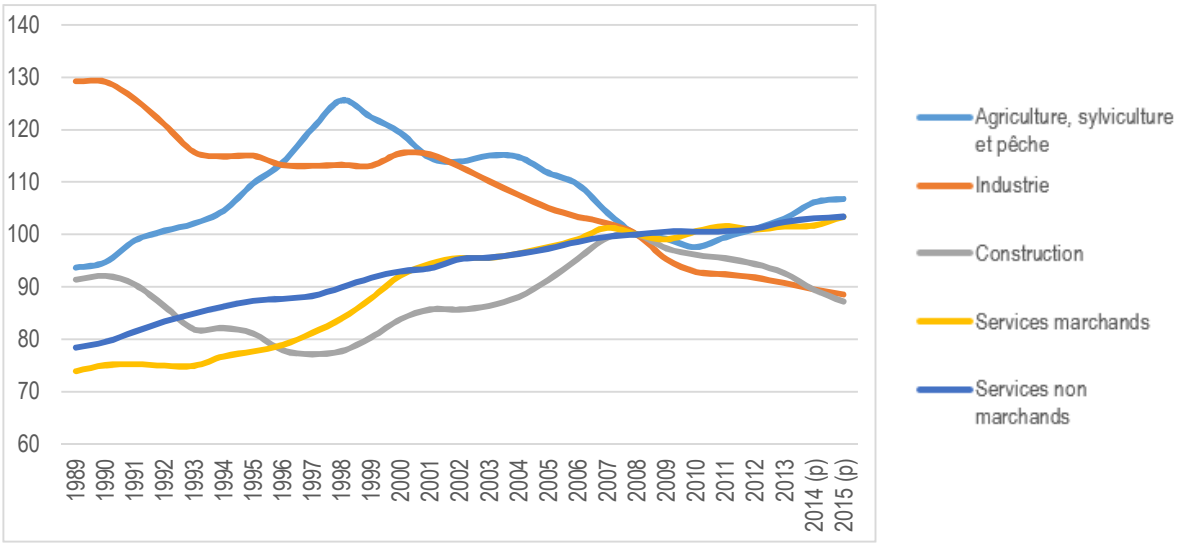


Figure 6. Evolution de l'emploi salarié par secteur (100=2008)
(Source : INSEE, Comptes nationaux annuels)

[13] Creel J., E. Heyer et M. Plane, « Petit précis de politique budgétaires », Revue de l'OFCE, 2011.
[14] Le modèle ThreeME a été développé conjointement par l'OFCE et l'ADEME. Voir notamment « Les propriétés dynamiques et de long terme du modèle ThreeME », Revue de l'OFCE n°149, 2016.
[15] L'industrie regroupait 3,1 millions de salariés, les services marchands plus de 10 millions et les services non marchands 7,8 millions.

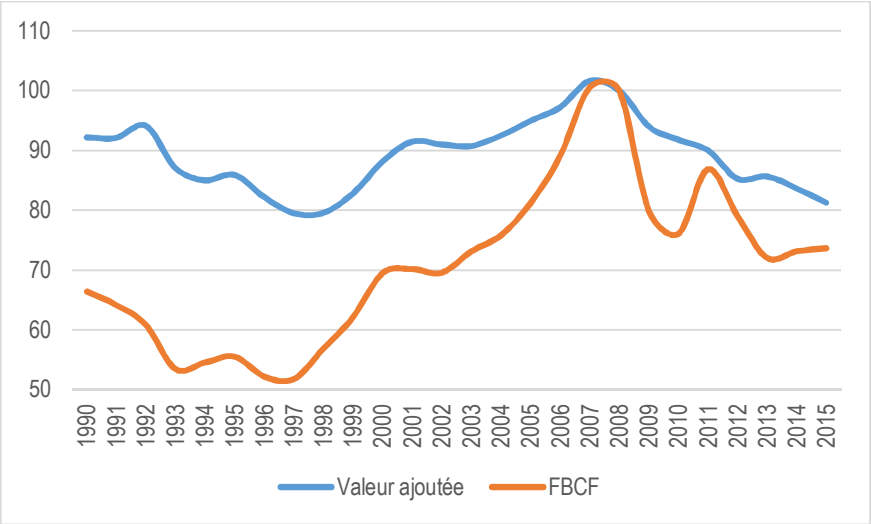


Figure 7. Valeur ajoutée et investissement (FBCF) dans le secteur construction (100=2008)
(Source : INSEE, Comptes nationaux annuels)

Entre les deuxièmes trimestres 2008 et 2015, l'investissement en construction des ménages a chuté de plus 20% (Figure 8). A lui seul, il a contribué négativement à la croissance de l'ordre de 1,4 point de PIB[16]. A titre de comparaison, la contribution de l'investissement des ménages, principalement en construction et en rénovation, à la croissance britannique a été nulle, sur la même période, expliquant ainsi en partie les divergences macroéconomiques des deux pays au cours de la période.

Rappelons que l'investissement immobilier, qu'il soit résidentiel ou pas, est l'une des composantes les plus volatiles du PIB et ce sans même mentionner les fortes révisions qui le touche (voir Madec et Péléraux, 2016).

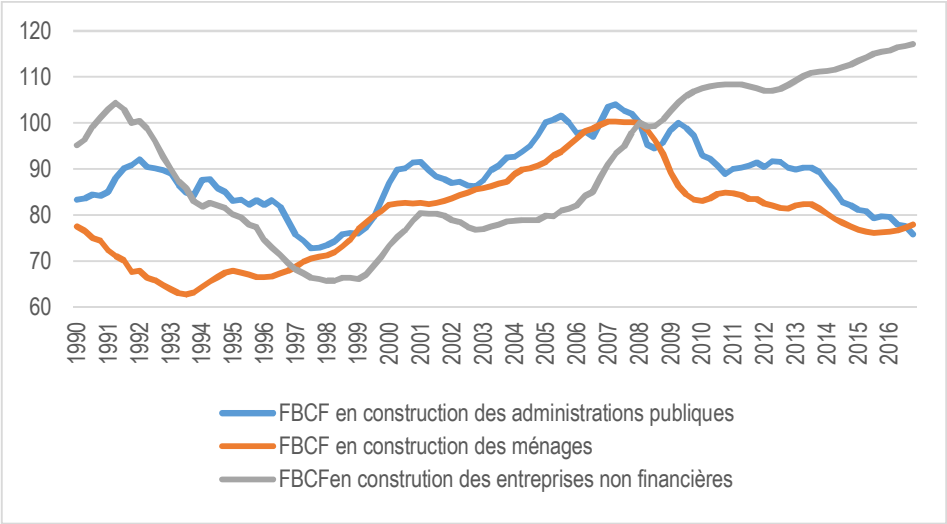


Figure 8. Investissement en construction par secteurs institutionnels (100=2008 T1)
(Source : INSEE, Comptes nationaux trimestriels)

5.2. Quels besoins de construction ?

Les besoins en construction regroupent tout à la fois les besoins en logement résultant notamment de la croissance du nombre de ménages, et les besoins en locaux professionnels et commerciaux engendrés par la croissance du nombre d'emplois et de l'évolution du nombre de chômeurs.

En 2014, le nombre de logements neufs commencés en France s'est élevé à un niveau légèrement supérieur à 290 000[17]. Le nombre de m² commencés descendait lui à un niveau historiquement bas (Figure 9). A titre de comparaison, le Commissariat général au développement durable (CGDD) chiffre la demande potentielle de logement entre 300 000 et 400 000 logements

[16] Voir « Les raisons d'une croissance plus forte au Royaume Uni qu'en France », INSEE Analyse, N°27, 2016
[17] Les données issues du SOES sont à interpréter avec prudence compte tenu des fortes révisions dont elles font l'objet. Si ces dernières n'affectent pas les dynamiques à l'œuvre, les niveaux de construction peuvent en être fortement modifiés.

par an à l'horizon 2030[18]. En France, la production de logements neufs répond dans un premier temps à un besoin démographique grandissant. Depuis le début des années 90, le nombre de ménage français a augmenté de près de 25% et à l'horizon 2030, il devrait croitre de 6% soit un dynamisme démographique trois fois supérieur à celui, moyen, de l'Union européenne. Depuis 20 ans, l'attractivité des grandes métropoles n'a cessé de se renforcer et les habitudes sociétales ont fortement modifié la structure des ménages. A titre d'exemple, les ménages composés d'une personne ont vu leur part dans la population croître de plus de 10 points en 20 ans. Ces évolutions ont pour conséquences un besoin de production de logements neufs tant pour permettre la bonne insertion des nouveaux ménages dans le marché du logement que pour améliorer l'adéquation territoriale de la demande et de l'offre de logement. Si certains de ces besoins nouveaux peuvent être satisfaits par la construction de logements plus petits sur des terrains déjà artificialisés, la construction sur terres nouvelles reste indispensable pour satisfaire au mieux les besoins exprimés et non exprimés.

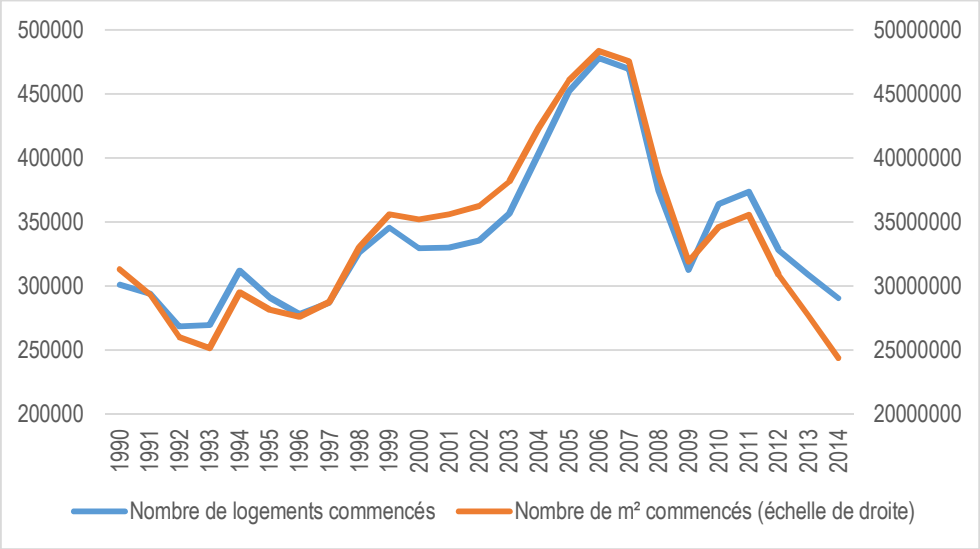


Figure 9. Nombre de logements et de m² commencés en France entière
(Sources : SOES, Ministère du Développement durable)

A cette production neuve nécessaire pour absorber la croissance du nombre de ménages s'ajoute évidemment les logements à construire pour pallier aux situations, trop nombreuses, de mal logement. Selon les données de la dernière enquête nationale Logement (ENL) de l'INSEE (2013), ce sont ainsi près de 900 000 personnes qui se trouvent actuellement en situation de privation de logement personnel. Entre 2001 et 2013, le taux d'effort des ménages du premier quartile de revenu a augmenté de plus de 6 points pour atteindre en moyenne 31,3% et 2,7 millions de ménages se trouvaient en situation de sur occupation (OFCE, 2015).

Le déficit de logements abordables s'est traduit, ces dernières années, par une augmentation du nombre des situations de marginalisation face au logement et donc de dégradation des conditions de logement des ménages les plus modestes. Si le nombre de logements ne constitue pas, dans un certain nombre de zones géographiques, un problème en soi, la bonne adéquation de l'offre et de la demande de logement est en cause. Compte tenu des forts mouvements de population observés, des transformations sociétales à l'œuvre mais également des transformations importantes des marchés de l'emploi, la construction n'est pas parvenue ces dernières décennies à contenir l'augmentation et la modification des besoins en logement français dans les zones les plus tendues, engendrant une hausse importante des coûts du logement sur ces territoires.

D'un point de vue purement économique, la sous production de logement à vocation de résidence principale a impacté fortement à la fois les conditions de vie des ménages mais également nous l'avons vu la croissance économique.

Dans un rapport remis à l'Observatoire national de la pauvreté et de l'exclusion sociale[19], l'OFCE a mis en exergue l'impact économique des situations de mal-logement. Ces dernières ont, directement ou indirectement, des impacts négatifs nombreux et coûteux tant pour les finances publiques que pour le niveau et la qualité de vie des ménages. Directement, ces situations engendrent des dépenses importantes - de l'ordre de 1,3 milliards d'euros – de prise en charge des situations de marginalisation face au logement (hébergement d'urgence, prévention de l'exclusion, etc.). L'ensemble des aides publiques au logement ayant pour but de palier à la fois les imperfections du marché immobilier mais aussi le manque de logement abordable dépassait en 2016 les 40 milliards d'euros. Enfin, à plus long terme, les couts indirects du mal logement sont nombreux. Toutes choses égales par ailleurs, les situations de mal logement augmentent significativement la probabilité des élèves d'être en échec scolaire, des actifs d'être au chômage et plus généralement la probabilité de se déclarer en mauvaise santé. Au total, ces coûts indirects du mal logement se chiffrent à plusieurs milliards d'euros (OFCE/ONPES, 2015).

[18] « La demande potentielle de logements à l'horizon 2030 : une estimation par la croissance attendue du nombre de ménages », CGDD, Août 2012.
[19] OFCE, « Mesure du coût économique et social du mal logement », Rapport pour l'ONPES, octobre 2015.

En 2001, Bosvieux et *al.*[20]. proposaient une modélisation non pas de la demande potentielle en logement, mesurée depuis longtemps par l'INSEE, mais du besoin de logement en Ile de France c'est à dire non pas du besoin en construction neuve et renouvellement mais bien à la fois la demande induite par la croissance du nombre de ménages et la demande « non exprimée » induite par des situations de logement non adéquates. Pour la seule région Ile de France, les auteurs chiffraient à 1,4 millions le nombre de ménages en situation de « besoins de logement », en additionnant à la fois les besoins de décohabitation et les ménages déjà formés.

A ces besoins en construction de logements viennent s'ajouter les besoins de construction de locaux non résidentiels. Entre 2007 et 2014, le nombre de m² de locaux commerciaux construits a baissé de 44% (Figure 10).

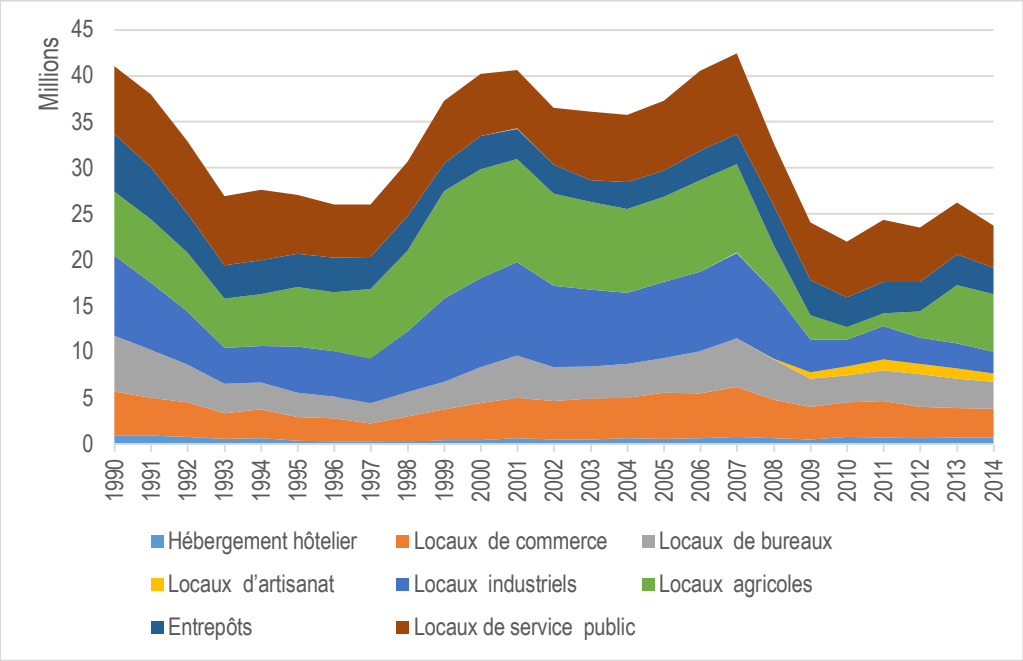


Figure 10. Nombre de m² de locaux commercé par catégorie d'activité
(Source : SoES Sources : SOES, Ministère du Développement durable)

La France a retrouvé, et maintenant dépassé (+1%) son niveau d'emploi salarié d'avant crise et ce alors même que le niveau de chômage est très supérieur à celui observé en 2008. L'amélioration du marché du travail devrait donc se traduire par un besoin en construction sur terres nouvelles important. Si le chiffrage de ces besoins nécessiterait la mobilisation de données à un niveau sectoriel et territoriale fin, l'existence de ces besoins nouveaux est indéniable. D'autant plus qu'une augmentation de la construction de logements et de locaux commerciaux, secteur riche en emploi, engendrerait elle-même des créations d'emplois accru et donc un besoin en construction plus grand.

5.3. Quel impact d'un choc de production dans le secteur du Bâtiment ?

Il est tout d'abord à noter que le secteur du BTP est le secteur le plus sensible à l'investissement public. Nous avons évalué l'impact d'une hausse de l'investissement public à l'aide du modèle macroéconomique, ThreeME, développé depuis 2008 dans le cadre d'un partenariat entre l'OFCE, l'ADEME et TNO. ThreeME est un modèle néo-keynésien multisectoriel dans lequel l'économie française est décomposée en 20 secteurs d'activité et 17 sous-secteurs énergétiques. Dans le cadre d'un scénario de hausse de l'investissement public, cette approche multisectorielle permet de mieux cerner la différenciation sectorielle de l'investissement public.

A court terme, la hausse ponctuelle de l'investissement public se répercute instantanément sur l'activité. Les entreprises répondent à la hausse de la demande qui leur est adressée en augmentant leurs capacités productives.

La structure multisectorielle du modèle permet d'étudier l'impact différencié d'une hausse de l'investissement public sur chacun des secteurs de l'économie et d'en identifier ainsi les principaux bénéficiaires (Tableau 6).

[20] Bosvieux J., B. Coloos, M. Mouillart et C. Taffin, « L'évaluation normative des besoins : principes et application concrète à l'Ile-de-France », ANIL, 2001.

Tableau 6. Principaux impacts sectoriels d'une hausse de l'investissement public d'un point de PIB
(Source : Modèle ThreeMe, OFCE-Ademe)

Secteurs	Emploi salarié (en équivalent temps plein)		Valeur ajoutée (en %)	
	1 an	5 ans	1 an	5 ans
Agriculture, sylviculture et pêche	+ 756	+ 1 011	+ 0,3	+ 0,3
Industrie agro-alimentaire	+ 532	+ 2 484	+ 0,2	+ 0,5
Autre industrie	+ 12 965	+ 21 478	+ 0,9	+ 0,7
BTP	+ 63 498	+ 132 177	+ 7,5	+ 7,8
Transports	+ 2 002	+ 1 964	+ 0,3	+ 0,2
Services marchands	+ 40 431	+ 106 045	+ 0,6	+ 0,9

Le choc d'investissement public modélisé ici est une augmentation de l'investissement public à l'année n0 d'un montant d'un point de PIB soit environ 24 milliards d'euros. On observe que le secteur du BTP au travers sa composante « Travaux Publics » est le secteur le plus sensible à une hausse de l'investissement public. Il enregistrerait, suite à une augmentation d'un point de PIB de l'investissement public, une augmentation de 7,8% de sa valeur ajoutée à l'horizon de 5 ans et créerait plus de 130 000 emplois.

Le choc simulé ici n'étant pas ciblé spécifiquement sur le secteur de la construction, nous utilisons dans un second temps une version du modèle ThreeMe développée par l'OFCE pour la Direction de l'habitat, de l'urbanisme et des paysages (DHUP) qui propose une décomposition sectorielle fine des sous-secteurs du bâtiment permettant de mieux approximer le secteur de la construction neuve. En effet, le modèle développé avec la DHUP décompose le secteur du BTP en 7 sous-secteurs : 6 sont des secteurs de la rénovation énergétique et le dernier regroupe les travaux de construction desquelles sont extraits les travaux de génie civil.

En ciblant le choc d'investissement sur le secteur de la construction neuve, qu'elle soit résidentielle ou non, cette modélisation permet de déterminer l'impact d'une hausse de la production du secteur de 10% pendant 5 ans[21]. L'impact sur le PIB serait de 0,7% la première année et de 1,3% à 5 ans. Une telle augmentation de la production dans la construction serait à même de créer près de 140 000 emplois salariés à 5 ans.

Les résultats sectoriels sont quant à eux présentés dans le tableau 7. Si le secteur de la construction est évidemment le secteur bénéficiant le plus de la croissance de la production en termes d'emplois salariés créés, il est intéressant de noter l'impact de cette hausse sur l'ensemble des secteurs de l'économie française même si pour certains ce dernier reste marginal.

Tableau 7. Impact sectoriel d'une hausse de 10% de la production dans la construction
(Source : Modèle ThreeMe, OFCE)

Secteur	**Emploi salarié** (en équivalent temps plein)		**Valeur ajoutée** (en %)	
	1 an	5 ans	1 an	5 ans
Construction	41 395	105 952	8,41	10,17
Rénovation énergétique	2 326	8 609	0,65	1,23
Industrie (hors bâtiment)	4 625	9 271	0,25	0,19
Transports	817	2 315	0,16	0,22
Services marchands	2 283	5 641	0,22	0,50
Services non marchands	2 283	5 641	0,02	0,05
Secteurs énergétiques	280	1 062	0,19	0,35
Total	**54 010**	**138 490**	**0,28**	**0,33**

N.B : La valeur ajoutée est définie comptablement comme la valeur de la production diminuée de la consommation intermédiaire.

Ces simulations macroéconomiques ne permettent ni de distinguer la production de logements et de locaux non résidentiels ni de mesurer les conséquences socioéconomiques d'un surplus de production de logement.

Le choc de production modélisé précédemment met en exergue l'impact positif que cette production supplémentaire de logements neufs serait à même d'engendrer en termes de croissance et d'emploi.

[21] Une augmentation de 10% de la production du secteur équivaut à une hausse de 21 milliards de la production du secteur soit l'équivalent de 150 000 logements supplémentaires.

6. Impacts socio-spatiaux inégalitaires des marchés fonciers et immobiliers

Auteur : Jean Cavailhès

Il s'agit d'étudier ici les impacts sur les inégalités socio-spatiales de nouvelles constructions sur des terres agro-forestières, ainsi que les effets en retour de la répartition différente dans l'espace des groupes sociaux sur la consommation foncière urbaine. Il s'agit d'examiner, à l'échelle d'une agglomération urbaine, ces effets dus au fonctionnement des marchés. Des « quasi-marchés » sont également étudiés dans ce chapitre, par exemple lorsque des politiques de collectivités publiques locales en concurrence conduisent à des équilibres assimilables à ceux de marchés.

Les inégalités dues à des constructions consommatrices de terres agro-forestières ou semi-naturelles sont parfois spécifiquement étudiées, mais la littérature scientifique est limitée sur cette question. Par extension, les effets inégalitaires de l'étalement urbain (i.e., en France, de la périurbanisation) sont inclus dans l'analyse présentée ici, pour deux raisons. D'une part, la périurbanisation est, le plus souvent, une emprise urbaine sur des terrains non urbanisés, i.e. ce qu'il est convenu d'appeler une 'artificialisation' des sols. D'autre part, la périurbanisation « dilate » l'espace par un accroissement des distances, ce qui peut être source d'inégalité.

Seront examinés dans un premier temps les enseignements de la théorie de l'économie urbaine sur la localisation, centrale ou périphérique, des groupes sociaux selon que l'espace est homogène ou hétérogène et ces prédictions théoriques sont confrontées à la réalité (section 6.1). Ensuite, sont traitées, en termes d'effets sur les inégalités sociales, trois questions : les aspects allocatifs et redistributifs de l'usage des ressources foncières, le mauvais appariement domicile-travail des classes laborieuses et, au cours de la colonisation de terres nouvelles, l'apparition d'un malthusianisme foncier après une période non restrictive (6.2).

6.1. La localisation des groupes sociaux dans l'économie urbaine et dans la réalité

6.1.1. Le modèle canonique d'économie urbaine : forte consommation foncière de ménages aisés périurbanisés

Le modèle canonique de l'économie urbaine, présenté par Wheaton (1976; 1977) et repris, en particulier, par Fujita (1989), montre que le fonctionnement concurrentiel du marché foncier aboutit à un tri spatial des groupes sociaux selon le revenu. En fonction de son revenu, du coût des navettes domicile travail et de ses préférences, chaque ménage choisit sa localisation en arbitrant entre le coût foncier et le coût de la distance aux emplois localisés au centre de la ville. Les ménages qui ont les mêmes paramètres (revenu, coût du temps et goûts identiques) font des choix identiques et se localisent à proximité les uns des autres, alors que d'autres ménages, aux caractéristiques différentes, choisissent d'autres localisations. La ségrégation socio-spatiale est ainsi le produit normal du fonctionnement du marché foncier.

Lorsque les ménages ont les mêmes préférences et ne diffèrent que par leur revenu, l'économie urbaine montre que les pauvres se localisent dans un cercle central proche des emplois du Centre des affaires et que les riches habitent dans un anneau qui entoure ce cercle. Lorsque les préférences des deux groupes sociaux sont différentes, les ménages à haut et à bas revenu se localisent dans le centre ou en périphérie selon l'élasticité-revenu de leur demande d'espace résidentiel et d'accessibilité. Lorsque la demande de bien résidentiel est plus sensible au revenu que celle de l'accessibilité[22], les ménages aisés résident en banlieue et les ménages pauvres au centre des villes (Brueckner *et al.*, 1999). Nous reviendrons sur ces enseignements théoriques en les confrontant à la réalité. Pour l'instant, tenons pour acquise une localisation périphérique des ménages aisés, soit parce que les préférences de tous les ménages sont identiques soit parce que leur élasticité-revenu de demande de bien résidentiel est supérieure à celle de demande d'accessibilité.

Ce comportement des ménages a des conséquences analysées par ailleurs (cf. section 1 et chapitre 3) sur lesquelles nous ne revenons pas ici pour nous attacher aux effets différenciés sur les groupes sociaux de ménages aisés et populaires. D'un côté, dans les modèles d'économie urbaine standards, lorsque les ménages aisés se « périurbanisent » ils utilisent plus de terrain résidentiel que s'ils habitaient plus près du centre des villes. Dans ce cas, leur demande de terrain augmente par la combinaison de l'élasticité-revenu et de l'élasticité-prix, puisque le terrain est moins cher dans le périurbain qu'au centre[23]. De leur côté, dans ces mêmes modèles, les ménages pauvres résident plus souvent en ville du fait du fonctionnement du marché foncier, des coûts de transport (dépendance des transports en commun), de l'emploi (grand marché du travail, agences d'intérim en ville, etc.) ou de services sociaux (travailleurs sociaux, aides municipales). Il peut en résulter un mauvais appariement spatial de leur localisation résidentielle par rapport à la localisation des emplois qu'ils sont susceptibles d'occuper

[22] Il s'agit de l'élasticité de la demande : de combien de pourcent varie la demande du bien résidentiel ou de l'accessibilité lorsque le revenu varie d'un pourcent ?

[23] L'assertion selon laquelle il y aurait étalement urbain lorsque le rythme de construction de nouveaux terrains résidentiels dépasserait le rythme d'accroissement de la population est erronée non seulement parce que ce sont des ménages, et non des individus, qui doivent être logés et que leur demande de terrain augmente avec l'augmentation en longue période leur revenu, mais aussi du fait de cette augmentation accrue de la demande des ménages aisés par la combinaison de l'élasticité-revenu et de l'élasticité-prix.

si ces emplois sont décentralisés (*spatial mismatch* ; cf. 2.2). Comme nous allons le voir, la localisation spatiale des groupes sociaux est plus complexe que ne le supposent ces modèles théoriques.

6.1.2. L'économie urbaine dans un espace hétérogène : renforcement des inégalités sociales

Le modèle initial de Diamont (1980) est repris, en particulier, par Brueckner *et al*. (1999) sur lequel nous nous appuyons car il est fréquemment cité. La localisation des ménages selon leur revenu est guidée non seulement par la distance au centre mais aussi par la présence d'aménités. Il s'agit d'aménités naturelles (paysages, calme, air pur), historiques (monuments, architecture, parcs) ou modernes (lieux de rencontre, cafés et restaurants, culturels, théâtres ou musées, complexes sportifs). La répartition dans l'espace de ces aménités modifie les conclusions du modèle canonique de l'économie urbaine, que les auteurs reprennent en l'enrichissant par l'hétérogénéité de l'espace.

Cela conduit à distinguer deux configurations urbaines possibles. Dans la ville européenne (qui correspond également à certaines villes de la Nouvelle Angleterre aux Etats-Unis) les aménités historiques et modernes sont abondantes dans les métropoles (le cas de Paris est souvent cité), ce qui conduit les ménages aisés à choisir ces localisations centrales où le foncier est cher, la diminution des valeurs foncières étant ensuite rapide lorsqu'on s'éloigne du centre. A l'inverse, dans la ville étasunienne, qui s'applique à la plupart des villes de l'Ouest des Etats-Unis et à certaines villes européennes (l'exemple de Bruxelles est parfois cité), le cœur des villes est pauvre en aménités alors qu'elles sont abondantes en périphérie. Dans ce cas, les ménages aisés choisissent ces localisations excentrées où les valeurs foncières peuvent être supérieures à celles du centre. Or, la valeur marginale des aménités augmente fortement avec le revenu. Cela explique la localisation centrale des ménages riches dans des villes comme Paris et périphérique à Détroit (cf. section et chapitre 3). De plus, la causalité est circulaire (la présence de ménages riches est créatrice d'aménités modernes), ce qui se traduit par un effet boule de neige, comme le montrent les auteurs en endogénéisant les aménités modernes (qui dépendent du revenu des voisins).

Le modèle de la ville européenne est économe en consommation de sol par les ménages aisés, ce qui est important dans l'objectif de limiter l'emprise urbaine sur des terres nouvelles. Le modèle de villes comme Phoenix ou Atlanta aux Etats-Unis n'a pas d'équivalent en France. Le modèle européen peut se traduire par les configurations urbaines en peau de léopard, avec des villes centres où des quartiers huppés à aménités abondantes (qui peuvent dans certains cas être fermées : voies privées ou *gated communities*, rares en France mais fréquentes aux Etats-Unis et au Canada, également présentes à Londres) voisinent avec des zones en déshérence. De même les périphéries peuvent opposer des régions riches en aménités vertes et paysagères (Ouest lyonnais) à d'autres moins bien dotées (Est lyonnais). La géographie et l'histoire sont les éléments déterminants de ces configurations, comme le relèvent en conclusion Brueckner *et al.* (1999).

D'autres éléments d'hétérogénéité des lieux engendrant des inégalités socio-spatiales sont apportés par Tiebout (1956). Il s'agit de l'offre différenciée de biens publics locaux financés par des impôts locaux. La mobilité des ménages est ici l'élément principal, qui leur permet de « voter avec leurs pieds » dans un monde où un grand nombre de municipalités offrent des paniers de biens publics différents : ils choisissent celle qui, compte tenu de ce panier et de l'impôt local, correspond le mieux à leurs préférences. Les aspects ségrégatifs du marché foncier de l'économie urbaine standard sont renforcés par ces politiques publiques locales différenciées.

En s'appuyant sur les modèles de Scheling (1969; 1971), Alivon (2016) montre, en utilisant des systèmes spatiaux dynamiques, comment à partir de préférences individuelles la ségrégation résulte d'un processus de localisation : la recherche de ménages semblables dans son voisinage entraine systématiquement la ségrégation. De même, Caruso (2005), dans sa thèse propose *an exploration of Schelling's type dynamics within a periurban housing market* pour expliquer le *white flight* dû aux préférences racistes, le *flight from blight*[5] et l'auto-renforcement du déclin des quartiers, ou encore les mécanismes de *sorting* à la Tiebout. Fitoussi *et al.* (2004) analysent le processus dynamique cumulatif qui caractérise la ségrégation. Ils parlent alors de « ghettoisation » dans les quartiers où le logement collectif social est très présent et de « *gated communities »* avec des zones d'habitat « haut de gamme ». Ces deux types ont des localisations, centrale ou périphérique, différentes.

6.1.3. Les prédictions théoriques de l'économie urbaine confrontées à la réalité

Des tentatives ont été faites pour confronter les conclusions spécifiques des modèles de Wheaton-Fujita, de Diamont-Brueckner *et al*. ou de Tiebout à la réalité urbaine étasunienne ou française. Dans d'autres études, c'est l'ensemble de ces mécanismes théoriques qui sont examinés à la lumière du monde réel.

Lorsque les coûts de transport et les préférences des riches et des pauvres sont identiques, Anas et Kim (1992) estiment des gradients de densité de population de groupes sociaux différant par leur revenu pour des villes étasuniennes. Ils montrent un accroissement des densités en périphérie par rapport au modèle canonique : la consommation foncière résidentielle est accrue par cette prise en compte de revenus différenciés.

Wheaton, dès 1977, aboutit à la conclusion que « les deux élasticités [de la demande de terrain et d'accessibilité] sont très voisines, si proches que les enchères foncières des groupes différents en leur revenu sont presque identiques (Wheaton, 1977). L'équilibre spatial qui résulte de ces écarts d'enchères foncières n'est pas robuste » cité par Cavailhès (2005). Il en résulte que « l'idée courante d'une élasticité revenu de demande d'accessibilité inférieure à celle du bien résidentiel aux États-Unis et d'une relation inverse en Europe, conduisant les ménages aisés à habiter en périphérie dans le premier cas et au

centre des villes dans le second, est une idée qui ne repose pas sur des résultats statistiques » (Cavailhès, 2005). Brueckner *et al*. (1999) tirent la même conclusion, illustrée dans leur article par des données chiffrées.

Dans le cas de la France, les seules estimations (à ma connaissance) de l'élasticité-revenu (des cadres et des ouvriers) ne concernent que les logements locatifs (Cavailhès, 2005) et semblent montrer que l'élasticité revenu de la demande de surface habitable est supérieure à celle de la demande d'accessibilité. Ces valeurs correspondent à une localisation en centre-ville des ouvriers (plus attachés à l'accessibilité qu'à la surface de leur logement) et, à l'inverse, une préférence pour la périphérie des cadres plus soucieux de disposer de plus de place. Dans ce cas, comme nous l'avons vu, l'extension urbaine est plus consommatrice de terrains.

En ce qui concerne les modèles de Diamont (1980) et de Brueckner *et al*. (1999), des observations empiriques de la structure des villes montrent que, si la répartition des ménages selon leur revenu est orientée par la localisation des aménités, elle varie d'un cas d'étude à un autre et qu'elle n'est pas stable : Brueckner *et al*. montrent cette diversité et la possibilité d'équilibres multiples et instables. D'autres auteurs observent, dans les villes étasuniennes, une courbe en U (ménages riches au centre et en périphérie, ménages pauvres dans les banlieues proches de métropoles) (Glaeser *et al*., 2008), qui se retrouve dans certaines aires urbaines françaises. La mauvaise adéquation de la réalité des villes étasuniennes et leurs suburbs au modèle de Tiebout a été montrée de longue date (Dowding *et al.*, 1994), peut-être à cause des hypothèses peu réalistes qu'il suppose ou parce qu'il est difficile de trouver des tests empiriques pertinents.

Au total, face à ces limites de la théorie pour dégager des formes de villes standards, il faut se tourner vers des travaux empiriques qui ne cherchent pas à tester spécifiquement tel ou tel modèle, mais qui étudient la répartition dans l'espace des différents groupes sociaux et les effets combinés de l'ensemble des déterminants théoriques.

Les données de statistique descriptive pour la France montrent la localisation préférentielle des ménages aisés dans les banlieues excentrées ou le périurbain proche (Floch, 2014). De plus, il y a de fortes disparités de revenu, en niveau et en évolution, entre les pôles et leurs couronnes[24]. Dans les pôles urbains, les contrastes sociaux sont plus marqués qu'ailleurs et, en particulier, dans les villes-centres : il y a à la fois une surreprésentation des personnes ayant les plus faibles revenus et de celles ayant les revenus les plus élevés. Les couronnes périurbaines ne sont pas non plus homogènes, mais les personnes situées aux extrémités de l'échelle sont moins nombreuses, contrairement à celles qui disposent de revenus moyens et hauts. Plus les métropoles sont étendues vers la périphérie plus les différences sociales sont marquées sur le gradient urbain-rural, et plus les villes sont grandes, plus elles sont inégalitaires (Behrens et Robert-Nicoud, 2015).

Lévy (2013) tire des conséquences voisines en mettant en évidence ce qu'il appelle un « 'anneau des seigneurs' qui correspond à une ceinture de richesse au début de la zone périurbaine, (…) la bande la plus désirée de la zone étalée/fragmentée des aires urbaines [qui] se trouve logiquement à un endroit où les distances d'accès à la ville sont les plus faibles. (…) Au fur et à mesure qu'on s'éloigne du centre, la périurbanisation touche des ménages moins aisés. (…) La pauvreté des marges urbaines est bien réelle. Elle devient visible (…) quand on se déplace vers les franges extérieures des aires urbaines ».

Ces éléments descriptifs tendent à confirmer le lien entre consommation foncière et inégalités sociales : la localisation excentrée des ménages à haut revenu dans un espace homogène et, plus encore, hétérogène (aménités, offre de biens publics locaux, voisinage social), est source d'inégalité socio-spatiale des groupes sociaux et elle accroît la consommation foncière résidentielle. Des politiques publiques réduisant, soit l'inégalité sociale (par exemple avec partout des logements sociaux, collectifs ou individuels), soit la consommation foncière (par exemple avec des PLU restreignant partout l'offre de terrains à bâtir), ont des effets sur l'autre variable. Il s'agit de politiques gagnant-gagnant : dès lors que les deux objectifs sont recherchés, agir sur une variable permet d'obtenir des résultats souhaités sur l'autre.

Au-delà des travaux descriptifs, Goffette-Nagot et Schaeffer (2013) testent conjointement les modèles théoriques de Wheaton et de Tiebout dans le cas des aires urbaines françaises par un modèle économétrique du choix de localisation de migrants selon leur catégorie socioprofessionnelle et les caractéristiques de la localisation (distance au centre des aires urbaines, qualité sociale de la commune ; les aménités n'interviennent pas dans le modèle). Pour la période 1990-1999, les deux types de variables, distance au centre (Wheaton) et qualité de l'environnement social (Tiebout) interviennent dans l'explication de la ségrégation sociale entre groupes socioprofessionnels, alors que c'est la distance qui a le rôle dominant dans la ségrégation entre français et étrangers. Toutefois, il n'y a pas de règle générale s'appliquant aux 25 aires urbaines étudiées.

Dans le cas de la France également, Charlot *et al.* (2009) montrent que l'accroissement de la ségrégation sociale au sein des aires urbaines, observé entre 1982 et 1999, est moins dû aux flux de périurbanisation (qui pèsent peu dans le total des migrations) qu'aux migrations à l'intérieur des pôles urbains, entre quartiers des villes-centres ou banlieues. Toutefois, la périurbanisation des professions intermédiaires (1982-1990) et celle des cadres (1990-1999) accentuent la ségrégation urbaine, de telle sorte que « bien que de faible ampleur et peu différencié socialement, le mouvement de périurbanisation des catégories sociales moyennes et/ou supérieures apparaît à la base d'une part importante de la ségrégation sociale accrue

[24] Floch J.M., 2014, *ibid.* : « Dans les aires grandes, moyennes et petites, le revenu médian des couronnes est en moyenne supérieur d'environ 900 € à celui des pôles en 2011. Entre 2007 et 2011, les écarts se sont globalement creusés entre couronnes et pôles. Ce même phénomène d'un revenu plus élevé dans la périphérie qu'au centre s'observe au sein des pôles entre les villes-centre et la banlieue ». L'auteur poursuit : « en 2011, le seuil de revenu des 10% de personnes les plus modestes (1er décile) est de 4 400 € dans les villes-centre des pôles urbains, contre 7 100 € dans les banlieues et 9 700 € dans les couronnes.

que l'on observe au sein des pôles et des aires urbaines françaises ». Ce résultat va dans le même sens que précédemment : ségrégation et consommation de terres due à la périurbanisation vont dans le même sens. Toutefois, ce résultat central de l'étude concerne les niveaux de ségrégation atteints tant en 1990 qu'en 1999 au sein de chaque aire ou pôle urbain mais pas leur évolution entre 1990 et 1999.

A l'échelle non plus d'aires urbaines, mais d'une ville, le rôle de l'accessibilité est moindre. Sur le cas de l'agglomération bordelaise, Décamps et Gaschet (2013) montrent que celle-ci, ainsi que les aménités du cadre de vie, jouent un rôle moins important dans la formation du prix des logements que le voisinage. Celui-ci a un rôle complexe : « entre-soi » des cadres, effets négatifs des concentrations de populations défavorisées, revenu moyen des ménages, qui jouent à l'échelle de quartiers. Les quartiers eux-mêmes, en particulier les quartiers défavorisés, doivent être resitués dans la localisation qui est la leur dans la ville (Baumont et Guillain, 2016). En particulier, la gentrification de certains quartiers ou la réhabilitation de l'habitat centres-villes peuvent entraîner une augmentation des inégalités inter-quartiers (Baumont et Guillain, *ibid.*), que des politiques de mixité sociale permettent de limiter (*cf.* infra, interview J.C. Driant), par exemple en imposant des logements sociaux à l'échelle non pas des villes mais à celle des quartiers. L'alchimie sociale dans la ville est donc plus complexe que le *push* traditionnel de l'économie urbaine poussant les blancs à quitter le centre de villes américaines vers les *suburbs*. Il est difficile de savoir quels sont les effets de cette alchimie sur la conversion de terres nouvelles en périphérie ou en dehors de la ville, question qui ne semble pas avoir donné lieu à des travaux récents.

6.2. Les inégalités socio-spatiales de constructions nouvelles résultant d'autres mécanismes

6.2.1. Effets allocatifs et redistributifs des zonages fonciers

Les politiques foncières et immobilières sont nombreuses, ce qui rend impossible la reconstitution de ce que serait un marché concurrentiel pouvant servir de benchmark pour analyser les effets de telle ou telle mesure. Cheshire et Sheppard (2002) résolvent ce problème dans un cas particulier, celui du marché foncier de la ville de Reading, en exploitant des résultats de modèles de prix hédonistes estimés pour cette ville (Cheshire et Sheppard, 1995). Grâce à la démarche de Rosen (1974), ils obtiennent les prix hédonistes du foncier (1ère étape) et les fonctions de demande (2ème étape) de différents groupes sociaux. Il est ainsi possible de simuler le marché foncier concurrentiel, tel qu'il fonctionnerait sans politique publique, en particulier sans zonages qui restreignent le foncier constructible, ou encore de simuler les effets d'autres politiques foncières.

Les résultats montrent que la suppression du *greenbelt* (terres agro-forestières) et des jardins publics, ainsi que de la limitation des zones industrielles, se traduirait par une amélioration du bien-être[25] : la baisse des valeurs foncières permettrait l'acquisition de parcelles résidentielles privées plus grandes. Cet effet l'emporte sur la réduction des aménités publiques, qui réduit le bien-être privé. Il y aurait donc un effet allocatif positif. Mais il y aurait un effet redistributif négatif pour les ménages de condition modeste. Ces derniers bénéficieraient peu des disponibilités foncières nouvelles offertes sur le marché foncier, compte tenu de leur contrainte budgétaire, et ils perdraient la jouissance des parcs, des jardins publics et du *greenbelt* qui seraient privatisés, alors qu'ils en sont les principaux utilisateurs.

La suppression des zonages fonciers à Reading se traduirait donc par une consommation accrue de terres non urbanisées (*greenbelt*) et publiques (parcs et jardins) et par un accroissement des inégalités sociales. Nous avons vu qu'une politique visant à limiter la périurbanisation des ménages aisés limiterait la consommation foncière et réduirait la ségrégation sociale (*cf.* 1.3). Le résultat de Cheshire et Sheppard (2002) va dans le même sens : du fait d'effets redistributifs, l'inégalité sociale serait moindre lorsque des zonages fonciers limitent l'urbanisation.

Des politiques publiques visant soit à réduire la consommation foncière des ménages aisés soit à réduire les inégalités sociales vont dans le même sens : il s'agit de politiques *win – win* en termes d'effets vertueux sur les deux aspects (si les pouvoirs publics visent ces deux objectifs). Toutefois, ces politiques éloignent de l'optimum de premier rang d'un équilibre du marché concurrentiel qui, du point de vue théorique, permet de maximiser le bien-être privé des ménages. La modélisation du marché foncier réalisée pour Reading est tout à fait exceptionnelle par les chiffrages qu'elle permet d'obtenir. Presque toujours, l'équilibre entre effet allocatif et redistributif relève d'un arbitrage politique. Il en est de même de l'équilibre entre bien-être privé et bien-être social (ou entre bien-être de court et de long terme), qui relève aussi d'un choix politique.

6.2.2. Le *mismatch* spatial pour les classes populaires

L'exposé synthétique de Selod, Gobillon et Zénou (2003) repris par Zénou dans son chapitre « Les inégalités dans la ville » (Zénou, 2004) est le point de départ de cette section. Alivon (2016) : le fait de résider en des lieux éloignés et mal connectés aux centres d'emploi peut avoir des conséquences très importantes en termes et de chômage) (Zénou, *op. cit.*)[26]. Zénou

[25] Il s'agit du bien-être privé. Les auteurs n'estiment pas les effets sur le bien-être social, qui intègrerait des coûts sociaux non pris en compte par les agents économiques.

[26] L'auteur précise que « plusieurs explications de cette relation négative entre distance aux emplois et opportunités sur le marché du travail ont été avancées. 1. L'efficacité de la recherche d'un emploi peut décroître avec la distance aux emplois parce que les individus disposent

poursuit : « Dans le contexte des villes américaines, où les emplois ont été déplacés vers la périphérie des villes et où les travailleurs noirs ont continué à résider au centre des villes, on a pu montrer que la distance à l'emploi constituait la principale variable explicative du taux de chômage élevé et des salaires faibles observés parmi les travailleurs noirs américains » (Zénou, 2004).

En France la banlieurisation/périurbanisation des emplois (*cf.* chapitre de M. Hilal, F. Legras et J. Cavailhès (2017) et la périurbanisation des ménages (*cf.* sections 1 et 2) conduisent à des localisations différentes qui peuvent conduire au *spatial mismatch*.

D'autres travaux montrent que les politiques foncières, en particulier de zonage (limites de la croissance urbaine, *greenbelts*) peuvent accentuer le mauvais appariement des lieux d'habitat et d'emploi des ménages pauvres, car elles rigidifient le fonctionnement des marchés du logement et des locaux d'entreprises (ex. : délais administratifs) et elles tirent les prix vers le haut[27]. La relocalisation des ménages en fonction de l'évolution de la localisation des emplois est freinée.

La conclusion est donc, ici, incertaine. D'un côté, l'étalement urbain des entreprises (en France : accroissement des emplois offerts dans les banlieues excentrées ou le périurbain proche) et la localisation résidentielle des classes populaires (en France : surreprésentation dans les villes-centres ou périurbain lointain) accroît les distances domicile-travail pour ces derniers, donc accroît le *spatial mismatch*. Une politique restrictive en matière d'urbanisation et d'étalement des villes est favorable à un meilleur appariement sur le marché du travail. D'un autre côté, de telles politiques foncières restrictives réduisent la fluidité des marchés ce qui ralentit l'appariement. Mais la viscosité des marchés du travail et du logement est due à de nombreuses autres causes.

6.2.3. Le malthusianisme foncier dans le processus de colonisation urbaine de terres nouvelles

Le zonage foncier est fréquemment utilisé « pour exclure les ménages à bas revenu et les demandes résidentielles modestes de communes suburbaines dominées par des ménages à haut revenu, suburbanisés à une époque antérieure où les limitations foncières étaient souples » (Mills et Lubuele, 1997). Des ménages modestes ne sont pas les bienvenus dans ces communes car ils payent peu d'impôts locaux tout en bénéficiant de biens publics locaux abondants, financés par les ménages aisés : ils ont un comportement de *free-loader*, que le zonage foncier d'exclusion (taille minimum des lots ou de la surface habitable, normes architecturales, etc.) permet d'éliminer sans enfreindre la loi (Mills et Lubuele, 1997).

Fischel (Fischel, 2001), dans un cadre qui combine l'économie publique locale (comportement de l'électeur médian et de l'autorité municipale) et le modèle de Tiebout, reprend ce raisonnement en émettant une *homevoter hypothesis* : un ménage propriétaire occupant d'un logement vote pour un projet municipal qui se traduit par une plus-value de son bien, par exemple dans un référendum local ou en faveur d'un maire qui soutient ce projet. Compte tenu de sa faible mobilité résidentielle et d'un patrimoine principalement constitué de son logement, l'activisme électoral local est pour lui la meilleure façon d'accroitre ce patrimoine. C'est une hypothèse raisonnable, qui a été testée dans quelques cas[28]. Le contrôle de l'utilisation des sols par les *homevoters* est, pour Fischel, le premier instrument de politique publique locale leur permettant de « voter pour leurs maisons ». Dans ce cadre théorique, Rudel *et al*. (Rudel *et al.*, 2011) constatent, pour les Etats-Unis, que dans des banlieues huppées proches de villes, des associations de propriétaires et des commissions d'urbanisme promeuvent des tailles minimums de lots résidentiels pour limiter la conversion de nouvelles terres et, ce faisant, pour préserver des aménités environnementales. Il y a donc là un levier d'action entre les mains des collectivités territoriales pour limiter les constructions sur de nouvelles terres

Ce comportement est replacé dans deux étapes de l'urbanisation que distinguent les auteurs. Sur le front de la colonisation urbaine, les propriétaires souhaitent attirer de nouveaux habitants car la densification permet d'accroitre l'offre de biens publics

---

de moins d'informations sur les opportunités de travail situées loin de leur domicile. 2. Les incitations à chercher un emploi de manière intensive peuvent être faibles pour les individus résidant loin des emplois. Le prix du logement étant en général plus bas loin des centres d'emploi, les chômeurs résidant dans ces zones seront moins incités à chercher un emploi car l'acceptation d'un emploi peut exiger un déménagement vers une zone où les loyers sont plus élevés. 3. Les individus peuvent refuser des emplois lointains car ils impliquent des transports domicile-travail trop longs et donc des coûts de transport, à la fois monétaires et en termes de temps, trop élevés par rapport au salaire proposé. 4. Les employeurs peuvent écarter les demandeurs d'emploi habitant dans certaines zones situées loin des emplois à cause des préjugés associés à cette localisation (c'est ce que l'on appelle la discrimination statistique). 5. Les employeurs peuvent aussi considérer, qu'en moyenne, les individus vivant loin des emplois sont moins productifs, à cause de longs trajets quotidiens, et moins disposés à accepter une certaine flexibilité dans les horaires, et seront moins enclins à embaucher ces travailleurs ».

[27] Voir sur cette question : (a) Kim, J.H.; Hewings, G.J.D., 2013. Land use regulation and intraregional population-employment interaction. *Annals of Regional Science*, 51 (3): 671-693. http://dx.doi.org/10.1007/s00168-013-0557-1 ; ces auteurs présentent une revue de la littérature. (b) Glaeser, E.L.; Gyourko, J.; Saks, R.E., 2006. Urban growth and housing supply. *Journal of Economic Geography*, 6 (1): 71-89. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbi003; (c) Saks, R.E., 2008. Job creation and housing construction: Constraints on metropolitan area employment growth. *Journal of Urban Economics*, 64 (1): 178-195. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.12.003. (d) Ihlanfeldt, K.R., 2004. Exclusionary land-use regulations within suburban communities: A review of the evidence and policy prescriptions. *Urban Studies*, 41 (2): 261-283. http://dx.doi.org/10.1080/004209803200165244.

[28] Par exemple : construction d'un nouveau stade à Arlington, in Dehring *et al.* Dehring, C.A.; Depken, C.A.; Ward, M.R., 2008. A direct test of the homevoter hypothesis. *Journal of Urban Economics*, 64 (1): 155-170. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.11.001; ; également dans le cas de la qualité d'une école, in Brunner et Sonstelie J. Brunner, E.; Sonstelie, J., 2003. Homeowners, property values, and the political economy of the school voucher. Ibid.54 (2): 239-257. http://dx.doi.org/10.1016/s0094-1190(03)00063-9.

(école) et privés (commerces) ce qui fait augmenter la valeur de leur bien résidentiel. Pour que la politique foncière soit attractive, elle doit être permissive. A un stade plus avancé du développement urbain, l'intérêt des propriétaires change. Ces derniers ne sont pas toujours les mêmes que les premiers colonisateurs : la revente de maisons se fait souvent au profit de ménages plus aisés. Leur intérêt est alors de freiner l'urbanisation pour préserver le cadre de vie et ses aménités qui sont valorisés sur le marché immobilier, en limitant la densité de peuplement. L'accueil de nouveaux résidents est limité à des ménages de statut social égal ou supérieur au leur. La taille minimum des lots fonciers édictée par les zonages correspond à ce double objectif : freiner l'urbanisation par un malthusianisme foncier et accroitre la qualité sociale de la commune.

En résumé, le front de l'urbanisation est colonisé par des ménages modestes dans des communes à la politique foncière peu restrictive pour accroitre leur population, alors que les zones suburbaines ou périurbaines plus anciennement urbanisées et qui ont des politiques foncières malthusiennes, sont habitées par des ménages plus aisés.

Des travaux appliqués vont dans le sens de l'*homevoter hypothesis* dans le cas étasunien. Par exemple, des afro-américains, à la recherche de terrains à bâtir bon marché, acquièrent des terrains dans des sites éloignés ou dévalorisés (décharges, industries) qui ont des politiques foncières permissives (Bullard *et al.*, 2000 ; Wiese, 2005)). Des communautés plus aisées ont des politiques foncières exclusives et malthusiennes qui font monter les valeurs foncières (Rudel *et al.*, 2011). Ces derniers concluent également que les politiques foncières malthusiennes suburbaines favorisent de petits promoteurs mais ne permettent pas aux grands promoteurs de faire des opérations permettant des économies d'échelle suffisantes. Cela conduit ces derniers à construire soit dans le centre des villes (immeubles hauts, nombreux appartements) soit en périphérie lointaine (abondance de la ressource foncière) où ils peuvent réaliser des opérations à grande échelle. L'étude de cas du New Jersey permet d'illustrer ces politiques différenciées dans l'espace des propriétaires immobiliers (selon leur statut social), des urbanistes et des promoteurs et de montrer les interdépendances spatiales entre des différents acteurs. Toutefois, la dimension temporelle est absente de cette analyse de ces interdépendances.

La *homevoter hypothesis* est appliquée par Charmes (2011) au mouvement de périurbanisation français : « classiquement, la littérature distingue deux étapes : une phase de croissance démographique et urbaine forte, tirée par des logiques foncières portées par des propriétaires fonciers ruraux ; et une phase de stabilisation, associée à des politiques de préservation du cadre de vie portées par des périurbains nouvellement arrivés ». A cette seconde étape, « aux première élections municipales où ils sont majoritaires, les périurbains peuvent prendre les rênes de la mairie. (…) Une fois les règlements d'urbanisme sous leur contrôle, les périurbains peuvent limiter les ouvertures à l'urbanisation. (…) La commune bloque l'extension de ses espaces urbanisés ». Il en résulte à cette étape un urbanisme malthusien (Charmes, 2007), justifié par la préservation du paysage et de l'environnement, avec des bourgs ou villages bien desservis par les transports, qui accueille des ménages aisés et qui évince les classes populaires : c'est un « urbanisme exclusif », « les outils les plus importants de l'exclusivisme local [étant] les règlements d'usage des sols ». Mais des élus ruraux de communes plus lointaines sont prêts à ouvrir de nouvelles terres à l'urbanisation pour accueillir ces primo-accédants, qui appartiennent aux fractions inférieures des classes moyennes. Il s'agit de l'étape de colonisation sur le front de l'urbanisation.

Cette analyse, de même que d'autres précédemment évoquées, montrent que les politiques foncières locales sont interdépendantes : le malthusianisme ici, la permissivité ailleurs, de même que l'extension banlieusarde en tâche d'huile ou la récupération de friches et la réhabilitation de quartiers dans les villes, jouent par ricochet sur l'utilisation résidentielle de terres agro-forestières nouvelles dans tout l'espace urbain. A ma connaissance, ces interactions n'ont pas été étudiées, ni en théorie ni en pratique, ce qui constitue une limite qui appelle de nouvelles recherches.

6.3. Résumé

Dans la version la plus simple de l'économie urbaine, lorsque l'espace est homogène et isotrope et que les ménages ne diffèrent que par leur revenu, la ségrégation socio-spatiale est le produit normal du fonctionnement du marché foncier : des ménages semblables font des choix identiques qui les conduisent à des colocalisations. Cela conduit les classes populaires à habiter dans un cercle central proche du Centre des affaires et les ménages aisés dans un anneau entourant ce cercle. Les ménages riches, ainsi « périurbanisés », utilisent plus de terrain résidentiel que s'ils habitaient plus près du centre. Lorsque les ménages n'ont pas les mêmes préférences, cette conclusion est renforcée si l'élasticité-revenu de la demande de terrain des ménages aisés est supérieure à celle de leur demande d'accessibilité, les préférences des ménages pauvres étant inverses : la consommation foncière périurbaine des ménages aisés s'accentue. Cette structure des préférences semble s'observer dans la réalité étasunienne et française.

Lorsque l'espace n'est pas homogène, du fait de la présence d'aménités naturelles, historiques ou modernes ou du voisinage social, les conclusions de l'économie urbaine sont plus incertaines : des configurations avec des ménages riches au centre et pauvres en périphérie (exemple : Paris) ou l'inverse (exemple : villes de l'Ouest américain) sont possibles. C'est l'histoire et la géographie (dotation en aménités) ou la sociologie et la science politique (qualité sociale du lieu), plus que l'économie, qui expliquent celle qui prévaut. Or, selon que ce sera l'une ou l'autre, la consommation urbaine en terres en périphérie sera différente.

Il existe un lien à double sens entre consommation foncière et inégalités sociales : la localisation excentrée des ménages à haut revenu dans un espace homogène et, plus encore, hétérogène (aménités, offre de biens publics locaux, voisinage social),

est source d'inégalité socio-spatiale et elle accroît la consommation foncière résidentielle. Des politiques publiques réduisant soit l'inégalité sociale soit la consommation foncière des ménages aisés vont dans le même sens : si les pouvoirs publics visent ces deux objectifs, il s'agit de politiques gagnant – gagnant. Toutefois, ces politiques, prises pour des raisons redistributives ou environnementales, nuisent au bien-être privé global, égal à la somme des bien-être des agents économiques privés.

Les travaux appliqués ou de statistique descriptive montrent une localisation préférentielle des ménages aisés dans les banlieues excentrées ou le périurbain proche, contribuant ainsi à l'inégalité sociale des lieux (et à une consommation importante de terres agro-forestières). Il ne faut pas exagérer cet effet inégalitaire : c'est au sein des unités urbaines que les contrastes sociaux sont les plus marqués et ce d'autant plus qu'elles sont grandes, les ceintures périurbaines apparaissant moins inégalitaires. Mais la périurbanisation n'est pas exempte de tout reproche en matière de contribution aux inégalités : les migrations de catégories sociales moyennes à aisées vers ces couronnes a contribué à la ségrégation sociale dans les villes.

Lorsque les emplois se décentrent vers le périurbain ou les banlieues éloignées (ce qui est le cas en France) et que les classes laborieuses restent localisées au centre ou dans les banlieues proches, il peut en résulter un mauvais appariement spatial entre offre et demande sur le marché du travail, dû principalement à une augmentation des distances domicile-travail. Une politique restrictive en matière d'urbanisation et d'étalement des villes est alors favorable à un meilleur appariement, bien que de telles politiques foncières restrictives réduisent la fluidité des marchés (mais la viscosité des marchés du travail et du logement est due à de nombreuses autres causes). Toutefois, ce mécanisme n'a probablement pas une portée générale : il demanderait à être précisé par des études locales. De plus, au niveau national, l'allongement des navettes des ouvriers et employés ne s'observe pas en France entre 1984 et 2006 et il est moindre pour ces catégories sociales que pour les classes supérieures de 2006 à 2013[29].

Le zonage foncier d'exclusion (taille minimum des lots ou de la surface habitable, normes architecturales, etc.) est fréquemment utilisé pour exclure de communes dominées par des ménages à haut revenu les ménages à bas revenu, qui ont un comportement de *free-loader*. Il en découle une *homevoter hypothesis* selon laquelle des propriétaires occupants « votent pour leur maisons ». Le front de l'urbanisation est colonisé par des ménages modestes dans des communes à la politique foncière peu restrictive pour accroitre leur population, alors que les zones suburbaines ou périurbaines plus anciennement urbanisées et habitées par des ménages plus aisés ont des politiques foncières malthusiennes pour préserver le cadre de vie. Ce comportement s'observe en France comme aux Etats-Unis.

7. L'impact des politiques publiques sur les marchés immobiliers

Auteures : Gabrielle Fack et Aurélie Sotura

Il existe en France une tradition forte d'intervention de l'État sur le marché du logement, qui s'est développée au cours du vingtième siècle. L'action de l'État a pris plusieurs formes, à commencer par la réglementation des loyers à partir de la première guerre mondiale. L'État a également mis en place des politiques pour aider les ménages modestes à se loger, avec le financement du logement social, puis les aides directes au logement. Actuellement, les dépenses directes de l'État en faveur du logement, que ce soit du côté de l'offre ou de la demande, représentent environ 41 milliards d'euros soit près de 2% du PIB (Comptes du logement 2015). L'État intervient également pour réduire les inégalités entre territoires, en mettant en œuvre des politiques d'aides localisées, comme les zones franches urbaines, qui peuvent influencer les choix de localisation des acteurs.

Cette revue de littérature s'intéresse à l'impact de ces politiques sur les marchés immobiliers. Qu'elles affectent l'offre ou la demande, les interventions de l'Etat ont un impact sur l'équilibre de marché, et donc sur les prix et la construction nouvelle. Ces politiques peuvent également avoir un impact spatialement différencié sur les différents marchés immobiliers, et influencer la localisation des ménages et des entreprises. Elles ont donc un impact sur la forme des villes et l'étalement urbain.

La littérature économique empirique s'est essentiellement concentrée sur l'évaluation de l'effet direct des politiques d'aides au logement sur les prix et les quantités. En effet, si les prédictions théoriques de l'impact de la plupart de ces mesures sur les équilibres du marché immobilier sont connues, la magnitude des effets dépend de l'élasticité de l'offre et de la demande sur les marchés considérés, et peut donc considérablement varier selon le contexte. Les études qui s'intéressent à la façon dont ces aides modifient les équilibres de localisation des ménages cherchent le plus souvent à évaluer si elles permettent de réduire les inégalités spatiales. En particulier, la littérature sur les politiques d'aide localisées analyse essentiellement la façon dont ces mesures peuvent inciter les ménages ou les entreprises à se relocaliser dans les zones ciblées. Malheureusement, il n'existe à notre connaissance aucune étude qui s'intéresse précisément à la façon dont ces aides affectent la localisation des ménages dans l'espace urbain, et peuvent avoir un impact sur l'étalement urbain.

Cette revue de littérature se concentre volontairement sur les études sur données françaises, même si nous élargissons notre analyse lorsque cela est nécessaire. Nous étudions dans un premier temps les politiques publiques visant directement à agir

[29] Exploitation par l'auteur des enquêtes *Logement* de l'Insee.

sur le marché du logement (section 7.1), que ce soit par des subventions de l'offre (7.1.1), de la demande (7.1.2) ou bien un contrôle réglementaire (7.1.3). Nous analysons dans un deuxième temps l'effet des politiques d'aides localisées (7.2), en rappelant les justifications théoriques de ces aides (7.2.1) avant d'analyser en particulier les dispositifs de la politique de la ville (7.2.2).

7.1. Les politiques d'aides au logement

La politique du logement en France répond initialement à un double objectif : aider les ménages les plus modestes à se loger, tout en soutenant la construction. Plus récemment, les pouvoirs publics ont ajouté l'objectif supplémentaire de mixité sociale, pour tenter de limiter les inégalités spatiales.

Les transferts reçus par les ménages à travers les aides au logement ou le logement social représentent en France une part importante de la redistribution opérée par le système socio-fiscal. Par leur nature, ces aides diffèrent néanmoins des autres prestations sociales en ce sens qu'elles visent avant tout à garantir l'accès pour les bénéficiaires à certain niveau de consommation de logement, et pas uniquement la garantie d'un niveau de revenu. D'un point de vue économique, l'utilisation de telles aides, par rapport à un transfert direct de revenu, ne se justifie que si l'on considère que les ménages modestes ne consommeraient pas assez de logement s'ils recevaient un montant équivalent d'aide sous la forme d'une prestation non affectée (Bozio *et al.*, 2015; Currie et Yelowitz, 2000). Mais pour que ces politiques atteignent leurs objectifs, il faut que la réception de l'aide permette en effet aux ménages d'accéder à des logements de meilleure qualité (plus grands, mieux situés, mieux équipés). Les études existantes évaluent les différentes politiques d'aides au regard de ces objectifs.

Les aides à la pierre ont *a priori* un impact direct sur la construction, mais elles peuvent entraîner un effet d'éviction entre construction aidée et non aidée, qui a été mis récemment en évidence en France (Chapelle, 2017). De plus, la localisation du logement social a un impact important sur la concentration de la pauvreté. Pour aider les ménages modestes, l'Etat a également développé des outils de subvention de la demande, dont l'impact sur la construction dépend des élasticités de l'offre et de la demande. Les études sur données françaises tendent à mettre en évidence un effet inflationniste important de ces aides. Enfin, il existe peu d'études empiriques sur l'impact de la réglementation des loyers en France, mais ses effets négatifs ont été mis en évidence dans d'autres pays.

7.1.1. L'impact des politiques de subvention de l'offre

L'État a mis en place des mesures pour encourager l'offre de logement dès la fin du dix-neuvième siècle, mais la politique d'aide à la pierre s'est réellement développée au cours du vingtième siècle. Les aides à la construction ou à la rénovation de logements, qu'ils soient sociaux ou privés, représentent encore près de la moitié de l'ensemble des aides distribuées par l'État pour le logement (Comptes du logement 2015). Elles prennent essentiellement la forme de subventions d'investissement et d'avantages de taux accordés aux bailleurs sociaux d'une part, et d'avantages fiscaux, essentiellement destinés aux propriétaires occupants et au secteur locatif libre d'autre part. Malgré leur ancienneté, ces aides n'ont fait l'objet que très récemment d'études visant à évaluer leur efficacité.

7.1.1.1. Le logement social comme outil de développement de l'offre de logement

La politique emblématique de l'État en matière de logement a longtemps été les « aides à la pierre » pour la construction de logement social, mais leur efficacité a cependant été remise en cause à partir des années 1970. Elles ont en effet été doublement critiquées pour avoir conduit à construire des logements de piètre qualité et pour leurs effets sur la concentration des inégalités spatiales. Bien que leur part dans la politique du logement ait été réduite au profit des aides à la personne, elles restent un des piliers de la politique du logement en France. Depuis la loi Solidarité et renouvellement urbain (SRU) votée en 2000, des objectifs ambitieux de construction sont de nouveau affichés, comme celui d'atteindre 20% de logements sociaux dans les agglomérations de plus de 50 000 habitants. Avec la loi SRU, l'objectif d'augmenter l'offre de logement pour les ménages modestes se double donc d'une volonté d'assurer une égale répartition du logement social, pour promouvoir la mixité sociale.

Plusieurs économistes ont tiré parti de la mise en place de la loi SRU pour évaluer d'une part l'impact de cette loi sur la construction de logement, et pour estimer d'autre part la présence d'un effet d'éviction entre le logement social et la construction privée. Gobillon et Vignolles (2016) adoptent une approche en doubles différences pour estimer l'impact de la loi sur la construction de logements sociaux, en comparant l'évolution de la construction de logement sociaux entre les communes affectées et non affectées par la loi. Les auteurs concluent que la loi SRU a eu un effet positif significatif sur la construction de logements sociaux croissant au cours du temps, avec une augmentation de la proportion de logements sociaux de 2,9 points entre 2000 et 2004 et de 6,6 points entre 2000 et 2008. Bono, Davidson et Tranoy (2012) estiment également l'impact de la loi, en comparant la construction de logements sociaux observée à une estimation de la prévision contrefactuelle de cette production, si la loi n'avait pas été mise en place. Les auteurs concluent que la loi à un impact significatif, quoique plus limité que dans l'étude de Gobillon et Vignolles (2016). Bien qu'un des objectifs de la loi ait été de limiter l'étalement urbain, il n'existe à notre connaissance aucune évaluation de son effet sur cette dimension.

L'analyse de l'effet direct de la loi est cependant insuffisante pour évaluer l'impact global de la construction de logements sociaux supplémentaires sur le marché immobilier, qui dépend de son impact sur le stock total de logements. Il peut en effet exister un effet d'éviction entre la construction de logement sociaux et la construction de logements privés, qui limite l'impact des aides à la pierre, comme cela a été étudié aux États-Unis (Baum-Snow et Marion, 2009 ; Eriksen et Rosenthal, 2010). En utilisant plusieurs instruments, dont la mise en place de la loi SRU, pour prendre en compte l'endogénéité de la construction de logement social, Chapelle (2017) estime qu'un logement social conduirait à une réduction de la construction d'environ deux logements privés, *via* une concurrence pour l'accès au foncier d'une part, et pour les locataires d'autre part. Cet effet d'éviction apparaît très élevé, car en général l'effet estimé est rarement supérieur à 1 (Eriksen et Rosenthal, 2010) et pourrait s'expliquer par le fait que les logements sociaux construits en France sont en général plus grands que les logements construits pour le secteur libre. L'effet de cette construction nouvelle sur les prix semble être négatif, du moins à court terme (Gobillon et Vignolles, 2016), mais il est difficile de déterminer si ce résultat est lié à une augmentation de l'offre ou à un effet négatif de la construction de logement social sur les prix du voisinage.

Au-delà de l'impact quantitatif de la politique de développement du logement social sur la construction, se pose la question de son impact sur la répartition des populations et, en particulier sur la concentration de la pauvreté.

7.1.1.2. Le logement social et la mixité sociale

Initialement, les « grands ensembles » construits pendant les trente glorieuses avaient vocation à accueillir une population mixte issue des classes moyennes et la question de la mixité sociale n'était pas posée. Or, la localisation périphérique de la plupart de ces constructions, qui représentent aujourd'hui plus de 50% du parc de logements sociaux, couplée à une politique de rénovation urbaine des centres-villes, explique en partie le niveau de ségrégation actuelle avec une concentration des populations défavorisées dans un parc social souvent dégradé (Stébé, 2016).

Il est en effet apparu que la politique du logement social a contribué à concentrer les ménages les plus défavorisés dans certains quartiers. Les dynamiques propres au marché immobilier (étudiées dans les chapitres de Baumont-Guelton et Cavailhès) sont génératrices de segmentation spatiale, mais les règles de fonctionnement du logement social, qui le rendent éligibles à une large part de la population, sans pouvoir contraindre un ménage dont le revenu aurait augmenté à quitter un logement, ont également contribué à une polarisation du parc HLM (Laferrère, 2013 ; Schmutz, 2015). De plus, les phénomènes de discrimination existant sur le marché immobilier (Combes *et al.*, 2016) peuvent expliquer que les populations les plus pauvres soient reléguées dans les logements sociaux les moins valorisés. Verdugo (2016) montre ainsi que les populations nouvellement immigrées, qui sont devenues éligibles au logement social dans les années 1970, sont surreprésentées dans les grands ensembles.

Les conséquences négatives potentielles de la concentration de la pauvreté dans certains territoires sont connues : difficulté à trouver un emploi dû au *spatial mismatch* entre la localisation des emplois et celle du logement social (Gobillon *et al.*, 2011), ou encore effets de pairs négatifs, notamment en éducation (Goux et Maurin, 2007). Plusieurs études, aux États-Unis (Currie et Yelowitz, 2000) et en France (Dujardin et Goffette-Nagot, 2009) suggèrent cependant que ce n'est pas le logement social en soi qui semble avoir un impact négatif sur les individus, mais plutôt la concentration de la pauvreté, quel que soit le type d'habitat. L'étude de Chetty *et al.* (2014) sur les Etats-Unis met bien en évidence une forte corrélation entre les caractéristiques de la ville d'origine, en particulier le niveau de ségrégation, et la réussite au cours de la vie. Il est cependant beaucoup plus difficile de mettre en évidence l'impact causal du fait d'habiter dans les quartiers défavorisés sur les individus, comme le montrent les résultats mitigés des *moving to opportunty experiments* décrites dans la section suivante, ou encore l'étude d'Oreopoulos (2003), qui exploite le caractère exogène du choix du quartier lors du placement en logement social au Canada, et ne trouve pas d'effet significatif du quartier sur la réussite des individus.

L'État cherche actuellement à corriger les conséquences à long terme de la concentration de populations défavorisées dans certains quartiers dans le cadre de la politique de la ville, avec plusieurs outils dont l'efficacité est discutée dans le chapitre 5. De plus, les politiques actuelles de développement du logement social, en particulier les programmes mis en place sous l'impulsion de la loi SRU, cherchent activement à promouvoir la mixité sociale. Même si les études sur l'impact de ce nouveau type de programme de logement social sont encore limitées, Gobillon and Vignolles (2016), dans leur évaluation de la loi SRU, ont analysé son impact en termes de ségrégation spatiale. Ils ont ainsi montré que la construction de nouveaux logements sociaux du fait de la loi n'a pas conduit à une augmentation de la ségrégation intra-communale : les nouveaux logements sociaux n'ont pas été construits en moyenne dans des quartiers plus défavorisés et ces constructions ne semblent pas avoir entraîné le départ d'une partie de la population des communes concernées.

7.1.1.3. Les incitations à l'investissement locatif

Les aides à la pierre ne sont pas cantonnées au logement social et il existe également des subventions à l'investissement locatif qui s'adressent au secteur privé. En France, plusieurs dispositifs se sont succédés depuis la loi Méhaignerie en 1986, avec le même objectif d'inciter des ménages à réaliser des investissements locatifs dans la construction neuve, en leur accordant des crédits d'impôts. Mais les études évaluant l'impact de ce type de mesure ne se sont développées que très récemment, à partir de la mise en place du dispositif Scellier en 2009. Par rapport aux dispositifs précédents, qui couvraient la France entière, avec une variation de l'aide en fonction d'un zonage établi par l'État, les zones les moins tendues (zones C) ont été exclues du dispositif Scellier. Il est donc possible d'analyser, dans les communes situées aux frontières des zones les

moins tendues, comment ce type de dispositif affecte la construction et les prix. D'après Chapelle, Vignolles et Wolf (2016) le dispositif n'a pas augmenté la production de logements mais aurait entraîné une augmentation des prix des logements d'environ 1% dans les territoires touchés par le dispositif et proches des frontières entre zones B et C. Par ailleurs, le taux de vacance des logements neufs de ces mêmes territoires aurait augmenté d'environ 2 points de pourcentage supplémentaires par rapport aux zones non éligibles. Si le dispositif semble avoir favorisé l'expansion du marché locatif privé au détriment de la propriété occupante, il semble que les locataires bénéficiant de ce dispositif n'ont pas un revenu moins élevé que ceux des zones non éligibles. Ces résultats confirment ceux de Bono and Trannoy (2012) qui ont étudié l'impact du dispositif sur le prix des terrains à bâtir et ont conclu que le dispositif a eu un impact inflationniste pouvant varier de 5 euros à 30 euros au mètre carré. Les auteurs insistent sur le caractère hétérogène de l'effet du dispositif, à la fois structurellement – car les ventes dont le prix est supérieur au dernier quartile ne semblent pas impactées par la mesure alors que les ventes dont les prix sont inférieurs au premier quartile le sont toujours – et localement, car le niveau de l'impact diffère selon la situation de la vente dans l'espace métropolitain et ce sont les régions les plus tendues qui ont vu leurs prix progresser le plus rapidement.

7.1.2. Les politiques de subventions de la demande : un impact inflationniste

Les aides à la personne se sont fortement développées en France, suite aux critiques formulées à l'encontre des aides à la pierre, avec en particulier la création de l'Aide Personnalisée au logement (APL) en 1977. Les aides à la personne permettent en théorie de mieux cibler les ménages les plus modestes, car elles sont versées sous conditions de ressources. Qu'elles s'adressent aux locataires ou aux accédants à la propriété sous forme de subventions de taux comme le prêt à taux zéro (PTZ), les subventions à la demande ont pour objectif d'aider les ménages en réduisant leurs dépenses de logement.

L'effet des aides sur la qualité et la quantité de logement, ainsi que sur les prix, dépend de la réaction des producteurs à une augmentation de la demande. Si la construction n'augmente pas suite à une hausse des aides au logement (offre inélastique), les loyers ou les prix s'ajusteront à la hausse pour équilibrer l'offre et la demande. L'impact de ce type de politique dépend donc de façon cruciale de l'élasticité de l'offre et de la demande et doit être mesuré empiriquement.

7.1.2.1. Les aides personnelles au logement

Plusieurs études ont mis en évidence un effet inflationniste des aides au logement sur les loyers, à la fois en France et dans d'autres pays européens. Sur données françaises, deux études ont analysé l'évolution des loyers au moment de la réforme du « bouclage » des aides, qui a eu lieu au début des années 1990, et a étendu le bénéfice des aides aux petits ménages modestes (personnes seules ou couples sans enfants). Lafferère et Le Blanc (2002) montrent que les loyers dont le locataire était aidé ont progressé plus vite que les autres sur la période étudiée, et qu'une grande partie de l'aide a été récupérée par les propriétaires sous la forme d'une augmentation du loyer. En utilisant la réforme du bouclage comme expérience naturelle, permettant de comparer l'évolution des loyers des ménages nouvellement bénéficiaires par rapport aux loyers des autres ménages, avant et après la réforme, Fack (2005; 2006) estime qu'un euro supplémentaire d'aide au logement s'est traduit par une augmentation de loyer entre 50 et 80 centimes, ce qui suggère également une offre de logement relativement inélastique. Enfin, Grislain-Letremy et Trevien (2014) ont étendu ces résultats à une période plus récente, en identifiant eux aussi un fort effet inflationniste des aides au logement, avec une méthode statistique très différente, qui repose sur les discontinuités spatiales du barème entre différentes zones. Les différentes études ne trouvent pas d'effet significatif sur la taille des logements. En ce qui concerne la qualité, si les équipements des logements des ménages modestes se sont améliorés depuis les années 80, tout comme celle des autres ménages, ces études suggèrent que l'effet « qualité » ne permet pas d'expliquer la hausse différentielle des loyers des ménages aidés et non aides.

L'effet inflationniste des aides au logement a aussi été observé dans d'autres pays européens. Deux études sur les Royaume-Uni montrent que lors de réformes de réduction du montant des aides au logement, les loyers se sont ajustés à la baisse, de sorte que le coût des réformes a été supporté en grande partie par les propriétaires plutôt que par les locataires (Brewer *et al.*, 2014; Gibbons et Manning, 2006). En Finlande, Kangasharju (2010) estime que chaque euro supplémentaire d'aide aux ménages les plus pauvres se traduit par une augmentation de 60 à 70 centimes de leur loyer, pour ceux du secteur privé. Les États-Unis sont le seul pays où les études n'ont pas mis en évidence un effet inflationniste systématique. Si l'étude de Susin (2002) montre que les bons d'aide au logement (*housing vouchers*) ont conduit à une augmentation des loyers pour les ménages pauvres, l'étude plus récente d'Eriksen et Ross Eriksen et Ross (2015) souligne que l'effet dépend de façon cruciale de l'élasticité de l'offre. De fait, dans la plupart des villes américaines, où l'offre est élastique, les aides au logement n'ont pas d'impact inflationniste, mais elles font néanmoins augmenter les loyers dans les zones où l'offre est inélastique. Par comparaison avec les États-Unis, les études existantes sur données françaises estiment que l'offre de logement est beaucoup plus rigide en France, avec une élasticité proche de 0,4 (Caldera et Johansson, 2013 ; Chapelle et Eyméoud, 2017). Les effets inflationnistes élevés observés en France seraient donc cohérents avec le fait que l'offre de logement y est très peu réactive.

7.1.2.2. Les politiques de subvention à l'achat: le cas du prêt à taux zéro (PTZ)

Les politiques de subvention à l'achat comme le PTZ ont pour objectif de faciliter l'accession des ménages à la propriété. Initialement réservé à l'achat de logement neuf, le PTZ est actuellement également ouvert à l'achat dans l'ancien avec travaux. L'efficacité de ce type de politique tient d'abord à son ciblage. Ce type d'aides peut avoir un effet d'aubaine, si la plupart des ménages qui en bénéficient seraient devenus propriétaires même en l'absence de prêt aidé, comme l'ont montré Gobillon et

Le Blanc (2005). Pour mener une évaluation globale de ces aides, il faut également étudier leur impact sur les prix et la construction. L'analyse de leur effet est en théorie relativement similaire à celui des aides personnelles au logement, dans la mesure où elles subventionnent également la demande, même si le ciblage initial du PTZ sur les logements neufs peut affecter les décisions entre achat neuf et ancien. Les études empiriques existantes sont beaucoup plus limitées, mais deux études récentes sur données françaises permettent d'évaluer l'impact à court terme du prêt à taux zéro sur les prix. Elles exploitent chacune les variations spatiales des subventions, qui dépendent d'un zonage défini par l'État. L'étude de Baubrun-Driant et Maury (2015), qui compare les prix des terrains entre les différentes zones avec la méthode par appariement (*matching),* montre ainsi que le PTZ a eu un effet inflationniste sur le prix des terrains. Labonne et Welter-Nicol (2016) mobilisent des données sur les prêts bancaires et exploitent les changements de politique qui ont conduit à une forte variation des montants aidés et du nombre de ménages éligibles au PTZ, en fonction des différentes zones, entre 2009 et 2011. L'analyse de ces évolutions est menée en comparant l'évolution des prêts accordés et des prix des logements aux frontières entre différentes zones, suite à l'augmentation différenciée des montants de PTZ. Les résultats suggèrent que les conditions plus généreuses du prêt à taux zéro conduisent effectivement les banques à augmenter le volume des crédits accordés aux ménages, mais qu'une grande partie de cette augmentation se traduit en hausse de prix. L'élasticité du prix des logements au crédit est ainsi estimée à 0,7, ce qui élevé mais cohérent avec une faible élasticité de l'offre, du moins à court terme. La méthode utilisée dans l'article, qui conduit les auteurs à concentrer leur analyse sur des zones très localisées, ne permet cependant pas d'évaluer l'impact global du PTZ sur l'étalement urbain.

La faiblesse de l'offre de logement en France semble donc limiter fortement l'effet des politiques de subvention de la demande sur les constructions nouvelles. Cependant, parce qu'elles modifient les incitations, ces aides peuvent en théorie affecter les décisions de localisation des ménages.

7.1.2.3. Quel impact sur les choix de localisation des ménages ?

Que ce soit pour les aides personnelles au logement ou pour le PTZ, les montants d'aide varient en fonction du zonage, et sont donc plus élevés dans les zones les plus tendues. Ces variations sont en théorie susceptibles d'affecter les choix de localisation des ménages. De plus, le PTZ a pu créer des incitations supplémentaires à la localisation dans des zones en périphérie des unités urbaines, par opposition aux centres-villes, puisqu'il a été durant de longues périodes uniquement réservé aux nouvelles constructions, dont la localisation dépend des terres disponibles. La justification théorique de l'ajustement des aides en fonction de la localisation des ménages est discutable d'un point de vue économique, comme nous le verrons dans la dernière section. Il n'existe à notre connaissance aucune étude empirique des effets des aides personnelles au logement ou des subventions de taux sur les choix de localisation des ménages dans le cas français.

Un des avantages des aides à la personne, par rapport aux aides à la pierre, tient a priori au fait que ces aides ne contraignent pas la localisation des ménages au sein d'une aire urbaine. Aux Etats-Unis, la volonté de limiter les effets négatifs de la concentration de la pauvreté dans certains quartiers a conduit les pouvoirs publics à mener des expériences contrôlées de distribution d'aides au logement spécifiques visant à encourager la mobilité des familles pauvres vers des quartiers moins défavorisés. L'évaluation de ces « *moving to opportunity experiments* » n'a cependant pas permis de faire émerger un consensus sur l'impact de ces programmes. Les différentes études menées par Katz *et al.* (2001) et Kling *et al.* (Kling *et al.*, 2007; 2005) montrent que ces programmes ont en effet conduit les familles traitées à déménager de façon durable dans des quartiers plus sûrs et moins pauvres que les familles non traitées, mais les effets sur le revenu et le niveau d'emploi des adultes semblent très limités et les autres effets restent très hétérogènes selon l'âge et le sexe des personnes. L'effet bénéfique de ces politiques peut en effet être limité par le fait que le déménagement dans un nouveau quartier peut couper les ménages bénéficiaires d'aides de leur réseau social antérieur. L'impact à long terme semble ainsi être le plus favorable pour ceux qui ont bénéficié du programme dès l'enfance (Chetty *et al.*, 2016).

7.1.3. La réglementation des loyers

L'action de l'État pour aider les ménages à se loger ne se limite pas aux aides financières, que ce soit du côté de l'offre ou de la demande. En effet, l'État agit aussi directement sur le fonctionnement du marché immobilier à travers l'arsenal législatif et réglementaire. L'État a d'ailleurs favorisé cette approche depuis ces dix dernières années, avec pour objectif d'atteindre une plus grande équité dans la dépense de logement. Ainsi la loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové (ALUR), votée en 2014, comporte parmi ses mesures phares le renforcement du contrôle des loyers, appliqué depuis 2016 à Paris. Cette politique s'inscrit dans une longue histoire législative : sur les 40 dernières années, les loyers n'ont été fixés librement lors des nouvelles locations ou des renouvellements de bail que durant les années 1986 à 1989. Un encadrement plus renforcé a depuis été graduellement réintroduit, et renforcé depuis 2012.

Il existe une littérature empirique en économie sur l'impact du contrôle des loyers, mais les études sur données françaises sont très limitées. La plupart des études analysent l'impact des politiques de contrôle strict, où la fixation du loyer est complètement réglementée par la collectivité. L'analyse économique des situations de contrôle strict des loyers met en évidence l'impact négatif à long terme de ce type de réglementation sur l'entretien des logements et le développement de l'offre (Autor *et al.*, 2014 ; Sims, 2007). De plus les problèmes d'allocation engendrés par le rationnement de l'offre limitent les effets redistributifs de ces politiques (Glaeser et Luttmer, 2003). Mais les politiques de blocage strict des loyers ont été abandonnées dans la plupart des pays, au profit de mesures d'encadrement plus souples. D'un point de vue théorique, les

imperfections du marché immobilier, en particulier l'information imparfaite, mais également le pouvoir de monopole que peut exercer le bailleur sur les locataires en place, justifient l'existence d'une intervention de l'État dans les relations entre bailleurs et locataires. Cette intervention peut prendre la forme d'un encadrement souple des loyers (Arnott, 1995). Néanmoins les études empiriques françaises sur l'impact d'un encadrement souple des loyers, sont, à notre connaissance très limitées, voire pour l'instant inexistantes.

7.2. Les politiques d'aides localisées (place-based policies)

7.2.1. Les justifications des politiques de subvention à des zones particulières

Les politiques ciblant certains territoires ont été développées pour faire face à d'importantes disparités territoriales. Les gouvernements justifient généralement ce type d'interventions par des arguments d'équité, un argumentaire contredit par les économistes qui prônent des moyens plus directs (taxation des revenus plus progressive, allocation sur critères de ressources) pour diminuer les inégalités et craignent les éventuels effets inflationnistes des politiques ciblées (Glaeser, 1998). En effet, la théorie standard des modèles d'équilibre spatial prédit qu'en cas de parfaite mobilité des travailleurs et d'offre de logement totalement inélastique, toute subvention ciblée sur une zone en particulier va être entièrement capitalisée dans les loyers et captée par les propriétaires. Si les travailleurs ne sont pas parfaitement mobiles, il peut certes y avoir des gains d'utilité pour certains travailleurs, mais, il est plus efficace de recourir à des transferts plus directs pour redistribuer les ressources aux ménages les plus modestes (Kline et Moretti, 2014).

La théorie standard indique néanmoins que, s'il existe des imperfections de marché, de telles politiques peuvent être efficaces. Il peut s'agir de :

- La production insuffisante de biens publics par les acteurs économiques, qu'il s'agisse d'aménités (niveau du crime) ou de biens publics productifs (réseau routier). D'après la théorie économique standard des modèles d'équilibre spatial, si le bien public en question n'est pas soumis à la congestion et que le gouvernement peut le produire à un coût suffisamment faible, le bien-être social peut être amélioré par une politique ciblée (Kline et Moretti, 2014).

- La présence d'économies d'agglomération. Les économistes ont conjecturé depuis longtemps que la concentration des activités économiques doit être due en partie à la présence d'économies d'agglomération (Lucas, 1988). Les conséquences de ces économies d'agglomération sont néanmoins difficiles à prévoir puisqu'en théorie elles peuvent générer des équilibres multiples. L'intervention de l'Etat peut améliorer le bien-être général en influençant la sélection d'un équilibre en particulier, mais il est difficile de savoir quel équilibre est optimal.

- La présence de frictions ou rigidités sur certains marchés, comme le marché du travail ou les marchés du crédit ou de l'assurance. Il s'agit d'imperfections qui ne sont pas liés *per se* à des territoires en particulier mais qui peuvent toucher certains territoires plus que d'autres. Par exemple, des coûts de mobilité trop élevés ou un risque trop élevé lié à la recherche d'emploi ou à un déménagement peuvent être un frein à la mobilité, poussant des ménages modestes à rester dans des zones particulièrement touchées par le chômage ou à ne pas chercher d'emploi dans des zones plus dynamiques. Il peut alors être justifié d'inciter financièrement la mobilité des travailleurs de certaines zones.

- L'existence de distorsions préexistantes sur les marchés du travail, du foncier et des capitaux, induite par des politiques nationales. Ces distorsions sont généralement hétérogènes suivant les zones géographiques même lorsqu'elles s'appliquent de la même façon sur tous les territoires. La mise en place de politiques publiques ciblées sur des zones particulières est une façon de corriger ces distorsions initiales lorsque la politique au niveau national ne peut être supprimée.

L'enseignement général à tirer de la théorie standard des modèles d'équilibre spatial est qu'il est nécessaire de prendre en compte les conséquences de la mobilité des acteurs et de l'ajustement des prix pour déterminer l'impact d'une politique ciblée.

7.2.2. La politique de la ville en France

En France, la politique de la ville repose sur des politiques ciblées sur des zones considérées comme prioritaires. Il s'agit de zones très peuplées, où le taux de jeunes de moins de 25 ans et le taux de non diplômés sont importants et où le potentiel fiscal est faible. Suivant le score d'un territoire aux critères précités, un territoire peut être qualifié de ZUS, ZRU ou ZFU - par ordre croissant de difficulté. Il bénéficiera alors de nombreux dispositifs d'exonérations et de réductions de charges fiscales et sociales supposés favoriser l'implantation d'entreprises, la création d'emplois et son développement économique (Baumont et Guillain, 2016).

Les études relatives à ces différents programmes, et en particulier aux ZFU, qui reposent sur la comparaison entre quartiers traités et non traités mais spatialement proches, ont estimé que l'impact sur les créations d'entreprises et d'emploi de ces programmes étaient limités – et temporaires - au regard de leurs coûts importants (Givord *et al.*, 2013). Ces programmes n'auraient eu en outre aucun impact sur les taux de sortie du chômage en Île-de-France (Gobillon *et al.*, 2012). Néanmoins, Briant, Lafourcade et Schmutz (2015)ont récemment montré que cet effet limité masque de fortes hétérogénéités dans l'efficacité des programmes suivant le niveau d'isolement géographique des zones traitées. L'isolement géographique est

mesuré en fonction de la distance et de l'accessibilité plus ou moins grande des quartiers aux centres d'emplois, mais également en fonction de l'isolement physique de certaines zones, par rapport aux autres parties d'une ville (à cause des fleuves, routes, lignes de chemin de fer, etc.). Les résultats indiquent que cet isolement conditionne la performance de la politique des ZFU. Parmi les zones ciblées par la politique de ZFU, les moins isolées ont davantage bénéficié de la politique. Poulhès (2015) montre également que l'impact sur l'immobilier commercial est en moyenne positif, mais hétérogène.

De même, les politiques de rénovation urbaine semblent avoir des effets limités sur la mixité sociale des territoires. L'analyse par Guyon (2017) des rénovations de quartier dans le cadre du Plan National pour la Rénovation Urbaine (PNRU) suggère que la baisse modérée du niveau de pauvreté dans les quartiers rénovés s'explique essentiellement par le départ des locataires les plus pauvres suite aux destructions de logements sociaux, alors que le niveau de pauvreté a augmenté dans le même temps dans le parc privé.

L'ensemble de ces évaluations met en lumière la difficulté, pour les pouvoirs publics, à contrer les mécanismes à l'œuvre sur les marchés immobiliers et en particulier les dynamiques ségrégatives. De même, l'efficacité des politiques de subvention de l'offre ou de la demande de logement semble limitée par une offre de logement très inélastique en France. Une étude approfondie des raisons qui peuvent expliquer cette faiblesse de l'offre, permettra de réfléchir à la façon d'améliorer le dispositif d'aides au logement en France. Enfin, malgré leurs effets limités sur l'offre, ces politiques, en créant des incitations à la localisation dans certains quartiers (comme avec le logement social), ou en incitant les ménages à acheter des logements neufs plutôt qu'anciens (comme dans le cas du PTZ), peuvent avoir un impact sur l'étalement urbain, qui n'a pour l'instant été que très peu analysé et nécessiterait des études spécifiques.

8. La fiscalité

Auteurs : Sonia Paty et Stéphane Riou

L'étalement urbain entraîne de nombreuses conséquences économiques, sociales et environnementales (Brueckner, 2000a ; Glaeser et Kahn, 2004; Nechyba et Walsh, 2004). En termes de dépenses publiques, l'étalement urbain accroît le coût de l'offre des infrastructures et des services publics locaux. Dans la mesure où les distances domicile-travail augmentent notamment dans des espaces peu denses, il s'accompagne également d'un recours plus fréquent à l'usage de la voiture. Cette pratique occasionne pollution, congestion et un usage de ressources énergétiques rares. Enfin, l'étalement urbain engendre une réduction excessive des terres agricoles.

L'étalement urbain s'explique de nombreuses manières (Burchfield *et al.*, 2006). Des facteurs environnementaux (eau, climat, terrains) mais aussi économiques (emploi local, infrastructures de transport inadaptés, croissance métropolitaine incertaine, offre foncière insuffisante en couronne urbaine). Parmi ces facteurs économiques, la fiscalité sur le foncier a été identifiée comme l'une des causes possibles de l'étalement urbain (Skaburskis et Tomalty, 1997). La fiscalité et la taille de la ville semblent donc étroitement liées et la question de l'optimalité du système fiscal au regard d'un objectif de maîtrise de l'urbanisation se pose alors naturellement. Ce chapitre propose un éclairage de ces sujets.

Dans la mesure où nous étudions ici la relation entre étalement urbain et fiscalité, le contexte institutionnel qui définit le cadre des décisions fiscales et budgétaires revêt un rôle important. La plupart des pays de l'OCDE se caractérisent en effet par une forte fragmentation[30] au niveau local. Dès lors que cette fragmentation juridictionnelle se couple à une décentralisation fiscale et à une absence de gouvernance économique coordonnée, les conditions sont alors réunies pour que s'installe une concurrence face à la mobilité des bases taxables. Cette dernière est naturellement exacerbée lorsque les autorités locales disposent d'un pouvoir d'imposition sur les entreprises, lié ou non à la valeur foncière utilisée. Dans la littérature théorique traditionnelle, la concurrence fiscale conduit des gouvernements locaux supposés bienveillants à fixer des taux d'imposition de manière sous-optimale (Wilson, 1999). Ce résultat est remis en cause dès lors que les économies d'agglomération permettent aux villes de récupérer des rentes sous la forme de taux plus élevés sans générer de délocalisation. Au sein d'une agglomération, une forte différence entre le taux de la ville-centre et celui des villes secondaires génèrerait un excès de dispersion des activités économiques (logement et production) (Gaigne *et al.*, 2016) ; Charlot, Paty et Riou, 2017[31].

La décentralisation fiscale peut donc contribuer à l'accroissement de l'étalement urbain car la mobilité des contribuables incite les aménageurs à exploiter la concurrence entre communes pour développer des programmes immobiliers dans les communes les plus accueillantes sur les plans fiscal et réglementaire (Blöchliger *et al.*, 2017; Glaeser et Kahn, 2004).

Dans les pays décentralisés, on observe que les systèmes fiscaux mis en place sont très variés. Toutefois, la principale taxe sur le foncier rencontrée dans de nombreux pays de l'OCDE est la « property tax ». Cette fiscalité foncière porte sur une valeur

[30] En effet, dans les pays de l'OCDE, les métropoles de plus de 500 000 habitants comprennent 74 municipalités en moyenne.
[31] Charlot S., Paty S., Riou S. (2017) "From competition to cooperation: On the spatial effects of a local business tax policy reform in France », travaux en cours.

combinée du bâti et foncier non bâti imposé à un taux unique. Certains pays appliquent également des taxes foncières « pures » (ou « land tax ») qui reposent uniquement sur la terre. En France, la taxe sur le foncier bâti acquittée par les ménages et les entreprises porte sur la valeur locative cadastrale du bien foncier. La taxe sur le foncier non bâti ne s'applique quant à elle qu'aux terrains non construits. La nouvelle cotisation foncière des entreprises, issue de la réforme de la taxe professionnelle en 2010, s'applique sur la valeur locative des biens immobiliers passibles d'une taxe foncière. Elle est fixée par la commune et/ou l'EPCI (établissement public de coopération intercommunale) auquel la commune appartient.

La section 1 de ce chapitre est consacrée aux résultats principaux de la vaste littérature théorique et empirique qui s'intéresse à l'effet de la fiscalité sur les constructions nouvelles et donc sur l'étalement urbain. Elle se poursuit par une présentation des quelques éléments empiriques relatif à l'effet retour de l'étalement urbain sur la fiscalité et les finances publiques. Devant l'ampleur des effets constatés dans de nombreux contextes institutionnels, le design de la taxe ou des taxes choisie(s) paraît fondamental. Nous présenterons donc dans une seconde section les travaux portant sur le choix de l'instrument fiscal optimal et sur l'utilisation de la fiscalité comme levier de régulation de la construction.

8.1. Le lien entre la fiscalité sur le foncier et l'étalement urbain

Une vaste littérature théorique et empirique a analysé le lien entre la fiscalité et la taille de la ville. Dans ce qui suit, nous présenterons tout d'abord les résultats de la littérature théorique sur l'effet de la fiscalité locale sur la taille de la ville (en termes de population) et donc l'étalement urbain (8.1.1). Les travaux empiriques seront ensuite exposés (8.1.2). Enfin, l'effet retour de l'offre foncière sur la pression fiscale sera analysé (8.1.3).

Dans cette section, nous nous restreignons à la seule fiscalité sur le foncier. La taxation de la non-construction des terrains constructibles ainsi que les DTMO (droits de mutation sur les transactions immobilières) seront présentés dans la section 2. La fiscalité sur les plus-values foncières qui relève de la littérature spécifique sur l'imposition des revenus ne sera pas analysée ici. Enfin, le lien entre la fiscalité sur les transports et la taille de la ville est examiné notamment par Brueckner (2005) (*cf*. section 2). Ces travaux montrent que les subventions liées à l'amélioration des infrastructures de transport accroissent la taille de la ville. L'absence de mise en place d'un péage urbain conduit également à ne pas internaliser les coûts de congestion des transports dans la ville. Dans la mesure où le coût perçu des déplacements domicile-travail est moins élevé que son coût social, la ville s'étale de manière inefficace.

8.1.1. Fiscalité foncière et taille de la ville : les prédictions théoriques

Dans la littérature théorique, l'impact d'une taxe foncière de type « property tax » sur la taille des villes peut se décomposer en deux effets opposés sur l'étalement urbain (Arnott et Mackinnon, 1977 ; Case et Grant, 1991 ; Oates et Schwab, 1997) ; (Mills, 1998); (Brueckner et Kim, 2003 ; Peng et Wang, 2009; Song et Zenou, 2006).

D'une part, une augmentation de la « property tax » exerce un impact négatif sur l'intensité du développement foncier, ce qui encourage l'étalement urbain. En effet, toutes choses égales par ailleurs, la fiscalité locale tend à décourager l'intensité de l'investissement immobilier au sens où les constructions comportent des logements de plus petite taille avec moins d'étages. Cette moindre intensité implique d'utiliser plus d'espace pour loger un même nombre de personnes.

D'autre part, un second effet transite via le choix des consommateurs sur la taille de leur logement. Une augmentation de la « property tax » accroît le coût du logement au mètre carré et réduit de ce fait la demande de logement en termes d'espace. Cette diminution de la taille du logement engendre, toutes choses égales par ailleurs, un accroissement de la densité de population et donc une diminution de la taille de la ville.

L'effet net d'une augmentation de l'impôt foncier est donc ambigu et dépend des hypothèses réalisées sur la forme des préférences des consommateurs (Brueckner et Kim, 2003). Lorsqu'on considère une fonction CES (à élasticité de substitution constante entre le bien numéraire et la quantité de logement) avec une élasticité au moins égale à un, l'impact de la « property tax » sur l'étalement urbain est toujours négatif (Brueckner et Kim, 2003). Song et Zenou (Song et Zenou, 2006) montrent que ce résultat est également vérifié lorsque l'on considère une fonction d'utilité log-linéaire avec une élasticité de substitution (ici variable) supérieure à un.

Sous ces hypothèses, la littérature théorique conclut donc le plus souvent à l'effet décourageant de la fiscalité foncière sur la taille de la ville et donc l'étalement urbain. De nombreux travaux empiriques ont tenté de vérifier cette prédiction théorique.

8.1.2. Fiscalité et taille de la ville : les résultats empiriques

Depuis l'article de Brueckner et Fansler (1983), les travaux empiriques sur les facteurs de l'étalement urbain ont été relativement nombreux. Toutefois, peu d'entre eux intègrent la fiscalité foncière comme variable explicative de la taille de la ville (Bimonte et Stabile, 2015; Song et Zenou, 2006).

Aux Etats-Unis, les travaux de Song et Zenou (2006) confirment qu'une augmentation de la « property tax » entraîne une diminution de la taille de la ville sur un échantillon de villes américaines. A l'aide des outils de l'économétrie (i.e. régressions

par les doubles moindre carrés ordinaires en deux étapes (2SLS) qui corrige le problème de simultanéité entre la ville et la fiscalité), les estimations sur un échantillon de 448 aires urbaines américaines montrent que la taille de la ville diminue de 0,4% suite à une augmentation des taux de 1%. Les estimations montrent également que la taille de la ville augmente avec le revenu et la population urbaine. Enfin, une augmentation des dépenses de transports, i.e. une réduction des coûts de *commuting*[32], accroît l'étalement urbain.

Le degré de décentralisation de l'impôt foncier joue également un rôle important. En Italie, la décentralisation de l'impôt sur le foncier (ICI) a incité les gouvernements locaux à accroître (et non réduire) les permis de construire afin d'élargir leur base fiscale et compenser la diminution concomitante des transferts de l'Etat (Bimonte et Stabile, 2015). En d'autres termes ici, l'attribution de l'impôt foncier aux communes autorise l'usage d'une planification foncière accommodante comme variable d'ajustement budgétaire. L'article de Bimonte et Stabile (2015) suggère que confier à une même autorité locale le pouvoir de taxation et de régulation foncière, ce qui revient à pouvoir définir la base fiscale, peut engendrer un surcroît de constructions nouvelles. Ces résultats pointent l'absence de relation univoque entre la fiscalité du foncier et son offre mise sur le marché.

Par conséquent, le design de la taxe est fondamental. Ses enjeux seront examinés en 8.2.

8.1.3. Impact de l'étalement urbain sur les dépenses publiques locales et la fiscalité

L'étalement urbain rend le financement des infrastructures plus coûteux car les économies d'échelle liées à la densité disparaissent au fur et à mesure que la taille de la ville s'accroît. Le financement de ces nouveaux aménagements urbains sont parfois couverts par des transferts de l'Etat ou par des revenus exceptionnels générés par le cycle immobilier (permis de construire, taxes sur la construction, recettes tirés de la vente de terrains publics etc.). Toutefois, le problème du financement des infrastructures se pose de manière générale pour le contribuable marginal ou moyen car l'étalement urbain favorise l'arrivée de nouveaux ménages qui ne paient pas le coût complet de leur arrivée (Brueckner, 2000b). De nombreux travaux montrent que le développement urbain conduit ainsi à une allocation inefficace des investissements publics locaux (Milan et Creutzig, 2016).

Face à ces inefficacités, certaines politiques ont consisté à contenir l'étalement urbain. Tout comme la fiscalité foncière a un impact sur la taille de la ville, les politiques de réduction de l'étalement urbain ont également un effet retour sur la fiscalité.

En effet, un moindre développement foncier réduit les bases fiscales foncières. Toutes choses égales par ailleurs, une augmentation de la pression fiscale est donc nécessaire pour maintenir un même niveau de services publics (King et Anderson, 2004). Toutefois, la réduction de l'offre immobilière peut aussi conduire à un aménagement d'espaces publics comme des espaces verts qui sont potentiellement capitalisables dans les valeurs immobilières (*cf*. chapitre 2). Ce dernier effet[33] est susceptible de compenser la hausse de la fiscalité nécessaire au maintien de l'offre public. King et Anderson (2004) montrent sur un échantillon de 29 villes US du Vermont que les politiques de réduction de l'étalement urbain conduisent à une augmentation de la fiscalité foncière dans le court terme mais que cet effet devient nul à long terme.

8.2. Choix de l'instrument fiscal optimal

Devant l'ampleur des effets attendus et empiriquement mesurés dans de nombreux contextes institutionnels, le design de la taxe ou des taxes choisie(s) est essentiel. Dans cette section, nous présentons les éléments du débat en France (section 2.1), la question de la valorisation fiscale du foncier agricole (2.2) et enfin le design de la taxe sur la propriété immobilière (2.3).

8.2.1. La fiscalité foncière : les éléments du débat en France

Les enjeux sous-jacents à une définition optimale de la fiscalité foncière sont de divers ordres. La modération de l'artificialisation des sols qui nous occupe ici n'est qu'un critère d'optimalité parmi d'autres et il est bien évident que les préconisations issues de chacun de ces critères ne sont pas nécessairement convergentes.

Les actifs immobiliers représentant plus de la moitié du patrimoine des français, toute réflexion relative à des aménagements de la fiscalité foncière entre dans le débat plus large d'une fiscalité optimale du patrimoine intégrant ses effets incitatifs et distorsifs sur d'autres actifs ou sources de revenu.

L'enjeu est aussi capital pour les collectivités locales qui, confrontées à des problématiques de financement de biens publics locaux, auront tendance à observer prioritairement le rendement de l'impôt en termes d'apport pour les finances publiques.

---

[32] Dans cet article, faute de données précises sur les coûts de *commuting*, les dépenses de transports sont utilisées comme une approximation des coûts de déplacement des ménages entre leur lieu de résidence et leur lieu de travail. Les résultats obtenus suggèrent que la fiscalité sur les transports peut aussi avoir un effet sur la taille de la ville *(cf*. Brueckner, J.K., 2005. Transport subsidies, system choice, and urban sprawl. *Regional Science and Urban Economics*, 35 (6): 715-733. http://dx.doi.org/.

[33] Une augmentation de la valeur locative ou vénale de la base taxable engendre une augmentation des recettes fiscales liées à l'impôt considéré.

Enfin et surtout, il convient de reconnaître qu'en France, les quelques réflexions et inflexions sur le sujet sont fortement imprégnées par un contexte de tensions sur le marché du logement. La priorité est alors de repenser la fiscalité dans un objectif de fluidification de ce marché en donnant les bonnes incitations pour que diminuent les phénomènes de rétention et qu'augmentent les mises sur le marché de terrain constructibles. L'accent peut alors être mis simultanément sur une refonte de l'imposition sur les propriétés non bâties (taxation des stocks) et sur les mutations comme les droits de mutation et l'imposition des plus-values immobilières (taxation des flux). Ces deux leviers s'inscrivant dans une politique d'expansion de l'offre donc touchant potentiellement l'artificialisation des sols, il convient d'en détailler les modalités.

La réforme de la taxe foncière sur les propriétés non bâties, défendue par exemple dans le rapport Goldberg (2016), vise à lutter contre les comportements de rétention de terrains constructibles. Ces comportements seraient encouragés par une taxe assise sur des valeurs locatives cadastrales historiques des terrains qui, même majorées annuellement, sont très fortement sous-évalués par rapport à leur valeur de marché. La faible imposition confère à l'investissement dans un terrain nu une grande valeur d'attente poussant l'investisseur à reculer sa mise en vente pour construction avec l'anticipation d'une hausse de prix. À plusieurs reprises, le législateur a introduit des possibilités de revalorisation. La loi du 13 décembre 2000 relative à la solidarité et au renouvellement urbain (loi SRU) a donné droit aux communes d'appliquer une majoration optionnelle. Les communes qui s'en sont saisies ont en moyenne appliqué une majoration très modeste donc sans impact réel sur les comportements. Le dispositif de majoration obligatoire dans les zones les plus tendues initiées en 2012 a souffert d'un défaut de calibration et sa révision en 2016 revient à un niveau plus faible dont on peut douter qu'il change les comportements (Goldberg, 2016). Tout comme l'impôt sur le foncier bâti qui souffre de la même sous-évaluation de son assiette, l'enjeu serait donc de réformer plus radicalement l'impôt du foncier non bâti constructible par une valorisation à sa valeur vénale. L'évaluation de cette valeur pour tout bien immobilier est certes compliquée et s'inscrirait dans un temps long mais elle n'est pas insurmontable par l'utilisation, par exemple, de l'approche hédonique des prix. Théoriquement, l'augmentation de l'impôt qui s'en suivrait ne serait pas neutre et aurait un effet accélérateur sur le développement immobilier dans la mesure où son paiement est désynchronisé de la perception des revenus fonciers (Anderson, 1986; Bentick, 1980 ; Mills, 1981 ; Turnbull, 1988). À cela s'ajoutent des considérations d'équité fiscale résumées dans le théorème d'Henry George qui dit que l'effort de la collectivité en faveur de l'aménagement des espaces, des infrastructures de transport, des écoles et autres services publics locaux est capitalisé dans la valeur du foncier dont seul propriétaire bénéficie. Il est donc juste fiscalement de rétrocéder cette rente à la collectivité sous la forme d'un impôt assis sur la valeur de marché du foncier.

Pour être pleinement efficace, il est généralement considéré que cette réforme de la taxation des stocks doit s'accompagner d'une réforme de la taxation des flux. Autrement dit, la fluidité du marché ne peut être retrouvée que si les transactions de terrains constructibles sont moins lourdement taxées. Cela peut passer entre autres par un abaissement du taux d'imposition des plus-values immobilières de cessions de terrains à bâtir, a suppression des abattements fondés sur des détentions longues et la suppression des droits de mutation à titre onéreux (Goldberg, 2016; Trannoy et Wasmer, 2013).

8.2.2. Quelle valorisation fiscale du foncier agricole ?

Les éléments de réforme mentionnés précédemment visent avant tout à répondre aux difficultés d'accès aux logements en France et non pas directement à une meilleure maîtrise de l'usage des zones naturelles et agricoles. Toutefois, l'atteinte du premier objectif peut servir l'atteinte du second.

Au bénéfice d'une fiscalité plus incitative, la mise sur le marché d'un plus grand nombre de terrains constructibles dans les zones urbaines ou d'urbanisation future peut diminuer la pression foncière dans des communes principalement couvertes par des zones naturelles et agricoles. Cet enchainement vertueux n'est possible que si les communes concernées appliquent une politique rigoureuse de préservation des espaces naturels et que ces zones bénéficient d'une fiscalité fortement accommodante par une sectorisation des taux basée sur l'usage des sols (Comité pour la fiscalité écologique, 2013). On peut en effet craindre que dans des communes aux marges des espaces urbains, une fiscalité sur le foncier agricole assise sur la valeur vénale des terrains accélère les demandes de déclassement en terrains constructibles en raison du surcoût fiscal supporté par les exploitants. Dans un contexte où les collectivités pourraient voir dans le nouveau mode d'imposition une aubaine en termes de finances publiques, des effets pervers d'incitation à l'artificialisation pourraient alors apparaître.

L'enjeu est donc aussi celui de la bonne valorisation du foncier agricole dans le calcul de l'impôt. Ce sujet est important aux Etats-Unis où les excès de l'étalement urbain et ses conséquences sur l'artificialisation des sols sont de longue date au cœur des débats relatifs à la fiscalité foncière. Face aux difficultés d'acquittement de l'impôt que peut occasionner une valorisation au prix de marché pour les exploitants agricoles et au risque de conversion accélérée de l'usage des sols, le gouvernement américain a très tôt autorisé les gouvernements locaux à appliquer une valeur d'usage. Si la valeur de marché internalise les revenus pouvant être tirés d'une conversion à usage résidentiel ou économique, la valeur d'usage reflète le revenu tiré de l'utilisation courante d'un terrain. Anderson (1993) propose une analyse théorique des effets d'une imposition à la valeur d'usage. Si elle permet de retarder dans le temps la conversion du foncier agricole, son effet est d'autant plus important que la différence entre les valeurs potentielles de marché et d'usage est elle-même élevée. Autrement dit, l'effet modérateur sur l'artificialisation va naturellement être maximum en périphérie proche des zones urbaines, là où cet écart est le plus grand, mais modeste en zones rurales loin des centralités urbaines.

Empiriquement, les preuves d'un effet modérateur sont peu nombreuses et fragiles (Parks et Quimio, 1996; Polyakov et Zhang, 2008). Compte tenu des écarts de valorisation des terrains entre un usage agricole et résidentiel à proximité des zones

urbaines tendues, toute incitation fiscale en faveur d'un maintien agricole serait insuffisante pour modifier les comportements (Institute for Fiscal Studies (IFS) et Mirrlees, 2011). Ces éléments ne plaident pas pour un abandon de tout traitement fiscal différencié des terres agricoles et naturelles. Ils soulignent simplement que l'incitation fiscale est à effets limités sans une politique de zonage ou de régulation stricte de la part des collectivités. En parallèle d'une fiscalité différenciée, les Etats-Unis développent ainsi une politique décentralisée de préservation des espaces non bâtis (*open-space conservation, green belts*). Cette politique constitue l'un des principaux piliers de l'initiative nationale pour une croissance urbaine raisonnée[34]. Wu (2014) montre qu'elle est à l'origine d'une création nette de valeur foncière dans la plupart des métropoles américaines notamment dans celles appliquant une régulation foncière stricte et où la densité résidentielle est élevée. L'impact négatif sur les recettes fiscales y serait alors neutralisé.

8.2.3. Imposition de la propriété foncière et taxe d'aménagement

Le design de la taxe sur la propriété immobilière (*property tax*) est un sujet ancien de débats (Skaburskis, 1995). Dans la plupart des pays développés, elle résulte d'une combinaison entre la valeur du foncier et du bâti imposé à un taux unique. L'investissement en capital immobilier étant élastique à son prix, il n'existe a priori aucune raison, sinon pratique, de l'imposer au même taux que le foncier sur lequel il repose. Un principe que William Vickrey (1999) résume dans les termes suivants : *«The property tax is, economically speaking, a combination of one of the worst taxes -the part that is assessed on real estate improvements - and one of the best taxes -the tax on land site or site value-.»* En d'autres termes, le principe de taux unique ne répond ni au principe de juste fiscalité imposée à la rente foncière qui nécessiterait un taux élevé, ni à celui d'encouragement par un taux bas à l'investissement immobilier dans un but de densification. Dans un contexte de sensibilisation à la croissance urbaine raisonnée, ce point trouve un écho particulier aux Etats-Unis où l'imposition à taux unique est généralement pratiquée.[35] L'imposition du foncier constructible à un taux plus élevé que le bâti devrait encourager des constructions plus denses, sur des tailles de lots plus petites et modérer ainsi l'étalement urbain. Anderson (1999) établit les conditions théoriques d'existence de cette relation et montre qu'elle est sujette à des hypothèses précises sur la demande de logements. En particulier, l'effet de densification serait plus probable dans des villes déclinantes qu'en croissance.

Très peu d'études empiriques ont cherché à vérifier cet effet. Quelques villes américaines seulement ont expérimenté le passage à un double taux. L'étude d'Oates et Schwab (Oates et Schwab, 1997) se penche sur l'application d'une réforme fiscale à Pittsburgh qui, à partir des années 80, a consisté à fixer un taux sur le foncier cinq fois plus élevé que celui appliqué au bâti. Leurs résultats suggèrent qu'il y a bien eu un taux de construction supérieur à d'autres villes consécutivement à la mise en place de cette réforme[36]. Cho, Kim et Roberts (2011) proposent une estimation simulée des effets de cette même réforme au sein de la métropole de Nashville. Leurs résultats suggèrent que la réponse *au stimuli* fiscal devrait être d'autant plus forte dans des zones où la valeur du foncier nu est importante, en l'occurrence à proximité directe de zones déjà urbanisées.

La taxe d'aménagement, due pour toutes opérations d**'aménagement, de construction** nécessitant une autorisation d'urbanisme et bien qu'initialement conçue pour participer au financement des équipements publics, est aussi régulièrement présentée comme une incitation fiscale capable de réguler l'artificialisation des sols. Indexée forfaitairement, entre autres sur la surface de construction, une modulation de son taux serait en mesure de pénaliser les projets de construction résultant d'une conversion des zones agricoles et naturelles en zones urbaines ou d'urbanisation future et d'encourager les projets sur des terrains réhabilités en zones urbaines (Comité pour la fiscalité écologique, 2013).

Les éléments théoriques et empiriques appuyant cette préconisation sont peu nombreux. Afin que la taxe joue pleinement son rôle d'atténuation des externalités négatives et que les collectivités puissent ajuster son taux de façon optimale, elles doivent être en mesure de définir le coût environnemental global d'un projet de construction. Outre la difficulté de l'exercice, cette appréciation ne peut pas être laissée aux communes, au risque de générer une concurrence, mais au contraire doit être confiée aux départements comme le préconise d'ailleurs le Comité pour la fiscalité écologique (Comité pour la fiscalité écologique, 2013).

L'étude de Skidmore et Peddle (1998) consacré à 29 communes proches de Chicago suggère que la mise en place d'une telle taxe est associée à une diminution du taux de construction résidentielle de 25% à 30%. Burge et Ihlanfledt (2006a; b) aboutissent à des résultats plus contrastés s'agissant de l'état de Floride. Aucun impact sur le taux de construction dans les villes centre, périphériques ou se situant dans des zones rurales n'est identifié. L'étude de Burge et *al.* (2013) dédiée à la métropole d'Albuquerque, conclut sur un effet de réduction des constructions à la frange urbaine et de croissance dans les zones proches des centralités.

Comme pour la taxe foncière ou tout autre type de fiscalité, l'efficacité attendue d'une modulation de la taxe d'aménagement doit être mise en rapport avec le potentiel de valorisation de marché, souvent très important, que représentent les terres agricoles en périphérie de zones urbaines. La définition du bon taux et du degré de modulation optimale nécessite donc une

[34] U.S. Environmental Protection Agency, *Smart Growth and Open Space Conservation*, http://www.epa.gov/dced.openspace.html.

[35] La fiscalité française sur le foncier, bien que distinguant le bâti et le non bâti, ne s'inscrit pas dans cette logique en raison notamment de la base fiscale sur laquelle est calculée l'impôt.

[36] Oates et Schwab Oates, W.E.; Schwab, R.M., 1997. The impact of urban land taxation: The Pittsburgh experience. *National Tax Journal*, 50 (1): 1-21. Sont toutefois très prudents sur ce résultat dans la mesure où la ville a connu une forte dynamique immobilière de bureaux durant la même période et pour d'autres raisons.

connaissance précise de l'élasticité de l'offre à cette taxe selon le type de zone concernée. Les exercices d'évaluation sont trop peu nombreux aujourd'hui ce qui invite certainement à expérimenter cette réforme au sein de quelques zones « témoins ».

8.3. Conclusion

La fiscalité, par ses taux et les formes qu'elle peut prendre, n'est pas neutre pour le développement du foncier. L'essentiel des discussions actuelles, notamment en France, tendent à y voir un levier d'action de premier rang dans la lutte contre l'insuffisance de logements en France. Par la conquête notamment d'espaces non construits en zones urbaines, les orientations à venir pourraient tout à fait servir l'objectif d'une moindre artificialisation des sols. Il est toutefois évident que toute réforme fiscale basée sur la modulation des taux et/ou la création de nouvelles taxes ne prendra sa pleine mesure qu'accompagnée d'une politique de régulation foncière convergente donc fermement adossée aux outils de planification. À ce titre, la question de l'échelle de collectivité à qui confier cette politique se pose. Parce que les enjeux et territoires dépassent bien souvent le cadre strict des communes, la montée en puissance des intercommunalités sur ce sujet mériterait d'être confortée.

9. Conclusion du chapitre

Auteur : Jean Cavailhès

La partie de l'ESCo portant sur les aspects économiques des dynamiques foncières et immobilières dans l'artificialisation des sols, a été rédigée par 12 chercheurs. Un premier constat est que, si un sol « artificiel » est un poste de la nomenclature d'Eurostat, il n'est pas utilisée dans la littérature scientifique dans le domaine qui nous occupe : parmi les 1574 références extraites du corpus documentaire, il est employé (mots du titre, mots-clés, résumés) dans quatre articles. Il a donc fallu traduire la demande des commanditaires dans des mots utilisés par les scientifiques, en traitant d'urbanisation, d'étalement urbain etc., avec un focus sur leur emprise foncière.

La deuxième particularité de cette approche est que les dynamiques foncières et immobilières ont une dimension nationale. Or, la littérature scientifique internationale sur la France est réduite : parmi les 170 articles sélectionnés dans le corpus des 1574 références, huit traitent du cas français. Il a fallu ajouter d'autres références[37] pour que les travaux sur la France soient mieux représentés, et de faire appel à des experts techniques.

9.1. Consommation de terres par l'urbanisation et étalement urbain

9.1.1. Mise en perspective internationale de l'étalement des villes

Du fait d'un système de peuplement ancien, l'Europe est dans le monde une région de petites villes, espacées en moyenne d'une quinzaine de kilomètres. La part de population vivant dans les grandes villes de plus de cinq millions d'habitants y est assez faible. Elle se distingue des autres continents non seulement par cette répartition des villes sur les territoires mais aussi par ses densités urbaines moyennes, la position de la France se situant dans la moyenne européenne.

La tendance dominante, partout dans le monde, depuis l'ère de l'automobile, est à l'étalement des villes (le desserrement urbain semble en cours de ralentissement). Toutefois, en Europe, les taux d'accroissement les plus élevés des surfaces bâties s'observent aux limites des agglomérations urbaines plus que par la colonisation de lointaines périphéries. En France, les villes sont dans l'ensemble moins étalées qu'en Europe du nord, mais bien moins denses qu'en Europe méridionale et orientale. La part des surfaces bâties présente une valeur proche de la moyenne européenne. La progression de ses surfaces imperméabilisées au début des années 2000 est inférieure à la moyenne européenne.

L'espace bâti des villes s'organise avec une décroissance plus ou moins régulière de l'intensité d'occupation du sol du centre vers la périphérie, le contraste étant plus accentué en Asie et plus faible en Amérique du nord, les villes européennes se situant en position intermédiaire. Les surfaces bâties décroissent régulièrement, non seulement dans les parties les plus denses de bâti continu du cœur des agglomérations, mais aussi, selon un gradient plus faible, dans des zones périurbaines situées dans des rayons de 40 à 100 km selon la taille des villes. L'économie urbaine fournit un cadre d'analyse de ces évolutions qui, de par leur généralité, ne relèvent pas de spécificités nationales.

[37] La validation scientifique de ces nouvelles références a été faite par les auteurs des chapitres et par moi-même.

9.1.2. Les tendances lourdes des marchés fonciers et immobiliers

L'analyse économique de la localisation résidentielle montre qu'un équilibre est atteint lorsque le coût additionnel d'un déplacement marginal vers la périphérie est compensé par une baisse marginale de la dépense foncière, de telle sorte que l'utilité que retire un ménage de sa localisation reste la même. Les valeurs foncières sont décroissantes et la taille optimale des lots résidentiels croissante avec la distance au centre.

Deux conclusions en découlent. D'un côté, la politique des transports et la politique foncière sont liées. Or, dans la pratique, elles sont souvent définies indépendamment, ce qui conduit à des mesures qui risquent de se contredire. D'un autre côté, si la population de l'aire urbaine peut croître (modèle « de ville ouverte »), un gain d'accessibilité déplace plus loin du centre la limite de la zone urbanisée (accroissement de la consommation foncière en périphérie) et renchérit les valeurs foncières urbaines à l'intérieur de cette limite (limitation des conversions de terres). Une perte d'accessibilité a des effets opposés. Dans une ville dont la population est fixe (modèle « de ville fermée »), si l'accessibilité au centre est améliorée, la consommation foncière augmente au centre (où le prix des terrains baisse) et diminue plus loin (où le prix des terrains augmente), la limite de la région urbaine se déplaçant plus loin en périphérie.

Des forces puissantes s'exercent sur les marchés fonciers et immobiliers.

1. La démographie est un déterminant majeur de la demande de logements du fait, d'une part, de la fécondité, élevée en France (la population s'est accrue de 36% depuis 1962) et, d'autre part, de la constitution de petits ménages. La combinaison des deux effets se traduit par un quasi-doublement du nombre de ménages durant cette période (+88%). Or, ce qui compte en matière de logement n'est pas la population, mais les ménages : à chaque ménage, qui peut librement se constituer (décohabitation, divorce, nouveaux couples, etc.), correspond un logement.
2. Le revenu des ménages. Le logement est un bien normal : l'élasticité-revenu de sa demande est un peu inférieure à l'unité. Or, depuis 1978 le revenu des ménages a été multiplié par près de deux en monnaie constante. S'il n'y avait pas eu un effet de prix (la forte augmentation des prix de l'immobilier des années 2000 a limité l'augmentation de la demande), la demande de services résidentiels aurait dû à peu près doubler, à démographie et préférences constantes. La pression d'une augmentation du revenu sur la demande est particulièrement forte dans les couronnes périurbaines.
3. La diffusion de la voiture individuelle, liée à l'augmentation du revenu, et l'accroissement de la vitesse de transport, qui accroît l'utilité de la voiture contribuent au desserrement des villes.
4. Les préférences des ménages. Il faut, sur ce plan, distinguer plusieurs aspects.
    a. On parle, pour la France, d'une préférence majoritaire des ménages pour les maisons individuelles, plus fréquentes en périphérie qu'au centre des villes.
    b. Le marché foncier entraîne une ségrégation socio-spatiale, avec un regroupement des ménages aisés, qui demandent plus d'espace résidentiel que les classes populaires, dans des localisations périphériques. Ce comportement grégaire est accentué par la qualité recherchée du panier de biens publics locaux (ils « votent avec leurs pieds ») et de l'environnement social (« effets de pairs »). Ces mécanismes sont perturbés, voire peuvent être inversés, par le contexte historique et géographique (cf. l'opposition est-ouest de la métropole parisienne et la localisation centrale de ses ménages aisés).
    c. La majeure part de la littérature économique s'accorde pour conclure que des aménités environnementales et récréatives sont recherchées par les ménages, surtout aisés. Le goût pour un voisinage ouvert, vert et paysagé explique la résistance à la densification (ville) et la fragmentation du tissu bâti (périurbain). D'autres auteurs insistent sur les aménités urbaines historiques (architecture, design du cœur de villes) ou modernes (lieux culturels ou festifs, de rencontres conviviales). Les deux points de vue traduisent probablement une hétérogénéité des préférences. Leur évolution est également interrogée. L'effet attractif d'aménités du cadre de vie est très localisé, ce qui explique qu'on aboutisse à un « mitage » de l'espace périurbain (dispersion maximale), plus ou moins fort selon les régions, ou à des villes « en habit d'Arlequin » faites de quartiers de riches et de pauvres. L'amélioration du cadre de vie environnant est un substitut à la consommation foncière, ce qui est un levier d'action pour limiter l'emprise urbaine, mais elle renchérit le coût des logements.
5. Les propriétaires fonciers ont des comportements stratégiques, pouvant conduire à limiter l'offre dans la perspective d'accroître leurs rentes futures.
6. Les entreprises ont une emprise foncière, question peu étudiée par la littérature, qui constate toutefois qu'aux Etats-Unis un *job sprawl* est à l'œuvre depuis des décennies. Il en est de même en France. Il en résulte que la création d'emplois pour faire diminuer le chômage demandera des conversions de terres agro-forestières et semi-naturelles pour répondre aux besoins fonciers des entreprises.

Au total, lorsqu'il est affirmé que le rythme de l'artificialisation des sols est excessif lorsqu'il dépasse le taux de croissance de la population, l'aspect idéologique du terme « artificialisation » apparaît : il ignore que les personnes sont libres de constituer de nouveaux ménages, de disposer librement de leur revenu en achetant le panier de biens de leur choix, de choisir leur localisation résidentielle, et qu'elles doivent pouvoir occuper un emploi.

9.1.1. Les politiques publiques du foncier et de l'immobilier

Les autorités publiques doivent se coordonner avec les opérateurs privés pour optimiser les moyens alloués aux politiques foncières, en déclenchant des effets multiplicateurs à partir d'un amorçage par leurs actions[38]. Des instances de concertations des acteurs publics et privés sont nécessaires et leurs modalités ne sont pas l'objet d'une attention suffisante

En effet, dans l'économie de marché, qui est celle de la France, c'est le marché, où un promoteur et un acheteur s'accordent sur un prix, qui détermine la réussite ou l'échec d'une opération urbaine. Les opérateurs privés sont des acteurs incontournables. Ils font face à des surcoûts de construction dans les villes : reconstruire la ville sur la ville coûte cher (requalification de friches industrielles, réhabilitation d'espaces vacants, fortes densifications). Le coût de construction unitaire augmente avec la hauteur des immeubles et la densification fait perdre des espaces ouverts que recherchent les ménages. Le coût par m² de la maison individuelle est inférieur à celui de l'appartement car elle est de plus en plus produite industriellement, avec des coûts de finition et d'entretien plus faibles et des normes moins exigeantes. C'est un élément qui explique la périurbanisation des ménages.

Un levier de politique publique locale est absent en France : les marchés de droits. Ils ont des inconvénients, mais la littérature, en particulier à partir des *transferable development rights* aux Etats-Unis, s'accorde pour conclure que les avantages l'emportent, ce qui doit inciter à les développer en France. Ils permettent, d'un côté de rendre effective une politique territoriale, par exemple en accordant des droits à construire correspondant à un objectif retenu par une autorité locale et, d'un autre côté, aux détenteurs de ces droits d'atteindre le maximum de bien-être privé en les échangeant sur un marché.

La planification de l'urbanisme, par l'instauration de zones d'usage des terres (en France : plans locaux d'urbanisme, PLU), de frontières de croissance urbaine (aux Etats-Unis : *urban growth boundaries*), de ceintures vertes (au Royaume-Uni : *greenbelts*) est l'outil de politique publique le plus répandu pour contrôler la construction sur des terres agro-forestières et semi-naturelles. Deux caractéristiques se dégagent. D'une part, contraindre l'urbanisation limite l'offre de terrains constructibles, ce qui augmente leur prix. C'est parfois le but recherché par les propriétaires de terrains qui « votent pour leurs maisons » (*homeowner hypothesis*) en promouvant des politiques foncières malthusiennes et de ségrégation sociale. D'autre part, il existe des effets de reports, des zonages restrictifs (cœur de couronnes périurbaines, zones environnementales protégées, littoral) se combinant avec des zonages permissifs ailleurs (périphéries périurbaines, pourtour de parcs environnementaux, au-delà des *greenbelts* ou des frontières de croissance urbaine, arrière-pays du littoral). Peu de travaux analysent le bilan global de ces politiques foncières, dont l'efficacité est ambiguë : il peut être contraire à l'objectif recherché lorsqu'une protection accélère la demande de constructions *in situ* ou à la périphérie de la zone protégée.

Il y a un lien à double sens entre consommation foncière résidentielle et ségrégation sociale. Des politiques publiques réduisant soit les inégalités sociales (fourniture partout de logements sociaux) soit la consommation foncière (zonages partout restrictifs) ont des effets qui se renforcent l'un l'autre, en même temps que les risques de mauvais ajustement sur le marché du travail des classes populaires sont réduits.

Les politiques de transports ou la fourniture d'équipements collectifs impactent également la localisation des constructions. Elles sont trop souvent insuffisamment coordonnées à la politique d'aménagement foncier, ce qui est, à nouveau, une source de résultats ambigus. Des travaux empiriques montrent qu'une réduction du coût des navettes domicile – travail ou école accroît l'étalement urbain.

9.2. Géographie, économie géographique et consommation de terres des systèmes urbains et métropolitains

9.2.1. Les impacts économiques positifs de l'urbanisation

Si une estimation chiffrée des coûts et bénéfices de l'urbanisation est impossible, les économistes apportent des appréciations à cette question. Il y a des aspects négatifs auxquels il faut être vigilant, mais la majorité des économistes pensent que les aspects positifs l'emportent, qui sont souvent sous-estimés par des courants naturalistes, ruralistes, ou prônant la décroissance.

Nous avons sous les yeux l'exemple de la Chine. Jamais l'humanité n'a connu un mouvement d'urbanisation aussi ample par sa durée et son extension géographique. Jamais non plus elle n'a connu un accroissement de richesse aussi important, largement imputable à cette urbanisation. Selon la Banque mondiale, la croissance économique a permis de sortir de la

[38] L'accord est général pour regretter le manque de coordination entre des acteurs en charge de politiques qui ont des effets différents, et parfois contradictoires : politiques foncières, de transports, fiscales, agricoles, environnementales, de construction. C'est ainsi qu'il existe des commissions départementales de préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers (CDPENAF) dont l'objectif est de limiter l'emprise urbaine, des agences d'urbanisme dont le but est d'organiser dans l'espace les besoins de logement, des plans d'aménagement et de développement durable (PADD), des SAFER ou des EPF qui constituent des réserves foncières, des services de l'Etat en charge de l'application locale des politiques du logement (lois SRU, ALUR, etc.), des transports, de l'environnement (lois Grenelle), etc., des maires ou des EPCI en concurrence les uns avec les autres pour accorder des permis de construire et décider de la fiscalité locale.

pauvreté 800 millions de chinois depuis 1981[39], ce qui est un bien pour l'humanité. Cela s'est traduit par une amélioration considérable des conditions de logement. Depuis le début des années 1980, la surface habitable par chinois a augmenté d'une trentaine de mètres carrés, ce qui est un élément du bien-être de la population[40] (en France, elle a progressé d'un tiers depuis 1984). Cette augmentation résulte d'efforts d'investissements de générations anciennes ou présentes. Les générations futures de chinois, comme celles de français, bénéficieront de ces patrimoines immobiliers accrus et rénovés.

Il eut probablement été possible d'obtenir autrement ces résultats, en particulier en prenant mieux en compte la perte de ressources patrimoniales pour la collectivité de la conversion en terrains bâtis de terres agricoles, les émissions de gaz à effet de serre et la congestion automobile, le coûteux éparpillement des services publics. Mais ces aspects négatifs ne doivent pas occulter les gains de bien-être pour les générations actuelles et futures.

9.2.2. Les forces d'agglomération

A partir du XIXème siècle, les villes industrielles ont été le moteur principal de la croissance économique, permettant des augmentations importantes du niveau de vie. A la source de cette première métropolisation se trouve le progrès technologique. Il permet des économies d'échelle dans la production et le transport. La concentration urbaine d'un grand nombre de travailleurs permet leur spécialisation, qui augmente leur productivité. Elle favorise également l'offre d'équipements collectifs dont la productivité augmente et dont le coût moyen diminue.

Les grandes métropoles contemporaines ont une structure différente des villes industrielles d'hier, mais les mécanismes économiques à l'œuvre restent les mêmes. Elles concentrent d'autres fonctions : sièges sociaux, laboratoires de recherche, services financiers et de marketing. Cela révèle une préférence des entreprises de ces secteurs pour de grandes villes, malgré les hauts salaires payés à leurs employés, qui sont nécessaires pour compenser les surcoûts du logement, mais que les gains de productivité du travail permettent de payer.

En sus des rendements croissants internes aux entreprises, il y a des rendements croissants externes qui sont sources d'économies d'agglomération. Celles-ci résultent de services aux entreprises nombreux et spécialisés, d'une main-d'œuvre spécialisée permettant un bon appariement de l'offre et de la demande de travail, d'un bon appariement entre firmes et ménages sur les marchés de biens de consommation permis par une offre diversifiée de biens et services et, enfin, de l'émergence et de la diffusion d'idées nouvelles, permise par la proximité, source d'innovations lorsqu'il s'agit d'échanger des informations en « face-à-face ». Ces mécanismes se traduisent par un rééquilibrage géographique de la France, marqué par la croissance de ses principales métropoles régionales, articulées et coordonnées avec Paris, qui maintient son statut de ville globale.

9.2.3. La recomposition des systèmes urbains

Le mouvement de métropolisation, qui repose sur la lame de fond de la mondialisation, sur la force des économies d'agglomération et sur la contraction de « l'espace-temps », se produit partout dans le monde, dessinant à l'échelon national une concentration des formes sociales et productives innovantes dans les plus grandes villes. Les métropoles, qui concentrent des activités stratégiques pour être compétitives sur des marchés internationaux, ont des interactions avec des villes satellites plus petites, avec lesquelles elles échangent des biens, des services et des travailleurs ; les distances sont de moins en moins un frein à ces échanges. En conséquence, les situations des villes en co-évolution dans la hiérarchie urbaine. Il en résulte une désintégration et une recomposition spatiale des systèmes productifs. Les inégalités de taille et de compétences fonctionnelles se creusent entre les villes, induisant un risque de dévitalisation pour certaines petites et moyennes villes. Ces différenciations spatiales s'observent dans la plupart des pays développés. Cela se traduit par des besoins fonciers différenciés à travers le territoire entre marchés fonciers tendus (métropoles et leurs satellites) et détendus (petites ou moyennes villes industrielles victimes de l'internationalisation des échanges).

La métropolisation *à l'échelon national* entraîne la cherté du foncier pour les entreprises et pour les travailleurs qui, payant cher leurs logements, doivent être compensés par des salaires élevés. Cela induit, *à l'échelon local*, des stratégies de réduction des coûts fonciers par des installations de firmes en périphérie. Sur près de 40 ans, les croissances les plus rapides de l'emploi s'observent dans la proche banlieue des grandes agglomérations françaises et parfois dans leurs centres, plutôt que dans leurs périphéries excentrées. Il s'agit, d'un côté, de dédensification des emplois centraux (tout en restant à proximité : rocades ou périurbain proche), forme d'étalement (*job sprawl*) qui semble se généraliser à tous les pays occidentaux et, d'un autre côté, de formes urbaines polycentriques, avec des centres urbains secondaires préexistants ou qui sont crées par des méso-acteurs et/ou des décideurs publics.

Dans tous les cas, la consommation foncière en périphérie augmente, mais de manière inégale. La segmentation croissante de la production et l'externalisation de fonctions vers des sous-traitants se traduit par une complexification des dynamiques foncières. Une gestion de l'offre foncière fine (tenant compte de la complexité de la demande locale) et organisée à l'échelle

[39] Le taux de pauvreté défini par la Banque mondiale est tombé de 88% en 1981 à 6,5% en 2012.

[40] Selon les statistiques officielles, la surface de plancher par personne était en Chine en 1978 de 3,6 m² dans les 192 plus grandes villes du pays et de 8,1 m² dans les régions rurales (France : 30,7 m² par personne en 1984). Elle est en Chine en 2012, respectivement, de 32,9 et 37,1 m² (France : 40,3 m² en 2013).

métropolitaine (tenant compte des interactions productives et résidentielles métropole - satellite et de l'offre de transports) est nécessaire pour couvrir ces besoins, ce que ne permet pas l'organisation actuelle des pouvoirs de réglementation foncière et de transports.

9.2.4. Les conséquences de la métropolisation sur les besoins fonciers

La métropolisation, au sens économique ci-dessus (et non au sens administratif) produit de fortes différenciations dans l'évolution régionale de la population et des emplois, qui se traduisent par des besoins fonciers différents. La majeure part de la croissance de la population (il en est de même des emplois) entre 1999 et 2013 se produit dans les métropoles de province dont l'aire urbaine compte plus de 500 000 habitants. Cette croissance résulte d'une densification à géographie constante (zonage Insee 2010) et d'une extension des aires urbaines à définition constante (zonages Insee 1999 et 2010). Entre ces deux dates, les aires urbaines millionnaires en habitants ont gagné 1052 communes et celles comptant entre 500 000 et un million d'habitants. En ajoutant l'effet de la densification (à zonage constant), on obtient les évolutions de la population depuis 1999 (Tableau 8).

Les aires urbaines de plus de 500 000 habitants captent l'essentiel de la croissance démographique, en particulier les six aires millionnaires en habitants, suivies de l'aire urbaine de Paris. L'évolution du reste de la France, nulle en moyenne, ne signifie pas l'absence de croissance dans certaines communes, mais celles-ci sont trop peu nombreuses pour changer la nullité du solde moyen. Au sein des plus grandes aires urbaines, la population a plus que doublé dans les couronnes périurbaines et c'est dans les communes centres qu'elle s'est le moins accrue, les autres communes des pôles urbains occupant une position intermédiaire.

Tableau 8. Evolution de la population 1999-2013
(Source : recensements de la population. Zonage Insee 2010 constant. Calculs de l'auteur)

	Evolution de la population 1999-2013
Commune-centre Paris	4,9%
Banlieue Paris	11,3%
Couronne Paris	24,5%
communes centres aires urbaines > 1 million habitants	9,4%
Banlieues aires urbaines > 1 million habitants	16,6%
Couronnes aires urbaines > 1 million habitants	106,4%
communes centres aires urbaines 500Kh- 1 million habitants	5,6%
Banlieues aires urbaines 500Kh 1 million habitants	12,6%
Couronnes aires urbaines 500Kh 1 million habitants	126,6%
Reste de la France	-0,2%

Les grandes métropoles de province sont donc les gagnantes de l'évolution de la population depuis une quinzaine d'années, tout comme elles sont les gagnantes en termes d'emplois, ce qui est cohérent avec les prédictions de l'économie géographique. Ces gains profitent principalement à la périphérie de ces métropoles, ce qui est cohérent avec les prédictions de l'économie urbaine et de l'économie géographique.

Il en résulte des différenciations des besoins fonciers selon la place des territoires dans la hiérarchie du système urbain. La figure 11 montre l'évolution de la conversion urbaine de terres par commune entre 2006 et 2015. Il s'agit de l'exploitation des données cadastrales de la DGFiP, qui ne concernent que les terres cadastrées[41].

Deux conclusions peuvent être tirées de cette répartition géographique. D'une part, les pertes de terres agro-forestières ou semi-naturelles au profit de l'urbanisation ont des effets différents selon leur localisation, tantôt réduisant le potentiel productif de l'agriculture, tantôt affectant l'environnement (cf. chapitre sur les impacts environnementaux, biodiversité et physico-chimie des sols). D'autre part, ce n'est pas la fixation d'objectifs chiffrés nationaux qui permet de gérer le rythme de l'urbanisation car les conversions urbaines de terres sont trop différentiées sur le territoire pour que des objectifs globaux aient un sens. C'est au niveau territorial des aires métropolitaines qu'il est possible d'analyser les besoins de l'urbanisation et ses effets sur l'environnement et/ou l'agriculture, puis de zoner au niveau local la répartition d'objectifs ainsi fixés.

[41] Cette source n'est utilisable que pour les terres assujetties à la taxe foncière sur les terrains bâtis. Pour ces derniers, les entrées nouvelles nettes des sorties sont en moyenne de 27 700 hectares par an depuis 2006 (auxquels il faut ajouter environ 4 500 hectares par an de terres non cadastrées pour obtenir le total des conversions).

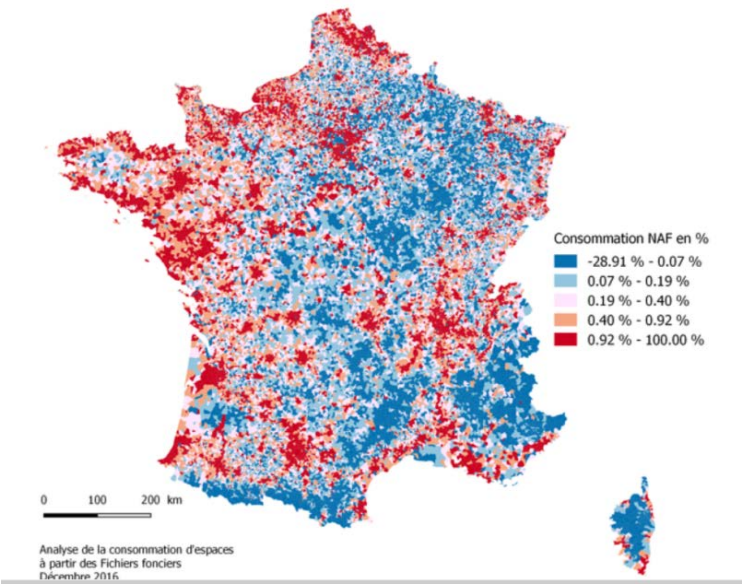


Figure 11. Conversion urbaine de terres naturelles, agricoles et forestières (NAF) par commune entre 2006 et 2015 (en % des NAF)

Source : Cerema/DTer Nord-Picardie, DGALN/QV3, « La consommation d'espaces et ses déterminants d'après les Fichiers fonciers de la DGFiP. Analyse et état des lieux au 1er janvier 2015 », 41 p.

9.3. Effets sur l'ensemble de l'économie de la consommation de terres par l'urbanisation

Le dynamisme du secteur de la construction contribue à la création d'emplois et à la croissance. Inversement, lorsqu'il est en crise, comme entre 2008 et 2015, sa contribution à la croissance est négative : – 1,4% de point de PIB durant cette période. Cette crise concerne les logements et les locaux d'activité. Entre 2007 et 2014, le nombre de m² de locaux a baissé de 44%. Une amélioration se produit depuis. Si elle se poursuit elle se traduira par de nouveaux besoins en construction de bureaux, commerce et usines qui demanderont la conversion de terres agro-forestières et semi-naturelles.

Concernant le « mal logement », l'Insee[42] indique, que 658 000 personnes (1% de la population française) sont en situation de non-logement propre (sans logement, hôtel, logement contraint, habitation de fortune), alors que le logement est un bien vital. De plus, l'Insee estime que la privation de confort élémentaire touche plus de 2 millions de personnes et que 900 000 autres sont en surpeuplement ou avec une charge financière dédiée au logement excessive. Un peu plus de 300 000 personnes ont des impayés de loyer qui s'expliquent par un taux d'effort qui dépasse 40% de leur revenu. Ce sont tout particulièrement les classes populaires qui sont victimes de la cherté des logements, comme le montre l'accroissement du taux d'effort (part du revenu consacrée aux dépenses de logement) des ménages pauvres : il atteint 31,3% du revenu en 2013, en accroissement de plus de six points depuis 2001. Ces besoins, en logements et en locaux, concernent en particulier l'Île-de-France et les grandes aires métropolitaines de province.

Un modèle macroéconomique de l'OFCE estime qu'un choc d'investissement public de 1% du PIB créerait 365000 emplois (dont 132000 dans le BTP) et augmenterait le PIB de 0,9% (+7,8% de valeur ajoutée dans le BTP) à échéance de 5 ans. Une autre version de ce modèle permet de centrer un choc d'investissement de 21 milliards d'euros dans la construction neuve, ce qui correspond à 150000 logements supplémentaires par an. L'impact à 5 ans sur le PIB serait de + 1,3% et celui sur les emplois de + 140000 emplois salariés.

La construction sur des terres agro-forestières et semi-naturelles accroît également le patrimoine économique du pays, estimé par l'Insee et la Banque de France dans le cadre de la comptabilité nationale, avec le compte de patrimoine qui retrace les actifs et passifs économiques sur lesquels existent des droits de propriété. qui sont comptabilisés à leur valeur de marché, conformément au Système des Comptes Nationaux des Nations-Unies[43]. Pour ce qui concerne les biens immobiliers, l'Insee distingue les bâtiments (résidentiels et non résidentiels), les terrains sous-jacents, les ouvrages du génie civil et les autres terrains.

Les terrains construits et les bâtiments qu'ils supportent représentent 86% des actifs non financiers de la France, qui sont l'essentiel du patrimoine national. Leur valeur a été multipliée par 3,5 depuis 1990 (+ 5,1% par an durant 25 ans), ce qui est

[42] Anne Laferrère, Erwan Pouliquen, Catherine Rougerie (coordination), *Les conditions de logement en France*, Insee références, édition 2017, 220 p. Il s'agit de 112000 personnes sans logement, 32000 autres vivant à l'hôtel, 438700 en situation de logement contraint, et 75000 vivant dans une habitation de fortune.

[43] Ce qui ne fait pas l'objet d'une appropriation mais qui, dans un sens élargi, est une richesse de la nation n'entre pas dans ces comptes. C'est ainsi qu'en sont exclus, en premier lieu, les êtres humains qui, partout dans le monde, sont la richesse la plus précieuse d'un pays, mais aussi l'air, le climat, les services écosystémiques, la biodiversité, les paysages.

principalement imputable au secteur du logement, accroissement qui n'est pas spécifique à la France (mais il existe des spécificités nationales). Cela se traduit par un enrichissement de l'économie française en termes d'années de production : le patrimoine non financier rapporté au Produit Intérieur Net (PIN) représente 7,7 années de PIN fin 2015, contre 4,3 années fin 1997.

La décomposition de cette croissance en effet de prix et de quantité montre que le premier joue pour les deux-tiers du total et que le second est également important (+ 2750 milliards d'euros). La valeur des terrains supportant des constructions a progressé plus rapidement que celle des constructions, si bien qu'ils représentent 45% de la valeur de l'ensemble fin 2015 (après un pic à 50% fin 2007) contre 15% fin 1997. Leur valeur relative a été multipliée par six : de 0,5 année de PIN fin 1997 à 3,1 années fin 2007. Cet accroissement, estimé dans les Comptes de patrimoine, s'observe également dans les données microéconomiques de l'Enquête sur le prix des terrains à bâtir (EPTB, SOeS) qui montrent un rythme de croissance comparable à celui des comptes nationaux entre 1997 et 2008.

Une méthode, innovante à l'Insee, permet d'obtenir une estimation de la valeur patrimoniale des constructions sur des terres jusque-là agro-forestières ou semi-naturelles. Elle montre leur rôle dans la croissance du patrimoine immobilier non agricole. Les 257% de croissance de ce dernier (multiplication par 3,6) entre fin 1990 et fin 2015 sont dus pour 114,5 points à cette croissance du stock et pour 142,1 points à la valorisation du stock existant fin 1990.

Au total, les actifs liés à l'urbanisation ont contribué à l'essentiel de l'enrichissement de la France depuis le début des années 1990. Cette contribution est principalement due à la progression des prix de marché des constructions et des terrains bâtis existants, mais les nouvelles constructions ont également joué un rôle important. Néanmoins, il s'agit d'un patrimoine économique, qui ne tient pas compte, par exemple, de la valeur environnementale et esthétique des terres converties à l'urbanisation. C'est là une limite des comptes de patrimoine, qui n'est pas propre à la France : des travaux sont en cours sur cette question dans le cadre du système de comptabilité des Nations-Unies.

Les évolutions de la valeur des constructions et des terrains bâtis interrogent les économistes. Il s'agit, en particulier, d'analyser, du point de vue théorique, le fonctionnement des marchés pour connaître le rôle, dans l'envolée des prix, de la restriction de l'offre foncière (politiques malthusiennes de zonages fonciers ou rétention de terrains urbanisables par des propriétaires). Il s'agit également de décomposer la chaîne des valeurs foncières et immobilières, par exemple par la méthode des comptes de surplus.

9.4. La fiscalité foncière et les aides publiques au logement

9.4.1. Les prélèvements fiscaux fonciers

La fiscalité foncière influence la taille des villes et leur étalement et elle a un effet en retour sur les finances publiques. Le choix d'instruments de fiscalité foncière doit être pensé dans le cadre de la fiscalité du patrimoine, intégrant ses effets incitatifs et distorsifs sur d'autres actifs ou sources de revenu, et en lien avec la fiscalité des transports et les politiques de zonage et d'aménagement. Une gouvernance coordonnée entre les différents acteurs de ces politiques est la première exigence de leur efficacité.

La fiscalité foncière (sans intégrer ici la taxation des plus-values foncières) procure des ressources budgétaires, mais ses objectifs doivent être aussi d'accroître l'offre de logements, sans consommer trop de terres agro-forestières ou semi-naturelles. L'efficacité de la fiscalité pour atteindre ces objectifs est limitée par le différentiel de prix entre terres agricoles et terrains à bâtir, qui est le moteur essentiel des conversions urbaines de terres agricoles. Plusieurs instruments fiscaux sont étudiés dans la littérature : taxes sur les biens immobiliers, bâtis ou agricoles, qui dépendent de leur taux et de leur assise ; taxes différentes sur la terre et sur les bâtiments ; taxe d'aménagement.

La taxation des biens immobiliers repose souvent sur une taxe unique, comme la *property tax* aux Etats-Unis. Cette taxe, lorsqu'elle est élevée, a deux effets contraires : elle encourage l'étalement urbain (recherche de ressources foncières bon marché) et elle réduit la consommation foncière résidentielle (renchérissement du coût unitaire du logement). La littérature théorique conclut le plus souvent à un faible effet de cette fiscalité sur la taille de la ville et donc l'étalement urbain, alors que les travaux appliqués montrent que le second effet l'emporte généralement sur le premier.

La taxe foncière sur les terrains bâtis est une variable d'ajustement budgétaire, ce qui se traduit, lorsqu'elle est décentralisée, par une planification foncière accommodante pour accroître les recettes, qui peut engendrer un surcroît de constructions nouvelles. C'est le cas dans de petites collectivités locales à la périphérie du système urbain, qui ont à financer des infrastructures à partir d'une base fiscale étroite. Qui plus est, le surcoût d'un arrivant est le plus souvent supporté par le contribuable moyen et non marginal, ce qui est une prime à l'étalement urbain : l'arrivant ne paye pas le coût complet de son arrivée, et l'allocation des investissements publics locaux est inefficace (poids élevé des coûts fixes pour de petits équipements).

Pour les terrains à bâtir, l'assise de cette taxe foncière est une valeur locative cadastrale historique, généralement faible, l'investisseur dans un terrain nu ayant alors une grande valeur d'attente qui favorise la rétention. Une revalorisation de ce niveau historique risque d'avoir un impact négligeable sur la mise en marché de terrains à bâtir. Une réforme plus radicale serait de taxer les terrains constructibles non bâtis à leur valeur vénale, ce qui accélérerait le développement immobilier. Une

telle réforme se justifierait également dans un objectif d'équité fiscale, puisque les infrastructures et aménagements publics se capitalisent dans les valeurs foncières (théorème d'Henry George) : il serait fiscalement juste de rétrocéder ces plus-values à la collectivité qui a financé ces équipements.

Pour les terres agricoles urbanisables, la valorisation au prix de marché risquerait d'accélérer la conversion urbaine, alors qu'une imposition à la valeur d'usage (i.e. selon le revenu agricole qu'elle procure) permettrait de retarder la conversion, cet effet modérateur étant maximum en périphérie proche des villes et modeste en zone rurale. Toutefois, l'écart de prix entre une terre agricole et un terrain à bâtir est tel que, comme nous l'avons dit, la fiscalité foncière n'a qu'un effet limité face aux forces du marché.

La taxe foncière peut reposer sur des taxes différentes du foncier et du bâti : la taxe unique ne répond ni au principe de justice fiscale (la rente foncière nécessiterait un taux élevé) ni à celui d'encouragement à l'investissement immobilier (qui nécessiterait un taux bas dans un but de densification). L'imposition du foncier à un taux plus élevé que le bâti devrait encourager de constructions plus denses sur de petits lots fonciers et modérer la conversion de terres agricoles, plus dans des villes déclinantes qu'en croissance. Toutefois peu d'études empiriques ont cherché à vérifier cette prédiction théorique.

La taxe d'aménagement pourrait être modulée de façon à pénaliser les projets de construction résultant de conversions de terres agro-forestières ou semi-naturelles et à encourager les projets de réhabilitation de terrains en zones urbaines. Les travaux théoriques ou empiriques en faveur de cette modulation sont peu nombreux.

L'essentiel des discussions sur la fiscalité foncière, notamment en France, y voient un levier d'action dans la lutte contre l'insuffisance de logements et l'inélasticité-prix de son offre. Il est toutefois évident qu'une modulation des taux et/ou la création de nouvelles taxes ne prendra sa pleine mesure qu'accompagnée d'une politique de régulation foncière. La question de l'échelle de la collectivité à qui confier cette politique se pose. Parce que les enjeux des territoires dépassent bien souvent le cadre strict des communes, la montée en puissance des intercommunalités mériterait d'être confortée.

9.4.2. Les aides publiques en faveur du logement

Les dépenses directes de l'État en faveur du logement, que ce soit du côté de l'offre ou de la demande, représentent environ 41 milliards d'euros soit près de 2% du PIB. Un montant aussi élevé nécessite d'en évaluer l'efficacité directe, mais aussi indirecte sur d'autres politiques publiques comme celle, qui nous occupe ici, de la construction de logements sur des terres agro-forestières et semi-naturelles. Or, en ce domaine il n'existe rien, ou presque. Face à ce manque, nous ne pouvons qu'esquisser quelques hypothèses sur des effets possibles ou probables, qui demanderaient des travaux pour être infirmées ou confortées.

Les aides à la pierre pour la construction de logement social ont longtemps été la politique emblématique de l'État en matière de logement. Elles ont conduit à construire des logements de piètre qualité et ont concentré des ménages pauvres dans certains territoires, ce qui crée des difficultés pour trouver un emploi lorsque la localisation de l'emploi et du logement social sont dissociées (*spatial mismatch*) ainsi que des « effets de pairs » négatifs. Par contre, il est probable que la concentration du parc social dans les proches banlieues des villes a contribué à contenir l'étalement urbain.

La loi SRU (2000) a eu un effet positif sur la construction de logements sociaux, même s'il existe un risque d'éviction avec la construction de logements privés, et elle n'a pas conduit à une augmentation de la ségrégation intra-communale. Etant cantonnée aux villes de plus de 3500 habitants, elle n'a probablement pas accéléré l'étalement périurbain, conformément à l'ambition de cette loi qui vise à le contenir.

Les aides à la pierre prennent également la forme de subventions à l'investissement locatif privé. Le dispositif Scellier (2009) n'a pas augmenté la production de logements mais il a entraîné une augmentation de leur prix estimée à environ 1% dans les territoires touchés, où le taux de vacance des logements neufs a augmenté. Il a aussi eu un impact inflationniste sur le prix des terrains à bâtir, de 5 à 30 euros au mètre carré.

Les subventions de la demande par des aides à la personne ont un impact qui dépend de façon cruciale de l'élasticité de l'offre et de la demande. Une étude de l'OCDE conclut que la France fait partie des pays où l'élasticité-prix de l'offre immobilière est la plus faible[44]. L'effet inflationniste qui en résulte a pour conséquence, outre l'aubaine qu'il procure aux propriétaires bailleurs, de réduire la portée de l'objectif égalitaire visé.

Les subventions à l'achat comme le prêt à taux zéro (PTZ) ont pour objectif de faciliter l'accession de ménages à la propriété (ce qui est d'un intérêt économique incertain). Initialement réservé à l'achat de logement neuf (plus souvent localisé en périphérie des villes ou dans leurs couronnes périurbaines), le PTZ a ensuite été également ouvert à l'achat dans l'ancien avec travaux (plus répandu dans le cœur des villes). Il a un effet inflationniste, qui résulte de crédits généreusement accordés par les banques, dont une grande partie se traduit en hausse de prix. La faiblesse de l'offre de logement en France et son inertie au prix semblent donc limiter fortement l'effet des politiques de subvention de la demande.

[44] Caldera Sánchez, A., Johansson Å., 2011, "The Price responsiveness of housing supply in OECD countries", *OECD Economics Department Working Papers*, No. 837, OECD Publishing, Paris. Cette étude évalue l'élasticité-prix de l'offre de logement en France à 0,36 (l'offre augmente de 0,36% quand le prix augmente de 1%), ce qui est un des plus faibles niveaux des 20 pays étudiés. Par exemple elle atteint 2,0 aux Etats-Unis.

Le contrôle étatique des loyers peut être justifié par les imperfections du marché immobilier, dues en particulier à l'information imparfaite et au pouvoir de monopole du bailleur sur le locataire en place. Le contrôle strict des loyers a un impact négatif à long terme sur l'entretien des logements et le volume de l'offre, ce qui conduit, dans la plupart des pays, à l'abandonner au profit d'un encadrement plus souple. Les études empiriques sur l'impact d'un encadrement souple sont, à notre connaissance, limitées, voire inexistantes pour la France. En particulier il n'y en a pas sur la localisation des logements.

Des politiques de subvention à des zones particulières ont été développées pour faire face aux disparités territoriales. Les gouvernements les justifient généralement par des arguments d'équité, ce qui est contredit par les économistes qui prônent des moyens plus directs : mieux vaut aider les personnes que les territoires.

Au total, les pouvoirs publics peinent à contrer les mécanismes à l'œuvre sur les marchés immobiliers, en particulier les dynamiques ségrégatives. L'efficacité des politiques de subvention de l'offre ou de la demande de logement semble limitée par une offre de logement inélastique en France. Une étude approfondie des raisons qui peuvent expliquer cette faiblesse de l'offre, permettra de réfléchir à la façon d'améliorer le dispositif d'aides au logement.

9.5. Les acteurs des politiques publiques foncières et immobilières

9.5.1. La nécessité de politiques publiques du logement

Les économistes s'accordent pour dire que les pouvoirs publics doivent intervenir pour réguler les marchés, qui connaissent des défaillances et des dysfonctionnements, ou pour prendre des mesures redistributives considérées comme souhaitables. Les marchés fonciers et immobiliers sont particulièrement défaillants du fait de nombreuses externalités dues à l'immobilité du bien, leur fonctionnement n'est pas concurrentiel tant du côté de l'offre que de la demande, le logement est un bien vital dont nul ne devrait être privé. Les interventions publiques se justifient en particulier parce que les ménages ne prennent pas en compte les effets sociaux de leurs choix privés.

Du fait des nombreuses interventions publiques, l'optimum microéconomique d'un ménage diffère de l'optimum de premier rang, correspondant à la maximisation du bien-être privé dans un marché concurrentiel et sans mesure redistributive. Or, l'estimation des coûts sociaux du choix privé des ménages n'est possible que dans de rares cas ponctuels. L'estimation des pertes de bien-être privé des ménages est irréalisable en l'absence du *benchmark* de l'optimum de premier rang. Les travaux sur le « métabolisme urbain » ou les « empreintes écologiques » ne font qu'effleurer ce que serait une évaluation intégrée des coûts sociaux complets. L'économiste et l'écologue ne peuvent donc pas estimer les coûts et avantages privés et publics. Il faut encourager le développement de ces évaluations, les méthodes et outils pour cela s'améliorant progressivement. Tant que cela n'aura pas été fait, le décideur public ne peut que faire librement des arbitrages à partir d'indications scientifiques ténues.

9.5.2. L'arbitrage entre bénéfices et coûts de l'urbanisation doit toujours faire intervenir ces deux aspects

Le décideur d'une politique publique foncière doit mettre en balance ce qu'il peut connaître des bénéfices de l'urbanisation et de ses coûts et impacts environnementaux, faute de quoi il prendra une décision déséquilibrée en faveur de l'un des aspects et au détriment de l'autre. Sur ce plan, la situation est différente selon les niveaux de décision.

Au plan le plus local, un conseil municipal, s'appuyant sur la connaissance de ses membres et sur des consultations des habitants (pour l'élaboration d'un PLU, une DUP), peut évaluer les avantages et les coûts. Mais cela ne garantit en rien l'optimalité de la décision car un autre problème se pose : ce sont de petits agents face au poids de lobbies ou de grands opérateurs économiques ou à des intérêts partisans (par exemple les propriétaires-occupants de maisons et les propriétaires fonciers) qui cherchent à infléchir la décision dans un sens qui leur soit favorable.

Au plan des métropoles économiques, l'éclatement de décideurs mal coordonnés prédomine dans l'emboitement des niveaux territoriaux. Pourtant, c'est à ce niveau qu'il est nécessaire de tirer les conséquences de la globalisation des échanges, avec la métropolisation ici et la crise là. Les métropoles sont plus à même de faire les choix que l'Etat central (subsidiarité) ou que les communes, ce qui justifie le rôle central de ce niveau méso-décisionnel. Ce point focal de décision pour les politiques foncières est parfois critiqué au nom de l'égalité des territoires. Mais l'inégalité des territoires au profit des métropoles est économiquement vertueuse car elle est porteuse de croissance.

Au plan national, le Parlement est souvent amené à prendre des décisions dans différents domaines sans prendre suffisamment en compte leurs effets dans d'autres domaines : agriculture (loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt, LAAAF), environnement (loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages) ou logement (loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové, ALUR). Cette vision partielle ne peut qu'aboutir à des incohérences, qui doivent être ensuite gérées dans leur mise en œuvre ou qui ne sont pas gérées, laissant alors la main libre aux autorités infra-nationales. Cette coordinationa commencé à être faite, pour introduire une vision plus globale de la gouvernance de certains territoires (rénovation des lois Montagne et Littoral, loi Métropole).

Annexe : auditions d'experts

Peut-on contenir la crise des moyennes et petites villes ?

Audition de **Jean-Claude Driant**, professeur à l'Ecole d'Urbanisme de Paris (Université Pari.s-Est-Créteil, Val de Marne).
Interview réalisé le 10 mai 2017 par Jean Cavailhès et Sonia Guelton

• *Quelle est la première réaction par rapport à l'impact du logement sur la consommation des terres naturelles ?*

J'ai une expérience récente qui peut être mise en relation avec cette question, à partir de travaux dans des villes moyennes : Nevers, Arras, Bourges et Rochefort. Ces villes ont un point commun : leur centre, et plus encore leur hyper centre ancien, se dépeuple. A Rochefort, les étudiants ont fait des « micro trottoirs » devant un panneau disant : « j'habiterai dans le centre de Rochefort si ??? ». Les réponses sont que dans le centre il n'y a pas de maison, ni de jardin. A Arras le même type de remarques a été faite : dans les immeubles anciens du centre, il n'y a pas d'ascenseur ; dès lors, « comment fait-on pour faire les courses, avec des poussettes ? ». Ou bien : « Comment voulez-vous que je vive là avec des enfants ? ». Les personnes âgées interrogées disent qu'un des grands atouts du centre-ville c'est le calme, mais ajoutent que son défaut principal, c'est le calme.

Les collectivités locales n'arrivent pas à retenir des familles avec des enfants. Certaines de ces familles ont eu une étape dans le centre-ville ou dans les faubourgs à proximité du centre, mais dès que des enfants arrivent, ou qu'ils commencent à grandir, ils partent. On constate la même chose dans toutes ces villes. Même dans des villes plus importantes, comme à Saint Etienne par exemple, les élus désespèrent de voir les familles qui partent et les recettes fiscales qui s'en ressentent.

Autour de ces villes, le périurbain est souvent dynamique. Il présente un cadre de vie naturel et de grande qualité. La campagne est belle, facile d'accès, on ne perd pas de temps en recherche de logement : il y a des maisons à vendre, y compris pour les ménages modestes. Il n'y a aucun problème d'accessibilité en voiture, pas d'embouteillage, de grands parkings sont présents en centre-ville. A Nevers, exemple de ville en décroissance, l'aire urbaine croit en terme démographique. Si la ville-centre d'Arras perd de la population, on observe une croissance démographique à l'échelle de l'agglomération, et à l'échelle de l'aire urbaine encore plus. Il y a des bailleurs sociaux, notamment la SOGINORPA (ancienne filiale logement des charbonnages de France) qui considèrent que le marché immobilier d'Arras est intéressant, mais qui ne construisent que des maisons individuelles en banlieue proche. Là, et ailleurs aussi, les autres bailleurs disent : « c'est catastrophique, car à chaque fois qu'un logement se construit en banlieue, il s'en vide un des nôtres dans le centre ».

Le marché immobilier est plutôt tourné vers la vente, mais un marché locatif existe aussi. L'enquête Logement de l'Insee montrent qu'à peu près 30% du parc locatif privé est constitué de maisons individuelles. André Massot, à l'IAU, avait développé un concept de « locatif par inadvertance » : j'ai hérité d'une maison, je ne la vends pas, je la mets en location. Il y a une offre de locatif dans les communes périurbaines, qui répond souvent à une demande de jeunes qui partent de chez leurs parents mais qui restent dans la commune avec une période locative de 2 ou 3 ans en maison individuelle.

• *La question est : que fait-on dans les centres de ces villes ?*

La solution souvent proposée, comme à Rochefort, est de faire des opérations de standing. C'est une ville militaire de la marine de l'époque de Louis XIV avec une grande valeur patrimoniale dans l'hyper centre. Des programmes immobiliers haut de gamme d'appartements de 200m² habitables avec 200m² de terrasse se développent, à 3500 € - 4000 € le m². Les élus demandent ce qu'il faut faire pour reconquérir le centre, mais ils sont en train de le cannibaliser avec de telles opérations ! Un autre exemple est celui de Saint Etienne. L'ancien se vend en moyenne dans le centre-ville à 1000 €/m². Mais les promoteurs disent : « je ne peux rien faire à moins de 2000€ » car aux coûts de construction, d'environ 1500€/m², il faut ajouter le foncier, le coût de commercialisation, et une marge. Ils ne peuvent donc faire que des produits exceptionnels, chers et en faible quantité.

• *Y a-t-il des villes où ça marche ?*

Pas vraiment. On a cherché et on est systématiquement tombé sur l'exemple de Cahors avec un Plan de sauvegarde et de mise en valeur, et de gros moyens avec la procédure de Résorption de l'habitat insalubre irrémédiable ou dangereux (RHI) et de restauration immobilière. C'est une politique coercitive avec acquisition publique par une SEM, avec des fonds publics locaux. C'est ce qui s'est fait aussi à Marseille et dans un certain nombre de grandes villes. Mais c'est plus rare dans des villes moyennes car il faut des moyens importants, financiers et en ingénierie. Les collectivités locales achètent, réhabilitent pour faire du haut de gamme et revendent à des investisseurs qui bénéficient du dispositif Malraux (immeubles patrimoniaux). Il en est de même à Albi et d'autres villes qui développent des projets de ce genre avec ces côtés à la fois ambitieux, très interventionnistes et coercitifs. L'idée est de faire du portage avec des fonds de collectivités, qui seront récupérés en vendant à des investisseurs.

Un des sujets sur lequel il faudrait réfléchir est que beaucoup de ces villes sont en décroissance, mais qu'elles n'assument pas cette décroissance, en en recherchant les aspects positifs (« retour à la nature », etc.).

• *Y a-t-il des cas où la décroissance est assumée en France ?*

Je n'en ai pas rencontré, même si j'ai l'impression que l'idée commence à percoler un peu. Je le vois à propos des PLH (Programmes locaux de l'habitat). Tous les PLH se ressemblent et ils sont « productivistes », au sens de produire les logements. Par exemple, l'ancien maire de Nevers était dans une logique de redressement productif de l'économie et de la démographie locale, il ne voulait rien entendre d'autre, dans l'idée : « si on construit des logements, l'activité économique viendra ». L'irréalisme de cette idée a été constamment démontré.

Si les villes de taille moyenne sont en décroissance et qu'il y ait de la vacance dans leurs centres, les valeurs foncières devraient baisser. Est-ce que ça commence à se produire ?

Je n'ai pas assez d'éléments. Je pense qu'il y a un moment où ça va craquer. Avec la construction de logements de luxe ça sera encore plus difficile de vendre des logements anciens. Mais, pour l'instant, ce n'est pas encore le cas.

• *Y a-t-il des nouvelles formes d'habitat où l'on réfléchit au verdissement, à des logements moins denses en centre-ville qui répondent aux aspirations de « maison à la campagne » mais aussi « proche des commerces » ?*

C'est une des dimensions des projets de rénovation urbaine, qui ne sont pas seulement de démolir, réhabiliter et diversifier l'offre de logement, mais aussi de générer un cadre de vie plus attractif pour une population plus diverse. Parfois cela va à l'encontre du nombre de m² verts, car les « grands ensembles » qu'on démolit n'étaient pas denses. En reconstruisant, on rend le vert plus visible, entretenu, on travaille sur le cadre de vie.

Les promoteurs n'aiment pas les espaces verts car ce n'est pas à vendre. De même pour les bailleurs sociaux : ils ne sont pas financés pour faire des espaces verts publics, mais pour faire des logements. Pour gérer cette question, une des dimensions de la rénovation urbaine est la « résidentialisation ». Le foncier non bâti est distribué entre un espace public, qui ne relève pas des bailleurs sociaux mais des collectivités locales, et un espace qui relève de la compétence des bailleurs sociaux, constitué de l'hyper proximité de l'immeuble, généralement entouré de grille ou de haie. Il s'agit de sortir du principe des ZUP où le bailleur s'occupait de tout.

La dimension du développement durable est quasiment absente de la pratique de la rénovation urbaine : en caricaturant, on fait de l'architecture la plus banale possible, dans un cadre de vie banal, pour se donner plus de chances d'attirer les fameuses classes moyennes. Est-ce qu'on ne peut pas imaginer un modèle économique où, d'un côté, le bailleur social, y compris sur ses fonds propres, construirait des m² habitables et aménagerait les bordures et allées d'accès et, de l'autre côté, du foncier public sous forme de parc ou jardins partagés concédés aux habitants, mais qui ne seraient pas à la charge du bailleur social ? Cela rendrait les mètres carrés habitables plus attractifs avec du vert, productif ou esthétique.

Une des questions sur laquelle on manque de travaux, malgré l'abondance de ceux sur le périurbain, est celle de l'appétence pour la maison individuelle : quelles en sont les composantes ? Est-ce qu'on peut la décomposer en jardin, espace, nature, etc. ou bien est-ce l'ensemble qui est recherché ? Les architectes et urbanistes, lorsqu'ils font de l'habitat « intermédiaire » entre le collectif et l'individuel, implantent dans le collectif certaines composantes de l'habitat individuel. Les résultats sont ambigus : les gens disent que c'est mieux que du collectif, mais que ce n'est qu'une étape vers la maison individuelle rêvée. La question est de savoir si les mentalités évoluent ou non.

• *Et les jardins familiaux, les jardins partagés ?*

La question de ce que recherchent les ménages se pose à propos des jardins. Un jardin partagé est-il le hobby d'un baba cool ?, a-t-il un fort potentiel de développement fort ?, ou n'est-il qu'un substitut au jardin du « chez moi », à la campagne, entouré de haies de tuyas ? On constate que ces jardins partagés se développent beaucoup, avec pas mal d'interrogations sur leur gestion. Souvent le principe est de transférer la gestion aux habitants, si possible organisés pour qu'elle soit bien faite (ce qui n'est pas toujours le cas). Ils relèvent de subventions des collectivités et pas du financement du logement social, car le bailleur social n'a pas de moyens pour cela.

• *Quels sont les effets de la réhabilitation sur la gentrification ?*

Le problème se pose surtout dans les grandes villes, dont Marseille est un archétype. Dans la plupart des métropoles, le centre-ville n'a pas le caractère répulsif des centres des villes moyennes. Dans les métropoles, des opérations d'amélioration un peu ambitieuses du parc risquent de provoquer un changement social est très fort. Mais ce risque est connu des collectivités locales, qui cherchent à l'éviter. A Paris (ailleurs aussi : Bordeaux) cette question est traitée notamment par la récupération d'une partie du parc ancien par les bailleurs sociaux, pour lutter contre l'insalubrité. Le risque est élevé dans les communes populaires de banlieue. Je prends l'exemple de Montreuil, mais on peut citer aussi, au moins dans les objectifs de la ville, celui de Saint Denis. Ce sont deux villes qui ont des gros problèmes d'insalubrité, avec des différences de qualité urbaine et architecturale du parc : le patrimoine est potentiellement très beau à Saint Denis, tandis que Montreuil est un faubourg basique. C'est pourtant Montreuil qui s'est le plus gentrifié, parce qu'il y a des maisons individuelles et le métro, ce qui attire des bobos. A Saint-Denis c'est plus difficile, malgré la qualité patrimoniale du bâti, parce qu'il y a beaucoup de collectif

• *Les réseaux de villes peuvent-ils aider à sortir les villes moyennes et petites de leur crise ?*

Cette question des réseaux de villes a été réfléchie à Nevers, qui est la ville moyenne de France la plus éloignée d'une ville de plus de 100 000 habitants. La grosse ville la plus proche est Clermont-Ferrand, et les deux villes voisines, Moulins et Bourges sont situées dans deux régions différentes. Une des idées était de penser des complémentarités entre ces trois villes qui ont un peu le même type de problèmes Je me demande si l'idée de réseaux de villes n'est pas un peu théorique : concrètement, que met-on derrière et qu'est-ce que ça va changer pour la vie des gens ?

• *Le logement social peut avoir un rôle pour revivifier les centres de villes moyennes ou petites ?*

Il y a deux trois ans, cinq associations régionales HLM des anciennes régions Auvergne, Bourgogne, Champagne-Ardenne, Franche-Comté et Lorraine ont publié un manifeste pour une nouvelle politique du logement social dans les zones détendues[45]. Elles ont constaté que les politiques nationales et locales les ont poussées à construire 38000 logement/an dans ces régions alors que la moitié aurait suffi. Elles ont proposé de réfléchir autrement à l'utilisation du logement social et ont ajouté, même si ce n'est pas dit exactement comme cela : « à quoi sert la construction neuve ? ». La réponse est qu'elle ne sert pas toujours à accroitre le nombre de logements, mais aussi à remplacer et transformer le parc existant. Cette politique de rénovation est pour elles une opportunité de survie, car elles seraient en danger si, faute de demande, elles ne construisaient plus.

Par exemple à Nevers, ville qui n'a pas vu un promoteur depuis 15 ans, le bailleur social est le seul acteur présent. L'Office HLM départemental ne propose presque que des maisons individuelles. Le bailleur social change de métier en n'étant plus dans une logique de croissance du parc, mais en réhabilitant et en transformant l'existant, en recomposant le parc, en gérant des copropriétés (ce qui n'est pas dans sa culture), en permettant de « retendre » le marché. Son rôle n'est pas seulement de construire des logements pour des pauvres. C'est l'opérateur de transformation urbaine là où il n'y en a pas d'autre, ce qui est le cas de beaucoup de communes en zones C (détendues). Une des difficultés est que, pour renouveler le parc en construisant un peu de neuf, il faut démolir si la démographie est stagnante. Dans de grandes métropoles, il existe des bailleurs spécialisés dans cette fonction d'acquisition d'ancien pour l'améliorer, comme la SIEMP à Paris.

• *Y a-t-il des personnes morales investies dans ces opérations de réhabilitation ?*

Il y a des exemples à l'étranger. On cite beaucoup le cas de Dresde en Allemagne où des fonds d'investissements ont permis de rénover le parc. En France, les investisseurs institutionnels se sont retirés de l'immobilier. L'investissement privé aujourd'hui relève le plus souvent de particuliers, soutenus par les dispositifs de défiscalisation Malraux (pour les biens patrimoniaux historiques) ou Pinel. Mais le retrait des investisseurs institutionnels n'est pas toujours compensé par la défiscalisation ou par les bailleurs sociaux.

Il faut aussi souligner un élément frappant dans les petites villes : la faiblesse de l'ingénierie locale. Il y a peu d'échanges entre ces villes, elles ont des tout petits services d'urbanisme ou du logement, de faibles moyens.

Principaux enseignements pour l'ESCo (retenus par J. Cavailhès et S. Guelton)

Beaucoup de villes moyennes ou petites vivent une crise démographique et économique de leur centre, alors que des maisons se construisent dans leur périurbain. Ce mouvement contradictoire tient en partie à l'obsolescence du parc de logements du centre, à l'inadaptation du design urbain, et à l'attractivité du cadre de vie périurbain et de la maison individuelle. Pour limiter les constructions sur des terres nouvelles, les politiques du logement et de la ville, ainsi que leurs acteurs, doivent être revues : maires moins bâtisseurs et recherchant moins le haut de gamme, meilleure ingénierie locale. Il faut redéfinir les rôles respectifs des bailleurs sociaux et des collectivités locales. Comment assumer la décroissance (*shrinking cities*) ?

Le vert des régions urbaines est utile et désiré, quelle qu'en soit la forme

Entretien avec **Pierre Donadieu**, professeur émérite en sciences du paysage à l'École nationale supérieure de paysage de Versailles-Marseille (ENSP) s'exprime en tant qu'enseignant-chercheur en sciences du paysage, agronome, écologue et sociogéographe, chargé depuis 40 ans de mettre en place des formations de paysagistes concepteurs et ingénieurs et d'en suivre l'évolution, en France et à l'étranger. Il indique plusieurs sites qui présentent des bibliographies sur différents aspects couverts par l'entretien : *Interview réalisé le 21 avril 2017 par Jean Cavailhès et Sonia Guelton*

Ville, nature, biodiversité : http://www.cdu.urbanisme.equipement.gouv.fr/amenagements-favorisant-la-nature-en-ville-a22043.html
Services écosystémiques : http://www.cdu.urbanisme.equipement.gouv.fr/analyse-des-services-ecosystemiques-tires-des-a22047.html
Urbanisme et environnement : http://www.cdu.urbanisme.equipement.gouv.fr/politiques-d-amenagements-ecologiques-en-milieu-a22046.html

• *Quel est l'historique du développement du « vert » en ville ?*

Historiquement, l'espace vert urbain, surtout public, est apparu au début du XIXe siècle à Londres et Paris, avant de diffuser dans le monde avec les modèles des parcs et jardins hausmanniens apparus à Paris). Sur ce sujet de nombreux travaux ont

[45]http://www.union-habitat.org/espace-presse/communiqu%C3%A9s-de-presse/manifeste-pour-une-autre-politique-de-l-habitat-dans-les

été réalisés en France sur l'hygiénisme et l'esthétique des espaces publics notamment par les historiens J.-P. Le Dantec, M. Baridon et C. Santini). A la fin du XXe siècle, l'espace naturel urbain est développé par les pouvoirs publics soit comme synonyme d'espace écologique lié aux processus de biodiversification et de compensation environnementale (microclimatisation, puits de carbone, réduction des pollutions et nuisances, des risques d'inondation), soit comme équivalent du jardin paysager (dit anglais) dont les modèles picturaux relèvent d'une idéalisation de la nature depuis la période romantique jusqu'aux années 1980 en France. De ce fait il prend aujourd'hui pour les citadins cette double signification.

La recherche d'espaces naturels dans et autour de la ville est issue à la fois d'un goût aristocratique, puis populaire pour la belle nature (le jardin) d'agrément, et d'un besoin collectif d'une ville saine et agréable à vivre (sans fumées, ni poussières, ni bruits) et avec les attributs de la nature rassurante et belle : le vert, les arbres, l'eau, la vie spontanée ou jardinée. La ville dense et pollué engendre le besoin d'une nature régénératrice que les politiques publiques ont interprété en tant qu'infrastructures vertes et aquatiques des régions urbaines depuis presque deux siècles. C'est pourquoi les aspirations au vert urbain sont satisfaites dans et autour des villes au prorata de leur quantité, c'est-à-dire du nombre de mètres carrés d'espace vert par habitant. L'attractivité des villes est très dépendante de cet indicateur, lié à d'autres facteurs (énergies renouvelables, autonomie énergétique, habitation à énergie positive, circulations douces, patrimoine historique, équipements hôteliers, etc.).

Aujourd'hui, on replace cette question dans le cadre des services écosystémiques du *Millenium ecosystem assessment* (2005) qu'apportent les réseaux verts et aquatiques des régions urbaines aux citadins : approvisionnement, régulation environnementale, services sociaux et culturels. L'indicateur de bonne santé des écosystèmes urbains devient alors leur niveau de biodiversité spontanée, cultivée et jardinée.

• *Des espaces de nature (spontanée, cultivée, jardinée) dans la ville peuvent-ils permettre de limiter la consommation de terres agricoles périurbaines ?*

Pour répondre à cette question, il faut dépasser la distinction faite en France entre l'urbain dense et le périurbain. La bonne échelle d'analyse c'est la région urbaine au sens du planificateur R.T.T. Forman (*Urban régions*, 2008) cofondateur avec le chercheur français M. Godron il y a 30 ans de la *landscape ecology* (ecologie du paysage) La région urbaine est le périmètre formé par l'ensemble urbain et périurbain doté des infrastructures non construites, vertes et aquatiques, qui délivrent des services aux citadins, qu'on appelle aujourd'hui services écosystémiques. Ces services, que j'ai déjà évoqués concernent : (i) L'approvisionnement (alimentaire, énergétique, etc.) des régions urbaines grâce aux espaces agricoles et jardiniers (ii) La régulation des risques environnementaux, c'est-à-dire des services de microclimatisation urbaine, de réduction des pollutions de l'air et des eaux, des risques d'inondation, etc. C'est ainsi que les ilots de chaleur urbains sont considérablement réduits par la présence végétale et aquatique (comme à Chicago par exemple). Pour les pouvoirs publics, l'enjeu majeur est la non constructibilité de ces infrastructures vertes, ce qui est un problème de régulation foncière et de gouvernance des sols dans les documents d'urbanisme. (iii) Les services sociaux (culturels, symboliques, esthétiques) qui ne sont pas échangeables sur un marché et que les pouvoirs publics doivent mettre en place et conserver (par exemple dans les réseaux de parcs et jardins publics). Ces services sont connus depuis longtemps. Ils s'appuyaient sur les doctrines de l'hygiénisme et de l'esthétisme au XIXème siècle, et ont été réinterprétés de nos jours en termes environnementaux et paysagistes.

Le recours au concept de région urbaine est intéressant pour analyser la question de l'étalement urbain. La question n'est plus de savoir si l'espace est agricole, forestier, jardiné, mais celle de la création et du maintien des continuités spatiales, hydrologiques et autres, qui permettent le fonctionnement d'écosystèmes avec des sols où la végétation s'enracine, les eaux s'écoulent, les circulations (de toutes sortes : automobiles, cyclistes, chevaux, etc.) sont possibles.

• *Quelle est la délimitation de la région urbaine ainsi définie ?*

Ces continuités définissent la région urbaine, jusqu'aux région rurales où elles peuvent être connectées aux réseaux écologiques (politique publique de la trame verte et bleue). Peu importe la distance au centre. Les régions urbaines sont donc plus ou moins étendues. D'autant plus que la métropolisation intervient, qui polarise un grand nombre de flux entre agglomérations et issus des périphéries. Par exemple, le bassin d'Arcachon est inclus dans la région urbaine de Bordeaux du fait de l'importance des flux entre les deux sites. La question des limites d'une région urbaine est elle-même évolutive. On assiste ainsi à une montée en puissance de l'approvisionnement alimentaire de proximité avec des circuits courts de produits agroalimentaires. Ce flux peut se gérer au plan local ou au plan métropolitain et à différentes échelles : toits végétalisés, agricoles ou non, jardins familiaux urbains, jardins partagés, exploitations maraîchères rurales, péri ou intraurbaines.

• *Quel est le rôle des aspects culturels ou symboliques dans la production d'espaces verts de la région urbaine ?*

Sur cette question, il y a, à travers le monde, des cultures différentes de l'espace public. Dans les rues des villes maghrébines par exemple, on ne porte pas la même attention à la circulation piétonnière ou cycliste, aux jardins partagés ou communautaires alors qu'en allant vers le Nord de l'Europe, on trouve des cultures urbaines historiquement déterminées par les piétons, les cyclistes, et la proximité des jardins. Les modèles de fabrication de la ville sont déterminés par l'histoire, la culture, la religion, même s'il y a des aspects universels. On ne peut pas expliquer autrement l'abondance de jardins communautaires dans le Nord de l'Europe en comparaison avec la France (les mêmes aspects culturels opposent, en France, Marseille et Strasbourg). Ces jardins sont à la fois alimentaires, esthétiques, de loisirs (ce sont parfois presque des résidences secondaires) et conviviaux. A l'inverse, dans le monde méditerranéen la convivialité se déroule dans le construit.

• *Quel est l'effet sur l'attractivité de la ville du vert des parcs publics, des jardins familiaux privés et de l'agriculture professionnelle ? Peut-on hiérarchiser les espaces verts ? Y a-t-il un « meilleur vert » qu'un autre ?*

Je n'en vois pas. Dans une copropriété qui permet des jardins partagés, ceux-ci coexistent la plupart du temps, à l'extérieur avec des jardins maraîchers classiques ou des parcs publics. Il n'y a pas de raison de préférer l'un ou l'autre. Les formes de « vert » décoratif, de loisir, productif, naturaliste (y compris aquatique) ont tout autant de raisons d'exister dans la ville en fonction d'initiatives, de projets et de leurs porteurs, du site et de son histoire. Comme je viens de le dire, les déterminants sont plutôt culturels. Leur existence et leur pérennité dépendent de la morphologie des sites, de leur histoire et de l'émergence de nouvelles pratiques d'urbanisme. Par exemple, à Boston (avec le paysagiste Frederik Law Olmsted dans la seconde moitié du XXe siècle) et dans le Rabat colonial (avec le paysagiste Jean-Claude Nicolas Forestier, et l'urbaniste Henri Prost) a prévalu le principe du système de parcs hiérarchisés (grands et moyens parcs intérieurs et extérieurs à l'agglomération, et petits squares de proximité). A Copenhague, sous une autre forme urbaine la nature boisée et agricole entre dans la ville selon un système en doigts de gant : à Genève comme à Rennes l'agriculture protégée entoure, de manière durable, la ville dense. A Francfort am Main la ville basse est microclimatisée par une circulation d'air venant des collines boisées et agricoles périphériques.

En France, à Bordeaux, le paysagiste (M. Desvigne) est devenu urbaniste pour irriguer les ZAC avec des espaces naturels et jardinés et mettre en scène le fleuve sur sa rive droite. Dans l'île de Nantes, l'architecte urbaniste et paysagiste (A. Chemetoff) ne créé pas de parcs mais laisse s'installer sur d'anciennes friches industrielles de nouvelles activités tertiaires. A EuraLille, le principe du parc Matisse du paysagiste G. Clément (un manifeste écologique) a été choisi contre l'avis de l'urbaniste R. Koolhaas, puis l'agence paysagiste Ter, lors de la deuxième phase d'aménagement, a créé des « bois urbains », avant qu'un parc plus classique et naturel ne soit demandé par la population dans la troisième phase actuelle. Ces exemples montrent qu'il n'y a pas un modèle universel de naturalisation du vert urbain. Chaque cas est particulier. Les professionnels du paysage intègrent les caractères vernaculaires du site, son histoire sociale et culturelle, et les paroles habitantes afin de concevoir au cas par cas les formes d'espaces naturel, jardiné, agricole ou aquatique les plus adaptées, et les plus diversifiées possible. Pour cela, il faut accompagner le mouvement de la société habitante locale. Ma position est pragmatique, elle repose néanmoins sur une idéologie sociolibérale environnementaliste. S'il y a une doctrine, c'est celle de l'accompagnement démocratique des modifications des mentalités locales, traduites dans les milieux urbains de vie.

• *Quelles sont les résistances à l'urbanisation au nom de la préservation d'espaces verts ?*

On voit se développer des mouvements de résistance pour préserver l'agriculture des régions urbaines et arrêter localement l'étalement urbain. Parfois, comme pour le Plateau de Saclay, l'Etat entérine cette résistance, qui dure depuis 30 ans, par un classement en zone naturelle, agricole et forestière (ZPNAF) pour préserver 2500 hectares de terres céréalières, cultivées par 12 agriculteurs. La résistance vient en partie du monde universitaire (Université d'Orsay) et d'élites intellectuelles habitant les vallées voisines et opposées aux opérations immobilières projetées qui menaçaient leur cadre de vie et de travail. Une courroie de transmission de ce débat public a été constituée par des associations foncières (par exemple : l'association « Terre et Cité ») qui ont acheté des terres pour les relouer à des agriculteurs pour des productions biologiques locales. Il y a donc eu une synergie entre la mobilisation sociale à la base et l'intervention de l'Etat. L'agriculture accède alors au même statut « sanctuarisé » que l'espace forestier. Il y a un mouvement qui va dans ce sens depuis une vingtaine d'année en France et en Europe (le parc agricole du sud de Milan), mais qui est plus ancien (c'est le cas des espaces agricoles de la ville d'Ottawa).

• *Quelles sont les formes d'agriculture qui se mettent alors en place ?*

Parmi les exploitations agricoles du Plateau de Saclay, une dizaine fonctionnent comme si elles étaient n'importe où (rural isolé, etc.) et deux ou trois sont des « fermes urbaines » avec, par exemple, 300 vaches laitières, 40 hectares de cueillette directe et un lieu de vente des produits de la ferme. C'est un pôle d'approvisionnement alternatif à la centralité de Rungis-Paris. Un autre exemple est celui du Val de Gally (près du château de Versailles). Une ferme de 250 hectares cultive des céréales, mais l'essentiel de son chiffre d'affaire vient d'une holding européenne de services paysagistes aux particuliers. Avec le soutien de la communauté d'agglomération Versailles Grand Parc, elle a réaménagé des terrains abandonnés pour implanter un ensemble de jardins avec une économie circulaire de l'eau. Elle loue des parcelles de 150 m² de potagers pour 50 euros par mois. Le projet indique que les investissements puissent être rentabilisés en cinq ans.

• *Y a-t-il d'autres exemples de formes de résistance à l'urbanisation ?*

En Seine-Saint-Denis, quelques terres maraîchères se trouvent dans une zone d'habitat dense et assez pauvre. Il s'agit de cinq hectares qui sont propriétés de la commune. Le besoin de logements est évident, comme dans presque toute la région Île-de-France. Mais certains habitants s'opposent à l'urbanisation de cette zone et veulent y implanter des jardins familiaux. Des opérateurs privés ont proposé au maire un autre type d'organisation de l'espace de proximité au profit des habitants en place plutôt que d'en attirer de nouveaux. Le débat est en cours. Sur ces cinq hectares, actuellement en friche, il serait possible d'avoir des immeubles bas, des jardins familiaux, des espaces publics, des sentiers et pistes pour cyclistes : ce qui est tout à fait compatible. Une difficulté est que la formation actuelle des urbanistes et des architectes leur permet mal d'imaginer les aménagements possibles permettant de concilier des impératifs écologiques et sociaux en organisant l'espace autour de bâtiments d'habitation. La doctrine de la densification urbaine adoptée par l'Etat et la Région gêne la mise en place inventive de milieux de vie plus habitables.

• *Quel est le processus décisionnel ?*

Les responsables au niveau de la Région défendent, qu'en Île-de-France, il n'y a pas assez de logements : il faut construire, donc récupérer des terres constructibles. Les pouvoirs publics ont pour rôle de déterminer les espaces où cela est possible. Mais les habitants ou parfois les élus locaux défendent leurs espaces verts ou agricoles. Car les espaces boisés sont sanctuarisés. Tout dépend donc du rapport de force local. En France, les rapports de force politiques l'emportent souvent sur les travaux d'étude ou de recherche, d'urbanistes ou d'économistes, qui n'ont souvent pas voix au chapitre. Le débat social et politique prime sur l'information scientifique. En revanche, dans des pays anglo-saxons ou nord-européens, la recherche d'une solution consensuelle, ce que j'appelle « la construction du commun » repose sur une culture démocratique qui fait que la « bonne solution » n'est pas apportée tout de suite. Elle est construite. Au Canada ou dans les pays scandinaves, on pose un problème qui admet plusieurs solutions. La « bonne » solution ne vient pas d'en haut. Dans les pays anglo-saxons on sait négocier davantage avec les acteurs locaux et on met sur la table de concertation la question et plusieurs solutions possibles. L'éducation politique y est différente.

• *« Plus d'Etat » ne permettrait-il pas d'imposer la non constructibilité de certains espaces, sans avoir à se soucier de l'électorat local ?*

Il faut réunir les deux, comme au Québec autour de la « table de négociation ». Ce bon fonctionnement suppose « moins d'Etat » plutôt que plus. L'Etat devrait avoir une place d'acteur parmi d'autres, nonobstant le principe utile de subsidiarité. La gouvernance d'un territoire doit s'inscrire dans un document d'urbanisme, mais avec souplesse de manière à ce que le monde des habitants, ou des visiteurs, puisse s'y retrouver, en y participant.

• *Pour « faire la ville » quelle est la part des pouvoirs publics, des urbanistes ou paysagistes et des habitants, avec du diffus et spontané ?*

L'idéal, c'est la complémentarité. Les services publics ont des responsabilités et des missions de santé et de sécurité, mais les habitants, leurs associations de défense, les ONG, vont au-delà de la prestation publique, en faisant valoir leurs intérêts. De même les entreprises agricoles ne recherchent pas plus en général que la rentabilité économique, avec la fonction d'approvisionnement. En revanche d'autres fonctions de régulation environnementale, et de production symbolique, esthétique ou sociale sont le fait d'organisations *bottom up* financées par leurs adhérents (ou par la vente de biens ou services) et subventionnées par les pouvoirs publics. Il y a, de fait, une répartition des fonctions sociales entre les pouvoirs publics, les entreprises privées agricoles et les associations présentes ou non sur des marchés, et bénéficiant ou non de fonds publics.

• *Quel est le rôle de zones « bouche-trou » de friches industrielles ?*

Quand les paysagistes sont appelés, il s'agit de vert d'attente. Comme les nouveaux projets sont encore inconnus, le paysagiste propose un verdissement pour patienter, à faible coût. Les végétaux poussent et lorsque le projet de réhabilitation est élaboré, on sculpte dans ce vert d'attente pour bâtir en en conservant une partie. C'est ce qui a été fait pour beaucoup de friches industrielles (Lorraine, Nord, etc.). Le risque est que se créent des habitudes locales conservatrices et qu'il y ait ensuite une opposition à les remettre en cause.

Principaux enseignements pour l'ESCo (retenus par J. Cavailhès et S. Guelton)

L'aspiration à une nature rassurante et belle (le vert, les arbres, l'eau, la vie spontanée ou jardinée) peut être satisfaite dans la ville, saine et agréable à vivre, tout autant que dans le périurbain : l'opposition entre ces deux types d'habitat est dépassée par le concept de région urbaine qui est le cadre adéquat d'analyse des services écosystémiques urbains.

Pour cela, des formes de « vert » décoratif, de loisir, productif, naturaliste (y compris aquatique), qui sont des éléments d'attractivité de la ville, doivent s'y développer en fonction d'initiatives, de projets et de leurs porteurs, de leur culture, du site et de son histoire : il n'y a pas un modèle unique qui prévaudrait. Il faut laisser s'exprimer démocratiquement les habitants et concevoir au cas par cas la forme d'espace naturel, jardiné, agricole ou aquatique la plus adapté : « s'il y a une doctrine, c'est celle de l'accompagnement pragmatique ».

Un modèle d'approvisionnement local des villes par de petites exploitations maraîchères avec des circuits de vente courts (AMAP, marché urbain) est souvent présenté. P. Donadieu montre la présence de grandes exploitations capitalistiques (Plateau de Saclay, plaine de Versailles) exploitant les marchés urbains en y écoulant leurs productions ou en proposant des services de jardinage ou de paysages. Ce modèle demanderait à être plus étudié.

Références bibliographiques citées

1. Les dynamiques foncières et immobilières de la ville

Adair, A.; Hutchison, N.; Burgess, J.; Roulac, S., 2005. The appraisal of urban regeneration land: A contemporary perspective uncertainty. *Journal of Property Investment and Finance*, 23 (3): 213-233. http://dx.doi.org/10.1108/14635780510599449

Adams, D.; De Sousa, C.; Tiesdell, S., 2010. Brownfield Development: A Comparison of North American and British Approaches. *Urban Studies*, 47 (1): 75-104. http://dx.doi.org/10.1177/0042098009346868

Adams, D.; Disberry, A.; Hutchison, N.; Munjoma, T., 2001. Ownership constraints to brownfield redevelopment. *Environment and Planning A*, 33 (3): 453-477. http://dx.doi.org/10.1068/a33200

Adams, D.; Leishman, C.; Moore, C., 2009. Why not build faster? Explaining the speed at which British house-builders develop new homes for owner-occupation. *Town Planning Review*, 80 (3): 291-314. http://dx.doi.org/10.3828/tpr.80.3.4

Allen, D.W., 1999. Transaction costs. *Encyclopedia of law and economics*. 893-926. http://ecsocman.hse.ru/data/008/450/1217/0740book.pdf

Alonso, W., 1964. *Location and Land Use. Toward a General Theory of Land Rent*. Havard University Press, 204 p.

Angel, S.; Parent, J.; Civco, D.L., 2012. The fragmentation of urban landscapes: Global evidence of a key attribute of the spatial structure of cities, 1990-2000. *Environment and Urbanization*, 24 (1): 249-283. http://dx.doi.org/10.1177/0956247811433536

Artmann, M.; Breuste, J., 2015. Cities built for and by residents: Soil sealing management in the eyes of urban dwellers in Germany. *Journal of Urban Planning and Development*, 141 (3). http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)UP.1943-5444.0000252

Bajari, P.; Kahn, M.E., 2005. Estimating housing demand with an application to explaining racial segregation in cities. *Journal of Business & Economic Statistics*, 23 (1): 20-33. http://dx.doi.org/10.1198/073500104000000334

Baker, E.L.; Coffee, N.T.; Hugo, G.J., 2001. *Suburbanisation Vs reurbanisation: Population distribution changes in Australian cities*. Department of the Environment and Water Resources.

Baumont, C.; Guillain, R., 2013. Introduction. Ségrégation spatiale, nouvelles approches, nouveaux résultats. *Revue économique*, 64 (5): 765-774. http://dx.doi.org/10.3917/reco.645.0765

Baumont, C.; Guillain, R., 2016. Transformer les quartiers défavorisés. Les enjeux des politiques publiques zonées. *Revue économique*, 67 (3/2016): 391-414. http://dx.doi.org/10.3917/reco.673.0391

BenDor, T.K.; Metcalf, S.S.; Paich, M., 2011. The dynamics of brownfield redevelopment. *Sustainability*, 3 (6): 914-936. http://dx.doi.org/10.3390/su3060914

Bowman, A.O.; Pagano, M.A., 2000. Transforming America's cities - Policies and conditions of vacant land. *Urban Affairs Review*, 35 (4): 559-581. http://dx.doi.org/10.1177/10780870022184534

Broitman, D.; Koomen, E., 2015. Residential density change: Densification and urban expansion. *Computers Environment and Urban Systems*, 54: 32-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2015.05.006

Brueckner, J.K., 1980. Residential succession and land-use dynamics in a vintage model of urban housing. *Regional Science and Urban Economics*, 10 (2): 225-240. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(80)90028-9

Brueckner, J.K., 1995. Strategic control of growth in a system of cities. *Journal of Public Economics*, 57 (3): 393-416. http://dx.doi.org/10.1016/0047-2727(95)80003-r

Brueckner, J.K.; Rosenthal, S.S., 2009. Gentrification and neighborhood housing cycles: will america's future downtowns be rich? *Review of Economics and Statistics*, 91 (4): 725-743. http://dx.doi.org/10.1162/rest.91.4.725

Brueckner, J.K.; Thisse, J.F.; Zenou, Y., 1999. Why is central Paris rich and downtown Detroit poor? An amenity-based theory. *European Economic Review*, 43 (1): 91-107. http://dx.doi.org/10.1016/s0014-2921(98)00019-1

Capozza, D.; Li, Y.M., 1994. The intensity and timing of investment - The case of land. *American Economic Review*, 84 (4): 889-904.

Caruso, G.; Cavailhes, J.; Peeters, D.; Thomas, I.; Frankhauser, P.; Vuidel, G., 2015. Greener and larger neighbourhoods make cities more sustainable! A 2D urban economics perspective. *Computers Environment and Urban Systems*, 54: 82-94. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2015.06.002

Cavailhes, J.; Hilal, M., 2012. Les émissions directes de CO2 des ménages selon leur localisation. *Le Point sur (Commissariat Général au Développement Durable)*, 137: 1-4. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/c/point.html

Cheshire, P.; Sheppard, S., 2002. The welfare economics of land use planning *Journal of Urban Economics*, 52 (2): 242-269. http://dx.doi.org/10.1016/S0094-1190(02)00003-7

Clarke, M.; Wilson, A., 1985. The analysis of bifurcation phenomena associated with the evolution of urban spatial structure. In: Hazewinkel, M.; Jurkovich, R.; Paelinck, J.H.P., eds. *Bifurcation Analysis: Principles, Applications and Synthesis*. Dordrecht, Holland: Reidel Publishing Company, 67-99. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-6239-2_5

Deng, L., 2011. The external neighborhood effects of low-income housing tax credit projects built by three sectors. *Journal of Urban Affairs*, 33 (2): 143-165. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9906.2010.00536.x

Denning, C.A.; McDonald, R.I.; Christensen, J., 2010. Did land protection in Silicon Valley reduce the housing stock? *Biological Conservation*, 143 (5): 1087-1093. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.025

Edmiston, K.D., 2015. *Low-Income Housing Tax Credit Developments and Neighborhood Property Conditions*: Federal Reserve Bank of Kansas City (Research Working Paper RWP 11-10.), 35 p. http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2567801

Engle, R.; Navarro, P.; Carson, R., 1992. On the theory of growth controls. *Journal of Urban Economics*, 32 (3): 269-283. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(92)90018-g

Farris, J.T., 2001. The barriers to using urban infill development to achieve smart growth. *Housing Policy Debate*, 12 (1): 1-30.

Frantál, B.; Greer-Wootten, B.; Klusáček, P.; Krejčí, T.; Kunc, J.; Martinát, S., 2015. Exploring spatial patterns of urban brownfields regeneration: The case of Brno, Czech Republic. *Cities*, 44: 9-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2014.12.007

Frazier, A.E.; Bagchi-Sen, S., 2015. Developing open space networks in shrinking cities. *Applied Geography*, 59: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.010

Frère, Q.; Hammadou, H.; Paty, S., 2011. The range of local public services and population size: Is there a "zoo effect" in French jurisdictions? *Recherches économiques de Louvain*, 77 (2): 87-104.

Fujita, M., 1989. *Urban economic theory: land use and city size*. Cambridge university press, 366 p.

Gaigne, C.; Riou, S.; Thisse, J.F., 2016. How to make the metropolitan area work? Neither big government, nor laissez-faire. *Journal of Public Economics*, 134: 100-113. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2015.12.002

Galster, G., 2007. Neighbourhood Social Mix as a Goal of Housing Policy: A Theoretical Analysis. *International Journal of Housing Policy*, 7 (1): 19-43. http://dx.doi.org/10.1080/14616710601132526

Gelan, A.; Shannon, P.; Aitkenhead, M., 2008. Sustainable local land use policy: Rhetoric and reality. *Local Environment*, 13 (4): 291-308. http://dx.doi.org/10.1080/13549830701803331

Geniaux, G.; Napoléone, C., 2011. Évaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Economie et Statistique*, 444 (1): 181-199. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2011.9650

Girard, M., 2016. *Densités urbaines et analyse économique des choix résidentiels*. Thèse de doctorat. Université de Bourgogne, Dijon.

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E.; Rappaport, J., 2008. Why do the poor live in cities? The role of public transportation. *Journal of Urban Economics*, 63 (1): 1-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.12.004

Glaeser, E.L.; Ward, B.A., 2009. The causes and consequences of land use regulation: Evidence from Greater Boston. *Journal of Urban Economics*, 65 (3): 265-278. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2008.06.003

Grieson, R.E.; White, J.R., 1981. The effects of zoning on structure and land markets. *Journal of Urban Economics*, 10 (3): 271-285. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(81)90001-2

Gyourko, J., 1991. Impact fees, exclusionary zoning, and the density of new development. *Journal of Urban Economics*, 30 (2): 242-256. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(91)90039-a

Heim, C.E., 2001. Leapfrogging, urban sprawl, and growth management - Phoenix, 1950-2000. *American Journal of Economics and Sociology*, 60 (1): 245-283. http://dx.doi.org/10.1111/1536-7150.00063

Jaeger, W.K., 2013. Determinants of urban land market outcomes: Evidence from California. *Land Use Policy*, 30 (1): 966-973. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.001

Kline, J.D.; Thiers, P.; Ozawa, C.P.; Yeakley, J.A.; Gordon, S.N., 2014. How well has land-use planning worked under different governance regimes? A case study in the Portland, OR-Vancouver, WA metropolitan area, USA. *Landscape and Urban Planning*, 131: 51-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.013

Kytta, M.; Broberg, A.; Tzoulas, T.; Snabb, K., 2013. Towards contextually sensitive urban densification: Location-based softGIS knowledge revealing perceived residential environmental quality. *Landscape and Urban Planning*, 113: 30-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.01.008

Lake, R.W., 1993. Planners alchemy transforming nimby to yimby. *Journal of the American Planning Association*, 59 (1): 87-93. http://dx.doi.org/10.1080/01944369308975847

Lauf, S.; Haase, D.; Kleinschmit, B., 2016. The effects of growth, shrinkage, population aging and preference shifts on urban development-A spatial scenario analysis of Berlin, Germany. *Land Use Policy*, 52: 240-254. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.017

Lawless, P., 2006. Area-based urban interventions: Rationale and outcomes: The new deal for communities programme in England. *Urban Studies*, 43 (11): 1991-2011. http://dx.doi.org/10.1080/00420980600897859

Lecat, G., 2006. *Analyse économique de la planification urbaine*. Université de Bourgogne, 336 p. http://hal.inria.fr/docs/00/08/67/97/PDF/Analyse_economique_de_la_planification_urbaine_-_these_GLecat_corps_du_texte.pdf

Lee, T.; Jou, J.B., 2007. The regulation of optimal development density. *Journal of Housing Economics*, 16 (1): 21-36. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhe.2007.03.002

Leger-Bosch, C., 2015. *Les opérations de portage foncier pour préserver l'usage agricole : une analyse par les coordinations, les transactions et les institutions*. Thèse en Sciences Economiques. Université Grenoble Alpes, 152 p.

Levinson, A., 1997. Why oppose TDRs? Transferable development rights can increase overall development. *Regional Science and Urban Economics*, 27 (3): 283-296. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(96)02163-1

Lim, H.K.; Kain, J.-H., 2016. Compact cities are complex, intense and diverse but: can we design such emergent urban properties? *Urban Planning*, 1 (1): 95-113. http://dx.doi.org/10.17645/up.v1i1.535

Mayer, C.J.; Somerville, C.T., 2000. Land use regulation and new construction. *Regional Science and Urban Economics*, 30 (6): 639-662. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(00)00055-7

McConnell, V.; Wiley, K., 2012. Infill development : perspectives and evidence from economics and planning. In: Brooks, N.; Donaghy, K.; Knaap, G.-J., eds. *The Oxford Handbook of Urban economics and Planning*. USA: OUP, 473- 502.

Mills, D.E., 1980. Transferable development rights markets. *Journal of Urban Economics*, 7 (1): 63-74. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(80)90026-1

Muth, R.F., 1969. *Cities and housing: the spatial pattern of urban residential land use*. Chicago: University of Chicago Press, 355 p.

Newman, G.; Gu, D.; Kim, J.H.; Bowman, A.O.; Li, W., 2016. Elasticity and urban vacancy: A longitudinal comparison of U.S. cities. *Cities*, 58: 143-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2016.05.018

Papageorgiou, G.J.; Mullally, H., 1976. Urban residential analysis. 2. Spatial consumer equilibrium. *Environment and Planning A*, 8 (5): 489-506. http://dx.doi.org/10.1068/a080489

Park, S.; Sohn, D., 2013. The roles of urban design in urban regeneration: case studies of the Housing Market Renewal Pathfinder area in Newcastle, UK. *International Journal of Urban Sciences*, 17 (3): 316-330. http://dx.doi.org/10.1080/12265934.2013.822627

Park, T.H.; Yoon, S.H., 1994. Urban Land Development and its Prices: The Effects of Conversion Costs with Redevelopment. *Real Estate Economics*, 22 (4): 603-629. http://dx.doi.org/10.1111/1540-6229.00651

Rosenthal, S.S., 2008. Old homes, externalities, and poor neighborhoods. A model of urban decline and renewal. *Journal of Urban Economics*, 63 (3): 816-840. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.06.003

Sander, H.A., 2016. Assessing impacts on urban greenspace, waterways, and vegetation in urban planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 59 (3): 461-479. http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2015.1017041

Schone, K., 2010. *Stratégies d'influences et politiques de maîtrise de la croissance locale*. Thèse de Doctorat en Sciences Economiques. Faculté de science économique et de gestion, Université de Bourgogne, Dijon. 290 p. https://nuxeo.u-bourgogne.fr/nuxeo/site/esupversions/08912051-3bb2-40af-859e-d5ecdb343d41

Shoup, D., 2008. Graduated Density Zoning. *Journal of Planning Education and Research*, 28 (2): 161-179. http://dx.doi.org/10.1177/0739456x08321734

Skidmore, M.; Peddle, M., 1998. Do development impact fees reduce the rate of residential development? *Growth and Change*, 29 (4): 383-400. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-2257.1998.tb00026.x

Sohn, D.W.; Moudon, A.V.; Lee, J., 2012. The economic value of walkable neighborhoods. *Urban Design International*, 17 (2): 115-128. http://dx.doi.org/10.1057/udi.2012.1

Stanley, B.W., 2016. Leveraging Public Land Development Initiatives for Private Gain: The Political Economy of Vacant Land Speculation in Phoenix, Arizona. *Urban Affairs Review*, 52 (4): 559-590. http://dx.doi.org/10.1177/1078087415579733

Thorson, J.A., 1997. The effect of zoning on housing construction. *Journal of Housing Economics*, 6 (1): 81-91. http://dx.doi.org/10.1006/jhec.1997.0205

Vallet, L.-A., 2005. La mesure des effets de quartier/voisinage: un objet important et difficile à la croisée des sciences sociales. *Revue économique*, 56 (2): 363-369. http://dx.doi.org/10.3917/reco.562.0363

Viguie, V.; Hallegatte, S.; Rozenberg, J., 2014. Downscaling long term socio-economic scenarios at city scale: A case study on Paris. *Technological Forecasting and Social Change*, 87: 305-324. http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2013.12.028

Virtanen, J.-P.; Puustinen, T.; Pennanen, K.; Vaaja, M.T.; Kurkela, M.; Viitanen, K.; Hyyppä, H.; Rönnholm, P., 2015. Customized visualizations of urban infill development scenarios for local stakeholders. *Journal of Building Construction and Planning Research*, 3 (02): 68-81. http://dx.doi.org/10.4236/jbcpr.2015.32008.

Wang, H.Y., 2016. A simulation model of home improvement with neighborhood spillover. *Computers Environment and Urban Systems*, 57: 36-47. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2016.01.005

Warner, K.; Molotch, H., 1995. Power to build - How development persists despite local controls. *Urban Affairs Review*, 30 (3): 378-406. http://dx.doi.org/10.1177/107808749503000304

Wolff, M.; Haase, A.; Haase, D.; Kabisch, N., 2016. The impact of urban regrowth on the built environment. *Urban Studies*, 0 (0). http://dx.doi.org/10.1177/0042098016658231

Wu, J.J.; Adams, R.M.; Plantinga, A.J., 2004. Amenities in an urban equilibrium model: Residential development in Portland, Oregon. *Land Economics*, 80 (1): 19-32. http://dx.doi.org/10.2307/3147142

2. Les dynamiques foncières et immobilières de la couronne périurbaine

Abrantes, P.; Fontes, I.; Gomes, E.; Rocha, J., 2016. Compliance of land cover changes with municipal land use planning: Evidence from the Lisbon metropolitan region (1990-2007). *Land Use Policy*, 51: 120-134. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.023

Adams, C.D.; Russell, L.; Taylor-Russell, C.S., 1993. Development constraints, market processes and the supply of industrial land. *Journal of Property Research*, 10 (1): 49-61. http://dx.doi.org/10.1080/09599919308724077

Adams, C.D.; Russell, L.; Taylor-Russell, C.S., 1995. Market Activity and Industrial Development. *Urban Studies*, 32 (3): 471-489. http://dx.doi.org/10.1080/00420989550012924

An, L.; Brown, D.G.; Nassauer, J.I.; Low, B., 2011. Variations in development of exurban residential landscapes: Timing, location, and driving forces. *Journal of Land Use Science*, 6 (1): 13-32. http://dx.doi.org/10.1080/1747423X.2010.500686

Anas, A.; Kim, I., 1992. Income-distribution and the residential density gradient. *Journal of Urban Economics*, 31 (2): 164-180. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(92)90051-I

Antrop, M., 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67 (1-4): 9-26. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(03)00026-4

Archer, R.W., 1973. Land speculation and scattered development - Failures in urban-fringe land market. *Urban Studies*, 10 (3): 367-372. http://dx.doi.org/10.1080/00420987320080491

Arribas-Bel, D.; Nijkamp, P.; Scholten, H., 2011. Multidimensional urban sprawl in Europe: A self-organizing map approach. *Computers Environment and Urban Systems*, 35 (4): 263-275. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2010.10.002

Auch, R.F.; Napton, D.E.; Kambly, S.; Moreland, T.R.; Sayler, K.L., 2012. The driving forces of land change in the Northern Piedmont of the United States. *Geographical Review*, 102 (1): 53-75. http://dx.doi.org/10.1111/j.1931-0846.2012.00130.x

Barbosa, O.; Tratalos, J.A.; Armsworth, P.R.; Davies, R.G.; Fuller, R.A.; Johnson, P.; Gaston, K.J., 2007. Who benefits from access to green space? A case study from Sheffield, UK. *Landscape and Urban Planning*, 83 (2-3): 187-195. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.004

Barllan, A.; Strange, W.C., 1996. Urban development with lags. *Journal of Urban Economics*, 39 (1): 87-113. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1996.0005

Bates, L.J.; Santerre, R.E., 2001. The public demand for open space: The case of Connecticut communities. *Journal of Urban Economics*, 50 (1): 97-111. http://dx.doi.org/10.1006/juec.2000.2212

Bayoh, I.; Irwin, E.G.; Haab, T., 2006. Determinants of residential location choice: How important are local public goods in attracting homeowners to central city locations? *Journal of Regional Science*, 46 (1): 97-120. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-4146.2006.00434.x

Beaton, W.P., 1991. The impact of regional land-use controls on property-values - The case of the New-Jersey pinelands. *Land Economics*, 67 (2): 172-194. http://dx.doi.org/10.2307/3146409

Bonin, O.; Tomasoni, L., 2015. Evaluation of a Transit-Oriented Development Scenario in a Medium-Sized French City by Simulation Models. *International Journal of Transportation*, 3 (1): 91-112. http://dx.doi.org/10.14257/ijt.2015.3.1.07

Brink, A.V.D.; Van Der Valk, A.; Van Dijk, T., 2006. Planning and the challenges of the metropolitan landscape: Innovation in the Netherlands. *International Planning Studies*, 11 (3-4): 147-165. http://dx.doi.org/10.1080/13563470601097295

Brueckner, J.K., 2000. Urban sprawl: Diagnosis and remedies. *International Regional Science Review*, 23 (2): 160-171. http://dx.doi.org/10.1177/016001700761012710

Brueckner, J.K.; Fansler, D.A., 1983. The economics of urban sprawl - Theory and evidence on the spatial sizes of cities. *Review of Economics and Statistics*, 65 (3): 479-482. http://dx.doi.org/10.2307/1924193

Brueckner, J.K.; Thisse, J.F.; Zenou, Y., 1999. Why is central Paris rich and downtown Detroit poor? An amenity-based theory. *European Economic Review*, 43 (1): 91-107. http://dx.doi.org/10.1016/s0014-2921(98)00019-1

Burchfield, M.; Overman, H.G.; Puga, D.; Turner, M.A., 2006. Causes of sprawl: A portrait from space. *Quarterly Journal of Economics*, 121 (2): 587-633. http://dx.doi.org/10.1162/qjec.2006.121.2.587

Capozza, D.; Li, Y.M., 1994. The intensity and timing of investment - The case of land. *American Economic Review*, 84 (4): 889-904.

Capozza, D.R.; Helsley, R.W., 1990. The stochastic city. *Journal of Urban Economics*, 28 (2): 187-203. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(90)90050-W

Carrión-Flores, C.; Irwin, E.G., 2004. Determinants of residential land-use conversion and sprawl at the rural-urban fringe. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (4): 889-904. http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00641.x

Carruthers, J.I.; Hepp, S.; Knaap, G.J.; Renner, R.N., 2012. The American Way of Land Use: A Spatial Hazard Analysis of Changes Through Time. *International Regional Science Review*, 35 (3): 267-302. http://dx.doi.org/10.1177/0160017611401388

Carruthers, J.I.; Ulfarsson, G.F., 2003. Urban sprawl and the cost of public services. *Environment and Planning B-Planning & Design*, 30 (4): 503-522. http://dx.doi.org/10.1068/b12847

Caruso, G., 2005. *Integrating urban economics and cellular automata to model periurbanisation - Spatial dynamique of residential choice in the presence of neighbourhood externalities*. Thèse (PhD Thesis in Geography). Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve. 230 p. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.88.4991&rep=rep1&type=pdf

Cavailhes, J.; Peeters, D.; Sekeris, E.; Thisse, J.F., 2004. The periurban city: why to live between the suburbs and the countryside. *Regional Science and Urban Economics*, 34 (6): 681-703. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsiurbeco.2003.08.003

Charmes, É., 2011. *La ville émiettée: essai sur la clubbisation de la vie urbaine*. Paris: Presses universitaires de France (*Collection "La ville en débat"*), 288 p.

Cho, S.-H.; Omitaomu, O.A.; Poudyal, N.C.; Eastwood, D.B., 2007. The Impact of an Urban Growth Boundary on Land Development in Knox County, Tennessee: A Comparison of Two-Stage Probit Least Squares and Multilayer Neural Network Models. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 39 (3): 701-717. http://www.saea.org/currentback-issues-indexes/

Cho, S.H.; Poudyal, N.; Lambert, D.M., 2008. Estimating spatially varying effects of urban growth boundaries on land development and land value. *Land Use Policy*, 25 (3): 320-329. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.08.004

Cinyabuguma, M.; McConnell, V., 2013. Urban growth externalities and neighborhood incentives: another cause of urban sprawl? *Journal of Regional Science*, 53 (2): 332-348. http://dx.doi.org/10.1111/jors.12008

Coisnon, T.; Oueslati, W.; Salanie, J., 2014a. Agri-environmental Policy and Urban Development Patterns: A General Equilibrium Analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (3): 673-689. http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat114

Coisnon, T.; Oueslati, W.; Salanié, J., 2014b. Spatial targeting of agri-environmental policy and urban development. *Ecological Economics*, 101: 33-42. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.013

Coisnon, T.; Oueslati, W.; Salanié, J., 2014c. Urban sprawl occurrence under spatially varying agricultural amenities. *Regional Science and Urban Economics*, 44 (1): 38-49. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2013.11.001

Coolen, H.; Meesters, J., 2012. Private and public green spaces: meaningful but different settings. *Journal of Housing and the Built Environment*, 27 (1): 49-67. http://dx.doi.org/10.1007/s10901-011-9246-5

Denning, C.A.; McDonald, R.I.; Christensen, J., 2010. Did land protection in Silicon Valley reduce the housing stock? *Biological Conservation*, 143 (5): 1087-1093. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.025

Diamond, D.B., 1980. Income and residential location - Muth revisited. *Urban Studies*, 17 (1): 1-12. http://dx.doi.org/10.1080/00420988020080011

Dowall, D.E., 1979. Effect of land-use and environmental-Regulations on housing costs. *Policy Studies Journal*, 8 (2): 277-288. http://dx.doi.org/10.1111/j.1541-0072.1979.tb01579.x

European Environment Agency, 2016. *Urban sprawl in Europe: Joint EEA-FOEN report*: European Environment Agency, (EEA Report No 11/2016), 135 p. http://dx.doi.org/10.2800/143470

Evans, A.W., 2008. *Economics, Real Estate and the Supply of Land*. (*Economics, Real Estate and the Supply of Land*). http://dx.doi.org/10.1002/9780470698860

Ewing, R.; Pendall, R.; Chen, D., 2002. *Measuring sprawl and its impact: the character and consequences of metropolitan expansion*: Smart Growth America, Washington, DC.

Ewing, R.H., 1994. Causes, characteristics, and effects of sprawl: A literature review. *Environmental and Urban Issues*, 21 (2): 1-15.

Fallah, B.; Partridge, M.; Olfert, M.R., 2012. Uncertain economic growth and sprawl: Evidence from a stochastic growth approach. *Annals of Regional Science*, 49 (3): 589-617. http://dx.doi.org/10.1007/s00168-011-0466-0

Feldman, T.D.; Jonas, A.E.G., 2000. Sage scrub revolution? Property rights, political fragmentation, and conservation planning in Southern California under the federal Endangered Species Act. *Annals of the Association of American Geographers*, 90 (2): 256-292. http://dx.doi.org/10.1111/0004-5608.00195

Filion, P., 2001. Suburban mixed-use centres and urban dispersion: What difference do they make? *Environment and Planning A*, 33 (1): 141-160. http://dx.doi.org/10.1068/a3375

Frech, H.E.; Lafferty, R.N., 1984. The effect of the California-coastal-Commission on housing prices. *Journal of Urban Economics*, 16 (1): 105-123. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(84)90053-6

Frenkel, A.; Ashkenazi, M., 2008. Measuring urban sprawl: how can we deal with it? *Environment and Planning B-Planning & Design*, 35 (1): 56-79. http://dx.doi.org/10.1068/b32155

Gallent, N., 2009. The future of housing and homes. *Land Use Policy*, 26: S93-S102. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.023

Galster, G.; Hanson, R.; Ratcliffe, M.R.; Wolman, H.; Coleman, S.; Freihage, J., 2001. Wrestling sprawl to the ground: Defining and measuring an elusive concept. *Housing Policy Debate*, 12 (4): 681-717.

Gelan, A.; Shannon, P.; Aitkenhead, M., 2008. Sustainable local land use policy: Rhetoric and reality. *Local Environment*, 13 (4): 291-308. http://dx.doi.org/10.1080/13549830701803331

Geniaux, G.; Napoléone, C., 2011. Évaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Economie et Statistique*, 444 (1): 181-199. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2011.9650

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E., 2004. Sprawl and urban growth. In: Henderson, J.V.; Thisse, J.E., eds. *Handbook of regional and urban economics*. Elsevier, 2481-2527. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-7218(04)07056-X

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E.; Rappaport, J., 2008. Why do the poor live in cities? The role of public transportation. *Journal of Urban Economics*, 63 (1): 1-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.12.004

Gober, P.; Burns, E.K., 2002. The size and shape of Phoenix's urban fringe. *Journal of Planning Education and Research*, 21 (4): 379-390. http://dx.doi.org/10.1177/07356X021004003

Gordon, P.; Richardson, H.W., 1997. Are compact cities a desirable planning goal? *Journal of the American Planning Association*, 63 (1): 95-106. http://dx.doi.org/10.1080/01944369708975727

Grekousis, G.; Mountrakis, G., 2015. Sustainable Development under Population Pressure: Lessons from Developed Land Consumption in the Conterminous US. *Plos One*, 10 (3). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0119675

Grieson, R.E.; White, J.R., 1981. The effects of zoning on structure and land markets. *Journal of Urban Economics*, 10 (3): 271-285. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(81)90001-2

Guttery, R.; Poe, S.; Sirmans, C., 2004. An Empirical Investigation of Federal Wetlands Regulation and Flood Delineation: Implications for Residential Property Owners. *Journal of Real Estate Research*, 26 (3): 299-316. http://dx.doi.org/10.5555/rees.26.3.n680503234w32l56

Harman, B.P.; Pruetz, R.; Houston, P., 2015. Tradeable development rights to protect peri-urban areas: lessons from the United States and observations on Australian practice. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58 (2): 357-381. http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2013.859130

Hartwick, J.; Schweizer, U.; Varaiya, P., 1976. Comparative statics of a residential economy with several classes. *Journal of Economic Theory*, 13 (3): 396-413. http://dx.doi.org/10.1016/0022-0531(76)90049-1

Heim, C.E., 2001. Leapfrogging, urban sprawl, and growth management - Phoenix, 1950-2000. *American Journal of Economics and Sociology*, 60 (1): 245-283. http://dx.doi.org/10.1111/1536-7150.00063

Hepinstall-Cymerman, J.; Coe, S.; Hutyra, L.R., 2013. Urban growth patterns and growth management boundaries in the Central Puget Sound, Washington, 1986-2007. *Urban Ecosystems*, 16 (1): 109-129. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-011-0206-3

Huang, Q.X.; Parker, D.C.; Sun, S.P.; Filatova, T., 2013. Effects of agent heterogeneity in the presence of a land-market: A systematic test in an agent-based laboratory. *Computers Environment and Urban Systems*, 41: 188-203. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2013.06.004

Irwin, E.G.; Bell, K.P.; Bockstael, N.E.; Newburn, D.A.; Partridge, M.D.; Wu, J.J., 2009. The Economics of Urban-Rural Space. *Annual Review of Resource Economics*. (Annual Review of Resource Economics), 435-459. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.resource.050708.144253

Irwin, E.G.; Bell, K.P.; Geoghegan, J., 2003. Modeling and Managing Urban Growth at the Rural-Urban Fringe: A Parcel-Level Model of Residential Land Use Change. *Agricultural and Resource Economics Review*, 32 (1): 83-102. http://ageconsearch.umn.edu/handle/36551

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2002. Interacting agents, spatial externalities and the evolution of residential land use patterns. *Journal of Economic Geography*, 2 (1): 31-54.

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2004. Land use externalities, open space preservation, and urban sprawl. *Regional Science and Urban Economics*, 34 (6): 705-725. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2004.03.002

Jaeger, W.K., 2013. Determinants of urban land market outcomes: Evidence from California. *Land Use Policy*, 30 (1): 966-973. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.001

Jonas, A.E.G.; Pincetl, S.; Sullivan, J., 2013. Endangered Neoliberal Suburbanism? The Use of the Federal Endangered Species Act as a Growth Management Tool in Southern California. *Urban Studies*, 50 (11): 2311-2331. http://dx.doi.org/10.1177/0042098013478232

Kline, J.D.; Thiers, P.; Ozawa, C.P.; Yeakley, J.A.; Gordon, S.N., 2014. How well has land-use planning worked under different governance regimes? A case study in the Portland, OR-Vancouver, WA metropolitan area, USA. *Landscape and Urban Planning*, 131: 51-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.013

Kovacs, K.F.; Larson, D.M., 2007. The influence of recreation and amenity benefits of open space on residential development patterns. *Land Economics*, 83 (4): 475-496.

Krekel, C.; Kolbe, J.; Wüstemann, H., 2016. The greener, the happier? The effect of urban land use on residential well-being. *Ecological Economics*, 121: 117-127. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.005

Kytta, M.; Broberg, A.; Tzoulas, T.; Snabb, K., 2013. Towards contextually sensitive urban densification: Location-based softGIS knowledge revealing perceived residential environmental quality. *Landscape and Urban Planning*, 113: 30-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.01.008

Lauf, S.; Haase, D.; Kleinschmit, B., 2016. The effects of growth, shrinkage, population aging and preference shifts on urban development-A spatial scenario analysis of Berlin, Germany. *Land Use Policy*, 52: 240-254. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.017

Le Berre, I.; Maulpoix, A.; Thériault, M.; Gourmelon, F., 2016. A probabilistic model of residential urban development along the French Atlantic coast between 1968 and 2008. *Land Use Policy*, 50: 461-478. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.007

Lee, C.M.; Fujita, M., 1997. Efficient configuration of a greenbelt: theoretical modelling of greenbelt amenity. *Environment and Planning A*, 29 (11): 1999-2017. http://dx.doi.org/10.1068/a291999

Levinson, A., 1997. Why oppose TDRs? Transferable development rights can increase overall development. *Regional Science and Urban Economics*, 27 (3): 283-296. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(96)02163-1

Magliocca, N.; McConnell, V.; Walls, M., 2015. Exploring sprawl: Results from an economic agent-based model of land and housing markets. *Ecological Economics*, 113: 114-125. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.020

Margo, R.A., 1992. Explaining the postwar suburbanization of population in the United-States - The role of income. *Explaining the postwar suburbanization of population in the United-States - The role of incomeJournal of Urban Economics*, 31 (3): 301-310. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(92)90058-s

Mieszkowski, P.; Mills, E.S., 1993. The causes of metropolitan suburbanization. *Journal of Economic Perspectives*, 7 (3): 135-147.

Mills, D.E., 1981. Growth, speculation and sprawl in a monocentric city. *Journal of Urban Economics*, 10 (2): 201-226. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(81)90015-2

Netusil, N.R., 2005. The effect of environmental zoning and amenities on property values: Portland, Oregon. *Land Economics*, 81 (2): 227-246.

Newburn, D.; Berck, P., 2011. Exurban development. *Journal of Environmental Economics and Management*, 62 (3): 323-336. http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2011.05.006

OECD, 2013ou. *Panorama des régions de l'OCDE 2013*. Paris: OECD Publishing. http://dx.doi.org/10.1787/reg_glance-2013-fr

Oueslati, W.; Alvanides, S.; Garrod, G., 2015. Determinants of urban sprawl in European cities. *Urban Studies*, 52 (9): 1594-1614. http://dx.doi.org/10.1177/0042098015577773

Parsons, G.R., 1992. The effect of coastal land use restrictions on housing prices: A repeat sale analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22 (1): 25-37. http://dx.doi.org/10.1016/0095-0696(92)90017-Q

Paulsen, K., 2012. Yet even more evidence on the spatial size of cities: Urban spatial expansion in the US, 1980-2000. *Regional Science and Urban Economics*, 42 (4): 561-568. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2012.02.002

Paulsen, K., 2013. The Effects of Growth Management on the Spatial Extent of Urban Development, Revisited. *Land Economics*, 89 (2): 193-210.

Pruetz, R.; Standridge, N., 2009. What Makes Transfer of Development Rights Work?: Success Factors From Research and Practice. *Journal of the American Planning Association*, 75 (1): 78-87. http://dx.doi.org/10.1080/01944360802565627

Riou, S., 2003. How growth and location are sensitive to transport and telecommunication infrastructures? *Recherches Économiques de Louvain/Louvain Economic Review*, 69 (03): 241-265.

Robert, S., 2016. In between urban sprawl and densification: An accurate approach of coastal urbanization in Provence. *Cybergeo: European Journal of Geography*, 2016. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27451

Saiz, A., 2010. The geographic determinants of housing supply. *Quarterly Journal of Economics*, 125 (3): 1253-1296.

Shilling, J.D.; Sirmans, C.F.; Guidry, K.A., 1991. The impact of state land-use controls on residential land values. *Journal of Regional Science*, 31 (1): 83-92. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1991.tb00132.x

Sims, K.R.E.; Schuetz, J., 2009. Local regulation and land-use change: The effects of wetlands bylaws in Massachusetts. *Regional Science and Urban Economics*, 39 (4): 409-421. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2008.12.004

Solon, J., 2009. Spatial context of urbanization: Landscape pattern and changes between 1950 and 1990 in the Warsaw metropolitan area, Poland. *Landscape and Urban Planning*, 93 (3-4): 250-261. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.012

Stanley, B.W., 2016. Leveraging Public Land Development Initiatives for Private Gain: The Political Economy of Vacant Land Speculation in Phoenix, Arizona. *Urban Affairs Review*, 52 (4): 559-590. http://dx.doi.org/10.1177/1078087415579733

Tabourin, E., 1995. *Les formes de l'étalement urbain. La logique du modèle de Bussière appliquée à l'agglomération lyonnaise*. Persée-Portail des revues scientifiques en SHS (*Les Annales de la recherche urbaine*). http://dx.doi.org/10.3406/aru.1995.1875

Thorson, J.A., 1997. The effect of zoning on housing construction. *Journal of Housing Economics*, 6 (1): 81-91. http://dx.doi.org/10.1006/jhec.1997.0205

Turner, M.A., 2005. Landscape preferences and patterns of residential development. *Journal of Urban Economics*, 57 (1): 19-54. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2004.08.005

Vimal, R.; Geniaux, G.; Pluvinet, P.; Napoleone, C.; Lepart, J., 2012. Detecting threatened biodiversity by urbanization at regional and local scales using an urban sprawl simulation approach: Application on the French Mediterranean region. *Landscape and Urban Planning*, 104 (3-4): 343-355. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.003

Vogt, C.A.; Marans, R.W., 2004. Natural resources and open space in the residential decision process: a study of recent movers to fringe counties in southeast Michigan. *Landscape and Urban Planning*, 69 (2-3): 255-269. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.07.006

Vyn, R.J., 2015. The Effect of Agricultural Zoning on Rural Residential Property Values: An Application to Ontario's Greenbelt. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 63 (3): 281-307. http://dx.doi.org/10.1111/cjag.12040

Wassmer, R.W., 2006. The influence of local urban containment policies and statewide growth management on the size of united states urban areas. *Journal of Regional Science*, 46 (1): 25-65. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-4146.2006.00432.x

Wheaton, W.C., 1977. Income and urban residence - Analysis of consumer demand for location. *American Economic Review*, 67 (4): 620-631.

Woo, M.; Guldmann, J.M., 2014. Urban containment policies and urban growth. *International Journal of Urban Sciences*, 18 (3): 309-326. http://dx.doi.org/10.1080/12265934.2014.893198

Wu, J.; Irwin, E.G., 2008. Optimal land development with endogenous environmental amenities. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (1): 232-248. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01057.x

Wu, J.J., 2006. Environmental amenities, urban sprawl, and community characteristics. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52 (2): 527-547. http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2006.03.003

Wu, J.J.; Adams, R.M.; Plantinga, A.J., 2004. Amenities in an urban equilibrium model: Residential development in Portland, Oregon. *Land Economics*, 80 (1): 19-32. http://dx.doi.org/10.2307/3147142

Wu, J.J.; Plantinga, A.J., 2003. The influence of public open space on urban spatial structure. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 288-309. http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696(03)00023-8

Zellner, M.L.; Riolo, R.L.; Rand, W.; Brown, D.G.; Page, S.E.; Fernandez, L.E., 2010. The problem with zoning: nonlinear effects of interactions between location preferences and externalities on land use and utility. *Environment and Planning B-Planning & Design*, 37 (3): 408-428. http://dx.doi.org/10.1068/b35053

3. Dynamiques de l'armature urbaine, métropolisation, entreprises et consommation de terres

Abdel-Rahman, H.; Fujita, M., 1990. Product variety, marshallian externalities, and city sizes. *Journal of Regional Science*, 30 (2): 165-183. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1990.tb00091.x

Abdel-Rahman, H.M.; Anas, A., 2004. Theories of systems of cities. In: Henderson, V.; Thisse, J.F., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 2293-2339. http://scholarworks.uno.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1001&context=econ_wp

Anas, A.; Kim, I., 1996. General equilibrium models of polycentric urban land use with endogenous congestion and job agglomeration. *Journal of Urban Economics*, 40 (2): 232-256. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1996.0031

Audretsch, D.B.; Feldman, M.P., 2004. Knowledge Spillovers and the Geography of Innovation. In: Henderson, J.V.; Thisse, J.F., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics, vol. 4, Chapter 61*. Amsterdam: North-Holland, 2713-2739. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80018-X

Béal, V.; Collet, A.; De Filippis, J.; Ocejo, R.; Rousseau, M., 2017. Villes en décroissance. *Métropolitiques*. http://www.metropolitiques.eu/Villes-en-decroissance.html

Becker, R.; Henderson, J.V., 2000. Intra-industry specialization and urban development. In: Huriot, J.-M.; Thisse, J.F., eds. *Economics of cities*. Cambridge: Cambridge University Press, 138-166.

Berliant, M.; Reed, R.R.; Wang, P., 2006. Knowledge exchange, matching, and agglomeration. *Journal of Urban Economics*, 60 (1): 69-95. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.01.004

Beyers, W.B.; Lindahl, D.P., 1996. Croissance et localisation des services aux entreprises aux États-Unis. *Espace géographique*, 25 (4): 315-322 http://dx.doi.org/10.3406/spgeo.1996.1005

Bollinger, C.R.; Ihlanfeldt, K.R., 2003. The intraurban spatial distribution of employment: which government interventions make a difference? *Journal of Urban Economics*, 53 (3): 396-412. http://dx.doi.org/10.1016/s0094-1190(03)00007-x

Brutel, C., 2011. Un maillage du territoire français. 12 aires métropolitaines, 29 grandes aires urbaines. *Insee première*, 1333: 4 p. http://www.insee.fr/fr/statistiques/fichier/version-html/1280952/ip1333.pdf

Carlino, G.; Chatterjee, S., 2002. Employment deconcentration: A new perspective on America's postwar urban evolution. *Journal of Regional Science*, 42 (3): 455-475. http://dx.doi.org/10.1111/1467-9787.00267

Carlino, G.A.; DeFina, R.H.; Sill, K., 2001. Sectoral shocks and metropolitan employment growth. *Journal of Urban Economics*, 50 (3): 396-417. http://dx.doi.org/10.1006/juec.2001.2225

Cavailhes, J.; Peeters, D.; Sekeris, E.; Thisse, J.F., 2004. The periurban city: why to live between the suburbs and the countryside. *Regional Science and Urban Economics*, 34 (6): 681-703. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsiurbeco.2003.08.003

Clark, E., 1995. The rent gap reexamined. *Urban Studies*, 32 (9): 1489-1503. http://dx.doi.org/10.1080/00420989550012366

Combes, P.-P.; Gobillon, L., 2015. Chapter 5 - The Empirics of Agglomeration Economies. In: Duranton, G.; Henderson, J.V.; Strange, W., C., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 247-348. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59517-1.00005-2

Combes, P.-P.; Overman, H.G., 2004. Chapter 64 - The Spatial Distribution of Economic Activities in the European Union. In: Henderson, J.V.; Jacques-François, T., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 2845-2909. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80021-X

Combes, P.P., 2000. Economic structure and local growth: France, 1984-1993. *Journal of Urban Economics*, 47 (3): 329-355. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1999.2143

Davezies, L., 2012. *La Crise qui vient. La nouvelle fracture territoriale*. Paris: Le Seuil (La République des idées), 128 p.

Delisle, J.-P.; Lainé, F., 1998. Les transferts d'établissements contribuent au desserrement urbain. *Economie et Statistique*, 311 (1): 91-106. http://dx.doi.org/10.3406/estat.1998.2611

Dong, H.W., 2013. Concentration or dispersion? Location choice of commercial developers in the Portland metropolitan area, 2000-2007. *Urban Geography*, 34 (7): 989-1010. http://dx.doi.org/10.1080/02723638.2013.778587

Donzel, A.; François, D.; Geniaux, G.; Napoleone, C., 2008. Les déterminants socio-économiques des marchés fonciers. *Territoires méditerranéens*, 19: 119 p. http://f-origin.hypotheses.org/wp-content/blogs.dir/1204/files/2013/02/renteFonci%C3%A8re-DONZEL.pdf

Duranton, G., 1998. Labor specialization transport costs, and city size. *Journal of Regional Science*, 38 (4): 553-573. http://dx.doi.org/10.1111/0022-4146.00110

Duranton, G.; Puga, D., 2001. Nursery cities: Urban diversity, process innovation, and the life cycle of products. *American Economic Review*, 91 (5): 1454-1477. http://dx.doi.org/10.1257/aer.91.5.1454

Duranton, G.; Puga, D., 2004. Micro-Foundations of Urban Agglomeration Economies. In: Henderson, V.; Thisse, J.-F., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier 2063–2117 http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80005-1

Duranton, G.; Puga, D., 2015. Chapter 8 - Urban Land Use. In: Gilles Duranton, J.V.H.; William, C.S., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 467-560. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59517-1.00008-8

Eaton, J.; Eckstein, Z., 1997. Cities and growth: Theory and evidence from France and Japan. *Regional Science and Urban Economics*, 27 (4-5): 443-474. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(97)80005-1

Feudo, F.L., 2014. How to Build an Alternative to Sprawl and Auto-centric Development Model through a TOD Scenariofor the North-Pas-de-Calais Region? Lessons from an Integrated Transportation-land Use Modelling. *Transportation Research Procedia*. 154-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.trpro.2014.11.013

Fragkias, M.; Geoghegan, J., 2010. Commercial and industrial land use change, job decentralization and growth controls: A spatially explicit analysis. *Journal of Land Use Science*, 5 (1): 45-66. http://dx.doi.org/10.1080/17474230903437162

Frame, D.E., 2004. Equilibrium and migration in dynamic models of housing markets. *Journal of Urban Economics*, 55 (1): 93-112. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2003.07.002

Fujita, M., 1985. Towards general equilibrium models of urban land use. *Revue économique*: 135-167. http://dx.doi.org/10.2307/3501681

Fujita, M.; Hamaguchi, N., 2001. Intermediate goods and the spatial structure of an economy. *Regional Science and Urban Economics*, 31 (1): 79-109. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(00)00066-1

Fujita, M.; Krugman, P.; Mori, T., 1999. On the evolution of hierarchical urban systems. *European Economic Review*, 43 (2): 209-251. http://dx.doi.org/10.1016/s0014-2921(98)00066-x

Fujita, M.; Ogawa, H., 1982. Multiple equilibria and structural transition of non-monocentric urban configurations. *Regional Science and Urban Economics*, 12 (2): 161-196. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(82)90031-x

Fujita, M.; Thisse, J.-F., 2002. *Economics of Agglomeration: Cities, Industrial Location, and Globalization*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 544 p.

Fujita, M.; Thisse, J.F.; Zenou, Y., 1997. On the endogeneous formation of secondary employment centers in a city. *Journal of Urban Economics*, 41 (3): 337-357. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1996.2002

Gabaix, X.; Ioannides, Y.M., 2004. Chapter 53 - The Evolution of City Size Distributions. In: Henderson, J.V.; Jacques-François, T., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 2341-2378. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80010-5

Garreau, J., 1992. *Edge Cities, life on the new frontier*. Anchor Books, 576 p.

Gaschet, F., 2003. Émergence de pôles secondaires et rôle des macroagents urbains au sein de l'agglomération bordelaise. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 5: 707-732. http://dx.doi.org/10.3917/reru.035.0707

Gaschet, F.; Pouyanne, G., 2011. Nouvelles centralités et valeurs immobilières: vers un découplage des centralités résidentielles et économiques? *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 3 (juin): 499-525. http://dx.doi.org/10.3917/reru.113.0499

Gereffi, G., 1999. International trade and industrial upgrading in the apparel commodity chain. *Journal of International Economics*, 48 (1): 37-70. http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1996(98)00075-0

Gereffi, G.; Humphrey, J.; Sturgeon, T., 2005. The governance of global value chains. *Review of International Political Economy*, 12 (1): 78-104. http://dx.doi.org/10.1080/09692290500049805

Giersch, H., 1995. *Urban agglomeration and economic growth*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag (*Publications of the Egon-Sohmen-Foundation*), 277 p. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-79397-4

Gilli, F., 2004. *Choix de localisation des entreprises et périurbanisation des emplois*. Doctorat d'Economie. Universit´e de Sciences et Technologies, Lille. 367 p. http://gilli.ensae.net/These/These.pdf

Gilli, F., 2005. La région parisienne entre 1975 et 1999: une mutation géographique et économique. *Economie et Statistique*, 387 (1): 3-33. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2005.7177

Gilli, F., 2006. Les franges de la région urbaine de Paris, quelle recomposition, quelle intégration ? In: Larceneux, A.; Boiteux-Orain, C., eds. *Paris et ses franges : étalement urbain et polycentrisme*. Paris: EUD, 179-200.

Gilli, F., 2007. Pôles nourriciers et pôles spécialisés: les transferts d'établissements dans la région urbaine de Paris. In: Pumain, D.; Mettei, M.F., eds. *Données urbaines*. Paris: Economica. http://gilli.ensae.net/Transferts_DU_v1.doc

Gilli, F., 2009. Sprawl or reagglomeration ? The dynamics of employment deconcentration and industrial transformation in greater Paris. *Urban Studies*, 46 (7): 1385-1420. http://doi.org/10.1177/0042098009104571

Girard, V.; Rivière, J., 2013. Grandeur et décadence du « périurbain ». Retour sur trente ans d'analyse des changements sociaux et politiques. *Métropolitiques*, 3 juillet 2013: 9 p. http://www.metropolitiques.eu/Grandeur-et-decadence-du.html

Glaeser, E.L., 1999. Learning in cities. *Journal of Urban Economics*, 46 (2): 254-277. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1998.2121

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E., 2004. Sprawl and urban growth. In: Henderson, J.V.; Thisse, J.E., eds. *Handbook of regional and urban economics*. Elsevier, 2481-2527. http://doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80013-0

Goffette-Nagot, F.; Schmitt, B., 1999. Agglomeration economies and spatial configurations in rural areas. *Environment and Planning A*, 31 (7): 1239-1257. http://dx.doi.org/10.1068/a311239

Gottlieb, P.D., 1995. Residential amenities, firm location and economic-development. *Urban Studies*, 32 (9): 1413-1436. http://dx.doi.org/10.1080/00420989550012320

Grimal, R., 2012. Des mobilités plus homogènes ou plus diversifiées? *Economie et Statistique*, 457 (1): 13-34. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2012.9962

Hamilton, B.W., 1975. Zoning and property taxation in a system of local governments. *Urban Studies*, 12 (2): 205-211. http://dx.doi.org/10.1080/00420987520080301

Helsley, R.W.; Strange, W.C., 1990. Matching and agglomeration economies in a system of cities. *Regional Science and Urban Economics*, 20 (2): 189-212. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(90)90004-m

Helsley, R.W.; Sullivan, A.M., 1991. Urban subcenter formation. *Regional Science and Urban Economics*, 21 (2): 255-275. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(91)90036-m

Henderson, J.V., 1974. Optimum city size - External diseconomy question. *Journal of Political Economy*, 82 (2): 373-388. http://dx.doi.org/10.1086/260197

Henderson, J.V., 1985. The tiebout model - bring back the entrepreneurs. *Journal of Political Economy*, 93 (2): 248-264. http://dx.doi.org/10.1086/261298

Henderson, J.V., 1986. The timing of regional-development. *Journal of Development Economics*, 23 (2): 275-292.

Henderson, J.V., 1991. *Urban development: Theory, fact, and illusion*. Oxford University Press (*OUP Catalogue*), 256 p.

Henderson, V.; Mitra, A., 1996. The new urban landscape: Developers and edge cities. *Regional Science and Urban Economics*, 26 (6): 613-643. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(96)02136-9

Hilal, M.; Legras, S.; Cavailhès, J., 2017. dadia. *Raumforschung und Raumordnung - Spatial Research and Planning*: 1-15. http://dx.doi.org/10.1007/s13147-016-0474-8

Holmes, T.J.; Stevens, J.J., 2004. Chapter 63 - Spatial Distribution of Economic Activities in North America. In: Henderson, J.V.; Jacques-François, T., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 2797-2843. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80020-8

Imai, H., 1982. CBD hypothesis and economies of agglomeration. *Journal of Economic Theory*, 28 (2): 275-299. http://dx.doi.org/10.1016/0022-0531(82)90062-x

Imbert, C.; Deschamps, G.; Lelièvre, E.; Bonvalet, C., 2014. Vivre dans deux logements: surtout avant et après la vie active. *Populations et Sociétés*: 4 p. https://www.ined.fr/fichier/s_rubrique/141/catalogue_2017.fr.pdf

Ioannides, Y.M., 1994. Product differentiation and economic-growth in a system of cities. *Regional Science and Urban Economics*, 24 (4): 461-484. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(94)90002-7

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2002. Interacting agents, spatial externalities and the evolution of residential land use patterns. *Journal of Economic Geography*, 2 (1): 31-54. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/2.1.31

Jacobs, J., 1969. *The economy of cities*. Random House, 268 p.

Jayet, H., 2000. Rural versus urban location: the spatial division of labor. In: Huriot, J.M.; Thisse, J.F., eds. *Economics of cities*. Cambridge: Cambrigde University Press, 390-414.

Kahn, M.E.; Walsh, R., 2015. Chapter 7 - Cities and the Environment. In: Duranton, G.; Henderson, J.V.; William, C.S., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 405-465. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59517-1.00007-6

Klein, B.; Crawford, R.G.; Alchian, A.A., 1978. Vertical Integration, Appropriable Rents, and the Competitive Contracting Process. *The Journal of Law and Economics*, 21 (2): 297-326. http://dx.doi.org/10.1086/466922

Krontoft, M.; McMillen, D.; Testa, W.A., 2001. Are central cities coming back? The case of Chicago. *Chicago Fed Letter*, Special issue (Dec): 4 p. http://de.chicagofed.org/~/media/publications/chicago-fed-letter/2001/cfldec2001-172a-pdf.pdf

Krugman, P., 1991. Increasing returns and economic-geography. *Journal of Political Economy*, 99 (3): 483-499. http://dx.doi.org/10.1086/261763

Lester, T.W.; Kaza, N.; Kirk, S., 2013. Making Room for Manufacturing Understanding Industrial Land Conversion in Cities. *Journal of the American Planning Association*, 79 (4): 295-313. http://dx.doi.org/10.1080/01944363.2014.915369

Lucas, R.E., 1988. On the mechanics of economic-development. *Journal of Monetary Economics*, 22 (1): 3-42. http://dx.doi.org/10.1016/0304-3932(88)90168-7

Macauley, M.K., 1985. Estimation and recent behavior of urban-population and employment density gradients. *Journal of Urban Economics*, 18 (2): 251-260. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(85)90021-x

Matouschek, N.; Robert-Nicoud, F., 2005. The role of human capital investments in the location decision of firms. *Regional Science and Urban Economics*, 35 (5): 570-583. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2004.09.001

McLaren, J., 2000. "Globalization" and vertical structure. *American Economic Review*, 90 (5): 1239-1254. http://dx.doi.org/10.1257/aer.90.5.1239

Mieszkowski, P.; Mills, E.S., 1993. The causes of metropolitan suburbanization. *Journal of Economic Perspectives*, 7 (3): 135-147. http://dx.doi.org/10.1257/jep.7.3.135

Mills, E.S., 1992. The measurement and determinants of suburbanization. *Journal of Urban Economics*, 32 (3): 377-387. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(92)90025-g

Mills, E.S.; Oates, W.E., 1975. *Fiscal zoning and land Use controls: The economic issues*. Lexington Books, 205 p.

Mitra, A., 1994. *Dynamic externalities and industrial location*. Providence, RI: Brown University, Department of Economics, (discussion paper 127).

Nakagome, M., 1991. Competitive and imperfectly competitive labor-markets in urban areas. *Journal of Regional Science*, 31 (2): 161-170. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1991.tb00140.x

Oatley, N., 2001. L'apparition de l'Edge (of) City : quels mots pour les "nouveaux" espaces urbains ? In: Rivière d'Arc, H.d., ed. *Nommer les nouveaux territoires urbains*. Paris: Maison des sciences de l'homme, 17-38.

Ota, M.; Fujita, M., 1993. Communication technologies and spatial-organization of multiunit firms in metropolitan-areas. *Regional Science and Urban Economics*, 23 (6): 695-729. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(93)90018-a

Ottaviano, G.I.P.; Puga, D., 1998. Agglomeration in the global economy: A survey of the 'new economic geography'. *World Economy*, 21 (6): 707-731. http://dx.doi.org/10.1111/1467-9701.00160

Parr, J., 2003. Reinventing regions ? The case of the Polycentric Urban Region. *Reinventing Regions in a Global Economy, Regional Studies Association Conference, 12th-15th April 2003*. Pisa, Italy

Petitet, S.; Caubel, D., 2010. Quel rôle pour les activités économiques dans la maîtrise de l'étalement urbain ? *Etudes foncières*, 148: 30-34. http://EconPapers.repec.org/RePEc:hal:journl:halshs-01230493

Pines, D., 1991. Tiebout without politics. *Regional Science and Urban Economics*, 21 (3): 469-489. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(91)90068-x

Rauch, J.E., 1993. Does history matter only when it matters little - The case of city-industry location. *Quarterly Journal of Economics*, 108 (3): 843-867. http://dx.doi.org/10.2307/2118410

Richardson, H.W.; Gordon, P., 1999. Is sprawl inevitable? Lessons from abroad. *ACSP Conference, Chicago*, 1-19. http://americandreamcoalition-org.adcblog.org/landuse/inevitable.pdf

Riou, S., 2003. How growth and location are sensitive to transport and telecommunication infrastructures? *Recherches Économiques de Louvain/Louvain Economic Review*, 69 (03): 241-265.

Rochefort, M., 2002. Les notions de réseau urbain et d'armature urbaine. *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales*, (Hors-série): 8 p. http://strates.revues.org/512

Romer, P.M., 1987. Growth Based on Increasing Returns Due to Specialization. *The American Economic Review*, 77 (2): 56-62. http://www.jstor.org/stable/1805429

Salop, S.C., 1979. Monopolistic competition with outside goods. *Bell Journal of Economics*, 10 (1): 141-156. http://dx.doi.org/10.2307/3003323

Sasaki, K., 1990. The establishment of a subcenter and urban spatial structure. *Environment and Planning A*, 22 (3): 369-383. http://dx.doi.org/10.1068/a220369

Scott, A.J., 1990. The technopoles of Southern California. *Environment and Planning A*, 22 (12): 1575-1605. http://dx.doi.org/10.1068/a221575

Scott, A.J., 2000. L'urbanisme industriel en Californie du Sud : les dilemmes et les occasions civiques de l'`ere post-fordiste. In: Lipietz, A.; Benko, G., eds. *La richesse des régions*. Paris: PUF, 169-198.

Sénat; Vall, R.; Rossignol, L. *Représentations et transformations sociales des mondes ruraux et périurbains. Rapport d'information fait au nom de la commission du développement durable, des infrastructures, de 'équipement et de l'aménagement du territoire*. Paris: Sénat, 158 p. http://www.senat.fr/rap/r12-257/r12-2571.pdf

Slater, T., 2003. *Comparing Gentrification in South Parkdale, Toronto and Lower Park Slope, New York City: A" North American" Model of Neighbourhood Reinvestment?* : BESCR Centre for Neighbourhood research, (CNR Paper 11), 78 p. http://www.urbancentre.utoronto.ca/pdfs/curp/CNR_Parkdale-NYC-Gentrifica.pdf

Smith, N., 1996. *The new urban frontier: Gentrification and the revanchist city*. London: Routledge, 267 p. http://courses.arch.ntua.gr/fsr/135200/the-new-urban-frontier-neil-smith.pdf

Stahl, K., 1987. Chapter 19 - Therories of urban business location. *Handbook of regional and urban economics*, Volume 2: 759-820. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(87)80005-6

Steinnes, D.N., 1982. Do people follow jobs or do jobs follow people - A causality issue in urban-economics. *Urban Studies*, 19 (2): 187-192. http://dx.doi.org/10.1080/00420988220080311

Tabuchi, T., 1998. Urban agglomeration and dispersion: A synthesis of Alonso and Krugman. *Journal of Urban Economics*, 44 (3): 333-351. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1997.2074

Vermeulen, W.; Rouwendal, J., 2008. *Urban Expansion or Clustered Deconcentration?* : Tinbergen Institute, Tinbergen Institute Discussion Papers: 08-043/3. http://www.tinbergen.nl/discussionpapers/08043.pdf

Vilmin, T., 2012. Les trois marchés de l'étalement urbain. *Etudes foncières*, n°157: 27-33.

White, M.J., 1976. Firm suburbanization and urban subcenters. *Journal of Urban Economics*, 3 (4): 323-343. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(76)90033-4

White, M.J., 1988. Location choice and commuting behavior in cities with decentralized employment. *Journal of Urban Economics*, 24 (2): 129-152. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(88)90035-6

Williamson, O.E., 1985. *The economic institutions of capitalism: Firms, markets, relational contracting*. New York: Free Press, 450 p.

Wolff, M.; Fol, S.; Roth, H.; Cunningham-Sabot, E., 2013. Shrinking Cities, villes en décroissance: une mesure du phénomène en France. *Cybergeo: European Journal of Geography*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26136

Wu, J.; Irwin, E.G., 2008. Optimal land development with endogenous environmental amenities. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (1): 232-248. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01057.x

Wu, J.J.; Plantinga, A.J., 2003. The influence of public open space on urban spatial structure. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 288-309. http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696(03)00023-8

4. La valeur patrimoniale des constructions sur les terres nouvelles

Antoni, V., 2011. L'artificialisation des sols s' opère aux dépens des terres agricoles. *Le point sur (SOeS)*, n°75 (février): 4 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Le_Point_Sur/2011/Le_point_sur___Sols_V7.pdf

Baron, J.-F., 2008. Les comptes de patrimoine et de variation de patrimoine. *Insee Méthode base 2000*, n°10, janvier

Cavailhès, J.; Hilal, M.; Wavresky, P., 2011. L'influence urbaine sur le prix des terres agricoles et ses conséquences pour l'agriculture. *Economie et Statistique*, 44-45 (1): 99-125. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2011.9645

Janvier, F.; Nirascou, F.; Sillard, P., 2015. L'occupation des sols en France : progression plus modérée de l'artificialisation entre 2006 et 2012. *Le point sur (SOeS)*, n°219 (décembre): 4 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Le_Point_Sur/2015/lps219-occupation-des-sols-decembre2015.pdf

6. Impacts socio-spatiaux inégalitaires des marchés fonciers et immobiliers

Alivon, F., 2016. *La ségrégation spatiale et économique. Une analyse en termes d'emploi et d'éducation dans les espaces urbains*. Thèse (Doctorat Droit, Gestion, sciences Economiques et Politiques (DGEP). Université de Bourgogne, Dijon. 323 p. + annexes.

Anas, A.; Kim, I., 1992. Income-distribution and the residential density gradient. *Journal of Urban Economics*, 31 (2): 164-180. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(92)90051-I

Baumont, C.; Guillain, R., 2016. Transformer les quartiers défavorisés. Les enjeux des politiques publiques zonées. *Revue économique*, 67 (3/2016): 391-414. http://dx.doi.org/10.3917/reco.673.0391

Behrens, K.; Robert-Nicoud, F., 2015. Chapter 4 - Agglomeration Theory with Heterogeneous Agents. In: Gilles Duranton, J.V.H.; William, C.S., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 171-245. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59517-1.00004-0

Brueckner, J.K.; Thisse, J.F.; Zenou, Y., 1999. Why is central Paris rich and downtown Detroit poor? An amenity-based theory. *European Economic Review*, 43 (1): 91-107. http://dx.doi.org/10.1016/s0014-2921(98)00019-1

Bullard, R.; Johnson, G.S.; Torres, A.O., 2000. *Sprawl city: Race, politics, and planning in Atlanta*. Island Press, 256 p.

Caruso, G., 2005. *Integrating urban economics and cellular automata to model periurbanisation - Spatial dynamique of residential choice in the presence of neighbourhood externalities*. Thèse (PhD Thesis in Geography). Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve. 230 p. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.88.4991&rep=rep1&type=pdf

Cavailhès, J., 2005. Le prix des attributs du logement. *Economie et Statistique*, 381 (1): 91-123. http://www.persee.fr/doc/estat_0336-1454_2005_num_381_1_7210

Charlot, S.; Hilal, M.; Schmitt, B., 2009. La périurbanisation renforce-t-elle la ségrégation résidentielle urbaine en France? *Espace populations sociétés. Space populations societies*, (2009/1): 29-44. http://dx.doi.org/10.4000/eps.3556

Charmes, E., 2007. Le malthusianisme foncier. *Etudes foncières*, 125: 12-16.

Charmes, É., 2011. *La ville émiettée: essai sur la clubbisation de la vie urbaine*. Paris: Presses universitaires de France (*Collection "La ville en débat"*), 288 p.

Cheshire, P.; Sheppard, S., 1995. On the price of land and the value of amenities. *Economica*, 62 (246): 247-267. http://dx.doi.org/10.2307/2554906

Cheshire, P.; Sheppard, S., 2002. The welfare economics of land use planning *Journal of Urban Economics*, 52 (2): 242-269. http://dx.doi.org/10.1016/S0094-1190(02)00003-7

Decamps, A.; Gaschet, F., 2013. La contribution des effets de voisinage à la formation des prix du logement. *Revue économique*, 64 (5): 883-910. http://dx.doi.org/10.3917/reco.645.0883

Diamond, D.B., 1980. Income and residential location - Muth revisited. *Urban Studies*, 17 (1): 1-12. http://dx.doi.org/10.1080/00420988020080011

Dowding, K.; John, P.; Biggs, S., 1994. Tiebout - A survey of the empirical literature. *Urban Studies*, 31 (4-5): 767-797. http://dx.doi.org/10.1080/00420989420080671

Fischel, W.A., 2001. *The homevoter hypothesis: How home values influence local government taxation, school finance, and land-use policies*. Cambridge, MA: Harvard University Press 344 p.

Fitoussi, J.-P.; Laurent, É.; Maurice, J., 2004. *Ségrégation urbaine et intégration sociale*. Paris: Documentation française, 327 p.

Floch, J.M., 2014. Des revenus élevés et en plus forte hausse dans les couronnes des grandes aires urbaines. *Insee, France, portrait social, Paris*: 69-81.

Fujita, M., 1989. *Urban economic theory: land use and city size*. Cambridge university press, 366 p.

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E.; Rappaport, J., 2008. Why do the poor live in cities? The role of public transportation. *Journal of Urban Economics*, 63 (1): 1-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.12.004

Goffette-Nagot, F.; Schaeffer, Y., 2013. Accessibilité ou voisinage? *Revue économique*, 64 (5): 857-882.

Hilal, M.; Legras, S.; Cavailhès, J., 2017. dadia. *Raumforschung und Raumordnung - Spatial Research and Planning*: 1-15. http://dx.doi.org/10.1007/s13147-016-0474-8

Lévy, J., 2013. Quelle justice pour l'espace français ? In: E., L., ed. *Vers l'égalité des territoires. Dynamiques, mesures, politiques*. Paris: La Documentation Française, 340-358. http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/134000131/0000.pdf

Mills, E.S.; Lubuele, L.S., 1997. Inner cities. *Journal of Economic Literature*, 35 (2): 727-756.

Rosen, S., 1974. Hedonic prices and implicit markets - Product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*, 82 (1): 34-55. http://dx.doi.org/10.1086/260169

Rudel, T.K.; O'Neill, K.; Gottlieb, P.; McDermott, M.; Hatfield, C., 2011. From middle to upper class sprawl? land use controls and changing patterns of real estate development in Northern New Jersey. *Annals of the Association of American Geographers*, 101 (3): 609-624. http://dx.doi.org/10.1080/00045608.2011.560062

Schelling, T.C., 1969. Models of segregation. *American Economic Review*, 59 (2): 488-493.

Schelling, T.C., 1971. Dynamic models of segregation. *Journal of Mathematical Sociology*, 1 (2): 143-186.

Selod, H.; Gobillon, L.; Zenou, Y., 2003. *Spatial Mismatch: From the Hypothesis to the Theories*: IZA Discussion paper series, 40 p. https://www.econstor.eu/bitstream/10419/20644/1/dp693.pdf

Tiebout, C.M., 1956. A pure theory of local expenditures. *Journal of Political Economy*, 64 (5): 416-424. http://dx.doi.org/10.1086/257839

Wheaton, W.C., 1976. Optimal distribution of income among cities. *Journal of Urban Economics*, 3 (1): 31-44. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(76)90056-5

Wheaton, W.C., 1977. Income and urban residence - Analysis of consumer demand for location. *American Economic Review*, 67 (4): 620-631.

Wiese, A., 2005. *Places of their own: African American suburbanization in the twentieth century*. University of Chicago Press, 411 p.

Zénou, Y., 2004. Les inégalités dans la ville. In: Thisse, J.-F.; Maurel, F.; Perrot, A.; Praget, J.-C.; Puig, J.-P., eds. *Villes et économie*. Paris: La Documentation Française, 109-128.

7. L'impact des politiques publiques sur les marches immobiliers

Arnott, R., 1995. Time for revisionism on rent control. *Journal of Economic Perspectives*, 9 (1): 99-120.

Autor, D.H.; Palmer, C.J.; Pathak, P.A., 2014. Housing Market Spillovers: Evidence from the End of Rent Control in Cambridge, Massachusetts. *Journal of Political Economy*, 122 (3): 661-717. http://dx.doi.org/10.1086/675536

Baum-Snow, N.; Marion, J., 2009. The effects of low income housing tax credit developments on neighborhoods. *Journal of Public Economics*, 93 (5-6): 654-666. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2009.01.001

Baumont, C.; Guillain, R., 2016. Transformer les quartiers défavorisés. Les enjeux des politiques publiques zonées. *Revue économique*, 67 (3/2016): 391-414. http://dx.doi.org/10.3917/reco.673.0391

Beaubrun-Diant, K.; Maury, T.-P., 2015. Quels sont les effets du Prêt à Taux Zéro sur les prix du foncier ? *EDHEC Business School Position Paper*: 37 p. https://www.edhec.edu/sites/www.edhec-portail.pprod.net/files/publications/pdf/edhec-position-paper-quels-sont-les-effets-du-pret-a-taux-zero_1424767022185-pdfjpg

Bono, P.-H.; Davidson, R.; Trannoy, A., 2012. *Analyse Contrefactuelle de l'Article 55 de la Loi SRU sur la Production de Logements Sociaux*. Marseille: Aix-Marseille School of Economics, (WP 2013 - Nr 05), 49 p. http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00796192/document

Bono, P.-H.; Trannoy, A., 2012. *Évaluation de l'Impact du Dispositif Scellier sur les Prix Fonciers*. http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00796188/file/WP_2013_-_Nr_04.pdf

Bozio, A.; Fack, G.; Grenet, J., 2015. *Les allocations logement : comment les réformer ?* Paris: Editions Rue d'Ulm/Presses de l'Ecole Normale Supérieure (*Collection du Cepremap*), 98 p.

Brewer, M.; Emmerson, C.; Hood, A.; Joyce, R., 2014. *Econometric Analysis of the Impacts of Local Housing Allowance Reforms on Existing Claimants*. London: Department for Work and Pensions London, (Research Report No 871), 61 p. http://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/329745/rr871-lha-econometric-analysis-of-the-impacts-of-reforms-on-existing-claimants.pdf

Briant, A.; Lafourcade, M.; Schmutz, B., 2015. Can Tax Breaks Beat Geography? Lessons from the French Enterprise Zone Experience. *American Economic Journal-Economic Policy*, 7 (2): 88-124. http://dx.doi.org/10.1257/pol.20120137

Caldera, A.; Johansson, A., 2013. The price responsiveness of housing supply in OECD countries. *Journal of Housing Economics*, 22 (3): 231-249. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhe.2013.05.002

Chapelle, G., 2017. *Does Social Housing crowd out private construction ?* Paris: Sciences Po Mimeo, 50 p. http://drive.google.com/file/d/0B6QT8gjiGubiNGlrUURZN2JnLTQ/view

Chapelle, G.; Eyméoud, J.-B., 2017. *The housing supply elasticity and the cost of agglomeration*. Paris: Sciences Po mimeo, 70 p. http://drive.google.com/file/d/0B6QT8gjiGubiSlRPUWNoWnBWQXM/view

Chapelle, G.; Vignolles, B.; Wolf, C., 2016. *The Impact of a housing tax credit: evidence from France*. Paris: Sciences Po mimeo.

Chetty, R.; Hendren, N.; Katz, L.F., 2016. The Effects of Exposure to Better Neighborhoods on Children: New Evidence from the Moving to Opportunity Experiment. *American Economic Review*, 106 (4): 855-902. http://dx.doi.org/10.1257/aer.20150572

Chetty, R.; Hendren, N.; Kline, P.; Saez, E., 2014. Where is the land of opportunity? The geography of intergenerational mobility in the United States. *Quarterly Journal of Economics*, 129 (4): 1553-1623. http://dx.doi.org/10.1093/qje/qju022

Combes, P.-P.; Schmutz, B.; Decreuse, B.; Trannoy, A., 2016. *Neighbor Discrimination Theory and Evidence from the French Rental Market*: Centre for Economic Policy Research, (CEPR working paper 9160), 55 p. http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2866997

Currie, J.; Yelowitz, A., 2000. Are public housing projects good for kids? *Journal of Public Economics*, 75 (1): 99-124. http://dx.doi.org/10.1016/s0047-2727(99)00065-1

Dujardin, C.; Goffette-Nagot, F., 2009. Does public housing occupancy increase unemployment? *Journal of Economic Geography*, 9 (6): 823-851. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbp002

Eriksen, M.D.; Rosenthal, S.S., 2010. Crowd out effects of place-based subsidized rental housing: New evidence from the LIHTC program. *Journal of Public Economics*, 94 (11-12): 953-966. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2010.07.002

Eriksen, M.D.; Ross, A., 2015. Housing Vouchers and the Price of Rental Housing. *American Economic Journal-Economic Policy*, 7 (3): 154-176. http://dx.doi.org/10.1257/pol.20130064

Fack, G., 2005. Pourquoi les ménages pauvres paient-ils des loyers de plus en plus élevés?[L'incidence des aides au logement en France (1973-2002)]. *Economie et Statistique*, 381 (1): 17-40. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2005.7207

Fack, G., 2006. Are housing benefit an effective way to redistribute income? Evidence from a natural experiment in France. *Labour Economics*, 13 (6): 747-771. http://dx.doi.org/10.1016/j.labeco.2006.01.001

Gibbons, S.; Manning, A., 2006. The incidence of UK housing benefit: Evidence from the 1990s reforms. *Journal of Public Economics*, 90 (4-5): 799-822. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2005.01.002

Givord, P.; Rathelot, R.; Sillard, P., 2013. Place-based tax exemptions and displacement effects: An evaluation of the Zones Franches Urbaines program. *Regional Science and Urban Economics*, 43 (1): 151-163. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2012.06.006

Glaeser, E.L., 1998. Should transfer payments be indexed to local price levels? *Regional Science and Urban Economics*, 28 (1): 1-20. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(97)00022-7

Glaeser, E.L.; Luttmer, E.F.P., 2003. The misallocation of housing under rent control. *American Economic Review*, 93 (4): 1027-1046. http://dx.doi.org/10.1257/000282803769206188

Gobillon, L.; Le Blanc, D., 2005. Quelques effets économiques du prêt à taux zéro. *Economie & Statistique*, 381 (1): 63-89. http://www.persee.fr/doc/estat_0336-1454_2005_num_381_1_7209

Gobillon, L.; Magnac, T.; Selod, H., 2011. The effect of location on finding a job in the Paris region. *Journal of Applied Econometrics*, 26 (7): 1079-1112. http://dx.doi.org/10.1002/jae.1168

Gobillon, L.; Magnac, T.; Selod, H., 2012. Do unemployed workers benefit from enterprise zones? The French experience. *Journal of Public Economics*, 96 (9-10): 881-892. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2012.06.003

Gobillon, L.; Vignolles, B., 2016. Évaluation de l'effet d'une politique spatialisée d'accès au logement. *Revue économique*, 67 (3): 615-637. http://dx.doi.org/10.3917/reco.673.0615

Goux, D.; Maurin, E., 2007. Close neighbours matter: Neighbourhood effects on early performance at school. *Economic Journal*, 117 (523): 1193-1215. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-0297.2007.02079.x

Grislain-Letrémy, C.; Trevien, C., 2014. L'impact des aides au logement sur le secteur locatif. *INSEE Analyses*, (19). http://www.parisschoolofeconomics.eu/IMG/pdf/2015-10-01-pse-ecologie-slides-trevien.pdf

Guyon, N., 2017. *Etude des Effets de la Rénovation Urbaine sur l'Evolution du Bâti et du Peuplement dans les Quartiers Ciblés entre 2004 et 2013*: Commissariat Général à l'Egalité des Territoires.

Kangasharju, A., 2010. Housing Allowance and the Rent of Low-income Households. *Scandinavian Journal of Economics*, 112 (3): 595-617. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9442.2010.01615.x

Katz, L.F.; Kling, J.R.; Liebman, J.B., 2001. Moving to opportunity in Boston: Early results of a randomized mobility experiment. *Quarterly Journal of Economics*, 116 (2): 607-654. http://dx.doi.org/10.1162/00335530151144113

Kline, P.; Moretti, E., 2014. People, Places, and Public Policy: Some Simple Welfare Economics of Local Economic Development Programs. In: Arrow, K.J.; Bresnahan, T.F., eds. *Annual Review of Economics*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Economics), 629-662. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-economics-080213-041024

Kling, J.R.; Liebman, J.B.; Katz, L.F., 2007. Experimental analysis of neighborhood effects. *Econometrica*, 75 (1): 83-119. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-0262.2007.00733.x

Kling, J.R.; Ludwig, J.; Katz, L.F., 2005. Neighborhood effects on crime for female and male youth: Evidence from a randomized housing voucher experiment. *Quarterly Journal of Economics*, 120 (1): 87-130. http://dx.doi.org/10.1162/0033553053327470

Labonne, C.; Welter-Nicol, C., 2016. *Cheap Credit, Affordable Housing? Evidence from the French Interest-Free Loan Policy* Document de travail, 35 p. http://drive.google.com/file/d/0BzeAqWh6rxVuWEV6VDhIYUJJaVU/view

Laferrère, A., 2013. Pauperization and Polarization of French Social Housing. *Revue économique*, 64 (5): 805-832. http://dx.doi.org/10.3917/reco.645.0805

Laferrère, A.; Le Blanc, D., 2002. Comment les aides au logement affectent-elles les loyers? *Economie et Statistique*, 351 (1): 3-30. http://www.persee.fr/doc/estat_0336-1454_2002_num_351_1_7403

Lucas, R.E., 1988. On the mechanics of economic-development. *Journal of Monetary Economics*, 22 (1): 3-42. http://dx.doi.org/10.1016/0304-3932(88)90168-7

Oreopoulos, P., 2003. The long-run consequences of living in a poor neighborhood. *Quarterly Journal of Economics*, 118 (4): 1533-1575. http://dx.doi.org/10.1162/003355303322552865

Poulhès, M., 2015. Are Enterprise Zones Benefits Capitalized Into Commercial Property Values? The French Case. *Documents de travail de la Direction des études et synthèses économiques de l'Insee G*, 2015. http://www.insee.fr/fr/publications-et-services/docs_doc_travail/G2015-13.pdf

Schmutz, B., 2015. Spatial sorting of African Immigrants in the French Public Housing Market. *The Review of Black Political Economy*, 42 (3): 247-270. http://dx.doi.org/10.1007/s12114-014-9205-y

Sims, D.P., 2007. Out of control: What can we learn from the end of Massachusetts rent control? *Journal of Urban Economics*, 61 (1): 129-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.06.004

Stébé, J.-M., 2016. *Le logement social en France*. Paris: Presses Universitaires de France (*«Que sais-je?» n° 763*), 128 p.

Susin, S., 2002. Rent vouchers and the price of low-income housing. *Journal of Public Economics*, 83 (1): 109-152. http://dx.doi.org/10.1016/s0047-2727(01)00081-0

Verdugo, G., 2016. Public housing magnets: public housing supply and immigrants' location choices. *Journal of Economic Geography*, 16 (1): 237-265. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbu052

8. Fiscalité

Anderson, J.E., 1986. Property taxes and the timing of urban land-development. *Regional Science and Urban Economics*, 16 (4): 483-492. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(86)90019-0

Anderson, J.E., 1993. Use-value property-tax assessment - Effects on land-development. *Land Economics*, 69 (3): 263-269. http://dx.doi.org/10.2307/3146592

Anderson, J.E., 1999. Two-Rate Property Tax Effects on Land Development. *Journal of Real Estate Finance and Economics*, 18 (2): 181-190. http://link.springer.com/journal/volumesAndIssues/11146

Arnott, R.J.; Mackinnon, J.G., 1977. Effects of property-tax - General equilibrium simulation. *Journal of Urban Economics*, 4 (4): 389-407. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(77)90002-x

Bentick, B.L., 1980. Capitalized property taxes and the viability of rural enterprise subject to urban pressure. *Land Economics*, 56 (4): 451-456. http://dx.doi.org/10.2307/3146221

Bimonte, S.; Stabile, A., 2015. Local taxation and urban development. Testing for the side-effects of the Italian property tax. *Ecological Economics*, 120: 100-107. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.09.025

Blöchliger, H.; Hilber, C.; Schöni, O.; von Ehrlich, M., 2017. *Local taxation, land use regulation, and land use*. Paris: OECD, OECD Economics Department Working Papers, 27 p. http://dx.doi.org/10.1787/52da7c6a-en

Brueckner, J., 2000a. Urban Sprawl: Diagnosis and Remedies. *International Regional Science Review*, 23 (2): 160-171. http://dx.doi.org/10.1177/016001700761012710

Brueckner, J.K., 2000b. Urban sprawl: Diagnosis and remedies. *International Regional Science Review*, 23 (2): 160-171. http://dx.doi.org/10.1177/016001700761012710

Brueckner, J.K., 2005. Transport subsidies, system choice, and urban sprawl. *Regional Science and Urban Economics*, 35 (6): 715-733. http://dx.doi.org/

Brueckner, J.K.; Kim, H.A., 2003. Urban sprawl and the property tax. *International Tax and Public Finance*, 10 (1): 5-23. http://dx.doi.org/10.1023/a:1022260512147

Burchfield, M.; Overman, H.G.; Puga, D.; Turner, M.A., 2006. Causes of sprawl: A portrait from space. *Quarterly Journal of Economics*, 121 (2): 587-633. http://dx.doi.org/10.1162/qjec.2006.121.2.587

Burge, G.; Ihlanfeldt, K., 2006a. Impact fees and single-family home construction. *Journal of Urban Economics*, 60 (2): 284-306. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.03.002

Burge, G.; Ihlanfeldt, K., 2006b. The effects of impact fees on multifamily housing construction. *Journal of Regional Science*, 46 (1): 5-23. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-4146.2006.00431.x

Burge, G.S.; Trosper, T.L.; Nelson, A.C.; Juergensmeyer, J.C.; Nicholas, J.C., 2013. Can Development Impact Fees Help Mitigate Urban Sprawl? *Journal of the American Planning Association*, 79 (3): 235-248. http://dx.doi.org/10.1080/01944363.2014.901116

Case, K.E.; Grant, J.H., 1991. Property-tax incidence in a multijurisdictional neoclassical model. *Public Finance Quarterly*, 19 (4): 379-392. http://dx.doi.org/10.1177/109114219101900401

Cho, S.H.; Kim, S.G.; Roberts, R.K., 2011. Measuring the Effects of a Land Value Tax on Land Development. *Applied Spatial Analysis and Policy*, 4 (1): 45-64. http://dx.doi.org/10.1007/s12061-009-9039-3

Comité pour la fiscalité écologique, 2013. Avis du Comité pour la fiscalité écologique du 13 juin 2013 : fiscalité et artificialisation des sols. In: De Perthuis, C., ed. *Travaux du comité pour la fiscalité écologique*. Paris: Comité pour la fiscalité écologique, , 29-32.

Gaigne, C.; Riou, S.; Thisse, J.F., 2016. How to make the metropolitan area work? Neither big government, nor laissez-faire. *Journal of Public Economics*, 134: 100-113. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2015.12.002

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E., 2004. Sprawl and urban growth. In: Henderson, J.V.; Thisse, J.E., eds. *Handbook of regional and urban economics*. Elsevier, 2481-2527. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-7218(04)07056-X

Goldberg, D., 2016. *Rapport d'information par la Commission des Affaires Economiques sur la mobilisation du foncier privé en faveur du logement*. Paris: Assemblée Nationale, 108 p. http://www.assemblee-nationale.fr/14/pdf/rap-info/i3503.pdf

Institute for Fiscal Studies (IFS); Mirrlees, J., 2011. *Tax by Design; The Mirrlees Review*. Oxford: Oxford University Press, 552 p.

King, J.R.; Anderson, C.M., 2004. Marginal Property Tax Effects of Conservation Easements: A Vermont Case Study. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (4): 919-932. http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00643.x

Milan, B.F.; Creutzig, F., 2016. Municipal policies accelerated urban sprawl and public debts in Spain. *Land Use Policy*, 54: 103-115. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.01.009

Mills, D.E., 1981. The non-neutrality of land-value taxation. *National Tax Journal*, 34 (1): 125-129.

Mills, E.S., 1998. The economic consequences of a land tax. In: Netzer, D., ed. *Land Value Taxation: Could It Work Today?* . Cambridge, MA: Lincoln Institute of Land Policy.

Nechyba, T.J.; Walsh, R.P., 2004. Urban sprawl. *Journal of Economic Perspectives*, 18 (4): 177-200. http://dx.doi.org/10.1257/0895330042632681

Oates, W.E.; Schwab, R.M., 1997. The impact of urban land taxation: The Pittsburgh experience. *National Tax Journal*, 50 (1): 1-21.

Parks, P.J.; Quimio, W.R.H., 1996. Preserving agricultural land with farmland assessment: New Jersey as a case study. *Agricultural and Resource Economics Review*, 25: 22-27. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/31644/1/25010022.pdf

Peng, S.K.; Wang, P., 2009. A normative analysis of housing-related tax policy in a general equilibrium model of housing quality and prices. *Journal of Public Economic Theory*, 11 (5): 667-696.

Polyakov, M.; Zhang, D.W., 2008. Property tax policy and land-use change. *Land Economics*, 84 (3): 396-408.

Skaburskis, A., 1995. The Consequence of Taxing Land Value. *Journal of Planning Literature*, 10 (1): 3-21. http://dx.doi.org/10.1177/088541229501000101

Skaburskis, A.; Tomalty, R., 1997. Land Value Taxation and Development Activity: The Reaction of Toronto and Ottawa Developers, Planners, and Municipal Finance Officials. *Canadian Journal of Regional Science*, 20 (3): 401-417. http://www.cjrs-rcsr.org/cjrs-online.htm

Skidmore, M.; Peddle, M., 1998. Do development impact fees reduce the rate of residential development? *Growth and Change*, 29 (4): 383-400. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-2257.1998.tb00026.x

Song, Y.; Zenou, Y., 2006. Property tax and urban sprawl: Theory and implications for US cities. *Journal of Urban Economics*, 60 (3): 519-534. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.05.001

Trannoy, A.; Wasmer, E., 2013. Comment modérer les prix de l'immobilier? *Notes du conseil d'analyse économique*, 2 (2): 1-12. http://dx.doi.org/10.3917/ncae.002.0001

Turnbull, G.K., 1988. Property taxes and the transition of land to urban use. *The Journal of Real Estate Finance and Economics*, 1 (4): 393-403. http://dx.doi.org/10.1007/bf00187074

Vickrey, W., 1999. Simplification, Progression and a Level Playing Field. In: Wenze, K., ed. *Land Value Taxation: The Equitable and Efficient Source of Public Finance.* Armonk, NY: M.E. Sharpe, 17-23.

Wilson, J.D., 1999. Theories of tax competition. *National Tax Journal*, 52 (2): 269-304.

Wu, J.J., 2014. Public open-space conservation under a budget constraint. *Journal of Public Economics*, 111: 96-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2013.12.008

Chapitre 2. Périurbanisation des ménages, modes de vie, mobilités

Quelques éléments de mesure

Bien que les surfaces destinées à l'habitat ne représentent, en 2014 et selon Teruti-Lucas, que 42 % des surfaces déjà artificialisées, l'attention se porte le plus souvent sur cette utilisation du sol parce que son rythme d'extension semble être le plus rapide. En effet, toujours d'après Teruti-Lucas, **près de la moitié des surfaces nouvellement artificialisées entre 2006 et 2014 l'ont été pour de l'habitat individuel** ou collectif (Figure 1), l'habitat collectif ne représentant que 14 000 des 242 000 d'extension des surfaces artificialisées pour l'habitat. Notons néanmoins que, si ce flux est nettement plus important que ceux destinés aux activités économiques ou aux infrastructures de transport, il est globalement moins imperméabilisant que les autres flux puisque seulement 111 000 des 242 000 hectares concernés par ce flux sont à terme bâtis, revêtus ou stabilisés, alors que 220 000 des 243 000 hectares destinés aux infrastructures ou aux activités économiques sont dans ce cas à l'issue de leur artificialisation. Ainsi, **l'extension des surfaces destinées à l'habitat mélange des modes de couverture des sols aux impacts environnementaux variés**.

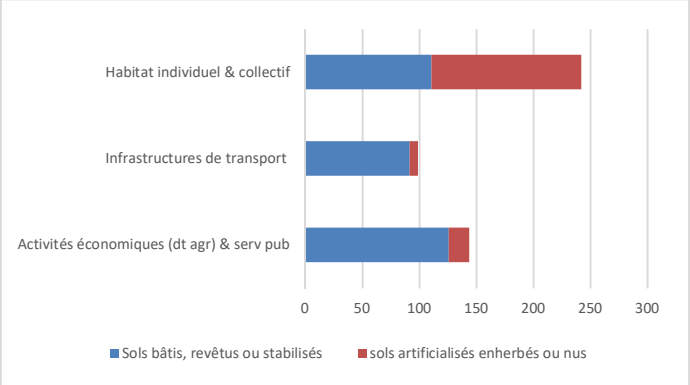


Figure 1. Solde des flux 2006-2014 des sols artificialisés selon l'utilisation du sol (en milliers d'hectares). Source : Agreste, 2015

1. Stratégies résidentielles, modes de vie et mobilité des ménages périurbains

Auteurs : Anne Aguilera (coord.) et Olivier Bonin

Cette contribution traite de la périurbanisation des ménages, avec la France comme principale référence spatiale. La deuxième partie revient sur l'importance de la périurbanisation dans le processus d'artificialisation des sols. La troisième partie s'intéresse aux logiques résidentielles qui poussent les ménages à s'installer loin des cœurs urbains. La quatrième partie présente un certain nombre de controverses sur la durabilité du périurbain. La cinquième partie s'interroge sur les leviers de l'action publique pour rendre la périurbanisation plus durable.

1.1. La périurbanisation des ménages, principal moteur de l'artificialisation des sols en France

La progression de la demande d'habitat individuel demeure, en France, l'un des principaux moteurs de l'artificialisation des sols (Figure 2). Selon la dernière enquête Teruti-Lucas, plus de la moitié des surfaces artificialisées entre 2006 et 2014 l'ont été pour de l'habitat individuel, contre 16 % pour des réseaux routiers (Fontes-Rousseau et Jean, 2015). Pour les deux-tiers des surfaces concernées, cette évolution s'est faite au détriment de terres agricoles (Fontes-Rousseau et Jean, 2015).

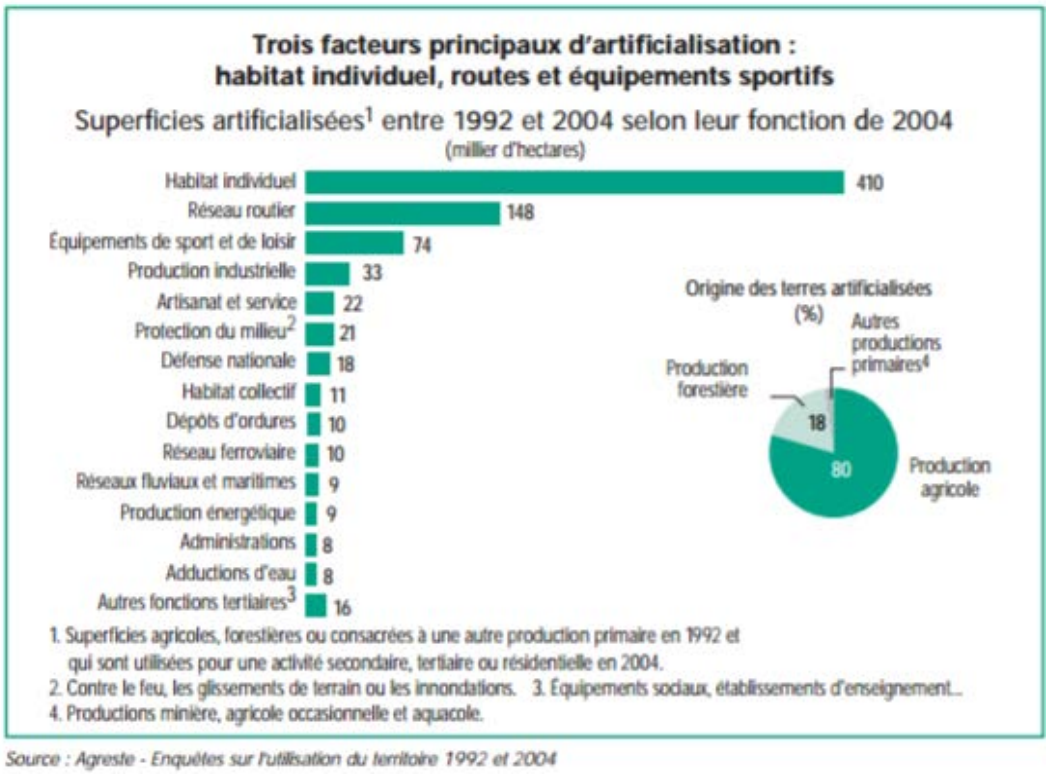


Figure 2. Les principaux facteurs d'artificialisation

La compétition entre usages agricoles et résidentiels reste vive en France. Elle se joue, pour l'essentiel, en périphérie des villes et notamment des grandes aires urbaines (celles dont le pôle urbain accueille plus de 10 000 emplois) (CGDD, 2012), dont la surface a augmenté de 39% entre 1998 et 2008 (Floch et Levy, 2011). On parle de périurbanisation, ou d'étalement urbain, pour désigner ce double processus d'extension de l'aire d'influence des villes (mesuré en général, comme le fait l'INSEE en France, par l'intensité des flux domicile-travail vers l'agglomération centrale, *cf.* schéma ci-dessous) et de croissance démographique en périphérie, qui n'est pas propre à la France ni à l'Europe, et a généré une littérature internationale considérable et de vifs débats sur la forme urbaine « durable », permettant en particulier de limiter les nuisances environnementales de ses habitants (Goetz, 2013 ; Jabareen, 2006 ; Jarvis, 2003 ; Nazarnia *et al.*, 2016 ; Simard, 2014) (Figure 3).

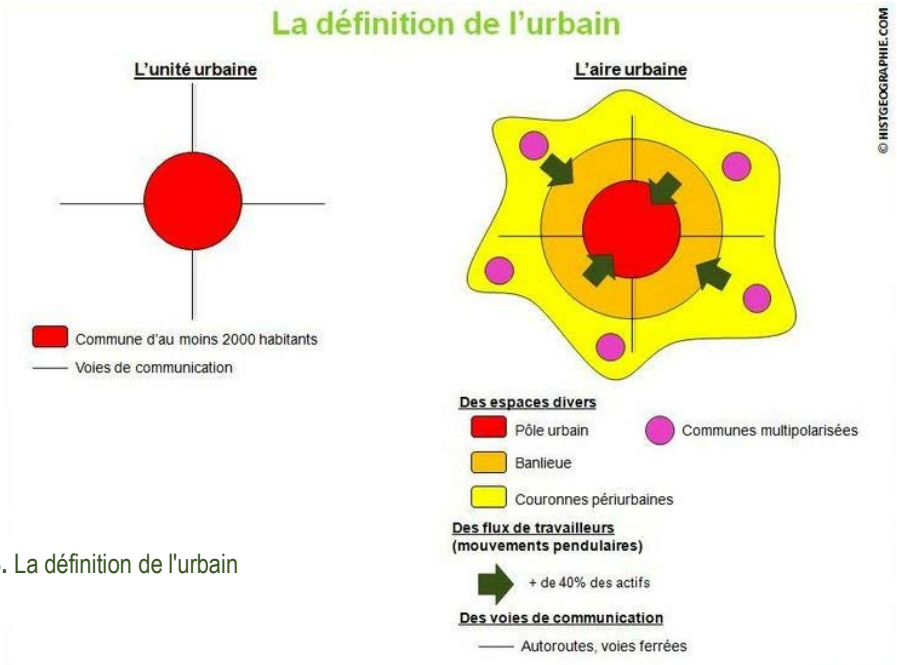


Figure 3. La définition de l'urbain

Artificialisation et périurbanisation ne se recoupent que partiellement, dans la mesure où la seconde opère par intégration à un espace urbain plus vaste de villages et petites villes, donc d'un bâti existant. Mais cette intégration urbaine s'accompagne

d'une croissance démographique qui stimule, souvent fortement, le besoin de nouveaux logements, réseaux et, à terme, locaux pour des activités économiques liées à la demande locale (petits commerces, services) et/ou à la satisfaction des besoins de la grande ville toute proche (entrepôts, centres commerciaux).

La périurbanisation est une tendance de fond, qui a débuté dans les années soixante-dix, et même plusieurs années auparavant en Île de France. On a pensé qu'elle s'essoufflait dans les années 1990, mais les chiffres de la décennie 2000 montrent au contraire une reprise du phénomène, en particulier autour des plus grandes aires urbaines françaises (Baccaïni et Sémécurbe, 2009). D'après l'INSEE, qui définit les communes périurbaines comme celles qui envoient au moins 40% de leurs actifs travailler dans le pôle urbain (le centre et sa proche banlieue) ou une commune attirée par celui-ci, environ un quart de la population française est désormais périurbaine.

A partir du début des années 1970, la périurbanisation opère principalement par extension spatiale du périmètre des villes, c'est-à-dire par augmentation du nombre de communes dites périurbaines. Sur la décennie suivante, l'extension se poursuit mais on constate aussi un phénomène de densification, c'est-à-dire de croissance démographique forte dans les communes périurbaines, qui contraste avec le recul observé dans les villes-centres. A partir des années 1990, extension et densification se poursuivent dans un contexte de reprise démographique des villes-centres et de leur banlieue. Plus l'augmentation de population est importante dans une région, plus les couronnes périurbaines se densifient.

Depuis le début des années 2000, extension spatiale du périmètre des villes et densification des couronnes périurbaines se poursuivent (Floch et Levy, 2011). Par rapport aux années 1990, la périurbanisation prend aujourd'hui des formes plus complexes et aussi plus variées. En particulier, elle procède plus souvent par l'intégration de villages et bourgs anciens, qui participent de l'évolution des espaces métropolitains vers des structures plus multipolaires c'est-à-dire dans lesquelles les emplois sont mieux répartis entre le centre historique et des pôles secondaires de banlieue (Aguilera, 2005). Par ailleurs, l'ampleur de la périurbanisation actuelle et ses formes (intensité des dynamiques d'extension spatiale et de densification) sont moins en phase avec la dynamique démographique des aires urbaines (Floch et Levy, 2011). La périurbanisation concerne en effet aujourd'hui aussi bien des aires urbaines dont la population augmente fortement, que des aires urbaines peu attractives. Elle ne peut donc être seulement comprise comme un phénomène de « débordement » de la concentration des grandes aires urbaines (autrement dit de la métropolisation). Elle est le produit, complexe, de facteurs économiques, politiques, liés au transport mais aussi sociaux et culturels, valorisant par exemple la propriété individuelle et l'espace (Christiansen et Loftsgarden, 2011 ; Wassmer, 2008). La croissance périurbaine, en particulier, la manifestation d'une demande sociale et ne doit plus être lue que comme un choix « par défaut » pour des ménages ne pouvant accéder à la centralité urbaine pour des raisons économiques (Bailly et Bourdeau-Lepage, 2011). Il y a d'ailleurs probablement tout autant de ménages centraux qui préfèreraient habiter en périurbain que l'inverse… (Kaufmann et Jemelin, 2003a).

1.2. Les logiques de la périurbanisation des ménages

La périurbanisation croissante des ménages prend place dans un contexte où l'opposition entre ville-campagne s'estompe, notamment du fait de la diffusion de la voiture qui permet d'accéder aux ressources urbaines sans subir certaines contreparties négatives de la forte densité (promiscuité, insécurité, congestion, etc.). Mais la localisation périurbaine n'est pas qu'un choix d'évitement de la ville, il procède aussi d'arbitrages entre taille et prix du logement, du désir de propriété individuelle, de politiques locales et nationales favorables (notamment à l'accession à la propriété) et enfin d'aménités spécifiques liées notamment à la qualité de l'environnement résidentiel, qui trouve un écho avec le besoin de modes de vie (voire de consommation) plus en lien avec la « nature ». Dès lors des travaux de prospectives américains maintenant anciens (Levinson, 1981), ou leurs pendants plus récents aujourd'hui soutenus par le World Economic Forum[46] ou la Commission Européenne, conduisent à relativiser la possibilité d'influencer réellement, par des actions politiques ou en anticipant des changements technologiques, l'évolution conjointe de l'urbanisme, des modes de vie et des mobilités.

1.2.1. Une opposition ville-campagne qui s'estompe

Dans les catégories spatiales françaises, notamment reflétées par l'INSEE, la ville constitue la catégorie de référence par rapport à laquelle les autres catégories (le rural, le rurbain, le périurbain, les franges urbaines, la banlieue, la campagne, etc.) se définissent comme en négatif. En effet, l'espace urbain possède une forte identité, du fait de son caractère totalement anthropique, et de sa sémiologie affirmée. Choay définit la ville comme un « système non verbal d'éléments signifiants » (Choay, 1972), et Lynch a proposé l'identification des fonctions sociales de la ville et des espaces publics (Lynch, 1960), de manière à disposer de grilles d'analyses permettant de comparer des espaces. L'image de la ville est intimement liée aux expériences vécues, et l'appropriation de l'espace est un élément clé de l'identité urbaine (Proshansky, 1978).

La mobilité, liée à la répartition spatiale des lieux que l'on fréquente, et la facilité d'accès à ces lieux, c'est-à-dire l'accessibilité, est un marqueur très fort de l'environnement social. Avant l'avènement des modes de transport mécanisés, l'opposition ville-campagne se traduisait par des structures de mobilité très différenciées : la ville, ou le bourg, était le lieu des places de marché, de la concentration des services, notamment des services rares, mais aussi et surtout le lieu où la concentration d'individus

[46] Par exemple Top Ten Urban Innovations, https://www.weforum.org/reports/top-ten-urban-innovations

permettait de financer des fortifications et d'assurer ainsi la sécurité de la population. La lenteur des déplacements rendait relativement stable cette opposition entre ville forte et campagne. La sécurisation du territoire, puis la démocratisation des modes de transport motorisés, permettant de voyager loin, a gommé progressivement les limites entre ville et campagne. Deux types de murs ont été successivement supprimés : le mur physique de l'enceinte fortifiée des villes, et le mur des distances qu'il est possible de parcourir quotidiennement sans effort.

La compétition pour l'usage du sol, qu'on observe dans les lieux centraux, et se traduit par des rapports de domination, de la ségrégation sociale et économique, a été décrite par l'Ecole de Chicago dans les années 30 (Grafmeyer et Joseph, 1990). Elle trouve un prolongement actuel dans la périurbanisation telle que décrite par Dubois-Taine et Chalas (1997), qui parlent de ville émergente pour décrire le processus de périurbanisation qui renforce les processus de ségrégation résidentielle en étendant les villes centres d'auréoles radioconcentriques, reposant principalement sur la maison individuelle ancrée dans les anciens villages et sur l'automobile. Pour Charmes, les territoires périurbains se livrent même à une véritable compétition pour attirer les résidents, qu'il revisite avec la théorie des clubs en économie (Charmes, 2011). Appliquée à un équipement comme une piscine par exemple, la théorie des clubs modélise le fait que cet équipement sera plus facilement finançable avec un grand nombre d'utilisateur, mais qu'un trop grand nombre d'utilisateurs provoquera une baisse de satisfaction des usagers : il existe un optimum entre mutualisation des coûts et préservation d'un certain entre-soi. Couch *et al.* (2009) recensent et décrivent de manière générale le phénomène d'étalement urbain et ses conséquences multiples (Couch et Karecha, 2006). Le phénomène d'étalement, combiné à une spécialisation du territoire, peut conduire potentiellement à des formes extrêmes de compétition territoriale comme les gated communities[47] aux Etats-Unis, mais également en Asie du Sud Est (Leisch, 2002).

1.2.2. Les préférences résidentielles des Français

Au-delà de cette opposition ville-campagne, qui a perdu une partie de sa pertinence, les ménages français, dans leur grande majorité, plébiscitent des caractéristiques associées aux territoires périurbains plutôt qu'aux villes denses.

L'enquête « Les français et leur habitat, perception de la densité et des formes d'habitat » réalisée par TNS Sofres pour l'Observatoire de la Ville du 10 au 12 janvier 2007 révèle que deux tiers des français déclarent vivre dans un habitat individuel (en incluant les maisons de ville), et plus d'un français sur deux désigne la maison individuelle isolée comme le type d'habitation où ils souhaiteraient habiter. Lorsqu'on demande aux français le type d'environnement résidentiel dans lequel ils souhaiteraient vivre, 56% se prononcent pour la maison individuelle isolée, 20% pour la maison individuelle en ensemble pavillonnaire, et 11% pour le petit habitat individuel en ville, ce qui représente 87% des français qui souhaitent un habitat individuel. Concernant la localisation, la ville attire 36% des français, mais dont seulement 15% en centre-ville, le reste se répartissant entre périphérie, et campagne (33%).

Toujours d'après cette enquête, les français sont assez satisfaits de leur environnement résidentiel et de leur mode de logement ; par ailleurs les choix résidentiels sont régulièrement réévalués et ajustés au cours du cycle de vie. Ce qui motiverait un déménagement est l'accès à un jardin (23%), une pièce en plus (22%) et une vue agréable et dégagée (19%). Les aménités vertes et paysagères, plutôt associées là encore à l'environnement périurbain, sont nettement plébiscitées. 82% des Français placent des espaces verts à moins d'un kilomètre de leur domicile quand on leur demande de dessiner leur environnement résidentiel. Enfin, la proximité des services quotidiens de base est souhaitée par deux français sur trois dans un rayon de 10 km, ce qui est relativement compatible avec le maillage du territoire observé en France.

Notons cependant qu'une étude sur 5 500 personnes à Paris, Lyon, Strasbourg et Aix-en-Provence (Kaufmann et Jemelin, 2003b), conduit à relativiser cette préférence systématique pour la maison individuelle et la voiture : le transport public a la capacité de produire des services de mobilité efficaces, et c'est aussi le manque de grandes maisons ou appartements dans les cœurs des villes qui conduit à la préférence pour le périurbain. On observe de même dans certaines villes américaines comme Toronto un regain d'intérêt pour le centre et les copropriétés (Lehrer *et al.*, 2010).

Importance du cycle de vie

Les raisons des changements de localisation des ménages sont multiples (Rossi, 1955), mais souvent liées à des étapes du cycle de vie (Aragonés *et al.*, 2002 ; Dieleman, 2001). Tout changement dans le mode de vie d'un ménage (départ du domicile d'un enfant, cohabitation et décohabitation, naissance d'enfants, entrée sur le marché du travail, etc.) est susceptible de déclencher une réévaluation de la localisation de ce ménage. Le choix de localisation est ensuite principalement géographique, avec un compromis entre les caractéristiques intrinsèques du lieu (paysage, climat, composition sociale du voisinage, écoles, sécurité, coûts, etc.) et sa position dans une place de marché (accessibilité aux emplois et aux aménités), avec pour cette dernière caractéristique la nécessité de concilier les besoins des différents membres du ménage. Les critères de décision d'un ménage conduisant à un déménagement sont multiples et imbriqués, comme le montrent des modélisations cherchant à reproduire des migrations dans des villes en décroissance (Buchmann et Schwarz, 2014). Les modèles couplant transport et usage du sol possèdent en général des modèles de mobilité résidentielle plus statistiques, et prennent en compte des utilités agrégées dans lesquelles il est difficile de distinguer l'effet de la qualité de vie.

[47] Les gated communities, ou résidences fermées, sont des copropriétés souvent de grande taille entièrement closes et sécurisées ; elles peuvent dans certains pays bénéficier d'une législation particulière.

Accès à la propriété

En France, le nombre de propriétaires est relativement important (près de 60%), et posséder son logement est un objectif partagé par la plupart des ménages, que ce soit dans le neuf ou dans l'ancien. Posséder son logement est effet, au-delà des fonctions symboliques, un moyen d'optimiser ses ressources financières et de se constituer un capital retraite. Duncan *et al.* explorent la dimension symbolique du fait d'être propriétaire, traduit aussi une volonté d'indépendance (Duncan, 1981). Le taux de propriétaires en France est toutefois en-dessous de la moyenne européenne, qui est biaisée par les pays d'Europe du sud, où les états sont intervenus pour reconstruire fortement après la guerre. La possibilité de faire construire son logement à relativement faible coût, ainsi que le développement des zones pavillonnaires, a contribué sans doute au phénomène d'étalement urbain. La Chine se trouve aujourd'hui dans une situation comparable, avec de fortes relocalisation de villageois, et l'explosion de la promotion individuelle, correspondant bien aux styles de vie, mais dans un environnement où se posent des problèmes légaux multiples d'arbitrage entre droits de propriété *de jure* et *de facto* (Song, 2015).

Forme urbaine et densité

Comme le souligne l'enquête TNS Sofres, le choix entre maison individuelle et habitat collectif est directement lié à la question de la densité. La maison individuelle isolée que les français plébiscitent n'est pas localisée sur une île déserte, mais entourée de commerces et services, d'écoles, et de voisins. Ceci traduit une tension contradictoire bien réelle entre individualité et collectivité. Le rejet de l'habitat collectif trouve probablement ses racines dans le sentiment d'écrasement et de perte de contrôle de son environnement ressenti dans les formes collectives d'habitat préconisées à partir des années 1960. Rougé *et al.* montrent que la maison individuelle est appréciée car elle permet de mieux conserver son autonomie, et gérer les distances à autrui (Rougé *et al.*, 2005). L'autonomie, préservée dans les logements par la spécialisation des pièces de vie (salon, chambres, cuisine, etc.), trouve un pendant dans les lotissements, où sont clairement définis espaces individuels et espaces de socialisation. Rougé souligne que le respect de normes sociales de voisinage permet la tranquillité sociale (Rougé, 2010). *A contrario*, Koci montre que les préceptes d'urbanismes tels que ceux portés par la charte d'Athènes (Koci, 2008), ont eu des effets contreproductifs sur le brassage social et la vie collective qui étaient recherchés. En accentuant la verticalité des bâtiments et dégageant des espaces centraux à l'intérieur des grands ensembles, on a donné une impression d'encerclement. Koci montre également que la disposition des bâtiments multipliant les vis-à-vis participe à une perte d'intimité des résidents (Koci, 2008). La périurbanisation constitue par certains aspects une résistance face à ces tentatives de rationalisation extrême de l'habitat et des modes de vie, qui trouve ses racines dans l'hygiénisme urbain. Les zones de transition entre la ville dense et le périurbain, qui se sont fortement diversifiées et ne relèvent plus totalement du modèle historique de la « banlieue », ne parviennent pas à constituer de modèle alternatif à l'habitat collectif dense ainsi qu'à l'habitat individuel peu dense.

Image de la ville

Les conditions de vie en ville sont souvent associées à des aménités négatives, avec en premier lieu le bruit (Drukker *et al.*, 2003). Nombre d'équipements, comme les aires de jeu pour enfants, sont à la fois source de satisfaction résidentielle et de nuisances. Il en est de même pour les axes routiers importants, qui procurent une très bonne accessibilité mais sont source de bruit et de pollution. L'image de la ville, pour être appréhendée, nécessite de croiser l'approche de la sociologie avec l'approche de la psychologie. Des questionnaires permettent d'appréhender l'approche sensible des lieux par les habitants, qui peut en outre varier au cours des époques (Damurski, 2007). Les imaginaires urbains sont particulièrement prégnants dans le cas des villes touristiques, ou du renforcement du caractère touristique de certaines villes, comme Rosario en Argentine (Vera, 2013).

A l'inverse, les aménageurs ont tendance à vanter les modes de vie associés aux zones urbaines denses, arguant de leur durabilité, mais également du caractère dynamique et vivant des centres villes, et du bouillonnement de créativité associé à l'urbain. La confrontation de ces idées aux pratiques de développement urbain, souvent aux franges des agglomérations, permet de relativiser ces discours (Filion, 2004). Si les urbanistes vantent les mérites de l'urbanité, une grande partie de la production de logement se situe dans des zones moins denses, sous la forme d'habitat très standardisé.

Environnement social

Les hypothèses de Shelling sur la recherche de voisinages sociaux comme mécanismes de la ségrégation socio-spatiale ont été testées dans différentes études (par exemple (van Ham et Feijten, 2008)), et sont confortées par le fait que nombre d'entre d'elles concluent que l'environnement social l'emporte sur les autres critères dans la satisfaction résidentielle. Adriaanse montre que le climat social l'emporte sur les caractéristiques du logement (Adriaanse, 2007), et même sur la réputation du quartier, lors des évaluations de satisfaction résidentielle. Pol *et al.* tirent des conclusions similaires sur l'étude des périphéries de Barcelone (Pol *et al.*, 2002) : la qualité de vie perçue est décorrélée des conditions matérielles d'existence et de logement. L'importance du voisinage social peut renforcer dans certains cas une tendance à l'étalement urbain, comme par exemple dans le cas de développement de « banlieues dorées », où la mixité sociale dans les zones denses est ressentie négativement par une partie de la population et conduit à s'installer plus loin dans des espaces plus ségrégés.

Environnement naturel

L'environnement paysager du logement, avec en premier lieu le jardin individuel, est recherché par les français, et source de multiples avantages (Francis et Hester, 1990). Ces tendances sont par ailleurs largement partagées à l'échelle internationale (Abrams *et al.*, 2012). Les espaces verts influent sur la valeur foncière des logements (Earnhart, 2001), sur la sociabilité (Thompson, 2002). Les arbres eux-mêmes ont une influence sur la qualité perçue du logement (Kweon *et al.*, 2010). La plupart de ces facteurs sont nettement plus faciles à obtenir dans le périurbain, et peuvent expliquer grandement pourquoi les aménagements urbains ne remportent pas l'adhésion des résidents. Concernant les arbres, au-delà de leur nombre, c'est leur disposition spatiale, leur variété de taille et de forme et la présence d'îlots qui sont appréciés (Lee *et al.*, 2008) ; les politiques de nature en ville semblent donc insuffisantes pour apporter une satisfaction résidentielle vis-à-vis de ces attentes, sauf dans le cas de parcs de très grande taille, renvoyant au concept de cité jardin d'Howard.

Une étude sur une ville un peu atypique dans un désert (Phoenix) confirme que, même dans cette configuration plus radicale que le contexte français, l'environnement paysager est dominant dans les processus de choix résidentiel, du fait que de ce choix découlent différents bénéfices environnementaux et culturels (Larson *et al.*, 2009).

Accessibilité aux commerces et services, et aux emplois

L'accessibilité aux commerces, services et emploi joue également un rôle, comme le montrent Schwanen *et al.* (Schwanen *et al.*, 2004) ou Lerman (Lerman, 1976) parmi d'autres. Cependant, du fait de la performance des réseaux de transport, ces critères d'accessibilité doivent être conciliés avec le souhait pour la faible densité et l'autonomie. Ces auteurs montrent que des politiques de redensification excessive conduisent au départ des résidents pour des zones correspondant mieux à leurs attentes.

Santé et qualité de vie, bien-être

L'environnement résidentiel dans lequel vivent les ménages a un impact direct sur différents facteurs socioéconomiques, dont la santé (Barton, 2009). L'environnement résidentiel conditionne en effet indirectement le niveau d'activité physique. L'accès à la nature a un effet sur le bien-être et la santé mentale, et enfin sur l'exposition aux polluants. Enfin, à une structure régionale, les formes urbaines sont corrélées aux niveaux d'emplois et de ségrégation socioéconomique. La durabilité des formes urbaines peut être évaluée selon l'angle de la santé, de la qualité de vie et du bien-être, à travers différents indicateurs (Capolongo *et al.*, 2011). D'autres recherches, plus nuancées, montrent que la forme urbaine a peu d'influence sur la durabilité, et relativisent les impacts socioéconomiques des évolutions des villes (Echenique *et al.*, 2012) : cette comparaison de différentes régions anglaises montre que les formes urbaines peuvent impacter la qualité environnementale, la congestion, l'équité sociale, mais ont peu d'impact sur les consommations d'énergie, et qu'il est difficile de distinguer une politique de croissance urbaine optimale.

1.2.3. Une périurbanisation envisagée dans la durée, et pour partie entretenue par les politiques locales et nationales

Les logiques résidentielles dans le périurbain sont d'une grande diversité, ne serait-ce qu'en raison de la variété des communes dites périurbaines (Vanier, 2008), du profil des ménages qui y vivent (*cf.* la contribution de M. Thébert et L. Belton-Chevallier) et de leurs parcours résidentiels. La périurbanisation n'est pas, ou plus seulement, alimentée par des populations qui quittent la ville-centre ou la banlieue à l'occasion de l'arrivée de leur premier ou deuxième enfant, faute de trouver un logement assez grand et abordable (Aguilera-Benavente *et al.*, 2014 ; Coulombel et Leurent, 2012 ; Debroux, 2011). Une partie des périurbains ont toujours vécu dans ce type de territoire.

Tout choix résidentiel résulte d'un compromis entre des contraintes de budget et de mobilité (domicile-travail en particulier), et des aspirations en matière de logement (surface, jardin, etc.), d'environnement résidentiel (voisinage, écoles, commerces et services, espaces naturels, etc.) et de proximité à la famille et aux amis. Le différentiel des prix d'achat au m² entre le centre et la périphérie et le coût somme toute limité de la mobilité automobile alimentent la périurbanisation, mais ne suffisent pas à l'expliquer (Legrand et Ortar, 2008). Encouragé par des politiques d'accession à la propriété (comme le prêt à taux zéro) (Rougé, 2005), le choix périurbain repose aussi voire désormais surtout sur la qualité des aménités périurbaines dont l'identification et la valorisation font assez largement consensus chez les habitants et fondent l'ancrage territorial. Les enquêtes montrent que le périurbain attire (et conserve ses habitants) pour la qualité de son cadre de vie (Mora, 2008). Pour beaucoup de ménages, la localisation périurbaine offre à la fois une proximité à la nature (beaucoup d'habitants estiment d'ailleurs vivre à la campagne) (Perrier-Cornet, 2001), et une bonne accessibilité aux aménités urbaines : emplois, commerces et services. Cette accessibilité s'est beaucoup améliorée au cours des dernières décennies avec d'une part le développement d'une offre locale à destination des populations, et d'autre part la constitution d'espaces urbains plus polycentriques qui doivent beaucoup aux politiques d'aménagement (Aguilera, 2005). Pour beaucoup d'habitants, le périurbain est un bien meilleur compromis que la banlieue qui concentre un certain nombre des problèmes urbains (congestion, pollution, forte densité) sans en offrir tous les avantages (commerces et services, offre culturelle, réseau de transport public).

L'implantation périurbaine est généralement envisagée sur la durée (Berger *et al.*, 2014). L'appréciation de la ruralité et, en particulier, de la proximité de la forêt en est un exemple emblématique et très spécifique, qui à l'évidence différencie le

périurbain des autres territoires métropolitains, peut-être plus d'ailleurs que certains autres aspects des ressources territoriales. La plupart des aménités périurbaines se sont construites au fil du temps, avec l'arrivée de populations en demande de commerces, services et loisirs, et le développement de pôles périphériques franciliens qui sont devenus au fil du temps des lieux importants d'emplois et d'achats pour les habitants. L'ancrage dans le périurbain repose, également, sur des réseaux amicaux et de sociabilité qui ne passent pas seulement par le milieu scolaire, mais aussi par l'implication, au fil des ans, dans des associations sportives, culturelles, etc., et la participation à des événements (brocantes, fêtes, etc.) qui se déploient surtout à l'échelle de la commune de résidence et des communes limitrophes.

Résultats d'une enquête sur les périurbains franciliens

[Q33] Etes-vous d'accord avec les affirmations suivantes :

- J'habite à la campagne :

  Tout-à-fait d'accord = 42% ; plutôt d'accord : 46%
  Plutôt pas d'accord = 10% ; pas d'accord du tout : 2%

- Là où je vis, j'ai facilement accès aux commerces et services dont j'ai besoin au quotidien :

  Tout-à-fait d'accord = 23% ; plutôt d'accord : 47%
  Plutôt pas d'accord = 18% ; pas d'accord du tout : 11%

(Source : Aguilera-Benavente *et al.*, 2014)

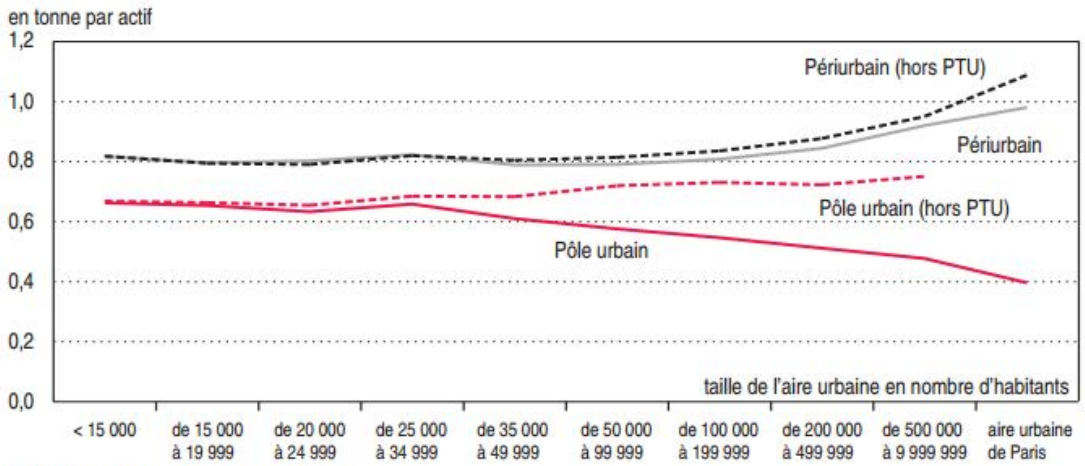
La périurbanisation, et en particulier la dynamique d'extension du périmètre des villes, est aussi entretenue par l'arrivée de ménages modestes (Berger, 2006 ; Rougé, 2005) qui ne trouvent pas à se loger dans le pôle urbain, ou dans le périurbain le plus proche de ce pôle urbain, qui est le mieux placé pour l'accès aux aménités urbaines et donc le plus valorisé par les ménages. 70% des emplois sont encore concentrés, en France, dans les pôles urbains (Floch et Levy, 2011). La compétition pour l'espace se joue aussi entre communes périurbaines. En moyenne, les cadres sont plus nombreux à s'installer dans le périurbain proche du pôle urbain que les ménages plus modestes (Dodier, 2007). Outre la question de l'accès aux aménités urbaines, les habitants et les élus des communes périurbaines souhaitant souvent en limiter l'urbanisation pour préserver le caractère rural de leur territoire de résidence voire une certaine homogénéité sociale (Charmes, 2007). Dans d'autres communes, notamment des communes vieillissantes, il s'agit au contraire d'ouvrir le territoire à l'urbanisation pour attirer des ménages avec enfant et préserver ainsi les commerces, service et, surtout, l'école (Charmes, 2007). Les contradictions ne sont pas minces entre les politiques (nationales et locales) censées lutter contre l'étalement urbain et celles qui, dans les faits, l'entretiennent (Gómez *et al.*, 2014).

1.3. Périurbanisation et durabilité : les controverses

La non durabilité de l'étalement urbain est établie par une masse considérable de travaux internationaux (Camagni *et al.*, 2002 ; Chin, 2002 ; Glaeser et Kahn, 2004 ; Johnson, 2001). Les arguments ne concernent pas seulement la contribution de cette forme d'occupation de l'espace à l'artificialisation des sols (pollutions, perte de biodiversité, destruction de forêts, diminution des terres agricoles, destruction de paysages naturels, etc.). La périurbanisation est aussi accusée de peser sur les finances publiques (développement des réseaux et des services publics) (Carruthers et Ulfarsson, 2003), et d'alimenter la ségrégation urbaine, par rejet des ménages les plus pauvres dans les périphéries les plus lointaines (Nechyba et Walsh, 2004).

La plus grosse partie de la littérature en sciences humaines s'intéresse toutefois à la (non) durabilité de l'étalement urbain à travers non pas les questions d'artificialisation des sols mais des pratiques quotidiennes des habitants (consommation d'énergie, émissions de GES, etc.), en comparant des villes en fonction de leur degré d'étalement ou en comparant les pratiques des périurbains avec celles des habitants du centre (Aguilera, 2005 ; Anderson *et al.*, 1996 ; Cervero et Kockelman, 1997 ; Muniz et Galindo, 2005 ; Newman et Kenworthy, 1996). Les résultats montrent en général un avantage aux formes urbaines compactes et denses.

Un grand nombre de ces travaux concerne les déplacements (en particulier les déplacements domicile-travail) du fait de la disponibilité des données et du poids de ces mobilités dans les émissions de polluants urbains (Figure 4). Plus éloignés des ressources urbaines et vivant dans des communes généralement mal desservies par les transports en commun, les ménages périurbains possèdent en moyenne plus de voitures et font au quotidien plus de déplacements et de kilomètres en automobile que les urbains (Banister, 2011 ; Ma et Kang, 2011 ; Zhao, 2010). Ils émettent donc plus de gaz à effet de serre, principalement parce que leurs déplacements domicile-travail sont plus longs (Baccaïni *et al.*, 2007 ; Levy et Le Jeannic, 2011). Ces dernières années, la déconcentration des emplois dans des pôles périphériques a par ailleurs porté une diminution des flux domicile-travail vers la ville-centre qui a contribué à augmenter la part modale de la voiture. Pour les ménages les plus modestes, cette dépendance à l'automobile peut générer des phénomènes de « captivité » (Rougé, 2005) et une vulnérabilité accrue en cas d'augmentation du prix des carburants (Motte-Baumvol *et al.*, 2012 ; Nicolas *et al.*, 2012), et ce d'autant plus que les emplois les moins qualifiés sont plus déconcentrés et aussi plus diffus (Aguilera, 2005).



* périmètre de transports urbains (PTU).

Lecture : dans les aires urbaines de 50 000 à 99 999 habitants, un actif résidant dans un pôle urbain émet 0,6 tonne de CO_2 pour aller travailler s'il réside dans une commune couverte par le PTU ; il émet 0,7 tonne s'il réside en dehors du PTU.

Sources : Insee, Kit CO_2 d'après le recensement de la population 2007 ; SOeS, fichier central des automobiles 2007.

Figure 4. Emissions de CO_2 par actif selon le type urbain de résidence et le PTU*

Sans minimiser les problèmes sociaux et environnementaux posés par la périurbanisation, et en particulier les pratiques de déplacement des périurbains, un ensemble de travaux récents proposent des jugements plus mesurés, qui invitent à reconsidérer les moyens à mettre en œuvre pour inscrire les territoires périurbains dans des trajectoires plus durables (Aguilera-Benavente *et al*., 2014 ; Bailly et Bourdeau-Lepage, 2011 ; Nessi *et al*., 2016 ; Vanier, 2012). Avec un quart à tiers des populations européennes (suivant les définitions statistiques retenues) installées dans le périurbain (Minnaert, 2010), ces nouvelles lectures de la périurbanisation semblent indispensables.

Elles nuancent, et même le plus souvent contredisent, l'image d'habitants majoritairement contraints à s'éloigner des centres urbains, relégués dans des territoires sans âme et repliés sur leur maison avec jardin. Les habitants font état de choix résidentiels construits en relation avec un projet de vie qui accorde notamment une grande importance à la proximité aux espaces naturels, et un sentiment partagé de « vivre à la campagne » (Couch et Karecha, 2006). La qualité de vie est plébiscitée, et l'ancrage dans ces territoires revendiqué : les projets de déménagement sont rares, et en général les ménages envisagent de demeurer dans une commune périurbaine et non de revenir vers la ville dense (Aguilera-Benavente *et al*., 2014).

Les modes de vie des périurbains ont, par ailleurs, évolué et ne s'inscrivent plus dans un rapport de dépendance forte aux centres urbains en raison de la déconcentration progressive des activités (notamment commerciales, avec les zones commerciales) et de la constitution de pôles secondaires, qui répliquent une partie des avantages du centre historique. En lien avec les recompositions des formes urbaines locales et métropolitaines, en particulier la dynamique de desserrement et de multipolarisation des activités économiques, on observe un progressif rétrécissement des bassins de vie des périurbains. Même si la part modale de la voiture ne diminue pas, les distances ont cessé de croître, voire amorcent une légère diminution, y compris pour le motif travail (Aguilera-Benavente *et al*., 2014 ; Berger *et al*., 2014). Le périurbain n'est plus aussi dépendant des aménités centrales, car les territoires métropolitains se sont profondément réorganisés autour des grands axes de transport et des polarités périphériques. Ils ont aussi développé leurs propres ressources, y compris symboliques. Beaucoup de communes périurbaines se sont, par ailleurs, équipées en certains commerces et services (médicaux, sportifs, culturels) pour répondre aux besoins de leurs habitants. Pour ces derniers, l'usage de ces aménités locales, auxquelles il faut adjoindre les espaces naturels (la forêt) est réelle, et augmente avec le temps qui permet de mieux connaître et apprécier de l'offre de proximité. A travers des enquêtes auprès de périurbains franciliens, A. Aguiléra *et al.* (2014) montrent que la fréquentation de la commune de résidence suit plusieurs logiques, qui souvent sont entremêlées. La proximité et donc la facilité d'accès en sont des dimensions importantes, en particulier pour les moins mobiles (notamment les personnes âgées). Mais le recours aux ressources locales exprime aussi une volonté de soutenir le commerce local (quitte à payer un peu plus, mais parfois pour une meilleure qualité, notamment en matière de fruits et légumes), menacé par les grands centres commerciaux, et un acte de confiance et de recherche de conseils personnalisés, en particulier dans le domaine médical (médecins et pharmacie). La fréquentation de la commune participe aussi de l'insertion dans la vie locale et du maintien de réseaux sociaux plus ou moins proches, qui augmente avec le temps. Enfin, la fréquentation des espaces ouverts et notamment boisés est en phase avec l'aspiration à être au plus près d'un cadre de vie rural, accessible à pied et en vélo. Les potentialités offertes par le périurbain pour le développement de modes de vie et d'activités économiques innovantes commencent également à être considérées (Phelps, 2010 ; Vanier, 2012). Sans oublier ses ressources agricoles (permettant d'envisager la mise en place de circuits courts pour alimenter les espaces urbains), sa capacité à fournir des services écosystémiques (biomasse, séquestration de carbone, paysages) ou encore sa contribution à la redynamisation de petites communes autrefois dépeuplées par l'exode rural.

Il n'y a pas, par ailleurs, un mais bien des types de territoires périurbains (Vanier, 2012 ; Vaughan *et al.*, 2009), qui posent chacun des défis spécifiques au développement durable. L'artificialisation est plus problématique lorsqu'elle touche les meilleures terres agricoles (Charmes, 2013). La périurbanisation par émiettement, qui prévaut en France, pose, par ailleurs, plus de problèmes que lorsqu'elle opère par continuité avec le bâti existant (Charmes, 2013). Enfin les impacts sociaux et environnementaux des modes de vie périurbains, et en particulier des mobilités, sont différenciés selon les contextes locaux et métropolitains (Aguilera-Benavente *et al.*, 2014 ; Chin, 2002 ; Le Néchet et Aguiléra, 2012 ; Travisi *et al.*, 2010). Localement (à l'échelle de la commune), la présence de commerces et services du quotidien favorise les déplacements de courte portée et le recours à la marche et au vélo. A un niveau métropolitain, l'organisation plutôt monocentrique ou polycentrique des emplois, commerces et services, la situation géographique de la commune dans cette organisations spatiale (en particulier sa distance au centre et aux pôles périphériques) ainsi qu'au sein du système de transport (routes, autoroutes et transport public) influencent les pratiques de mobilité quotidienne des périurbains. La critique vague et systématique du périurbain n'a donc que peu d'intérêt (Vanier, 2008).

Ces réflexions apportent de nouvelles perspectives en matière de conciliation entre aspirations individuelles et collectives dans une perspective de développement durable du périurbain (Feildel *et al.*, 2014). Elles appellent à sortir de l'opposition traditionnelle entre centre et périphérie (Fourny et Lajarge, 2012) qui continue d'animer beaucoup de politiques d'aménagement. C'est en particulier l'une des conclusions du récent rapport du CGEDD (2015) qui propose de nouvelles stratégies de gestion des espaces périurbains français qui dépassent le cadre de réflexion obsolète opposant ville compacte (ou dense) et ville étalée.

1.4. Vers une périurbanisation durable ? Enjeux et leviers d'action

La périurbanisation se poursuit voire s'intensifie, et pas seulement en France. Le rôle des pouvoirs publics dans cette évolution a été profondément ambigu, les politiques de lutte contre l'étalement urbain (principe encore réaffirmé récemment lors du Grenelle de l'Environnement) s'étant heurtées dans tous les pays à des politiques nationales et locales qui ont, au contraire, encouragé le phénomène (Couch et Karecha, 2006 ; Djellouli *et al.*, 2010 ; Johnson, 2001), en réponse aux aspirations des ménages pour des logements plus grands et un compromis entre urbain et rural. On a pensé un temps que l'augmentation du prix de l'énergie, et en particulier des carburants, allait freiner l'étalement urbain mais cette perspective semble peu réaliste, au moins à moyen terme (Charmes, 2009 ; Desjardins, 2008; Le Néchet *et al.*, 2016). On ne connaît pas encore bien non plus l'effet à moyen et long termes sur la dynamique périurbaine du développement des TICla Communication) (Technologies de l'Information et de, et en particulier du télétravail (Rhee, 2009), ou encore de l'arrivée de véhicules autonomes (Wadud *et al.*, 2016) qui pourraient contribuer à alimenter l'étalement urbain.

Une démarche prospective entreprise il y a quelques années pour le compte de l'ex-DATAR envisageait cinq scénarios pour le devenir périurbain (Vanier, 2012) : Le périurbain digéré par l'urbain, ou le triomphe de Grenelle (scénario 1) ; le périurbain dissout par le confort spatial, ou la surprise de l'abondance (scénario 2) ; le périurbain transformé en conservatoire et laboratoire « périrural », ou la revanche des périphéries (scénario 3) ; le périurbain saisi par l'inter-territorialité, ou la nouvelle frontière (scénario 4) ; le périurbain réquisitionné par les villes-régions, ou l'après-catastrophe (scénario 5). Deux de ces scénarios, le premier et le dernier, estiment possible la fin de la périurbanisation sous l'effet des exigences environnementales. Les trois autres envisagent trois voies possibles de poursuite de la périurbanisation. Selon l'un des auteurs, « La France dite périurbaine de demain (mais ce vocable n'aura sans doute plus guère de pertinence) sera un mélange de ces cinq situations archétypiques, et d'autres encore qui pourraient nous surprendre » (Vanier, 2012). « Le plus vraisemblable est que les cinq logiques, déjà au travail, vont continuer à différencier les contextes d'entremêlement urbain-rural, consolidant les corridors dans les grandes régions métropolitaines (scénario 1), produisant des nébuleuses dans les campagnes lointaines (scénario 2), organisant les rivages habités des espaces écologiques précieux et attractifs (scénario 3), valorisant les synapses inter-cités (scénario 4), ou dessinant les réserves éco-techniques indispensables au métabolisme des villes-régions (scénario 5) ».

Ce qu'il faut aussi retenir de cet exercice, ainsi que de nombreux autres travaux français et internationaux, c'est qu'aux débats (passionnés) entre tenants de la ville « compacte » et défenseurs de la ville étalée (Breheny, 1997 ; Gordon et Richardson, 1997 ; Neuman, 2005), succèdent désormais des réflexions plus constructives (et aussi plus réalistes) qui ouvrent de nouvelles perspectives de conciliation entre les objectifs du développement durable et la volonté d'une partie de la population à vivre dans les franges urbaines (CGEED *et al.*, 2015 ; Simard, 2014). Rendre la périurbanisation plus compatible avec les objectifs du développement durable exige toutefois tout autant une « révolution culturelle » pour les acteurs publics, que la mise en œuvre de nouveaux principes d'aménagement et de gouvernance (CGEED *et al.*, 2015 ; Cordobes *et al.*, 2010). Il s'agit au fond d'assumer le périurbain, de la reconnaître comme une territorialité propre et légitime (Fourny et Lajarge, 2011), de le réinvestir pour repenser sa place dans le projet urbain (Vanier, 2011).

La maîtrise de l'artificialisation demeure, mais doit viser des objectifs qualitatifs (et plus seulement quantitatifs) qui sont d'éviter l'émiettement ainsi que la consommation des meilleures terres agricoles (Charmes, 2013). Il s'agit, plus globalement, de mieux organiser la forme de la périurbanisation (Mancebo, 2014), en la concentrant dans les communes situées autour des centralités secondaires, qui permettent de modérer les distances parcourues et avec lesquelles il est plus facile de mettre en place des modalités de déplacement alternatives à la voiture individuelle. La meilleure structuration des activités économiques, en particulier commerciales, et leur articulation avec les fonctions résidentielles est un autre enjeu en vue d'une modération des

distances quotidiennes et d'une plus grande capacité des territoires périurbains à absorber des chocs comme une augmentation forte des prix des carburants ou des limitations de l'usage de la voiture. L'enjeu se situe à l'échelle du bassin de vie des périurbains, qui comprend la commune de résidence et le ou les centralités secondaires proches, dont il s'agit de mieux articuler les complémentarités et les systèmes de transport, en incluant les nouvelles potentialités offertes par le numérique (co-voiturage, autopartage, etc.) qui trouvent dans les sociabilités locales un terrain favorable qui contribue à compenser les difficultés liées à la faible densité et à l'éclatement des flux (Thébert *et al.*, 2016).

Au-delà des seules questions de mobilité, la valorisation des atouts des territoires périurbains est un objectif important (Bonnet, 2016). Les avantages du périurbain concernent ses ressources agricoles (permettant d'envisager la mise en place de circuits courts pour alimenter les métropoles), la fourniture de services écosystémiques (biomasse, séquestration de carbone, paysages) ou encore la redynamisation de petites communes autrefois dépeuplées par l'exode rural. Les atouts du périurbain concernent aussi le renouvellement des formes du peuplement et des modes de vie qui battent en brèche un certain nombre des critiques ayant alimenté le diagnostic d'incompatibilité avec les trois piliers du développement durable (Feildel *et al*., 2014). Enfin ces territoires commencent à être vus comme propices à la mise en place d'innovations dans les domaines économique, social et environnemental (CGEED *et al.*, 2015 ; Handy *et al.*, 2005 ; Minnaert, 2010 ; Vanier, 2012).

Les enjeux ne concernent pas seulement la définition de nouveaux objectifs et instruments d'action, mais également la gouvernance et le partage des compétences (Bailly et Bourdeau-Lepage, 2011 ; Charmes, 2009; 2013 ; Vanier, 2008). Le récent rapport du CGEDD envisage des changements substantiels mettant les nouvelles Régions au cœur du dispositif territorial (CGEED *et al*., 2015).

2. Artificialisation des sols : déterminants socio-démographiques, risques naturels et sociaux, enjeux politiques

Cette contribution est constituée de la fusion des corpus « cycle de vie » et « tissu social ». Le corpus « cycle de vie » comportait initialement 380 articles ; 63 ont été retenus comme pertinents au vu du thème et de la zone géographique ciblés et 20 sont venus compléter la base. Le corpus « tissu social » comportait 757 références ; 84 ont été exploitées, dont 39 extérieures au corpus.

La majeure partie des articles du corpus « cycle de vie » est consacrée à la mesure de la consommation foncière liée à l'expansion urbaine grâce aux outils de la télédétection, des SIG et de la statistique spatiale. Les indicateurs mobilisés servent principalement à la quantification du phénomène mais renseignent aussi sur certains aspects qualitatifs des modes d'occupation du sol (formes urbaines). Les facteurs (*driving forces*) à l'origine de l'expansion urbaine et des changements d'usage des sols qui l'accompagnent font l'objet de modélisations économétriques destinées à évaluer et hiérarchiser leurs impacts respectifs ainsi qu'à établir des scénarios prospectifs. Les familles de facteurs distinguent communément ceux qui ressortent des sphères : politique / économique / technologique / physique (écologique) / démographique (ou culturelle). Nous nous intéressons ici principalement aux facteurs démographiques, au cœur de la plupart des analyses sur l'expansion et l'étalement urbains, ces derniers étant principalement tirés par les choix résidentiels des ménages. Si les choix de localisation des entreprises (cf. partie dirigée par Laetitia Dablanc) sont aussi parties-prenantes dans l'artificialisation des sols, ils sont moins étudiés ou moins visibles dans le corpus.

L'exploitation du corpus « tissu social » permet d'enrichir cette approche quantitative en mettant à jour les mécanismes à l'œuvre dans les stratégies résidentielles des ménages, mécanismes que les modèles économétriques tentent d'intégrer. Les ressorts sociologiques de l'artificialisation génèrent des risques de nature écologique et sociale[48] (partie 2) auxquelles l'action publique, focalisée sur la question de l'étalement et des indicateurs souvent réducteurs du processus, n'adresse que peu de réponses (partie 3).

2.1. Caractéristiques et moteurs de l'artificialisation des sols liée à la croissance urbaine

2.1.1. Les apports des analyses statistiques et économétriques

Les analyses convergent autour d'une conclusion majeure : la (dé)connexion entre expansion urbaine et croissance démographique. Mais elles sont parcourues par deux grandes tensions. La première oppose les tendances homogénéisatrices (les analyses tendant à considérer de manière unifiée des territoires au nom de la convergence de leurs trajectoires) à la prise en compte du contexte historique et géographique local, donc les spécificités de ces mêmes territoires; la seconde interroge

[48] Le risque est ici défini comme la probabilité de réalisation d'une catastrophe dite naturelle (crue, inondations, incendies, sécheresse, etc.) ou la probabilité de faire face à des événements liés plus directement à la présence et la composition humaines des territoires considérés (criminalité, pollution, etc.). Les conséquences (décès, destruction de l'habitat, perte de la biodiversité, etc.) sont dommageables autant pour les territoires que pour les populations qui les subiront, entendu que l'augmentation du risque amène à la matérialisation de plus en plus certaine de ces conséquences.

les nouveaux liens entre évolution(s) urbaine(s) et évolutions démographiques (rassemblées sous la désignation de seconde transition démographique).

Vers un modèle de développement homogène ? Convergence des trajectoires et différenciations locales

La plupart des recherches soulignent la généralisation du phénomène d'étalement urbain, qui s'impose autour des agglomérations des pays développés quels que soient leur taille et leur dynamisme démographique.

Malgré des différences héritées (les villes du sud sont plus compactes que les villes du nord, de structure plus lâche et de densités plus faibles, (Kasanko *et al.*, 2006), les dynamiques de développement apparaissent désormais convergentes, avec des phénomènes de « rattrapage » des villes du sud qui connaissent une forte dynamique d'étalement (Guerois et Pumain, 2008). Cette convergence laisse penser que les contextes socioéconomiques et les déterminants spatiaux (relatifs à l'intensité de la pression humaine : densité de population, distance à la ville-centre, à la route la plus proche …) qui président aux changements d'usage des sols sont similaires à l'échelle européenne, même si les éléments de la géographie physique sont plus discriminants et introduisent quant à eux une part d'hétérogénéité (Salvati *et al.*, 2014).

Le contexte local n'est alors mobilisé que de façon secondaire, pour expliquer à une échelle plus détaillée les caractéristiques fines de ce phénomène global ou bien les situations atypiques, liées par exemple aux économies de transition est-européennes (Biro *et al.*, 2013), dans lesquelles les facteurs de fond à l'œuvre diffèrent du schéma général. Par exemple, en Europe de l'est, le rôle de l'urbanisation et de l'extension des surfaces cultivées dans les transformations de l'usage des sols est bien moindre qu'en Europe de l'ouest ; comme en Chine (Zhao *et al.*, 2014), c'est la structure de propriété des sols et les stratégies foncières des acteurs qui sont déterminantes. En ex-Allemagne de l'est, le déclin démographique des campagnes contraste fortement avec leur renouveau à l'ouest (Kroll et Haase, 2010). Néanmoins ces situations peuvent être vues comme transitoires dans des trajectoires globalement convergentes. Dans l'ex-Allemagne de l'est, les zones suburbaines sont les seules à connaître un solde migratoire positif et une fertilité moins diminuée que dans les autres catégories d'espace (rural et urbain) : le phénomène de périurbanisation opère ici comme ailleurs, tandis qu'une analyse à échelle plus grande permet de conclure à l'imbrication des zones de croissance et de dépopulation dans l'ensemble de l'Allemagne, et non dans sa seule partie est.

Cependant, ce type d'analyse plus fine permet aussi à certains auteurs de conclure à l'existence de trajectoires différenciées d'évolution des usages des sols. Ces trajectoires différenciées opposent différentes unités physiographiques (par exemple une plaine et les versants montagneux) et engagent à moduler l'action publique en fonction des territoires (Smiraglia *et al.*, 2015). En effet, les dynamiques locales de recomposition des fonctions productives et des usages du sol qui les affectent constituent un phénomène social non univoque, susceptible de prendre différentes formes : ainsi, les nouveaux arrivants jouent parfois un rôle dans le maintien et l'évolution des activités agricoles plutôt que dans leur pure et simple disparition (Paquette et Domon, 2001). Ces analyses engagent donc à ne pas considérer la périurbanisation comme une mécanique uniforme. D'autres auteurs estiment qu'on observe une différenciation des trajectoires (tant dans l'ampleur que dans les formes que présente le phénomène d'expansion urbaine) en parcourant les différents degrés de l'armature urbaine : si le phénomène périurbain est généralisé, la taille variable du noyau urbain à l'origine de l'étalement génère plus qu'une variation d'intensité dans la dynamique d'étalement, mais bien des modèles spécifiques. En Europe, les perspectives de croissance démographique sont moins bonnes pour les petites villes (Kabisch et Haase, 2011). Aux Etats-Unis, les petites villes affichent un mode de développement différent de celui des métropoles et du rural. Ce mode de développement, qui présente de très fortes variations régionales et au cas par cas, appelle de nouvelles investigations car les facteurs démographiques utilisés pour décrire le processus et les formes de l'urbanisation métropolitaine ne sont pas opératoires (Oliver et Thomas, 2014). A l'opposé, au-delà d'un certain seuil de population du noyau central, les déséconomies d'agglomération engendrent l'émergence de polarités périphériques tertiaires par déconcentration des services à la population (Goffette-Nagot et Schmitt, 1999) : une dizaine et plus pour les centres de plus de 100 000 habitants, et au moins trois pour les centres comptant entre 20 000 et 99 000 habitants. L'évolution vers le polycentrisme est également observée dans le cas nord-américain, mais il faut garder à l'esprit que certains auteurs contestent la comparabilité même des modèles d'étalement européen et états-unien, compte tenu du manque de définition standardisée de l'étalement urbain. Il devient difficile de savoir exactement ce que recouvre la suburbanisation, la périurbanisation, la contre-urbanisation ou la réurbanisation dès lors que tout est une question de limites posées différemment dans l'espace. L'essence commune aux espaces périurbains repose cependant sur le fait qu'ils sont le produit d'une dynamique de croissance urbaine fondée non pas sur la croissance démographique mais sur l'attrait pour des formes urbaines moins denses.

L'expansion sans croissance démographique mais sans exclure la densification

Cette approche de l'expansion urbaine comme phénomène global et généralisé conduit au constat de décorrélation entre phénomène périurbain et croissance démographique. Les recherches comparatives portent sur un nombre très variable de cas d'étude –de trois à plusieurs centaines, avec un degré d'approfondissement et une longueur de temps enquêtée en toute logique inversement proportionnels à ce nombre. Malgré leurs limites et leur nombre finalement réduit (Schneider et Woodcock, 2008), elles concluent à l'absence de lien entre dynamisme démographique et rythme de l'extension périurbaine et de l'imperméabilisation du sol, alors même que cette extension se fait en règle générale sur des terres cultivées ayant une réelle fonction productive. L'étude des agglomérations européennes en situation de régression démographique montre que l'étalement urbain n'est pas un « produit dérivé » de la croissance urbaine (Siedentop et Fina, 2010) et que l'accroissement

de l'espace de vie par tête fait plus que compenser la diminution de la population en termes d'effet sur la consommation foncière (Haase *et al.*, 2010 ; Kabisch et Haase, 2011).

Dans le contexte européen de stagnation démographique, le schéma majoritaire est celui de la forte progression de l'aire bâtie depuis les années 1950 (avec un rythme ralenti depuis les années 1990), du dynamisme démographique des couronnes périphériques et d'une décroissance des densités moyennes obtenues en intégrant dans l'assiette du calcul les zones d'urbanisation discontinue (Kasanko *et al.*, 2006; Krunić *et al.*, 2014). L'extension des surfaces urbanisées se fait très majoritairement au détriment de l'agriculture plutôt qu'à celui des espaces non cultivés ayant une valeur récréationnelle. On retrouve ce même modèle d'urbanisation dans les villes canadiennes qui connaissent depuis les années 1950 un étalement résidentiel de faible densité et en « saute-mouton » (*leapfrog*) conjugué au développement généralisé des parcs d'activités commerciales et des entrepôts (Maoh *et al.*, 2010).

En Europe aussi, certaines villes centres ont vu leur population et leur densité décliner. Cependant, le schéma le plus général semble être celui du renforcement de la densité des surfaces construites à périmètre urbanisé constant y compris dans le périurbain[49] (Guerois et Pumain, 2008). Il y a donc un double phénomène d'expansion/densification, que des études trop focalisées sur l'étalement tendent à oblitérer (Broitman et Koomen, 2015) et qui pousse certains auteurs à parler de réurbanisation (Haase *et al.*, 2010 ; Kabisch et Haase, 2011). La densification est la plus importante dans les aires urbaines les plus vastes, étendues sur 60 kilomètres ou plus (Guerois et Pumain, 2008).

Cette double dynamique a longtemps différencié les villes européennes des villes américaines (Muller, 2004), mais elle a été également récemment documentée en ce qui concerne ces dernières (Delmelle *et al.*, 2014). Contrairement à la dynamique d'étalement, elle laisse émerger des spécificités nationales : elle est ainsi plus forte dans certains pays (Pays-Bas, France) que dans d'autres (Allemagne, Italie) (Guerois et Pumain, 2008).

La convergence des trajectoires urbaines peut donc être admise dans les grandes lignes mais avec prudence : la trajectoire normée composée de l'enchaînement linéaire des phases urbanisation-suburbanisation-désurbanisation-réurbanisation est une grille de lecture rigide dans laquelle il est difficile de placer rigoureusement les agglomérations européennes du 21ème siècle, celles-ci présentant un *mix* finalement propre à chacune de dynamiques relevant de plusieurs phases (Kabisch et Haase, 2011). Les facteurs de fond semblent bien être les mêmes mais leur action est modulée en fonction des territoires sur lesquels ils s'exercent et des (ré)orientations localisées que l'action publique est à même d'initier (*cf.* partie 3). Cette convergence n'est pas un phénomène mécanique aveugle, ce qui en fait d'ailleurs toute la force. Elle résulte aussi des stratégies résidentielles des ménages, que les analyses tentent d'intégrer.

Les « nouvelles » logiques de distribution des populations : l'attrait des espaces ouverts

Les analyses qualitatives, fondées sur des entretiens semi-directifs avec les ménages, ont montré que l'installation dans le périurbain est bien davantage qu'un choix par défaut, motivé par la recherche de foncier accessible financièrement. Les déterminants classiques de la dynamique de desserrement (famille agrandie, désir d'accession à la propriété en maison individuelle) se combinent étroitement avec la mise en exergue des ressources propres au territoire périurbain : proximité d'un emploi, de la famille et, systématiquement, des aménités associées à la campagne (verdure, calme, tranquillité…). L'éloignement de l'agglomération est donc aussi rapprochement, et la diversité des motifs à l'origine du choix de localisation souligne la diversification fonctionnelle du périurbain. La structure du marché immobilier, évidemment contraignante, influence le degré d'excentrement et exerce une détermination à l'échelle locale (choix de telle commune, voire de tel lotissement). Il reste que, au-delà des critères (prioritaires) liés au logement même, les ménages recherchent un cadre de vie tout simplement incompatible avec le bâti aggloméré (Thébert *et al.*, 2016).

La modélisation des dynamiques de distribution des populations procède de la même conclusion : l'étalement urbain ne consiste pas uniquement en un déversement lié à des facteurs répulsifs comme l'incapacité des centres-villes à répondre quantitativement à la demande, mais procède bien d'une attraction liée aux facteurs locaux et aux densités moindres. La qualité de vie dégradée des centres-villes est certes considérée comme ayant un rôle significatif dans l'étalement (coût du logement, hausse de la criminalité … (Cullen et Levitt, 1999) mais l'incapacité des espaces centraux à répondre à la demande de logement a une influence marginale (Tsai, 2015). En revanche les défaillances de l'offre d'habitat en banlieue française (logements un peu plus grands mais perte ou forte modération des avantages liés à la grande densité) a parfois été mise en cause dans la faible capacité de ces espaces à s'imposer dans la redistribution des populations, en opposition à ce que proposent les villes anglaises, allemandes et suisses (Kaufmann et Jemelin, 2003). Pourtant, la dynamique de densification que connaissent les agglomérations européennes (évoquée plus haut) est particulièrement forte dans la couronne péricentrale, en bordure extérieure de l'agglomération mais encore à distance des franges périurbaines, même si c'est dans ces zones que les dynamiques de changement sont considérées à tort comme étant les plus marquées (Guerois et Pumain, 2008). Il est possible que cette densification des surfaces bâties ne résulte pas d'un afflux résidentiel mais plutôt du desserrement des activités, ou bien peut-être faut-il considérer que la bordure extérieure de l'agglomération (en opposition à la banlieue plus proche de la centralité historique) est rendue attractive par la proximité des aménités naturelles de l'espace périurbain qui la jouxte. En effet, les travaux de modélisation reconnaissent le rôle structurant des aménités naturelles dans les mouvements migratoires, abondamment théorisé dans la littérature, tout en considérant toujours la distance aux centres urbains comme un

[49] C'est-à-dire en ne considérant que les tâches urbaines existant déjà en début de période considérée, y compris celles situées au milieu d'espaces ouverts, dans les zones d'urbanisation discontinue.

déterminant majeur. Reste que la prise en compte des caractéristiques locales endogènes est une rupture désormais consommée.

Les aménités paysagères (d'ordre esthétique par exemple) sont ainsi reconnues comme facteurs explicatifs de premier ordre dans le renouveau démographique de l'espace rural (Donadieu, 1998 ; Goffette-Nagot et Schmitt, 1999), en lien avec l'avènement d'une ère de production et de développement économique post industrielle et « informationnelle » qui renouvelle les contraintes de localisation (Rasker *et al*., 2009). La croissance du rural est ainsi devenue presque totalement indépendante de la productivité agricole des sols. En revanche, elle est fonction de la situation de la zone considérée dans le réseau urbain, et sera d'autant plus importante que la commune rurale est située à proximité d'une ville, et que la taille de cette ville est importante (Hilal *et al.*, 1995). Les ressorts de l'attractivité des métropoles sont schématiquement répartis en deux catégories : les opportunités économiques (les besoins en emplois) et les préférences individuelles (la qualité de vie) ; la seconde catégorie prend de l'importance par rapport à la première (Carruthers et Mulligan, 2008). Les modèles actuels de localisation doivent intégrer ces nouvelles aménités territoriales qui rendent attractives des zones géographiques auparavant délaissées. Les populations qui rejoignent ces zones *(amenity destinations*) sont fortement dépendantes de l'extérieur pour l'accès aux ressources du quotidien qui ne sont pas produites localement (Rasker *et al.*, 2009), mais l'ère de l'information est aussi celle du transport à grande vitesse. Cette position, valable pour l'espace rural tel que défini dans le contexte américain, est à nuancer pour le périurbain français, au vu des analyses qui montrent la part du local dans la réalisation des activités quotidiennes.

« Nouvelles » logiques de distribution des populations : un bouquet d'aménités en interaction

Bien étayée en théorie, l'attractivité des aménités naturelles enregistre cependant sur le terrain des variations spatiales mais aussi temporelles importantes (Chi et Marcouiller, 2012; 2013). Elle est fonction de nombreux autres critères : autres facteurs d'attraction de la zone et autour de la zone, période temporelle, populations considérées (systèmes de valeur et caractéristiques socio-économiques). Les zones urbaines restent ainsi attractives auprès des populations qui valorisent les opportunités d'emplois, l'accès aux services de santé et d'éducation et aux réseaux de transport public. Leur attractivité est plus forte en période de mauvaise conjoncture économique, tandis que celle des aménités naturelles se renforce en période de croissance. Les zones suburbaines et rurales sous influence urbaine sont d'autant plus attractives qu'elles combinent plusieurs types d'aménités naturelles (par exemple présence d'eau, golfs, points de vue) à même de compenser des salaires en moyenne plus bas que dans les zones urbaines. Les zones *rural-exurban* (bordure externe de la couronne périurbaine avec une proportion moindre de *commuters*) ont une attractivité fonction des potentialités foncières de développement, souvent limitées par la présence de zones (forestières par exemple) domaniales et non constructibles. De façon générale, la valeur des aménités naturelles varie beaucoup en fonction de leur accessibilité. Dans les zones rurales, le développement des capacités autoroutières (Voss et Chi, 2006) et des aéroports (Rasker *et al*., 2009) génère une croissance démographique, tandis que plus le réseau d'autoroutes urbaines est développé, plus la zone métropolitaine est étale (Tsai, 2015). Enfin, la valorisation préférentielle des aménités naturelles relativement aux autres facteurs d'attraction (*trade-off*) est fonction des caractéristiques individuelles : à caractéristiques socio-économiques semblables, les individus tendent à privilégier une même catégorie d'espace, aspiration commune désignée sous le terme de *sens of place* (Amsden *et al*., 2011), ce qui peut aussi être interprété comme une quête d'espace socialement homogène et d'entre-soi induisant un processus cumulatif de regroupement. Les caractéristiques démographiques orientent également les préférences de localisation. La valorisation des aménités naturelles augmente avec l'âge (Clark et Hunter, 1992). La préférence des familles avec jeunes enfants pour les zones suburbaines est confirmée dans de nombreux articles. Globalement, les analyses reprennent à leur compte la position de Tiébout selon laquelle les migrants s'orientent vers le « bouquet » d'aménités offrant le compromis le plus adapté à leurs besoins et leurs moyens (Tiebout, 1956). Cette vision libérale doit être discutée car elle minore le choix profondément sous contrainte de certains ménages et l'impact des logiques macroéconomiques qui structurent le coût du foncier et du logement. Mais il reste que même lorsque le marché immobilier se "détend" dans les zones centrales, le retour au centre autrefois attendu par certaines analyses (notamment avec l'avancée en âge) ne se produit pas dans le contexte européen actuel. Les périurbains de 1re ou 2e génération vieillissent dans le périurbain (Membrado et Rouyer, 2013).

Les « nouvelles » logiques de distribution des populations : vieillissement et déclin démographique

Les évolutions démographiques actuellement dominantes dans de nombreux pays européens sont de deux ordres : déclin démographique et vieillissement de la population. Les effets directs du vieillissement de la population sur les changements d'usage des sols sont encore quasi invisibles ; en revanche, le vieillissement exerce un effet indirect important au travers des variables taille des ménages (en décroissance) et nombre de m² par personne (en augmentation). Ces évolutions, parfois reliées sous le concept de « seconde transition démographique », nourrissent à la fois la réurbanisation (impulsée par des ménages jeunes de petite taille, (Kabisch et Haase, 2011) et l'étalement urbain, indépendamment d'une croissance démographique qui peut être atone, voire négative.

Ainsi, en Allemagne comme dans les pays qui comptent des villes confrontées au phénomène de déclin (elles abriteraient 25% des Européens en 2005 (Gatzweiler *et al*., 2006), la moindre pression démographique n'a pas ralenti la périurbanisation et le rythme des constructions en périphérie, en réponse à une demande portée par la diminution de la taille des ménages (Kroll et Haase, 2010). A ce facteur majeur de déconcentration s'ajoutent celui de la compétition fiscale entre collectivités locales, celui de la préférence des investisseurs pour le développement de projets sur des espaces verts plutôt que de renouvellement urbain sur friches et celui de l'aspiration des ménages à un cadre résidentiel faiblement dense (Siedentop et Fina, 2010). Au contraire, le déclin démographique pourrait même induire son propre modèle d'étalement (*shrinkage sprawl*,

(Siedentop et Fina, 2010), caractérisé par une discontinuité croissante non seulement dans les extensions récentes mais aussi dans le tissu anciennement urbanisé (perforations). Les analystes n'excluent pas l'entrée dans une phase d'urbanisation caractérisée par le déclin simultané de la population urbaine et des surfaces urbanisées. En attendant, le phénomène de contraction urbaine (*shrinkage*) n'a pas d'impact encore clairement théorisable et généralisable sur l'occupation des sols. La chute des densités centrales observée dans certaines villes européennes ne se signale pas (encore) partout par des changements manifestes dans les modes d'occupation du sol (Krunić *et al*., 2014), même si la fragmentation du tissu résidentiel (perforation) est désormais visible dans le cas des villes allemandes. Et les deux phénomènes (périurbanisation-déclin) se renforcent l'un l'autre, leurs effets entrant en résonnance : la périurbanisation accélérée des villes est-allemandes dans le contexte post-économie planifiée est un facteur contributif important du phénomène de décroissance urbaine (Couch *et al*., 2005), qui tant qu'il se traduit par la création de friches grève l'attractivité des centres-villes. Or la probabilité de régénération d'une friche est fonction de la densité de la zone dans laquelle elle se situe et de la demande des habitants du quartier (Frantal *et al*., 2015).

En conclusion : même sujette à variation en fonction des contextes territoriaux et individuels, la valorisation des espaces naturels évoquée plus haut contredit la vision de l'urbanisation discontinue comme une phase temporaire, en attente de remplissage des vides interstitiels (Peiser, 1989), vision par ailleurs démentie par les tendances récentes de développement urbain observées en Europe comme aux Etats-Unis. Rien ne garantit que la croissance (désormais conditionnelle) de la population urbaine nourrisse le remplissage des vides dans des zones d'urbanisation parcellaire et l'avènement d'une forme urbaine plus compacte et dense. De plus, la constitution d'un ensemble urbanisé continu pourrait rentrer en conflit avec les objectifs politiques dictés par des considérations écologiques de la préservation des espaces ouverts ou de la surveillance des indicateurs de qualité de l'air (Siedentop et Fina, 2010).

2.1.2. La dimension qualitative de l'expansion urbaine : attrait pour la nature et aspirations des ménages

En dehors de ces facteurs socio-économiques, il convient de saisir plus en détail les ressorts non économiques d'une installation périurbaine ou rurale, du moins pour les ménages. De fait, le désir d'acquérir une maison individuelle avec jardin est souvent moteur dans le choix (Bonard *et al*., 2009 ; Goyon et Ortar, 2009 ; Rougé, 2009), surtout pour les ménages de classes dites moyennes (Damon, 2011) qui n'ont pas les moyens d'acquérir le même type de biens dans des espaces plus denses. L'installation résidentielle de ménages dans des espaces perçus comme naturels ou non artificialisés s'inscrit aussi dans le cadre d'aspirations d'une vie plus « naturelle » ou « à la campagne », d'une proximité avec la nature, voire d'un éloignement avec la ville ou du moins certaines de ces caractéristiques (Fortin et Després, 2009 ; Pinson *et al*., 2006 ; Sencebé, 2007). De fait, la Nature participe d'une forme d'aménité qu'on peut qualifier de rurale et participant à la volonté des ménages de vivre dans des espaces peu denses, peu ou pas artificialisés (Argent *et al*., 2007; Argent *et al*., 2011). Ces derniers permettraient une meilleure qualité de vie (Brunner, 2012) pour des ménages plus compatibles avec un « état d'esprit campagnard » (Bouzarovski *et al*., 2010), seraient même sources de bien-être et de santé (Barton, 2009).

Cependant, selon les ménages considérés, l'attachement à la préservation d'aires naturelles dépend autant d'attitudes environnementales assumées que d'identités locales et d'un attachement spécifique aux lieux considérés (Bonaiuto *et al.*, 2002). Au-delà de variables socioéconomiques de base, on peut distinguer les ménages autochtones, c'est-à-dire originaires d'espaces peu artificialisés ayant souvent des racines agricoles, des ménages provenant du desserrement résidentiel, plus urbains. Certes, ces deux catégories de ménages peuvent être interdépendantes mais n'ont ni forcément le même capital d'autochtonie (Renahy, 2010), ni les mêmes préoccupations en termes de préservation des sols comme ont pu le révéler certaines études (Bonaiuto *et al.* 2002). Ainsi, même si la volonté de préserver des sols naturels est commune, elle ne se décline pas forcément de la même façon et est source susceptible de conflits d'usages (*cf.* partie suivante). Néanmoins, ces ménages tendent à se mélanger de plus en plus au sein des espaces ruraux ou peu artificialisés. Si la population agricole y décroit, marquant un changement des pratiques agricoles et donc des paysages, ces zones connaissent, du moins en Amérique du Nord, une croissance démographique (Paquette et Domon, 2003). Si cette dernière est le résultat de migrations issues de l'urbain, plusieurs travaux constatent l'insertion de ces migrants dans des pratiques spécifiques aux espaces ruraux, insistant par là même sur la dimension qualitative de l'installation rurale et de leurs intérêts pour la préservation de paysages naturels (Paquette et Domon, 2003) comme nous l'avons pointé précédemment. Cet intérêt pour la Nature, dont les sols dits « non artificialisés », est le plus souvent analysé ou vu au travers de la pratique d'activités récréatives, par exemple l'équitation (Elgåker *et al*., 2010; Vial *et al*., 2015), sur lesquelles ont investi des territoires en quête de revitalisation pour attirer des catégories spécifiques de population, *a priori* plus aisées ou de qualification supérieure (Sieber, 1991). Si cette perception est largement à nuancer (Palibrk et Rhein, 2014), les classes les plus aisées ne vivant pas nécessairement dans les environnements les plus végétalisés, d'autres attraits de la Nature peuvent être valorisés en opposition ou rejet directs des espaces urbains plus denses. Fuir la ville et ses dangers, notamment la criminalité (Raleigh et Galster, 2015), en est un exemple.

Cette évolution de la ruralité, et plus largement de la prise en compte des sols non artificialisés (à savoir les sols naturels ou agricoles), se matérialise par une adaptation des activités économiques y ayant lieu, agricoles (Grabbatin *et al*., 2011) ou non (Cimon-Morin *et al.*, 2016), vers une « campagne partagée » (Pedroli *et al.*, 2016) ou une sauvegarde des écosystèmes. On peut même aller plus loin en soulignant les possibilités de « désartificialisation » des territoires afin de réintroduire de la Nature en ville (Lewis, 1979). La désartificialisation semble particulièrement d'actualité pour les villes, notamment en décroissance

ou « skrinking cities », qui connaissent une vacance croissante des espaces (Burkholder, 2012 ; Elliott et Frickel, 2011; Foo *et al.*, 2014 ; Scheromm *et al.*, 2014).

Parmi les facteurs d'expansion urbaine qui participent de l'artificialisation des sols, l'attrait même pour la Nature et les espaces peu ou pas artificialisés constitue de manière plus ou moins paradoxale un de ses leviers centraux. Toutefois nous allons voir que l'artificialisation des sols qui découle mécaniquement et paradoxalement de cette volonté de Nature n'est pas sans générer crises, risques et conflits eux-aussi en lien direct avec la Nature et son appropriation.

2.2. Risques et conflits autour de l'artificialisation des sols ou un revers variable de la médaille

Si les aspirations des ménages sont favorables à la préservation des espaces non artificiels ou naturels par une vision que certains qualifieraient de fantasmée de la Nature (Sencebé, 2007) l'expansion urbaine est moteur d'artificialisation et source de conflits en lien direct avec la disparition d'espaces naturels ou/et agricoles. Outre l'impact direct sur ces espaces, nous verrons que cette artificialisation porte en germe plusieurs risques économiques et sociaux. L'appréhension et la gestion de ces risques (naturels, économiques ou sociaux) est à même de déboucher sur de nombreux conflits d'usages, entre habitants au sens large (c'est-à-dire autant les ménages y résidant ou y travaillant que les industries et autres acteurs économiques y étant localisés) autour de la gestion de l'usage des sols et, *in fine*, de leur possible artificialisation.

2.2.1. De l'exposition à des risques naturels à une première forme de patrimonialisation conflictuelle de la Nature

Comme nous l'avons vu dans la partie précédente, les aspirations à la préservation d'espaces naturels n'ont pas forcément les mêmes ressorts selon de qui elles émanent. De fait, tous s'entendent sur une nécessité de préservation de la Nature comme un patrimoine à sauvegarder. Cette volonté patrimoniale est à la fois révélatrice de conflits d'usages autant qu'elle peut en être la source directe (puisque tout le monde n'a pas la même acception de ce qui est à sauvegarder). De nombreux travaux sur l'artificialisation des sols et sur l'étalement urbain en soulignent les conséquences négatives, pour ne pas dire néfastes, en termes de fragmentation des paysages ruraux ou sauvages (Jenerette et Potere, 2010 ; Riebsame *et al.*, 1996; Robinson *et al.*, 2005 ; Salvati *et al.*, 2014) de disparition de la vie sauvage ou de la biodiversité (Bauer et Swallow, 2013 ; Jordan *et al.*, 2012 ; Parcerisas *et al.*, 2012) dans de nombreux contextes géographiques différents en Amérique du Nord, en Europe ou encore en Australie. L'artificialisation croissante des sols est d'autant plus problématique que certaines de ces manifestations peuvent avoir des conséquences dramatiques sur les habitants dans le cadre de catastrophes naturelles (Boukalova *et al.* 2006). Ainsi l'imperméabilisation des sols *(cf.* chapitre Hydrologie) accroit le risque de crues ou d'inondations (Durand, 2015 ; Wheater, 2006). Dans les zones les plus concernées par l'étalement urbain et où la pression à l'abandon des pratiques agricoles est la plus forte (Rowe *et al.*, 2001), l'arrêt de ces dernières conduit à la mise en friche d'anciens terrains agraires ainsi qu'à la disparition de l'entretien de zones plus sauvages comme des forêts, des vallons ou des marais. Cette absence d'entretien serait autant dommageable dans certains endroits comme dans les Pyrénées Espagnoles (Garciaruiz et Lasantamartinez, 1993) ou en Grèce (Salvati *et al.*, 2015) en favorisant la propagation de feux de forêt (Degrémont et Bouisset, 2013), par exemple .

Si les conquérants résidentiels des terres les moins artificialisées ont un attrait variable pour la Nature et donc sa préservation en tant que synonyme d'une qualité de vie (Brunner, 2012), il est rarement nul et intègre le plus souvent un intérêt marqué pour la préservation du paysage (Paquette et Domon, 2003). Plus généralement, les ménages tendent à se préoccuper de la sauvegarde des écosystèmes et de la biodiversité (Bhat et Stamatiades, 2003). S'ils considèrent la Nature, ou tout au moins certaines de ses caractéristiques, comme un patrimoine à sauvegarder, les représentations qu'ils en ont tendent à limiter les sols non artificialisés à certaines acceptions ou visions de la Nature (Vanier, 2003). De « la nature nourricière » à « un espace de référence pour manger bio », ces visions ne sont pas forcément compatibles ou conciliables avec celles produites par d'autres acteurs, agriculteurs, industriels, ou pouvoirs publics. Cette mise en tension est d'autant plus problématique que les ménages ou le public sont rarement associés à la sauvegarde des terres non artificialisées ou à leurs définition et gestion (Gordon *et al.*, 2009) et représentent en cela le groupe d'intérêt le plus faible ou inaudible (Bhat et Stamatiades, 2003). Avant de rentrer plus en détails dans la compréhension de différents conflits d'usages des terres non artificialisées, il convient d'examiner les facteurs de conflits économiques et sociaux en lien avec l'artificialisation des sols.

2.2.2. Les populations face aux risques sociospatiaux de l'artificialisation des sols : de la diversification sociale à la ségrégation

Poussé par un désir d'installation résidentielle (acquisition d'une maison individuelle) dans un cadre dit naturel (*cf.* ante), l'étalement urbain interroge quant à la (re)composition sociale des tissus moins denses et leurs impacts plus spécifiques en termes d'artificialisation des sols.

Si la proximité avec des aménités naturelles jouent un rôle dans la justification du choix résidentiel de ménages périurbains ou ruraux, ces derniers prennent rarement en compte les conséquences en termes de transports , voire plus généralement en

termes de consommation énergétique, du choix d'une telle localisation (Ortar, 2016). Pour les plus modestes, ce choix peut même avoir des conséquences dommageables sur leur paupérisation, leur captivité ou isolement dans ces territoires où commerces et services sont moins accessibles (Motte-Baumvol et Belton-Chevallier, 2016 ; Nicolas *et al.*, 2012 ; Rougé, 2009). De fait, choisir de vivre dans des espaces peu denses et peu artificialisés s'accompagnent généralement d'une forte dépendance automobile. Dans une vision misérabiliste ou désenchantée du périurbain, on peut aussi évoquer une tension entre velléités d'ascension sociale et risque accru de déclassement social pour les catégories de populations, plus modestes, concernées au premier plan par la désindustrialisation, la précarité ou le chômage (Cusin, 2012 ; Debroux, 2011 ; Goyon et Ortar, 2009; Lambert, 2012).

D'autres catégories de population, plus aisées, ont également des aspirations similaires. Des classes dites moyennes (Jaillet, 2004) aux catégories plus supérieures, un renouvellement ou une recomposition sociale des espaces peu denses aurait lieu, au détriment des populations autochtones, plus agricoles. Au-delà d'une recomposition, on peut surtout parler d'une diversification sociale des ménages résultant de leurs cycles de vie (la divortialité et le vieillissement tendent à multiplier les petits ménages (Motte-Baumvol et Belton-Chevallier, 2011), de leurs stratégies résidentielles et de leurs ancrages de plus en plus durables dans des territoires alors plus matures (Berger *et al.*, 2014 ; Cailly et Dodier, 2007; Motte et Morel-Brochet, 2010), etc. Si la diversification sociale est à l'œuvre et ne se limite plus au portrait type d'un ménage biactif avec enfant(s), elle ne s'accompagne pas forcément d'une plus grande mixité au sein de ces territoires. De fait, l'image d'un club périurbain (Charmes, 2009) reste majoritaire, participant à la « mauvaise presse » subie par ces espaces (Billard et Brennetot, 2009). Cet entre soi sociospatial se matérialise par des espaces dédiés à des catégories de population, les plus aisées vivant au plus près des aménités et parfois même dans des zones pavillonnaires fermées qui leur sont exclusivement réservées, des *gated-communities* (Le Goix, 2001). En présentant les choses de cette façon, la périurbanisation ou étalement urbain serait un vecteur important de ségrégation urbaine, du moins en France (Charlot *et al.*, 2009) ou aux Etats Unis (Nelson *et al.*, 2004). Or, pour plusieurs auteurs, la croissance démographique rend impossible les politiques de confinement ou contention urbaines (Tilt et Cerveny, 2013).

Le processus ségrégatif décrit plus haut peut prendre des formes et ampleurs diverses selon les territoires observés. De manière concomitante, d'abord contradictoire puis complémentaire, émerge la problématique de la gentrification. Pour reprendre les travaux d'A. Collet, le terme de gentrification désigne avant tout la transformation socio-spatiale de quartiers ou zones populaires du fait de l'installation et arrivée de classes moyennes (Collet, 2010 ; Fijalkow et Préteceille, 2006). Principalement étudiée dans sa dimension urbaine car concernant les quartiers centraux pauvres américains (Smith et Williams, 2013) et européens (Boterman *et al.*, 2010 ; Çanakcio□lu, 2013 ; Casellas *et al.*, 2012 ; Van Criekingen, 2010; Van Criekingen et Fleury, 2006), la gentrification est source de mixité sociale mais peut aussi, à termes, par l'augmentation des prix du foncier, produire de la ségrégation par éviction des classes les plus populaires de leurs quartiers (Clerval, 2016). De fait, les politiques publiques tendent, au nom de la mixité, à nier le processus ségrégatif que produit la gentrification (Giroud, 2015). La reconfiguration des espaces peu denses, surtout en France mais pas uniquement, perdant leur population agricole au profit de classes moyennes plus industrielles ou tertiaires, correspond bien à ce processus de gentrification. S'appliquant aussi au rural (Phillips, 1993; Phillips, 2005) et devenant généralisée (Smith, 2003), la gentrification et la revitalisation comme sa forme de politique assumée (même si la seconde ne se limite pas à la première) reposent souvent sur la promotion des aménités naturelles vues précédemment (Figure 5).

De fait, les espaces étudiés gagnent en diversité sociale. Les conséquences sociales de cette diversification sont finalement très variables d'un territoire à l'autre, n'y sont pas forcément stabilisés. Néanmoins, ces changements de structures de la population des terres peu artificialisés posent *in fine* la question de la confrontation, des conflits entre les catégories populaires autochtones et les nouvelles catégories plus moyennes de ménages, symboles de l'urbanisation dispersée et donc en filigrane de l'artificialisation des sols.

2.2.3. Confrontations habitantes et conflits autour de l'usage des sols

Les conflits autour de l'usage des sols sont de plusieurs ordres. A partir du cas d'une aire périurbaine suisse, von der Dunk *et al.* (von der Dunk *et al.*, 2011) mettent en exergue différents conflits ou sources de conflits :

- Pollution sonore (d'une infrastructure de transport par exemple) ;
- Désagrément visuel (d'une construction hypermoderne dans un quartier ancien par exemple) ;
- Risque sanitaire (lié à l'installation d'un relais téléphonique par exemple) ;
- Conservation et protection de la nature ;
- Conservation et protection du patrimoine historique ;
- Changement de composition sociale du voisinage.

Pointés par les auteurs comme interdépendants, ces conflits sont inhérents à l'artificialisation des sols et à ces leviers sociodémographiques ou économique tels que vus précédemment et ailleurs. Ils peuvent autant opposer les habitants – résidents issus de l'étalement urbain entre eux qu'avec d'autres catégories de population, dites plus autochtones, souvent issues du monde agricole, ou des activités économiques (liées à l'agriculture ou non).



La zone (à gauche) dans son contexte (à droite) à proximité du centre d'Angers



Avrillé au nord d'Angers, en 1950 et aujourd'hui. Artificialisation par quartier riche résidentiel.

Figure 5. Des images de l'entre soi très aisé : extension de zone aisée en banlieue d'Angers, à proximité dun château et d'un golf (images © Geoportail)

Pour ce qui est des conflits entre urbains ou exurbains et agriculteurs, ces derniers sont nombreux et plus ou moins variables selon les forces et nuisances générées par chacune des parties en présence. En l'occurrence, certaines industries agro-alimentaires ou grands exploitants agricoles disposent d'une force économique et d'un pouvoir de représentation qui les amènent à (tenter d') influencer les politiques pour favoriser leurs développement et extension comme dans le cas des fermes volaillères à Melbourne (Henderson 2005; Henderson 2003). Ces dernières tendent à s'éloigner de plus en plus des franges urbaines vers du rural de plus en plus profond (et donc moins accessible) pour éviter une partie de ces conflits. Néanmoins leur impact environnemental qui est le principal facteur de conflits avec les politiques (au-delà des nuisances pointées par les résidents) est aussi un enjeu et interroge quant aux impacts sur les sols générés par l'agriculture elle-même. De fait, dans le cadre de l'ESCO, les terres agricoles sont considérées comme concurrentes des terres artificialisées et menacées par ces dernières. Or, si l'agriculture peut avoir un rôle dans l'entretien des terres naturelles, elle participe aussi de leur destruction ou émiettement (Blancard et Martin, 2016) : détournement de rivières, barrages, aplanissement de terres arables, usages d'engrais et de pesticides, brulis, etc. sont autant de pratiques agricoles et agraires qui sont reconnues comme néfastes pour les humains et pour les terres naturelles, les écosystèmes ou la biodiversité.

A l'inverse, la diffusion de l'occupation résidentielle d'anciennes terres agricoles pose problème (*cf.* ante.) dans la mesure où les ménages sont prompts à vivre près de la Nature (même s'ils en ont une image fantasmée) mais moins à subir les conséquences négatives de cette proximité ou les différentes appréhensions qu'en ont leurs voisins. C'est notamment le cas des conflits autour des activités de loisirs équines (Elgåker *et al.*, 2010). Les conflits autour de la chasse, de l'entretien des jardins, etc. en sont d'autres exemples. Ces comportements sont typiques du NIMBY (pour Not In My BackYard), où les individus ne veulent pas subir les externalités négatives de leur voisinage ou de grands projets d'infrastructure (lignes à haute tension, infrastructures de transport, etc.) tout en en bénéficiant (Deng, 2003). Ce comportement s'accroit d'autant plus avec l'attachement à un lieu (Devine-Wright, 2013) et la prise de conscience environnementale globale (Flämig et Hesse, 2011). Aujourd'hui de nombreux mouvements tendent à montrer un changement de perspective et à élargir la prise de conscience environnementale à des enjeux plus importants que la sauvegarde de son « arrière-cour » (Renau et Lozano, 2016) ; (Guibert, 2013) ; (Boudet, 2011) comme le souligne le nouvel acronyme NIABY (pour Not in Anyone BackYard).

Pour conclure, de nombreux conflits autour de l'usage des sols et de l'artificialisation prennent leur source dans l'étalement urbain, ses leviers sociaux et économiques mais aussi sur l'acception même de la Nature et de sa proximité qu'ont les ménages

qui font le choix (plus ou moins contraint) de vivre dans des territoires peu denses et plus naturels. Ces derniers valorisent des aménités naturelles qu'ils s'emploient indirectement et involontairement à artificialiser. Outre l'implication des ménages et des activités économiques dans ce processus, il convient d'examiner plus en détail le rôle, les impacts des politiques publiques ainsi que les planches de salut (ou enclumes) qu'elles mettent en œuvre.

2.3. Des arbitrages politiques : quelle politique de « contention » de l'urbanisation ?

Les recherches s'accordent toutes sur les impacts négatifs de l'étalement urbain, parmi lesquels : la perte d'économies d'échelle qui réduit l'offre de services dans les périphéries et fragilise les bases économiques des villes-centres, la sur-consommation d'énergie et les dommages causés aux écosystèmes. Le diagnostic posé, les politiques publiques qu'il appelle en réaction sont plus difficiles à définir et évaluer. Leur capacité à influer les trajectoires urbaines est tantôt actée, tantôt discutée ; et quand elles agissent, leurs effets sont aussi peu univoques que le sont des objectifs politiques contradictoires dictés par des considérations sectorielles et des modèles d'aménagement en évolution.

Les articles permettent de conclure que des politiques « faibles » ou modérées (peu volontaristes et composées principalement de mesures incitatives) n'ont aucun effet sur des indicateurs de résultats tels que la chute des densités et l'extension de la tache urbaine. Mais le lien entre la maîtrise de l'étalement urbain et les politiques volontaristes n'est pas clairement démontré, certains exemples de réussite restant de l'ordre du constat (Munich ou Bilbao, (Kasanko *et al.*, 2006) ou du « mystère » (Delmelle *et al.*, 2014). D'autre part les indicateurs susmentionnés sont mis en cause par certains auteurs qui estiment qu'il faut en diversifier le panel (préservation de l'activité agricole, des surfaces boisées, modalités de la continuité du bâti, exigences en matière d'infra et d'équipements…) car l'étalement urbain est un processus complexe et les résultats obtenus dans un domaine peuvent s'accompagner de résultats dégradés dans un autre (Cutsinger *et al.*, 2005). Les index d'étalement/compacité sont très variés, et doivent être choisis en fonction du champ dans lequel se situe le besoin d'évaluation (Tsai, 2015).

2.3.1. Entre préservation de l'agriculture et fourniture de logement

L'extension urbaine se produit majoritairement sur des terres cultivées. Dans plusieurs régions européennes, on constate un recul des terres agricoles, conséquence de l'expansion des zones urbaine et –dans les aires géographiques de dépopulation- forestière (Smiraglia *et al.*, 2015). Ce recul a des conséquences sur la stabilité des sols et la biodiversité. Mais les menaces qui pèsent sur l'environnement sont également liées aux reconfigurations internes à l'agriculture. Dans ce contexte, la protection de l'agriculture dans les périphéries des agglomérations repose sur une politique volontariste de diversification que les collectivités locales devront porter à mesure que l'échelon national désinvestit la question (Ferguson et Khan, 1992).

Cet objectif peut rentrer en compétition politique avec la volonté de fournir des logements aux classes moyennes, à coût abordable et à proximité d'agglomérations en croissance. La simulation de différentes options d'arbitrages entre ces deux objectifs politiques conduit certains auteurs à promouvoir un conservatisme agricole limité aux meilleures terres. Un zonage trop strict est de nature à encourager l'étalement urbain en élevant le coût du logement. Une politique de conservation pertinente doit également veiller à soutenir les petites structures et les méthodes de culture durables (*ibid.*). Elle doit aussi prendre en compte les opportunités que crée pour l'agriculture -son maintien et son renouvellement- l'afflux de nouvelles populations qui affectionnent le *hobby farming* (Donadieu, 1998) et constituent non seulement un vivier de consommateurs mais aussi de producteurs à temps partiel (Paquette et Domon, 2001).

2.3.2. Entre ville compacte et décentralisation concentrée

L'analyse comparée de l'évolution des villes taïwanaises entre 1966 et 2000 montre que plus une ville est dense en début de période considérée, plus elle renforce sa compacité à travers le temps (Tsai, 2015). Si l'exemple apparait peu transposable, les villes néerlandaises connaissent également une augmentation des densités tout au long du continuum rural-urbain. Néanmoins, le modèle de la ville compacte et monocentrique perd de sa force au profit du modèle polycentrique en tant que principale source d'inspiration pour les recommandations en matière d'aménagement. Le modèle néerlandais combine politiques de préservation des espaces ouverts par le biais de réglementations de zonage, et planification nationale des zones d'expansion urbaine, incarnée dans des schémas relativement détaillés (Broitman et Koomen, 2015).

Le polycentrisme est désormais régulièrement considéré comme une forme de compacité décentralisée qui neutralise les externalités négatives de l'étalement urbain en le structurant autour de noyaux. Ces centralités périphériques sont plus denses mais surtout mixtes. Pour les villes canadiennes, Maoh *et al.* (Maoh *et al.*, 2010) valident l'hypothèse de l'affirmation au cours de la seconde moitié du 20e siècle d'une structure polynucléaire articulée autour de zones mixtes, résidentielle et commerciales : le développement des zones d'affectation résidentielle et commerciale est corrélé (superposition ou *co-clustering*) dans l'espace et le temps (avec un décalage de 3 à 7 ans).

Mais si le polycentrisme est perçu par de nombreuses instances planificatrices comme l'antidote à l'étalement urbain, son impact sur la consommation foncière est discuté. Certains auteurs estiment même que l'émergence de pôles d'emplois en périphérie (*subcenters*), loin d'exercer une influence structurante sur les développements urbains et résidentiels alentours, a

un effet dédensifiant. D'autres analyses soulignent l'influence plus décisive d'autres facteurs et incitent à changer d'échelle dans l'approche des formes urbaines pour définir un modèle durable : les critères les plus influents en matière de consommation foncière par tête sont la typologie des constructions et la structure des activités économiques. La présence d'infrastructures de transport collectif en radiales est également déterminante (Duarte et Fernandez, 2014). Historiquement, le renforcement du réseau ferroviaire agit sur les densités d'activités et résidentielles en augmentant les premières et en diminuant les secondes dans la centralité principale, et en augmentant les secondes en périphérie (Levinson, 2008).

Pour de nombreux analystes, la durabilité de la structure urbaine polycentrique est ainsi conditionnée par la mise en œuvre simultanée de politiques s'adressant aux territoires périphériques et aux territoires centraux historiques : les politiques de *smart growth* sont jugées efficaces dans la lutte contre les dimensions négatives de l'étalement urbain à condition d'être accompagnées d'actions d'intensification dans le noyau central (Behan *et al.*, 2008). Ces politiques opèrent davantage par réduction du taux de vacance que par augmentation des surfaces bâties par unité résidentielle (Kim *et al.*, 2013). Enfin, certaines analyses considèrent la dédensification des zones centrales comme une opportunité d'y améliorer la qualité de vie en multipliant les espaces verts et de redonner une attractivité aux villes en déclin par une action publique locale prenant ses distances vis-à-vis des idéaux de compacité (Schiller, 2010). A rebours des analyses se focalisant sur le coût en fourniture d'infrastructures de l'étalement urbain se développe alors un discours valorisant un modèle de développement urbain « post croissance » impulsé par la nouvelle donne démographique. Notamment demeure posée la question de l'augmentation du coût par tête de la fourniture d'infrastructure qui nécessite l'invention de nouveaux systèmes de fourniture adaptés aux basses densités et au changement démographique, notamment plus décentralisés (Schiller, 2010).

Promouvoir une politique de gestion de l'urbanisation au singulier est donc un amalgame réducteur à la fois de la diversité des degrés de volontarisme et des contenus programmatiques rencontrés sur le terrain (diversité qui impacte directement les effets produits dans le cas des politiques conduites par les Etats américains, cf. Howell-Moroney (Howell-Moroney, 2007), mais aussi réducteur de la pluralité des actions à mener : barrières à l'urbanisation, coordination urbanisme-transport, mesures d'accompagnement au contrôle de la croissance (*auxiliary policies*) relevant d'une politique de l'habitat ou d'une politique d'incitations fiscales plus attentives aux mécanismes du marché et de la demande.

2.3.3. Cohérence intersectorielle, coordination interterritoriale et… marché : quelques prérequis et quelques inconnues

Certains auteurs se refusent à décréter que le regain de densité observé dans certaines villes américaines, que ce soit par remplissage des dents creuses dans le tissu urbanisé ou par développements suburbains plus denses qu'auparavant, puisse être totalement attribué au volontarisme politique davantage qu'aux forces du marché, d'autant que ce regain s'observe aussi dans des cas où la volonté planificatrice fait défaut (Delmelle *et al.*, 2014). A l'échelle régionale, la densification (l'augmentation du nombre de logements) est d'abord un effet de la demande. A un niveau micro-local, des variations importantes de densité sont un challenge pour la recherche et la modélisation du développement urbain (Broitman et Koomen, 2015). L'application à la métropole parisienne de modèles de simulation de la croissance montre que l'étalement urbain est le produit de deux facteurs principaux : la croissance démographique et les politiques locales, tandis que les facteurs globaux tels que le coût de l'énergie .et du transport n'ont qu'une faible influence (Viguie *et al.*, 2014). L'analyse au cas par cas (municipalité par municipalité) permet de repérer l'influence des tentatives publiques de régulation mais en passant par la compréhension des stratégies des acteurs privés : ceux-ci s'accommodent d'ordonnances locales qui ne requièrent pas frontalement certains seuils de densités mais imposent des normes en matière de connectivité viaire, d'où adoption par la promotion immobilière de certains principes du *new urbanism* (doctrine nord-américaine énonçant des principes d'édification visant à fabriquer un tissu urbain moins dépendant de la voiture) pour une production répondant aux attentes du marché (Delmelle *et al.*, 2014). Si l'impact des politiques locales sur les formes de l'urbanisation est observé en Europe comme aux Etats-Unis, il est souvent considéré comme second par rapport au marché et inefficace sans son support (Jaeger *et al.*, 2010) L'analyse statistique à l'échelle d'une ville du devenir des friches urbaines en république Tchèque (Frantal *et al.*, 2015) relativise l'impact de critères tels que la proximité du centre ou des réseaux de transport sur les probabilités de régénération. Une localisation centrale est une condition favorable mais ni nécessaire ni suffisante : la probabilité de régénération est influencée par des facteurs très locaux comme l'action des pouvoirs publics (zonage réglementaire, investissement municipal dans le portage), la composition sociale du quartier … qui motivent et orientent les stratégies de la promotion immobilière.

Pour créer un cadre propice à une mobilisation des acteurs privés conforme aux intérêts définis et défendus par la puissance publique, les analyses valident l'importance de la cohérence interterritoriale des actions conduites aux différents niveaux d'action publique : aux Etats-Unis, les politiques des Etats en matière de régulation de l'expansion urbaine ne génèrent une augmentation des densités qu'à condition d'être relayées sur le terrain par l'action municipale (Kim *et al.*, 2013). Parallèlement, les mesures prises au niveau local isolément et sans coordination sont contreproductives et renforcent l'étalement discontinu (*leapfrog development*). Enfin, la cohérence entre interventions relevant de différents secteurs d'action publique est également et sans surprise un critère de succès : les exemples de réussite en matière d'influence des dynamiques résidentielles présentent une combinaison de mesures visant différents objectifs complémentaires, en plus de la planification de l'expansion urbaine dans le cadre de zones définies : rénovation des quartiers « difficiles » et protection du patrimoine et des quartiers présentant une valeur historique (Broitman et Koomen, 2015).

Références bibliographiques citées

1. Stratégies résidentielles, modes de vie et mobilité des ménages périurbains

Abrams, J.B.; Gosnell, H.; Gill, N.J.; Klepeis, P.J., 2012. Re-creating the Rural, Reconstructing Nature: An International Literature Review of the Environmental Implications of Amenity Migration. *Conservation & Society*, 10 (3): 270-284. http://dx.doi.org/10.4103/0972-4923.101837

Adriaanse, C.C.M., 2007. Measuring residential satisfaction: a residential environmental satisfaction scale (RESS). *Journal of Housing and the Built Environment*, 22 (3): 287. http://dx.doi.org/10.1007/s10901-007-9082-9

Aguilera-Benavente, F.; Botequilha-Leitão, A.; Díaz-Varela, E., 2014. Detecting multi-scale urban growth patterns and processes in the Algarve region (Southern Portugal). *Applied Geography*, 53: 234-245. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.06.019

Aguilera, A., 2005. Growth in commuting distances in French polycentric metropolitan areas: Paris, Lyon and Marseille. *Urban Studies*, 42 (9): 1537-1547. http://dx.doi.org/10.1080/00420980500185389

Anderson, W.P.; Kanaroglou, P.S.; Miller, E.J., 1996. Urban form, energy and the environment: A review of issues, evidence and policy. *Urban Studies*, 33 (1): 7-35. http://dx.doi.org/10.1080/00420989650012095

Aragonés, J.I.; Francescato, G.; Gärling, T., 2002. *Residential environments: Choice, satisfaction, and behavior*. Praeger Pub Text, 280 p.

Baccaïni, B.; Sémécurbe, F., 2009. La croissance périurbaine depuis 45 ans. Extension et densification. *INSEE première*, 1240 (4).

Baccaïni, B.; Sémécurbe, F.; Thomas, G., 2007. Les déplacements domicile-travail amplifiés par la périurbanisation. *INSEE première*, 1129 (4).

Bailly, A.-S.; Bourdeau-Lepage, L., 2011. Concilier désir de nature et préservation de l'environnement : vers une urbanisation durable en France. *Géographie, Economie, Société*, 13: 27-43. http://dx.doi.org/10.3166/ges.13.27-43

Banister, D., 2011. Cities, mobility and climate change. *Journal of Transport Geography*, 19 (6): 1538-1546. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2011.03.009

Barton, H., 2009. Land use planning and health and well-being. *Land Use Policy*, 26: S115-S123. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.008

Berger, M., 2006. Périurbanisation et accentuation des logiques ségrégatives en Île-de-France. *Herodote*, 122 (3): 198-211. htt://dx.doi.org/10.3917/her.122.0198

Berger, M.; Aragau, C.; Rougé, L., 2014. Vers une maturité des territoires périurbains ? Développement des mobilités de proximité et renforcement de l'ancrage

dans l'ouest francilien. *EchoGéo*, 27: 1-21. http://dx.doi.org/10.4000/echogeo.13683

Bonnet, F., 2016. *Aménager les territoires ruraux et périurbains*. Paris: Ministère du logement, de l'égalité des territoires et de la ruralité, 129 p. http://www.ladocumentationfrancaise.fr/docfra/rapport_telechargement/var/storage/rapports-publics/164000021.pdf

Breheny, M., 1997. Urban compaction: feasible and acceptable? *Cities*, 14 (4): 209-217. http://dx.doi.org/10.1016/s0264-2751(97)00005-x

Buchmann, C.M.; Schwarz, N., 2014. Residential mobility and model complexity - An agent-based modelling experiment on a small shrinking town in Eastern Germany. *Proceedings - 7th International Congress on Environmental Modelling and Software: Bold Visions for Environmental Modeling, iEMSs 2014*. 580-587.

Camagni, R.; Gibelli, M.C.; Rigamonti, P., 2002. Urban mobility and urban form: the social and environmental costs of different patterns of urban expansion. *Ecological Economics*, 40 (2): 199-216. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(01)00254-3

Capolongo, S.; Battistella, A.; Buffoli, M.; Oppio, A., 2011. [Healthy design for sustainable communities]. *Annali di igiene : medicina preventiva e di comunità*, 23 (1): 43-53.

Carruthers, J.I.; Ulfarsson, G.F., 2003. Urban sprawl and the cost of public services. *Environment and Planning B-Planning & Design*, 30 (4): 503-522. http://dx.doi.org/10.1068/b12847

Cervero, R.; Kockelman, K., 1997. Travel demand and the 3Ds: Density, diversity, and design. *Transportation Research Part D-Transport and Environment*, 2 (3): 199-219. http://dx.doi.org/10.1016/s1361-9209(97)00009-6

CGDD, 2012. Urbanisation et consommation de l'espace, une question de mesure. *La Revue du CGDD*: 102 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/La_revue_du_CGDD/2012/Revue-CGDD-mars2012.pdf

CGEED; Narring, P.; Decourcelle, J.-P.; Peyrat, J., 2015. *Requalifier les campagnes urbaines de France - Une stratégie pour la gestion des franges et des territoires périurbains*. Paris: Conseil général de l'environnement et du développement durable, (Rapport n°009794-01), 116 p. http://www.ladocumentationfrancaise.fr/docfra/rapport_telechargement/var/storage/rapports-publics/154000716.pdf

Charmes, E., 2007. Le malthusianisme foncier. *Etudes Foncières*, 125: 12-16.

Charmes, E., 2009. L'explosion périurbaine. *Etudes Foncières*, (138): 25-36.

Charmes, E., 2011. *La ville émiettée*. Paris: PUF (collection "La ville en Débats") (*Essai sur la clubbisation de la vie urbaine*), 296 p.

Charmes, E., 2013. L'artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif? *Etudes Foncières*, (162): 23-28.

Chin, N., 2002. *Unearthing the roots of urban sprawl: a critical analysis of form, function and methodology*. London: Centre for Advanced Spatial Analysis, CASA Working papers, (1467-1298), 23 p. http://discovery.ucl.ac.uk/249/1/Paper47.pdf

Choay, F., 1972. *Urbanisme, utopies et réalités*. Paris: Le Seuil.

Christiansen, P.; Loftsgarden, T., 2011. *Drivers behind urban sprawl in Europe*. Oslo: Institute of Transport Economics, TØI Report, 29 p.

Cordobes, S.; Lajarge, R.; Vanier, M., 2010. Vers des périurbains assumés. Quelques pistes stratégiques pour de nouvelles régulations de la question périurbaine. *Territoire 2040, Revue d'Etudes et de prospective*, (2): 21-32.

Couch, C.; Fowles, S.; Karecha, J., 2009. Reurbanization and Housing Markets in the Central and Inner Areas of Liverpool. *Planning Practice & Research*, 24 (3): 321-341. http://dx.doi.org/10.1080/02697450903020767

Couch, C.; Karecha, J., 2006. Controlling urban sprawl: Some experiences from Liverpool. *Cities*, 23 (5): 353-363. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2006.05.003

Coulombel, N.; Leurent, F., 2012. Les ménages arbitrent-ils entre coût du logement et coût du transport ? Une réponse dans le cas francilien. *Economie et Statistique*, 457-458: 57-75. htt://dx.doi.org/10.3406/estat.2012.9964

Debroux, J., 2011. Accéder à la maison individuelle en zone périurbaine: passé résidentiel, position dans le cycle de vie et sphères d'identification. *Métropoles*, 10: 1-18. http://metropoles.revues.org/4505

Desjardins, X., 2008. Peut-on habiter au vert quand le pétrole devient cher? *Pour*, 199 (4): 116-122. http://dx.doi.org/10.3917/pour.199.0116

Dieleman, F.M., 2001. Modelling residential mobility; a review of recent trends in research. *Journal of Housing and the Built Environment*, 16 (3): 249-265. http://dx.doi.org/10.1023/a:1012515709292

Djellouli, Y.; Emelianoff, C.; Bennasr, A.; Chevalier, J., 2010. *L'étalement urbain: un processus incontrôlable?* Rennes: Presses universitaires de Rennes (*Espace et Territoires*), 260 p.

Dodier, R., 2007. Les périurbains et la ville: Entre individualisme et logiques collectives. Itinéraires croisés en Pays de la Loire. *Les annales de la recherche urbaine*, 102 (1): 31-39.

Drukker, M.; Kaplan, C.; Feron, F.; van Os, J., 2003. Children's health-related quality of life, neighbourhood socio-economic deprivation and social capital. A contextual analysis. *Social Science & Medicine*, 57 (5): 825-841. http://dx.doi.org/10.1016/s0277-9536(02)00453-7

Dubois-Taine, G.; Chalas, Y., 1997. *La ville émergente*. La tour-d'Aigues: Editions de l'Aube, 285 p.

Duncan, J.S., 1981. *Housing and Identity: Cross-cultural Perspectives*. Croom Helm, 250 p.

Earnhart, D., 2001. Combining Revealed and Stated Preference Methods to Value Environmental Amenities at Residential Locations. *Land Economics*, 77 (1): 12-29. http://dx.doi.org/10.2307/3146977

Echenique, M.H.; Hargreaves, A.J.; Mitchell, G.; Namdeo, A., 2012. Growing Cities Sustainably Does Urban Form Really Matter? *Journal of the American Planning Association*, 78 (2): 121-137. http://dx.doi.org/10.1080/01944363.2012.666731

Feildel, B.; Bailleul, H.; Laffont, G.-H., 2014. Les imaginaires de la mobilité. De possibles ressorts pour la mise en durabilité des espaces périurbains ? *Recherche Transports Sécurité*, 2014 (2-3): 143-160. http://dx.doi.org/10.4074/S0761898014002064

Filion, P., 2004. The smart growth and creative class perspectives versus enduring urban development tendencies. *Plan Canada*, 44 (2): 28-32.

Floch, J.-M.; Levy, D., 2011. Le nouveau zonage en aires urbaines de 2010. Poursuite de la périurbanisation et croissance des grandes aires urbaines. *INSEE première*, 1375: 4 p.

Fontes-Rousseau, C.; Jean, R., 2015. Utilisation du territoire. L'artificialisation des terres de 2006 à 2014: pour deux tiers sur des espaces agricoles. *Agreste Primeur*, 326: 6 p. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur326.pdf

Fourny, M.-C.; Lajarge, R., 2011. Au-delà de la banlieue, c'est encore la périphérie. Les espaces périurbains au prisme de la norme aménagiste. *Les espaces périurbains, laboratoires de nouvelles modalités de production de territoires*, pp. 11-26.

Francis, M.; Hester, R.T., 1990. *The meaning of gardens: Idea, place, and action*. Mit Press, 283 p.

Glaeser, E.L.; Kahn, M.E., 2004. Chapter 56 - Sprawl and Urban Growth. In: Henderson, J.V.; Jacques-François, T., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 2481-2527. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80013-0

Goetz, A., 2013. Suburban Sprawl or Urban Centres: Tensions and Contradictions of Smart Growth Approaches in Denver, Colorado. *Urban Studies*, 50 (11): 2178-2195. http://dx.doi.org/10.1177/0042098013478238

Gómez, M.; Hortas-Rico, M.; Li, L., 2014. *The causes of urban sprawl in Spanish urban areas: a spatial approach*: Universidade de Vigo, GEN-Governance and Economics research Network, GEN Working Paper B 2014 – 2, 32 p.

Gordon, P.; Richardson, H.W., 1997. Are compact cities a desirable planning goal? *Journal of the American Planning Association*, 63 (1): 95-106. http://dx.doi.org/10.1080/01944369708975727

Grafmeyer, Y.; Joseph, I., 1990. *L'École de Chicago. Naissance de l'écologie urbaine*. Paris: Aubier, 378 p. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00606860

Handy, S.; Cao, X.; Mokhtarian, P., 2005. Correlation or causality between the built environment and travel behavior? Evidence from Northern California. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 10 (6): 427-444. http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2005.05.002

Jabareen, Y.R., 2006. Sustainable urban forms - Their typologies, models, and concepts. *Journal of Planning Education and Research*, 26 (1): 38-52. http://dx.doi.org/10.1177/0739456x05285119

Jarvis, H., 2003. Dispelling the myth that preference makes practice in residential location and transport behaviour. *Housing Studies*, 18 (4): 587-606. http://dx.doi.org/10.1080/0267303032000117942

Johnson, M.P., 2001. Environmental impacts of urban sprawl: a survey of the literature and proposed research agenda. *Environment and Planning A*, 33 (4): 717-735. http://dx.doi.org/10.1068/a3327

Kaufmann, V.; Jemelin, C., 2003a. Articulation entre urbanisme et transports: quelles marges de manoeuvre? *Revue internationale des sciences sociales*, 2 (176): 329-340. http://www.cairn.info/revue-internationale-des-sciencessociales-2003-2-page-329.htm

Kaufmann, V.; Jemelin, C., 2003b. Coordination of land-use planning and transportation: how much room to manoeuvre? *International Social Science Journal*, 55 (176): 295-305. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-2451.2003.05502009.x

Koci, S., 2008. Le paysage clos ou les modalités d'habiter des grands ensembles en France. *Cahiers de géographie du Québec*, 52 (147): 507-522. http://dx.doi.org/10.7202/029874ar

Kweon, B.S.; Ellis, C.D.; Leiva, P.I.; Rogers, G.O., 2010. Landscape components, land use, and neighborhood satisfaction. *Environment and Planning B-Planning & Design*, 37 (3): 500-517. http://dx.doi.org/10.1068/b35059

Larson, K.L.; Casagrande, D.; Harlan, S.L.; Yabiku, S.T., 2009. Residents' yard choices and rationales in a desert city: Social priorities, ecological impacts, and decision tradeoffs. *Environmental Management*, 44 (5): 921-937. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-009-9353-1

Le Néchet, F.; Aguiléra, A., 2012. Forme urbaine et mobilité domicile-travail dans 13 aires urbaines françaises : une analyse multiéchelle. *Recherche Transports Sécurité*, 28 (3): 259-270. http://dx.doi.org/10.1007/s13547-012-0045-5

Le Néchet, F.; Nessi, H.; Aguilera, A., 2016. La mobilité des ménages périurbains au risque des crises économiques et environnementales. *Géographie, Economie, Société*, 18 (1): 113-139.

Lee, S.W.; Ellis, C.D.; Kweon, B.S.; Hong, S.K., 2008. Relationship between landscape structure and neighborhood satisfaction in urbanized areas. *Landscape and Urban Planning*, 85 (1): 60-70. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.09.013

Legrand, C.; Ortar, N., 2008. *Caractéristiques de la surmobilité professionnelle en périurbain: incidence sur les transports et le logement: Espaces sous influence urbaine*: CERTU, Les rapports d'étude, 64 p. http://hdl.handle.net/2332/1687

Lehrer, U.; Keil, R.; Kipfer, S., 2010. Reurbanization in Toronto: Condominium boom and social housing revitalization. *Disp*, 46 (180): 81-90. http://dx.doi.org/10.1080/02513625.2010.10557065

Leisch, H., 2002. Gated communities in Indonesia. *Cities*, 19 (5): 341-350. http://dx.doi.org/10.1016/s0264-2751(02)00042-2

Lerman, S.R., 1976. Location, housing, automobile ownership, and mode to work: a joint choice model. *Transportation Research Record*, 610: 6-11.

Levinson, H.S., 1981. The twenty-first century metropolis. *Urban development and urban renewal*: 117-124.

Levy, D.; Le Jeannic, T., 2011. Un habitant de pôle urbain émet deux fois moins de CO2 que la moyenne pour se rendre à son lieu de travail ou d'études. *INSEE première*, 1357: 1-4.

Lynch, K., 1960. *The image of the city*. Cambridge Massachussettes: MIT Press, 194 p.

Ma, K.R.; Kang, E.T., 2011. Time-space convergence and urban decentralisation. *Journal of Transport Geography*, 19 (4): 606-614. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2010.06.016

Mancebo, F., 2014. Périurbanisation et durabilité: inverser la perspective. *Cybergeo: European Journal of Geography*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26427

Minnaert, J.-B., 2010. Dépasser les jugements de valeur. *Colloque: Périurbains: territoires, réseaux et temporalités*. Lieux dits éditions, 16-19.

Mora, O., 2008. *Les nouvelles ruralités à l'horizon 2030*. Paris: Quae (*Update Sciences & technologies*), 112 p.

Motte-Baumvol, B.; Chevallier, L.B.; Morel-Brochet, A., 2012. *Les territoires périurbains entre dépendance automobile et ségrégation socio-spatiale, les ménages modestes fragilisés par les coûts de la mobilité*: PUCA (Plan Urbanisme Construction Architecture), 194 p. http://hal.univ-nantes.fr/docs/00/80/49/42/PDF/rapport_final_v2.pdf

Muniz, I.; Galindo, A., 2005. Urban form and the ecological footprint of commuting. The case of Barcelona. *Ecological Economics*, 55 (4): 499-514. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.12.008

Nazarnia, N.; Schwick, C.; Jaeger, J.A.G., 2016. Accelerated urban sprawl in Montreal, Quebec City, and Zurich: Investigating the differences using time series 1951-2011. *Ecological Indicators*, 60: 1229-1251. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.020

Nechyba, T.J.; Walsh, R.P., 2004. Urban sprawl. *Journal of Economic Perspectives*, 18 (4): 177-200. http://dx.doi.org/10.1257/0895330042632681

Nessi, H.; Le Néchet, F.; Terral, L., 2016. Introduction, Changement de regard sur le périurbain, quelles marges de manœuvre en matière de durabilité ? *Géographie, Economie, Société*, 18 (1): 15-33. http://dx.doi.org/10.3166/ges.18.15-33

Neuman, M., 2005. The compact city fallacy. *Journal of Planning Education and Research*, 25 (1): 11-26. http://dx.doi.org/10.1177/0739456x04270466

Newman, P.W.G.; Kenworthy, e.R., 1996. The land use-transport connection : an overview. *Land Use Policy*, 13 (1): 1-22. http://dx.doi.org/10.1016/0264-8377(95)00027-5

Nicolas, J.-P.; Vanco, F.; Verry, D., 2012. Mobilité quotidienne et vulnérabilité des ménages. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (1): 19-44.

Perrier-Cornet, P., 2001. La dynamique des espaces ruraux dans la société française : un cadre d'analyse. *Territoires 2020*, (3): 61-74.

Phelps, N.A., 2010. Suburbs for nations? Some interdisciplinary connections on the suburban economy. *Cities*, 27 (2): 68-76. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2009.11.005

Pol, E.; Moreno, E.; Guardia, J.; Iniguez, L., 2002. Identity, quality of life, and sustainability in an urban suburb of Barcelona - Adjustment to the City-Identity-Sustainability network structural model. *Environment and Behavior*, 34 (1): 67-80. http://dx.doi.org/10.1177/0013916502034001005

Proshansky, H.M., 1978. The City and Self-Identity. *Environment and Behavior*, 10 (2): 147-169. http://dx.doi.org/10.1177/0013916578102002

Rhee, H.J., 2009. Telecommuting and urban sprawl. *Transportation Research Part D-Transport and Environment*, 14 (7): 453-460. http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2009.05.004

Rossi, P.H., 1955. *Why families move: A study in the social psychology of urban residential mobility*. Free Press Glencoe, IL, 220 p.

Rougé, L., 2005. *Accession à la propriété et modes de vie en maison individuelle des familles modestes installées en périurbain lointain toulousain : Les « captifs » du périurbain ?* Thèse (Doctorat de Géographie et Aménagement du territoire). Département de Géographie, Université Toulouse le Mirail - Toulouse II, Toulouse. 381 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00012157

Rougé, L., 2010. La dimension sociale de la périurbanisation : ressorts, risques et enjeux. In: Gerardot, M., ed. *La France en villes*. Neuilly: Editions Atlande, 99-104.

Rougé, L.; Jaillet, M.-C.; Thouzellier, C., 2005. Vivre en maison individuelle en lotissement. In: Guy, T., ed. *Maison individuelle, architecture, urbanité*. La Tour d'Aigues: Ed. de l'Aube (Monde en cours), 11-23. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00340141

Schwanen, T.; Dijst, M.; Dieleman, F.M., 2004. Policies for urban form and their impact on travel: The Netherlands experience. *Urban Studies*, 41 (3): 579-603. http://dx.doi.org/10.1080/0042098042000178690

Simard, M., 2014. Étalement urbain, empreinte écologique et ville durable. Y a-t-il une solution de rechange à la densification? *Cahiers de géographie du Québec*, 58 (165): 331-352. http://dx.doi.org/10.7202/1033008ar

Song, J., 2015. Official relocation and self-help development: Three housing strategies under ambiguous property rights in China's rural land development. *Urban Studies*, 52 (1): 121-137. http://dx.doi.org/10.1177/0042098014524612

Thébert, M.; Coralli, M.; Nessi, H.; Sajous, P., 2016. Un territoire d'attaches: lien aux lieux et lien aux autres dans le périurbain francilien. *Géographie, Economie, Société*, 18 (1): 59-88. http://dx.doi.org/10.3166/ges.18.59-88

Thompson, C.W., 2002. Urban open space in the 21st century. *Landscape and Urban Planning*, 60 (2): 59-72. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(02)00059-2

Travisi, C.M.; Camagni, R.; Nijkamp, P., 2010. Impacts of urban sprawl and commuting: a modelling study for Italy. *Journal of Transport Geography*, 18 (3): 382-392. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2009.08.008

van Ham, M.; Feijten, P., 2008. Who wants to leave the neighbourhood? The effect of being different from the neighbourhood population on wishes to move. *Environment and Planning A*, 40 (5): 1151-1170. http://dx.doi.org/10.1068/a39179

Vanier, M., 2008. Campagnes périurbaines : la dispersion est-elle derrière nous ? *Pour*, 4 (199): 183-187. http://dx.doi.org/10.3917/pour.199.0183

Vanier, M., 2011. La périurbanisation comme projet. *Métropolitiques*: 3 p. http://www.metropolitiques.eu/La-periurbanisation-comme-projet.html

Vanier, M., 2012. Dans l'épaisseur du périurbain. *Espaces et sociétés*, 1 (148-149): 211-218. http://dx.doi.org/10.3917/esp.148.0211

Vaughan, L.; Griffiths, S.; Haklay, M.; Jones, C.E., 2009. Do the suburbs exist? Discovering complexity and specificity in suburban built form. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 34 (4): 475-488. http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-5661.2009.00358.x

Vera, P., 2013. Urban imaginaries and urbanization in the new tourist cities The case of Rosario, Argentina. *Bitacora Urbano Territorial*, 22 (1): 153-162.

Wadud, Z.; MacKenzie, D.; Leiby, P., 2016. Help or hindrance? The travel, energy and carbon impacts of highly automated vehicles. *Transportation Research Part a-Policy and Practice*, 86: 1-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.tra.2015.12.001

Wassmer, R.W., 2008. Causes of urban sprawl in the United States: Auto reliance as compared to natural evolution, flight from blight, and local revenue reliance. *Journal of Policy Analysis and Management*, 27 (3): 536-555. http://dx.doi.org/10.1002/pam.20355

Zhao, P.J., 2010. Sustainable urban expansion and transportation in a growing megacity: Consequences of urban sprawl for mobility on the urban fringe of Beijing. *Habitat International*, 34 (2): 236-243. http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2009.09.008

2. Déterminants socio-démographiques, risques naturels et sociaux, enjeux politiques

Amsden, B.L.; Stedman, R.C.; Kruger, L.E., 2011. The Creation and Maintenance of Sense of Place in a Tourism-Dependent Community. *Leisure Sciences*, 33 (1): 32-51. http://dx.doi.org/10.1080/01490400.2011.533105

Argent, N.; Smailes, P.; Griffin, T., 2007. The amenity complex: Towards a framework for analysing and predicting the emergence of a multifunctional countryside in Australia. *Geographical Research*, 45 (3): 217-232. http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-5871.2007.00456.x

Argent, N.; Tonts, M.; Jones, R.; Holmes, J., 2011. Amenity-Led Migration in Rural Australia: A New Driver of Local Demographic and Environmental Change? In: Luck, G.W.; Race, D.; Black, R., eds. *Demographic Change in Australia's Rural Landscapes: Implications for Society and the Environment*. (Landscape Series), 23-44. http://dx.doi.org/10.1007/978-90-481-9654-8_2

Barton, H., 2009. Land use planning and health and well-being. *Land Use Policy*, 26: S115-S123. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.008

Bauer, D.M.; Swallow, S.K., 2013. Conserving metapopulations in human-altered landscapes at the urban-rural fringe. *Ecological Economics*, 95: 159-170. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.08.013

Behan, K.; Maoh, H.; Kanaroglou, P., 2008. Smart growth strategies, transportation and urban sprawl: simulated futures for Hamilton, Ontario. *Canadian Geographer-Geographe Canadien*, 52 (3): 291-308. http://dx.doi.org/10.1111/j.1541-0064.2008.00214.x

Berger, M.; Aragau, C.; Rougé, L., 2014. Vers une maturité des territoires périurbains?. Développement des mobilités de proximité et renforcement de l'ancrage dans l'ouest francilien. *EchoGéo*, (27). http://dx.doi.org/10.4000/echogeo.13683

Bhat, M.; Stamatiades, A., 2003. Institutions, incentives, and resource use conflicts: The case of Biscayne Bay, Florida. *Population and Environment*, 24 (6): 485-509. http://dx.doi.org/10.1023/a:1025026731145

Billard, G.; Brennetot, A., 2009. Le périurbain a-t-il mauvaise presse? Analyse géoéthique du discours médiatique à propos de l'espace périurbain en France. *Articulo-Journal of Urban Research*, (5). http://dx.doi.org/10.4000/articulo.1372

Biro, M.; Czucz, B.; Horvath, F.; Revesz, A.; Csatari, B.; Molnar, Z., 2013. Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987-1999). *Landscape Ecology*, 28 (5): 789-803. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9818-0

Blancard, S.; Martin, E., 2016. Production agricole et préservation des espaces naturels: entre conflit et compatibilité d'objectifs. *Campagnes contemporaines*. Versailles: Editions Quæ, 63-72.

Bonaiuto, M.; Carrus, G.; Martorella, H.; Bonnes, M., 2002. Local identity processes and environmental attitudes in land use changes: The case of natural protected areas. *Journal of Economic Psychology*, 23 (5): 631-653. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-4870(02)00121-6

Bonard, Y.; Lord, S.; Matthey, L.; Zanghi, F., 2009. Splendeur et misère du périurbain. *Articulo-Journal of Urban Research [Online]*, (5). http://dx.doi.org/10.4000/articulo.1479

Boterman, W.R.; Karsten, L.; Musterd, S., 2010. Gentrifiers Settling Down? Patterns and Trends of Residential Location of Middle-Class Families in Amsterdam. *Housing Studies*, 25 (5): 693-714. http://dx.doi.org/10.1080/02673037.2010.483586

Boudet, H.S., 2011. From NIMBY to NIABY: regional mobilization against liquefied natural gas in the United States. *Environmental Politics*, 20 (6): 786-806. http://dx.doi.org/10.1080/09644016.2011.617166

Bouzarovski, S.; Haase, A.; Hall, R.; Steinfuhrer, A.; Kabisch, S.; Ogden, P.E., 2010. Household structure, migration trends, and residential preferences in inner-city Leon, Spain: unpacking the demographies of reurbanization. *Urban Geography*, 31 (2): 211-235. http://dx.doi.org/10.2747/0272-3638.31.2.211

Broitman, D.; Koomen, E., 2015. Residential density change: Densification and urban expansion. *Computers Environment and Urban Systems*, 54: 32-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2015.05.006

Brunner, A., 2012. The effects of urban sprawl on daily life. *53rd Annual Transportation Research Forum, TRF 2012*. 855-874. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/207102/2/2012_82_Urban_Sprawl_Measures.pdf

Burkholder, S., 2012. The New Ecology of Vacancy: Rethinking Land Use in Shrinking Cities. *Sustainability*, 4 (6): 1154-1172. http://dx.doi.org/10.3390/su4061154

Cailly, L.; Dodier, R., 2007. La diversité des modes d'habiter des espaces périurbains dans les villes intermédiaires: différenciations sociales, démographiques et de genre. *Norois. Environnement, aménagement, société*, (205): 67-80. http://dx.doi.org/10.4000/norois.1266

Çanakcioğlu, N.G., 2013. Non-erasable human traces against urban transformation. *A/Z ITU Journal of the Faculty of Architecture*, 10 (1): 65-83.

Carruthers, J.I.; Mulligan, G.F., 2008. A locational analysis of growth and change in American metropolitan areas. *Papers in Regional Science*, 87 (2): 155-171. http://dx.doi.org/10.1111/j.1435-5957.2007.00162.x

Casellas, A.; Dot-Jutgla, E.; Pallares-Barbera, M., 2012. Artists, cultural gentrification and public policy. *Urbani Izziv*, 23 (SUPPL. 1): S104-S114. http://dx.doi.org/10.5379/urbani-izziv-en-2012-23-supplement-1-010

Charlot, S.; Hilal, M.; Schmitt, B., 2009. La périurbanisation renforce-t-elle la ségrégation résidentielle urbaine en France? *Espace populations sociétés. Space populations societies*, (2009/1): 29-44. http://dx.doi.org/10.4000/eps.3556

Charmes, E., 2009. On the Residential 'Clubbisation' of French Periurban Municipalities. *Urban Studies*, 46 (1): 189-212. http://dx.doi.org/10.1177/0042098008098642

Chi, G.; Marcouiller, D.W., 2012. Recreational homes and migration to remote amenity-rich areas. *Journal of Regional Analysis and Policy*, 42 (1): 47-60.

Chi, G.; Marcouiller, D.W., 2013. Natural amenities and their effects on migration along the urban-rural continuum. *Annals of Regional Science*, 50 (3): 861-883. http://dx.doi.org/10.1007/s00168-012-0524-2

Cimon-Morin, J.; Darveau, M.; Poulin, M., 2016. Consequences of delaying conservation of ecosystem services in remote landscapes prone to natural resource exploitation. *Landscape Ecology*, 31 (4): 825-842. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-015-0291-4

Clark, D.E.; Hunter, W.J., 1992. The impact of economic-opportunity, amenities and fiscal factors on age-specific migration rates. *Journal of Regional Science*, 32 (3): 349-365. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1992.tb00191.x

Clerval, A., 2016. *Paris sans le peuple: la gentrification de la capitale*. Paris: La Découverte, 282 p.

Collet, A., 2010. *Générations de classes moyennes et travail de gentrification. Changement social et changement urbain dans le Bas Montreuil et à la Croix-Rousse, 1975-2005*. Thèse (Sociologie). Université Lumière-Lyon II, Lyon. 657 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00933954/document

Couch, C.; Karecha, J.; Nuissl, H.; Rink, D., 2005. Decline and sprawl: An evolving type of urban development - Observed in Liverpool and Leipzig. *European Planning Studies*, 13 (1): 117-136. http://dx.doi.org/10.1080/0965431042000312433

Cullen, J.B.; Levitt, S.D., 1999. Crime, urban flight, and the consequences for cities. *Review of Economics and Statistics*, 81 (2): 159-169. http://dx.doi.org/10.1162/003465399558030

Cusin, F., 2012. Le logement, facteur de sécurisation pour des classes moyennes fragilisées? *Espaces et sociétés*, 1 (148-149): 17-36. http://dx.doi.org/10.3917/esp.148.0017

Cutsinger, J.; Galster, G.; Wolman, H.; Hanson, R.; Towns, D., 2005. Verifying the multi-dimensional nature of metropolitan land use: Advancing the understanding and measurement of sprawl. *Journal of Urban Affairs*, 27 (3): 235-259. <Go to ISI>://WOS:000230287400002

Damon, J., 2011. *Les classes moyennes et le logement*. Paris: Fondapol (Fondation pour l'innovaton politique), 40 p. https://fr.scribd.com/doc/74779264/Les-classes-moyennes-et-le-logement-Julien-Damon#download&from_embed

Debroux, J., 2011. Stratégies résidentielles et position sociale: l'exemple des localisations périurbaines. *Espaces et sociétés*, 1 (144-145): 121-139. http://dx.doi.org/10.3917/esp.144.0121

Degrémont, I.; Bouisset, C., 2013. Ils sont venus chercher le soleil, ils ont trouvé l'incendie. *EspacesTemps.net*, 6: 2013. http://www.espacestemps.net/articles/ils-sont-venus-chercher-le-soleil/?output=pdf

Delmelle, E.C.; Zhou, Y.H.; Thill, J.C., 2014. Densification without Growth Management? Evidence from Local Land Development and Housing Trends in Charlotte, North Carolina, USA. *Sustainability*, 6 (6): 3975-3990. http://dx.doi.org/10.3390/su6063975

Deng, F.F., 2003. The rebound of private zoning: property rights and local governance in urban land use. *Environment and Planning A*, 35 (1): 133-149. http://dx.doi.org/10.1068/a35123

Devine-Wright, P., 2013. Explaining "NIMBY" Objections to a Power Line: The Role of Personal, Place Attachment and Project-Related Factors. *Environment and Behavior*, 45 (6): 761-781. http://dx.doi.org/10.1177/0013916512440435

Donadieu, P., 1998. *Campagnes urbaines*. Arles: Actes Sud/ENS du Paysage, 219 p.

Duarte, C.M.; Fernandez, M.T., 2014. Using GIS and Teledetection data to assess mobility and land consumption in polynucleated landscapes. In: Gaol, F.L.; Soewito, B.; Desai, A., eds. *2013 International Conferences on Geological, Geographical, Aerospace and Earth Sciences*. (IOP Conference Series-Earth and Environmental Science). http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/19/1/012006

Durand, S., 2015. Du marécage à la zone résidentielle protégée: trajectoire d'une zone inondable. *Les annales de la recherche urbaine*. Persée-Portail des revues scientifiques en SHS, 174-185.

Elgåker, H.; Pinzke, S.; Lindholm, G.; Nilsson, C., 2010. Horse keeping in urban and peri-urban areas: New conditions for physical planning in Sweden. *Geografisk Tidsskrift*, 110 (1): 81-98.

Elliott, J.R.; Frickel, S., 2011. Environmental dimensions of urban change: uncovering relict industrial waste sites and subsequent land use conversions in Portland and New Orleans. *Journal of Urban Affairs*, 33 (1): 61-82. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9906.2010.00533.x

Ferguson, C.A.; Khan, M.A., 1992. Protecting farm land near cities. Trade-offs with affordable housing in Hawaii. *Land Use Policy*, 9 (4): 259-271. http://dx.doi.org/10.1016/0264-8377(92)90003-f

Fijalkow, Y.; Préteceille, E., 2006. Introduction. Gentrification : discours et politiques urbaines (France, Royaume-Uni, Canada). *Sociétés contemporaines*, 3/2006 (63): 5-13. http://dx.doi.org/10.3917/soco.063.0005

Flämig, H.; Hesse, M., 2011. Placing dryports. Port regionalization as a planning challenge - The case of Hamburg, Germany, and the Süderelbe. *Research in Transportation Economics*, 33 (1): 42-50. https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-82455199154&partnerID=40&md5=2ab991b54cdbaf47da91346e2f976aa3

http://ac.els-cdn.com/S0739885911000254/1-s2.0-S0739885911000254-main.pdf?_tid=bb914972-c39b-11e6-9943-00000aab0f6c&acdnat=1481898611_502a57176763acfb55af70d994542ba0

Foo, K.; Martin, D.; Wool, C.; Polsky, C., 2014. Reprint of "The production of urban vacant land: Relational placemaking in Boston, MA neighborhoods". *Cities*, 40: 175-182. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2013.12.006

Fortin, A.; Després, C., 2009. Le choix du périurbain à Québec. Nature et biographie résidentielle. *Articulo-Journal of Urban Research*, (5). http://dx.doi.org/10.4000/articulo.1416

Frantal, B.; Greer-Wootten, B.; Klusacek, P.; Krejci, T.; Kunc, J.; Martinat, S., 2015. Exploring spatial patterns of urban brownfields regeneration: The case of Brno, Czech Republic. *Cities*, 44: 9-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2014.12.007

Garciaruiz, J.M.; Lasantamartinez, T., 1993. Land-use conflicts as a result of land-use change in the central Spanish Pyrenees - A review. *Mountain Research and Development*, 13 (3): 295-304. http://dx.doi.org/10.2307/3673658

Gatzweiler, H.-P.; Kuhlmann, P.; Meyer, K.; Milbert, A.; Pütz, T.; Schlömer, C.; Schürt, A., 2006. *Herausforderungen deutscher Städte und Stadtregionen. Ergebnisse aus der Laufenden Raum-und Stadtbeobachtung des BBR zur Entwicklung der Städte und Stadtregionen in Deutschland.*: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung Bonn, BBR-Online-Publikation, 28 p. https://www.baufachinformation.de/kostenlos.jsp?sid=B8B8828883499B04EE8882F8E9CD7B9A&id=2007079010225&link=http%3A%2F%2Fd-nb.info%2F985105623%2F34

Giroud, M., 2015. Mixité, contrôle social et gentrification. *La Vie des idées*, 3. http://www.laviedesidees.fr/IMG/pdf/20151103_giroudville.pdf

Goffette-Nagot, F.; Schmitt, B., 1999. Agglomeration economies and spatial configurations in rural areas. *Environment and Planning A*, 31 (7): 1239-1257. http://dx.doi.org/10.1068/a311239

Gordon, A.; Simondson, D.; White, M.; Moilanen, A.; Bekessy, S.A., 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 91 (4): 183-194. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.011

Goyon, M.; Ortar, N., 2009. Désir de maison à l'aune du parcours résidentiel. Quelle promotion sociale dans le périurbain? *Articulo-Journal of Urban Research*, (5). http://dx.doi.org/10.4000/articulo.1427

Grabbatin, B.; Hurley, P.T.; Halfacre, A., 2011. "I Still Have the Old Tradition": The co-production of sweetgrass basketry and coastal development. *Geoforum*, 42 (6): 638-649. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2011.06.007

Guerois, M.; Pumain, D., 2008. Built-up encroachment and the urban field: a comparison of forty European cities. *Environment and Planning A*, 40 (9): 2186-2203. http://dx.doi.org/10.1068/a39382

Guibert, G., 2013. La contestation des grands projets d'infrastructures. *Esprit*, (10): 92-104. http://dx.doi.org/10.3917/espri.1310.0092

Haase, D.; Lautenbach, S.; Seppelt, R., 2010. Modeling and simulating residential mobility in a shrinking city using an agent-based approach. *Environmental Modelling & Software*, 25 (10): 1225-1240. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.04.009

Hilal, M.; Piguet, V.; Schmitt, B., 1995. Communes rurales et petites villes dans la hiérarchie urbaine. *Economie et statistique*, 282 (1): 21-36. http://dx.doi.org/10.3406/estat.1995.5949

Howell-Moroney, M., 2007. Studying the effects of the intensity of US State growth management approaches on land development outcomes. *Urban Studies*, 44 (11): 2163-2178. http://dx.doi.org/10.1080/00420980701518958

Jaeger, J.A.G.; Bertiller, R.; Schwick, C.; Kienast, F., 2010. Suitability criteria for measures of urban sprawl. *Ecological Indicators*, 10 (2): 397-406. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.007

Jaillet, M.-C., 2004. L'espace périurbain: un univers pour les classes moyennes. *Esprit*, 3/4 mars-avril 2004 (303): 40-62. http://www.jstor.org/stable/24249397

Jenerette, G.D.; Potere, D., 2010. Global analysis and simulation of land-use change associated with urbanization. *Landscape Ecology*, 25 (5): 657-670. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-010-9457-2

Jordan, Y.C.; Ghulam, A.; Herrmann, R.B., 2012. Floodplain ecosystem response to climate variability and land-cover and land-use change in Lower Missouri River basin. *Landscape Ecology*, 27 (6): 843-857. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9748-x

Kabisch, N.; Haase, D., 2011. Diversifying European Agglomerations: Evidence of Urban Population Trends for the 21st Century. *Population Space and Place*, 17 (3): 236-253. http://dx.doi.org/10.1002/psp.600

Kasanko, M.; Barredo, J.I.; Lavalle, C.; McCormick, N.; Demicheli, L.; Sagris, V.; Brezger, A., 2006. Are European cities becoming dispersed? A comparative analysis of 15 European urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 77 (1-2): 111-130. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.003

Kaufmann, V.; Jemelin, C., 2003. Articulation entre urbanisme et transports: quelles marges de manoeuvre? *Revue internationale des sciences sociales*, 2 (176): 329-340. http://www.cairn.info/revue-internationale-des-sciencessociales-2003-2-page-329.htm

Kim, J.H.; Deal, B.; Chakraborty, A., 2013. Parsing density changes: An outcome-oriented growth management policy analysis. *Journal of Housing and the Built Environment*, 28 (3): 529-546. http://dx.doi.org/10.1007/s10901-012-9327-0

http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10901-012-9327-0

Kroll, F.; Haase, D., 2010. Does demographic change affect land use patterns? A case study from Germany. *Land Use Policy*, 27 (3): 726-737. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.10.001

Krunić, N.; Maksin, M.; Milijić, S.; Bakić, O.; Durdević, J., 2014. Population dynamics and land cover changes of urban areas. *Spatium*, 1 (31): 22-29. http://dx.doi.org/10.2298/spat1431022k

Lambert, A., 2012. Des «pionniers» prisonniers: immobilité résidentielle et déclassement social des pavillonnaires en ville nouvelle. *Espaces et sociétés*, 1/2012 (148-149): 53-72. http://dx.doi.org/10.3917/esp.148.0053

Le Goix, R., 2001. Les «communautés fermées» dans les villes des États-Unis. *L'Espace géographique*, 30 (1): 81-93. http://dx.doi.org/10.3917/eg.301.0081

Levinson, D., 2008. Density and dispersion: the co-development of land use and rail in London. *Journal of Economic Geography*, 8 (1): 55-77. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbm038

Lewis, C.A., 1979. Comment: Healing in the Urban environment: A person/plant viewpoint. *Journal of the American Planning Association*, 45 (3): 330-338. http://dx.doi.org/10.1080/01944367908976971

Maoh, H.F.; Koronios, M.; Kanaroglou, P.S., 2010. Exploring the land development process and its impact on urban form in Hamilton, Ontario. *Canadian Geographer-Geographe Canadien*, 54 (1): 68-86. http://dx.doi.org/10.1111/j.1541-0064.2009.00303.x

Membrado, M.; Rouyer, A., 2013. *Habiter et vieillir*. Paris: Eres, 280 p.

Motte-Baumvol, B.; Belton-Chevallier, L., 2011. Les territoires périurbains à l'épreuve de la progression des célibataires et familles monoparentales. Le cas de la Grande Couronne francilienne. *Espace populations sociétés. Space populations societies*, (2011/3): 577-589. http://dx.doi.org/10.4000/eps.4711

Motte-Baumvol, B.; Belton-Chevallier, L., 2016. Outer suburbs, car dependence and residential choice in France. In: Dodson, J.; Sipe, N.G.; Nelson, A., eds. *Planning After Petroleum: Preparing Cities for the Age beyond Oil*. Routledge, 148-156.

Motte, B.; Morel-Brochet, A., 2010. Les périurbains franciliens: stratégies résidentielles, tactiques du quotidien et résistance des modes d'habiter. In: Massot, M.-H., ed. *Mobilité et modes de vie métropolitains*. Paris: L'oeil d'or, 93-100.

Muller, P., 2004. Transportation and urban form: Stages in the spatial evolution of the American metropolis. In: Hanson, S., ed. *Geography of Urban Transportation*. New York: Guilford Press, 59-87.

Nelson, A.C.; Sanchez, T.W.; Dawkins, C.J., 2004. The effect of urban containment and mandatory housing elements on racial segregation in US metropolitan areas, 1990-2000. *Journal of Urban Affairs*, 26 (3): 339-350. http://dx.doi.org/10.1111/j.0735-2166.2004.00203.x

Nicolas, J.-P.; Vanco, F.; Verry, D., 2012. Mobilité quotidienne et vulnérabilité des ménages. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 1/2012 (février): 19-44. http://dx.doi.org/10.3917/reru.121.0019

Oliver, R.; Thomas, V., 2014. Micropolitan land conversion to development in Appalachia and the black belt. *Southeastern Geographer*, 54 (4): 366-383. http://dx.doi.org/10.1353/sgo.2014.0034

Ortar, N., 2016. Dealing with energy crises: Working and living arrangements in peri-urban France. *Transport Policy*, In press. http://dx.doi.org/10.1016/j.tranpol.2016.09.008

Palibrk, M.; Rhein, C., 2014. Urb an forms, land use and social mix in b uilt up areas: The case of the city of Paris. *CyberGeo*, 2014. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26423

Paquette, S.; Domon, G., 2001. Trends in rural landscape development and sociodemographic recomposition in southern Quebec (Canada). *Landscape and Urban Planning*, 55 (4): 215-238. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00154-2

Paquette, S.; Domon, G., 2003. Changing ruralities, changing landscapes: exploring social recomposition using a multi-scale approach. *Journal of Rural Studies*, 19 (4): 425-444. http://dx.doi.org/10.1016/s0743-0167(03)0006-8

Parcerisas, L.; Marull, J.; Pino, J.; Tello, E.; Coll, F.; Basnou, C., 2012. Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme County, 1850-2005). *Environmental Science & Policy*, 23: 120-132. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.002

Pedroli, B.; Correia, T.P.; Primdahl, J., 2016. Challenges for a shared European countryside of uncertain future. Towards a modern community-based landscape perspective. *Landscape Research*, 41 (4): 450-460. http://dx.doi.org/10.1080/01426397.2016.1156072

Peiser, R.B., 1989. DENSITY AND URBAN SPRAWL. *Land Economics*, 65 (3): 193-204. http://dx.doi.org/10.2307/3146665

Phillips, M., 1993. Rural gentrification and the processes of class colonization. *Journal of Rural Studies*, 9 (2): 123-140. http://dx.doi.org/10.1016/0743-0167(93)90026-g

Phillips, M., 2005. Rural gentrification and the production of nature: a case study from Middle England. *4th International Conference of Critical Geographers, Mexico City*. 8-12. http://www.academia.edu/download/5304344/7_1martin.pdf

Pinson, D.; Thomann, S.; Luxembourg, N., 2006. La ville si près et si loin. *Informations sociales*, 2/2006 (130): 80-89. http://www.cairn.info/revue-informations-sociales-2006-2-page-80.htm

Raleigh, E.; Galster, G., 2015. Neighborhood disinvestment, abandonment, and crime dynamics. *Journal of Urban Affairs*, 37 (4): 367-396. http://dx.doi.org/10.1111/juaf.12102

Rasker, R.; Gude, P.H.; Gude, J.A.; van den Noort, J., 2009. The economic importance of air travel in high-amenity rural areas. *Journal of Rural Studies*, 25 (3): 343-353. http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2009.03.004

Renahy, N., 2010. Classes populaires et capital d'autochtonie. *Regards sociologiques*, 40: 9-26.

Renau, L.D.; Lozano, A.V., 2016. From NIMBYsm to the 15M: A Decade of Urban Conflicts in Barcelona and Valencia. *Territory Politics Governance*, 4 (3): 375-395. http://dx.doi.org/10.1080/21622671.2015.1042025

Riebsame, W.E.; Gosnell, H.; Theobald, D.M., 1996. Land use and landscape change in the Colorado Mountains .1. Theory, scale, and pattern. *Mountain Research and Development*, 16 (4): 395-405. http://dx.doi.org/10.2307/3673989

Robinson, L.; Newell, J.P.; Marzluff, J.A., 2005. Twenty-five years of sprawl in the Seattle region: growth management responses and implications for conservation. *Landscape and Urban Planning*, 71 (1): 51-72. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.005

Rougé, L., 2009. L'installation périurbaine entre risque de captivité et opportunités d'autonomisation. *Articulo-Journal of Urban Research*, (5). http://dx.doi.org/10.4000/articulo.1440

Rowe, H.I.; Bartlett, E.T.; Swanson, L.E., 2001. Ranching motivations in 2 Colorado Counties. *Journal of Range Management*, 54 (4): 314-321. http://dx.doi.org/10.2307/4003098

Salvati, L.; Gitas, I.; Bajocco, S., 2015. Spatial determinants of land-use changes in an urban region (Attica, Greece) between 1987 and 2007. *Journal of Land Use Science*, 10 (4): 388-401. http://dx.doi.org/10.1080/1747423x.2014.920424

Salvati, L.; Ranalli, F.; Gitas, I., 2014. Landscape fragmentation and the agro-forest ecosystem along a rural-to-urban gradient: An exploratory study. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 21 (2): 160-167. http://dx.doi.org/10.1080/13504509.2013.872705

Scheromm, P.; Perrin, C.; Soulard, C., 2014. Cultiver en ville... cultiver la ville? L'agriculture urbaine à Montpellier. *Espaces et sociétés*, 3/2014 (158): 49-66. http://dx.doi.org/10.3917/esp.158.0049

Schiller, G., 2010. *Kostenbewertung der Anpassung zentraler Abwasserentsorgungssysteme bei Bevölkerungsrückgang*. Phd Thesis. Institut für ökologische Raumentwicklung e.V., Leibniz. 254 p. http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0168-ssoar-396926

Schneider, A.; Woodcock, C.E., 2008. Compact, dispersed, fragmented, extensive? A comparison of urban growth in twenty-five global cities using remotely sensed data, pattern metrics and census information. *Urban Studies*, 45 (3): 659-692. http://dx.doi.org/10.1177/0042098007087340

Sencebé, Y., 2007. Individualisme de repli sécuritaire ou d'ouverture affinitaire. La pluralité des ressorts du périurbain. *Les annales de la recherche urbaine*. Persée-Portail des revues scientifiques en SHS, 58-67. http://www.persee.fr/doc/aru_0180-930x_2007_num_102_1_2694

Sieber, R.T., 1991. Waterfront Revitalization in Postindustrial Port Cities of North America. *City & Society*, 5 (2): 120-136. http://dx.doi.org/10.1525/city.1991.5.2.120

Siedentop, S.; Fina, S., 2010. Urban sprawl beyond Growth: The effect of demographic change on infrastructure costs. *Flux*, 79-80: 90-100.

Smiraglia, D.; Ceccarelli, T.; Bajocco, S.; Perini, L.; Salvati, L., 2015. Unraveling Landscape Complexity: Land Use/Land Cover Changes and Landscape Pattern Dynamics (1954-2008) in Contrasting Peri-Urban and Agro-Forest Regions of Northern Italy. *Environmental Management*, 56 (4): 916-932. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0533-x

Smith, N., 2003. La gentrification généralisée: d'une anomalie locale à la "régénération" urbaine comme stratégie urbaine globale. In: Bidou-Zachariasen, C., ed. *Retours en ville: des processus de «gentrification» urbaine aux politiques de «revitalisation» des centres, Paris, Descartes & Cie*. Paris: Descartes et Cie, 45-72.

Smith, N.; Williams, P., 2013. *Gentrification of the City*. Routledge, 280 p.

Thébert, M.; Coralli, M.; Nessi, H.; Sajous, P., 2016. Un territoire d'attaches: lien aux lieux et lien aux autres dans le périurbain francilien. *Géographie, économie, société*, 18 (1): 59-88. http://dx.doi.org/10.3166/ges.18.59-88

Tiebout, C.M., 1956. A pure theory of local expenditures. *Journal of Political Economy*, 64 (5): 416-424. http://dx.doi.org/10.1086/257839

Tilt, J.H.; Cerveny, L., 2013. Master-planned in exurbia: Examining the drivers and impacts of master-planned communities at the urban fringe. *Landscape and Urban Planning*, 114: 102-112. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.03.003

Tsai, Y.H., 2015. Housing demand forces and land use towards urban compactness: A push-accessibility-pull analysis framework. *Urban Studies*, 52 (13): 2441-2457. http://dx.doi.org/10.1177/0042098014538681

Van Criekingen, M., 2010. Du vieux vin dans de nouvelles bouteilles ? Une comparaison des opérations de réaménagement des quartiers Nord et Midi à Bruxelles. *BELGEO*, (1-2): 49-64. http://dx.doi.org/10.4000/belgeo.6660

Van Criekingen, M.; Fleury, A., 2006. La ville branchée : gentrification et dynamiques commerciales à Bruxelles et à Paris. *BELGEO*, (1-2): 113-133. http://dx.doi.org/10.4000/belgeo.10950

Vanier, M., 2003. Le périurbain à l'heure du crapaud buffle: tiers espace de la nature, nature du tiers espace. *Revue de géographie alpine*, 91 (4): 79-89.

Vial, C.; Aubert, M.; Perrier-Cornet, P., 2015. Loisirs de pleine nature et utilisation des territoires: le cas des activités équestres diffuses. *Géographie, économie, société*, 17 (3): 289-314. http://dx.doi.org/10.3166/ges.17.289-314

Viguie, V.; Hallegatte, S.; Rozenberg, J., 2014. Downscaling long term socio-economic scenarios at city scale: A case study on Paris. *Technological Forecasting and Social Change*, 87: 305-324. http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2013.12.028

von der Dunk, A.; Gret-Regamey, A.; Dalang, T.; Hersperger, A.M., 2011. Defining a typology of peri-urban land-use conflicts - A case study from Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 101 (2): 149-156. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.007

Voss, P.R.; Chi, G.Q., 2006. Highways and population change. *Rural Sociology*, 71 (1): 33-58. http://dx.doi.org/10.1526/003601106777789837

Wheater, H.S., 2006. Flood hazard and management: a UK perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society a-Mathematical Physical and Engineering Sciences*, 364 (1845): 2135-2145. http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2006.1817

Zhao, J.Z.; Xiao, L.S.; Tang, L.N.; Shi, L.Y.; Su, X.D.; Wang, H.N.; Song, Y.; Shao, G.F., 2014. Effects of spatial form on urban commute for major cities in China. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 21 (4): 361-368. <Go to ISI>://WOS:000340362800006

Chapitre 3. L'artificialisation par les infrastructures de transport, des déterminants du projet aux impacts sur l'occupation des sols

Auteurs : Thomas Thévenin – Valérie Facchinetti-Mannone

L'artificialisation des sols est souvent abordée du point de vue des villes. Or, les réseaux de transport jouent un rôle à ne pas négliger pour étudier le processus d'artificialisation. Ses effets sont tout d'abord directs car les infrastructures de transport représentent une emprise au sol omniprésente sur le territoire national. Pour ne prendre qu'un seul exemple, la France métropolitaine (Corse exclue) bénéficie du réseau routier le plus important d'Europe en cumulant 1073 milliers de km (contre 644 pour l'Allemagne qui occupe la seconde place) (Service de l'observation et des statistiques, 2016). Les réseaux jouent également un effet indirect sur l'artificialisation des sols, en contribuant à la création de zones d'activités et en accompagnant le phénomène d'expansion urbaine. Cette relation d'interdépendance entre réseaux et territoire fait l'objet d'une abondante littérature sans vraiment aborder de front la consommation des espaces. On peut alors s'interroger sur la façon dont l'artificialisation est appréhendée dans les projets d'infrastructures de transport et comment sont envisagés les impacts sur l'évolution de l'occupation des sols.

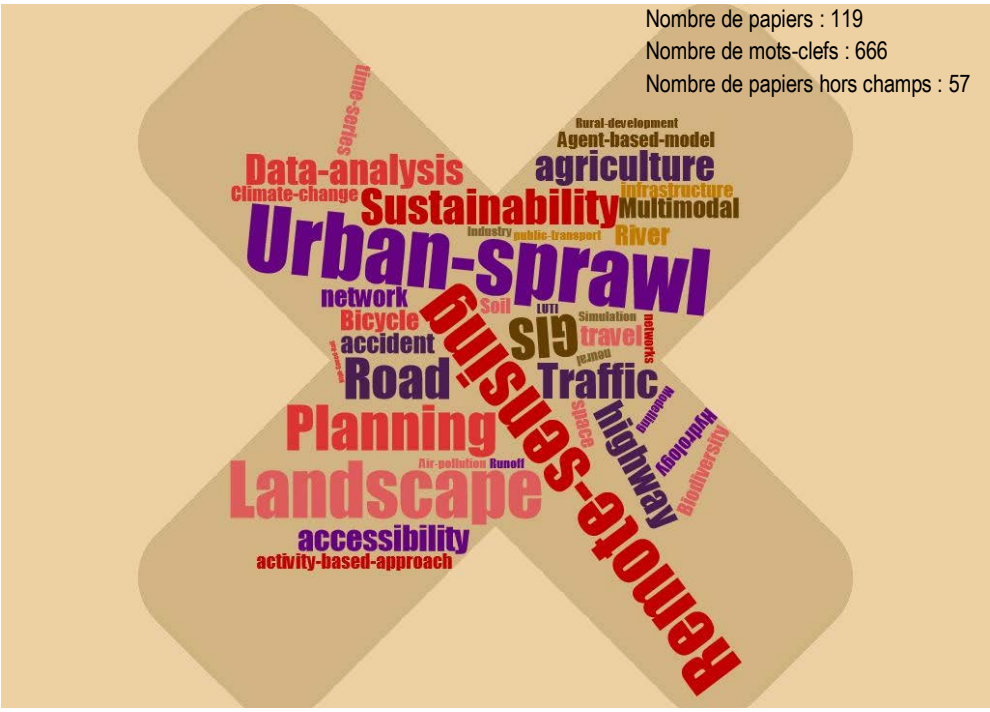


Figure 1. Analyse des mots clefs issus du WOS

A cette fin, nous avons dépouillé 119 articles scientifiques issus du Web of Science et concentré notre attention sur la moitié de ce corpus. L'analyse par mots-clefs, représentée par le nuage de mots (Figure 1), est révélatrice, faisant une large place au champ sémantique urbain. L'artificialisation est donc vue comme un processus d'urbanisation des espaces agricole et naturel Les infrastructures de transport traitent en partie des routes, tandis que les réseaux fluviaux et ferroviaires sont presque absents de la littérature mise à disposition par le web of science. Le principal instrument de mesure est fondé sur les techniques de télédétection pour comprendre les changements d'occupation des sols et de paysages. Par ailleurs, la question des déterminants des infrastructures de transport étant très liée au contexte national (physique, politique voire culturel), il a été nécessaire de mobiliser un fonds documentaire *ad-hoc* basé sur les travaux de Valérie Facchinetti-Mannone. Outre les textes généraux sur les approches multimodales, des sources sur le rail et la route ont été sélectionnées (Figure 2).

La première section de ce rapport sera donc consacrée à la genèse des projets d'infrastructure, en s'interrogeant sur les effets structurants et les échelles d'intervention des réseaux sur le territoire. Les formes et les impacts des transports seront abordés dans une seconde étape.

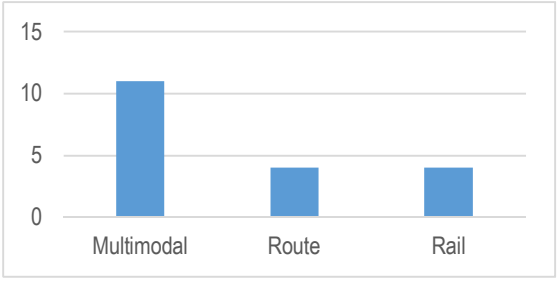


Figure 2. Répartition modale des références sur les déterminants des infrastructures de transport

1. Les déterminants de l'artificialisation des sols par les infrastructures de transport

L'artificialisation des sols par les infrastructures de transport n'est pas facile à appréhender. Dans la mesure où elle se manifeste à la fois de façon directe, via notamment les effets d'emprise et de coupure, et de façon indirecte ; les gains d'accessibilité apportés participent aux transformations de l'occupation du sol liées à l'urbanisation ou au développement économique des territoires. Ces « effets » indirects, souvent qualifiés de structurants restent néanmoins difficiles à quantifier tant il est difficile d'isoler l'infrastructure des autres facteurs intervenant dans les recompositions spatiales et territoriales. Les nombreux travaux consacrés à cette question se sont en effet attachés à déconstruire le « mythe des effets structurants » que l'euphorie des Trente Glorieuses avait largement contribué à forger.

1.1. Mise en perspective de la question des « effets structurants » des infrastructures de transport

L'importance des investissements nécessaires à la construction de nouvelles infrastructures de transport, dont la rentabilité ne se manifeste que sur le temps long et la contribution du secteur des transports au fonctionnement de l'économie, expliquent que la question des relations entre réseaux de transport et territoire ait été en premier lieu abordée sous l'angle du développement économique. La France a connu plusieurs vagues de modernisation de ses réseaux de transport. Nous retiendrons deux exemples emblématiques de cette politique d'aménagement. Le premier concerne le développement du réseau ferré tout d'abord sur le réseau d'intérêt national entre 1840 et 1860, puis avec les lignes locales à travers le plan Freycinet entre 1880-1914. Ensuite, la France entreprend de combler son retard en matière d'équipement autoroutier à partir des années 60, afin de résorber ses disparités territoriales. C'est ainsi que s'affirme ce lien entre transports et développement territorial (Bérion *et al.*, 2007). Dans la droite lignée du positivisme, hérité de la pensée saint-simonienne, qui fait de toute innovation technique un gage de progrès social et économique, l'amélioration de l'accessibilité, et la diminution des coûts de transport qui l'accompagne, provoquent une intensification des échanges perçue comme favorable au développement économique des régions desservies. Ce credo amène à considérer les infrastructures de transport comme des outils privilégiés des politiques d'aménagement du territoire, qu'il s'agisse de résorber les grandes disparités qui affectaient le territoire national dans les années 60, ou de favoriser, à partir des années 70, la reconversion économique des régions touchées par la crise. Cette croyance solidement ancrée aux effets positifs systématiques des gains d'accessibilité n'empêche néanmoins pas les pouvoirs publics de s'interroger, dans un souci de « *rationalisation des choix budgétaires* » (Plassard, 2003) sur les conséquences économiques de ces choix d'investissements, sans d'ailleurs, comme le souligne F. Plassard, que la question même de l'existence et de la nature de ces effets ne soit posée.

Capitale politique, économique et culturelle de la France, Paris polarise l'espace français des transports. Les routes royales formaient autant de rayons partant de Paris vers les grandes villes de province et les frontières. Au XIXe siècle, les gares parisiennes assurent la prééminence durable de la capitale dans son rôle de point nodal du réseau ferroviaire. Celle-ci est réaffirmée avec les lignes à grande vitesse (LGV). Le développement des autoroutes se fait en radial à partir de Paris. Ce n'est qu'à partir des années 1980 que sont peu à peu construits des axes transversaux qui viennent nuancer la réalité du réseau étoilé. Le transport aérien porte au paroxysme la polarisation parisienne avec les aéroports de Roissy et Orly.

Il est vrai que les relations entre Paris et les grandes villes de province sont les seules à pouvoir supporter économiquement des liaisons de transport à haut débit. Cela vaut particulièrement pour les LGV qui nécessitent des infrastructures nouvelles et dont les capacités de transport sont élevées. Leur rentabilité ne peut être assurée que par des flux très importants qui existent d'abord et avant tout entre Paris et les grandes métropoles de province, très secondairement entre ces dernières. Pour simplifier, une ligne TGV n'est rentable qu'entre Paris et une très grande ville de province. Il existe ainsi un effet boule de neige entre transport et métropolisation. Les métropoles génèrent les flux les plus importants, ce qui y justifie la localisation des transports les plus performants, ce qui renforce à son tour la polarisation sur ces dernières.

Les réflexions théoriques et les premiers travaux empiriques engagés dans le cadre des tentatives de modélisation économique des effets des infrastructures de transport conduisent les économistes à une remise en cause du modèle mécaniste simple liant amélioration de l'accessibilité et développement territorial. Comme l'ont souligné les travaux du Laboratoire d'Economie des Transports sur les autoroutes puis sur les lignes à grande vitesse (Buisson *et al.*, 1986 ; Plassard, 1977 ; 1985 ; 1988 ; 1995 ; Plassard et Cointet-Pinell, 1986), il n'existe pas de relation directe et automatique entre infrastructure de transport et développement, les infrastructures apparaissant comme une condition nécessaire mais non suffisante du développement territorial. Cette remise en cause de l'automaticité des effets socio-économiques, alliée aux difficultés auxquelles se heurte la quantification des conséquences de la mise en service de nouvelles infrastructures de transport provoquent, comme le rappellent J. Varlet ((coord.), 2002) et F. Plassard, un renouvellement des questionnements et une diversification des travaux. A l'approche quantitative, centrée sur le développement économique, se substitue progressivement une approche plus qualitative, qui s'attache à l'analyse des dynamiques spatiales et territoriales induites par l'amélioration de l'accessibilité.

Si l'analyse économétrique reste l'outil privilégié d'évaluation des projets, la prise en compte du temps et de l'espace s'accompagne d'une diversification des approches. Quelques analyses historiques (Harmelle, 1982 ; Plassard, 1985) se proposent d'appréhender la question de l'interdépendance des relations entre transport et territoire, déjà soulignée par les travaux de F. Braudel, sur le temps long ; l'histoire offrant « *le recul temporel suffisant* » (Plassard, 2003) à la mise en évidence des transformations de l'organisation spatiale. Economistes et Géographes multiplient études de cas empiriques ex-post et analyses prospectives à différents niveaux d'échelles. La problématique va s'orienter sur la recherche d'effets spatiaux. Une nouvelle infrastructure, en modifiant les conditions d'accessibilité, a en premier lieu des conséquences sur les flux, les pratiques de mobilité ; modifications qui sont susceptibles de se traduire par des transformations spatiales repérables à plus ou moins long terme. A la logique d'effet, fondée sur une causalité linéaire, se substitue une logique d'interactions, reposant sur une causalité de type circulaire afin de rendre compte de la complexité des interrelations entre infrastructure de transport et dynamiques territoriales.

Cette approche spatiale révèle ainsi que structures et dynamiques de l'espace géographique vont tout autant déterminer les caractéristiques des réseaux de transport qu'elles ne sont modifiées par ces dernières. A ce propos, les conclusions des observatoires autoroutiers convergent pour souligner que si l'autoroute est à l'origine d'une nouvelle géographie des activités, les dynamiques observées varient selon la position des nœuds dans le réseau et les caractéristiques des espaces desservis (Bérion *et al.*, 2007). La grande diversité spatiale et temporelle des transformations mises en évidence par le suivi de ces infrastructures souligne en définitive la prééminence des dynamiques préexistantes sur l'amélioration de l'accessibilité. L'infrastructure et les nouvelles conditions d'accessibilité qui lui sont liées ne constituent en définitive qu'une opportunité de développement dont les acteurs doivent se saisir par le biais de mesures d'accompagnement et de stratégies de valorisation adéquates. Ces multiples analyses témoignent de travaux féconds, marqués par une diversification des approches et la multiplication des terrains d'application. L'intégration des caractéristiques de l'espace et du rôle joué par les stratégies de valorisation ont conduit à une meilleure prise en compte des relations multiples et complexes entre réseaux et territoire, ainsi qu'à une remise en cause, largement partagée de la légitimité de la notion d'effet territorial. Ainsi J. M. Offner, dans un article au titre provocateur dénonçant « le mythe politique », mais aussi la « mystification scientifique », propose de lui substituer le terme de « *congruence, d'adaptation réciproque entre transport et territoire* », plus adaptée à la complexité des interactions entre transport et territoire (Offner, 1993). L'infrastructure est le produit d'un système territorial dont elle participe aux transformations via les stratégies de valorisation des acteurs. L'interdépendance entre transport et transformation de l'organisation spatiale exclut tout lien de causalité directe.

Afin de comprendre la façon dont le territoire s'approprie la nouvelle infrastructure, stratégies et logiques d'acteurs sont mises au cœur de nombreux travaux. Les différents travaux que P. Menerault a consacrés à la territorialisation de la LGV Nord européenne (Menerault, 1998), ou la thèse d'E. Faivre, réalisée dans le cadre de l'Observatoire de l'A 39, ont clairement démontré l'intérêt de l'analyse des jeux d'acteurs et de la gouvernance territoriale pour identifier les interactions entre transport et territoire (Faivre, 2003). Selon E. Faivre, « *il convient de juger de l'attractivité d'un territoire, non seulement en fonction de ses caractéristiques propres, comme la distance à une agglomération ou à un accès autoroutier, mais également à travers les acteurs qui le gèrent et les projets qu'il supporte* ». L'approche systémique qu'il met en œuvre lui permet ainsi de montrer que « *le degré de collaboration et de partenariat entre acteurs est essentiel dans la réussite des projets initiés autour de l'autoroute* » (Faivre, 2003). De la même manière, analysant le rôle joué par le TGV Est dans l'activation des ressources touristiques rémoises, S. Bazin *et al.* (2010) montrent clairement que « *l'appropriation collective de l'innovation que constitue la desserte à grande vitesse »* et la capacité des acteurs à collaborer constituent « *la clef de l'émergence des « effets » positifs de l'infrastructure* ».

Ainsi, le déterminant majeur de la construction d'une infrastructure de transport est d'abord de répondre à la demande de trafic. Mais elle l'alimente en retour en élargissant les opportunités liées aux gains d'accessibilité. Le trafic appelle le trafic, notamment entre les plus grandes villes et à l'intérieur des aires urbaines. C'est pourquoi il est nécessaire de questionner le lien entre développement des infrastructures de transport et développement territorial. Il n'existe pas de relation directe entre développement et infrastructure de transport (routier comme ferroviaire). **Ces infrastructures en sont une condition nécessaire mais non suffisante.** Sur le long terme, elles tendent même à accentuer les tendances lourdes à l'œuvre en renforçant les zones dynamiques par effet d'aspiration et en affaiblissant les zones les plus fragiles qui deviennent de simples espaces de transit ou au mieux des espaces récréatifs.

Il n'est donc pas évident d'établir un lien direct de cause à effet entre le développement de l'artificialisation et les infrastructures de transport hormis l'artificialisation directement liée aux infrastructures elles-mêmes. A la petite échelle, les infrastructures de transport amplifient les dynamiques territoriales à l'œuvre dans l'hexagone. Elles contribuent donc, à leur mesure, à amplifier les phénomènes d'artificialisation dans les régions les plus dynamiques. A la grande échelle, notamment dans les aires urbaines, elles sont un facteur essentiel et une condition de la périurbanisation. Depuis les années 1970, les échangeurs autoroutiers et les grands axes d'entrée de ville sont progressivement devenus des lieux privilégiés d'implantation des zones commerciales et d'activités. Les entrées des villes françaises s'apparentent désormais à de longs corridors commerciaux uniformes d'une ville à l'autre avec comme conséquence fréquente une très forte dégradation des paysages.

1.2. Approche multiscalaire des enjeux liés à l'aménagement de nouvelles infrastructures de transport

« *Outils de mise en relation spatio-temporelle* » (Offner et Pumain, 1996), les réseaux de transport résultent des actions mises en œuvre par les sociétés pour maîtriser la distance et l'hétérogénéité spatiale et temporelle du territoire. L'espace géographique est en effet constitué de lieux distincts, de « *nodosités territoriales* » (Raffestin, 1980), à partir desquelles les acteurs sociaux établissent des « *projets transactionnels* », reflets de leur volonté de liaison potentielle avec d'autres lieux. Le réseau de transport apparaît ainsi comme un compromis entre « *le réseau de projets transactionnels* » ; « *réseau virtuel* » renvoyant à la multiplicité des projets individuels, qui « *relève du désir et de l'imaginaire* » (Dupuy, 1987), et « *les contraintes techniques, économiques et politiques* » (Raffestin, 1980) que l'organisation de l'espace impose aux opérateurs de transport. Dès lors, comme le soulignent M. Bassand et B. Galland, les réseaux techniques et territoriaux « *ne sont pas que des matériaux et des dispositifs techniques mis en place dans l'espace : ils sont aussi et surtout le fruit de décisions humaines, sociales, politiques ; le résultat d'une longue négociation entre les différents acteurs sociaux* » (Bassand et Galland, 1993).

Les infrastructures de transport sont le support de flux de nature et d'échelles très diversifiés, et leurs déterminants relèvent d'autres échelles spatiales que celles qui sont affectées directement ou indirectement par leurs effets (Facchinetti-Mannone et Richer, 2011). L'aménagement de grandes infrastructures de transport met en tension deux logiques spatiales divergentes qui s'expriment par des enjeux scalaires spécifiques (figure 3). La logique réticulaire, propre aux opérateurs de réseau et à leurs autorités organisatrices, repose sur l'optimisation de l'offre de circulation au nom de l'efficacité économique aux échelons national et supranational, et de l'accessibilité aux niveaux local et régional. La logique territoriale, généralement portée par les collectivités au nom de l'intérêt général, répond à des enjeux nationaux d'équité et de solidarité et des enjeux locaux d'attractivité. Ces logiques spatiales entretiennent des relations variées; leurs enjeux se confrontant ou se confortant selon l'échelon géographique auquel on les considère. L'optimisation de la vitesse, qui impose au nom de la rentabilité économique une massification des flux au profit des axes et des nœuds les plus performants, accroît les inégalités territoriales à petite échelle, et accentue par là même les enjeux d'accessibilité et d'attractivité à grande échelle (Ollivro, 2000). De même, le gain d'attractivité que l'on prête à la contraction de l'espace-temps exacerbe les concurrences interurbaines, remettant en cause la conception égalitaire de l'espace attachée au principe d'équité territoriale.

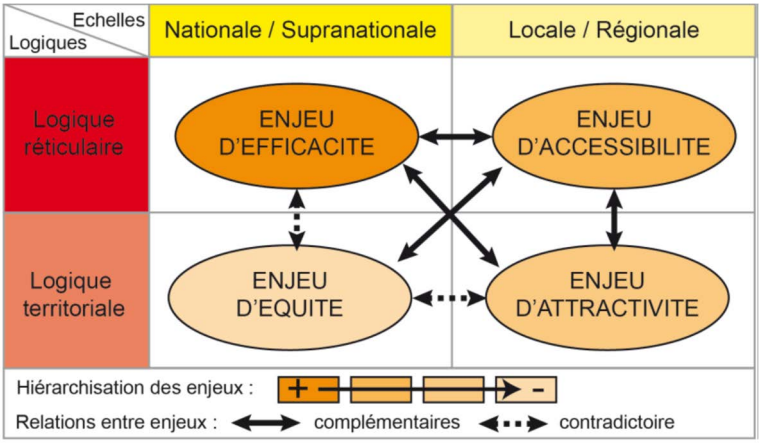


Figure 3. Des logiques spatiales complémentaires ou contradictoires selon les échelons géographiques (Facchinetti-Mannone et Richer, 2011)

Cette prévalence de la logique réticulaire nationale contribue à renforcer les enjeux d'accessibilité et d'attractivité à l'échelon local (Menerault, 1998). La valeur s'établissant à l'aune de la rareté et du désir, le caractère discriminant de la vitesse renforce l'intérêt que portent villes et régions à l'égard d'une connexion au réseau, comme en témoignent les nombreux débats suscités par la définition des tracés des nouvelles lignes ferroviaires ou autoroutes, les choix de localisation des « *équipements convoités* » que sont les gares TGV ou les échangeurs, ou la définition des dessertes. L'accessibilité étant perçue comme un gage d'attractivité, les acteurs territoriaux se mobilisent pour obtenir le meilleur branchement au réseau afin de capter une part des « effets territoriaux » que l'on prête à la contraction de l'espace-temps. La contradiction entre efficacité économique et équité territoriale renforce les enjeux d'accessibilité à grande échelle. Corollaire de la vitesse, la réduction du nombre de points d'accès au réseau impose une valorisation de l'accessibilité afin de diffuser à un vaste hinterland régional les gains de temps liés à la nouvelle infrastructure. L'enjeu est de garantir aux populations et aux principaux générateurs de trafic des territoires concernés une accessibilité performante au macro-réseau.

Bien que fondées sur des principes contradictoires, logiques réticulaires et territoriales se nourrissent mutuellement par des mécanismes congruents. Ainsi, l'amélioration locale des dispositifs d'accès à l'infrastructure renforce la fréquentation du réseau, confortant le bilan socio-économique des projets et l'attractivité des territoires desservis. A l'échelon local, la logique territoriale s'exprime quant à elle par l'adoption de stratégies de valorisation destinées à tirer parti du renforcement d'attractivité attribué à la contraction de l'espace-temps. Cette logique se concrétise par l'intégration de l'infrastructure au sein d'ambitieux projets de réaménagement urbain et/ou par l'émergence de nouveaux projets à dominante économique.

Toute nouvelle infrastructure de transport s'inscrit ainsi au cœur d'un système multiscalaire dont le fonctionnement repose sur des interactions complexes entre logiques réticulaires et logiques territoriales, qui, selon les équilibres recherchés entre projets de transport et spécificités des territoires desservis, peuvent s'ignorer, s'opposer, se combiner ou se conforter.

Même s'ils restent largement subordonnés à la rentabilité économique du système, les choix d'aménagement des infrastructures sont soumis, depuis une dizaine d'années, à des évolutions contextuelles favorables à une recomposition de la hiérarchie des enjeux identifiés. A l'échelle nationale et européenne, la redistribution progressive des choix de desserte vers des acteurs déterritorialisés et transnationaux (les grands opérateurs de réseaux) renforce les enjeux d'efficacité. Ce renforcement s'accompagne d'un bouleversement des enjeux territoriaux, la décentralisation ayant confié aux collectivités locales de nouvelles compétences en matière d'aménagement et de développement. Villes et régions voient leurs prérogatives renforcées ; d'autant que, face au désengagement financier de l'État, elles sont de plus en plus sollicitées pour financer les infrastructures, dans un contexte où l'abandon par l'État des politiques d'équilibre territorial exacerbe la compétition interurbaine (Troin, 2010). Parallèlement, l'évolution des procédures de concertation permet une participation plus active des acteurs locaux et du public au processus de décision (d'Aquino, 2002). Ces évolutions tendent à infléchir la logique réticulaire nationale en faveur des enjeux d'accessibilité et d'attractivité locaux et d'un arbitrage plus équilibré entre logiques d'acteurs aux intérêts divergents.

Enfin, même si la prise en compte des enjeux de durabilité reste encore marginale et abordée sous l'angle de l'impact environnemental de la seule infrastructure, l'évolution du contexte politique, institutionnel et réglementaire leur confère un poids croissant dans le processus de décision. Outre leur impact direct sur l'environnement dans lequel elles s'insèrent, les infrastructures ont, par l'intermédiaire de leur influence sur les pratiques de mobilité à toutes les échelles, un effet sur les émissions de polluants et de CO_2 liées aux transports (Pechanec *et al.*, 2015 ; Zhao *et al.*, 2014). Elles peuvent influencer également, par leur conséquence sur l'organisation de l'espace, les modalités d'occupation du territoire dans le sens d'une économie de la ressource foncière.

2. L'artificialisation par les réseaux techniques : du thème à la méthode

Une analyse approfondie des mots clefs issus du corpus WOS a permis de séparer la littérature qui s'intéresse aux modes de transport et à ses impacts, de la littérature spécialisée sur les méthodes d'analyse du changement d'occupation des sols (figure 4).

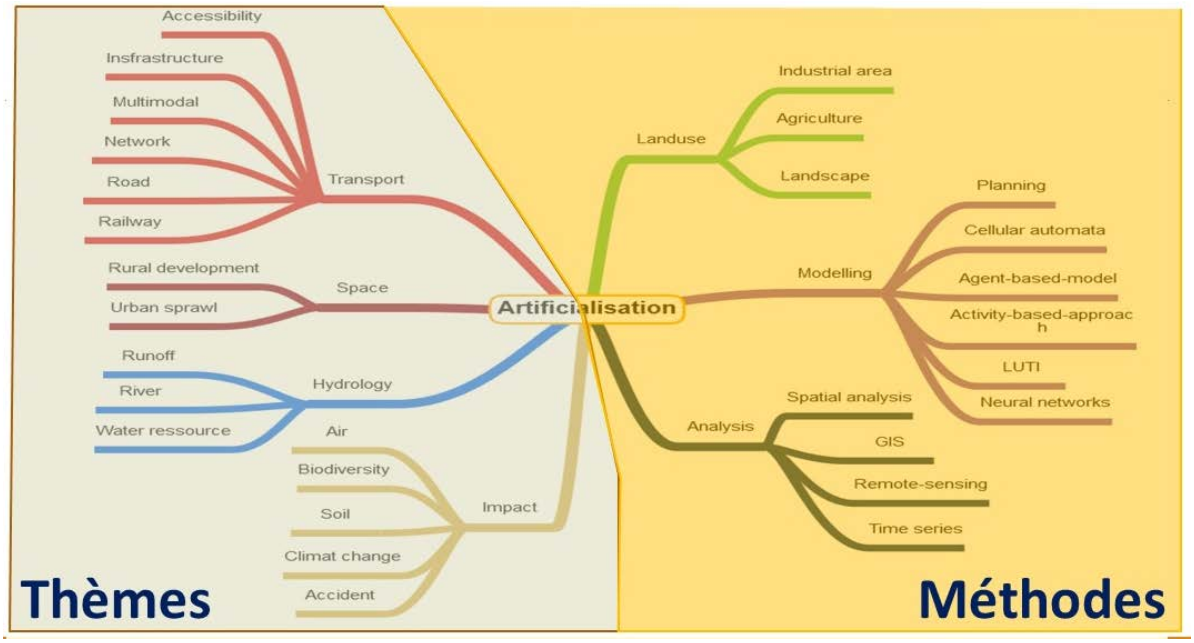


Figure 4. Artificialisation par les réseaux : du thème à la méthode

2.1. Modes de transport et impacts de l'artificialisation

Dans le domaine des transports, l'emprise est le terme consacré pour qualifier et quantifier la surface occupée par une route ou une voie ferrée et ses dépendances incorporées au domaine de la collectivité publique. D'après le service d'observation et des statistiques du ministère de l'écologie (Service de l'observation et des statistiques, 2016), l'emprise au sol des réseaux ferré et routier représentait en 2012 (dernière date connue) 20 970 km², soit 3,8% du territoire métropolitain. Cette estimation s'approche de la moyenne européenne qui dépasse les 3% d'occupation des sols des Etats membres (EEA, 2005).

La route contribue de façon majoritaire à l'occupation des sols avec 12 300 km^2, ce qui équivaut approximativement à la surface de la région Ile-de-France. Les lignes ferroviaires occupent la seconde place avec 8 670 km2 de surface au sol. Aucune estimation de cette nature ne semble avoir été effectuée pour les voies navigables. La production scientifique suit cette hiérarchie, puisque la quasi-totalité des articles étudiés traitent des infrastructures routières. Seules deux contributions liées aux lignes à grande vitesse ont été répertoriées dans le corpus (Shen *et al.*, 2014a; b) et aucune source n'a été identifiée pour le fluvial. Cette faible représentation des travaux sur les voies ferrées est surprenante, au regard des constructions réalisées ces dernières années. Il faut rappeler que la majorité du réseau routier a été construite en France entre les années 1950 et 1990, tandis que les derniers chantiers de LGV sont en cours d'achèvement.

Les échelles d'analyse de l'artificialisation sont essentiellement focalisées sur les espaces urbains. Sur les 62 articles dépouillés, 35 considèrent les échelles urbaines. Les travaux sur les villes chinoises font l'objet d'un certain nombre de contributions (He *et al.*, 2011 ; Kuenzer *et al.*, 2007 ; Li *et al.*, 2014) afin d'étudier et de prévoir le processus d'expansion urbaine. En dehors des travaux réalisés sur les villes, l'influence des réseaux peut être appréhendée selon trois échelles d'analyse. *L'observation à large échelle* permet de considérer la fragmentation des espaces (Luo *et al.*, 2016 ; McCormick *et al.*, 2001 ; Poelmans et Van Rompaey, 2009). *L'échelle intermédiaire* rassemble la majorité des contributions pour étudier les aires d'influence. La notion d'accessibilité joue ainsi un rôle important pour analyser ce « rail/road effect zone » (Fuglsang *et al.*, 2011 ; Hansen, 2009 ; Niedzielski et Boschmann, 2014; Salonen *et al.*, 2012 ; Shen *et al.*, 2014a ; Stanilov, 2003). Nous retiendrons de ces lectures un travail remarquable d'une équipe suisse qui mesure les effets des sorties autoroutes sur les changements d'occupation des sols (Muller *et al.*, 2010). Enfin, *l'échelon d'analyse immédiat* autour de l'infrastructure concerne les impacts sur l'environnement.

Les impacts environnementaux sont considérés, tout d'abord ; du point de vue de l'hydrogéologique avec un corpus de 21 articles. L'écoulement des eaux et la question des inondations constituent un sujet important dans la littérature mobilisée (Kalantari *et al.*, 2014 ; Poelmans et Van Rompaey, 2009). L'impact des infrastructures sur les volumes et la qualité des eaux apparait également en bonne place (Kalantari *et al.*, 2014 ; Kaya *et al.*, 2014 ; Kucukmehmetoglu et Geymen, 2009 ; Wheeler *et al.*, 2005). Le caractère linéaire des réseaux de transport contribue à fragmenter et cloisonner les espaces naturels en dégradant la biodiversité (Luo *et al.*, 2016 ; Manley *et al.*, 2009). Ensuite, la création d'infrastructure de transport a un impact considérable sur la pollution atmosphérique à la fois de proximité, via les particules fines (Mahmud *et al.*, 2010) mais aussi sur la pollution de fond à travers les émissions de CO_2 (Blecic *et al.*, 2014 ; Villarroya et Puig, 2012). Enfin, quelques travaux sur la relation entre accidents de la route et artificialisation ont également été recensés (Bakaba et Ortlepp, 2016 ; Prasannakumar *et al.*, 2011).

Ces multiples impacts des emprises routière et ferroviaire sont abordés de façon très ciblée sur une nuisance particulière. Ces approches sectorielles mériteraient d'être complétées par des travaux plus transversaux, capables d'éclairer davantage la décision publique.

2.2. Méthodologie d'analyse des interactions transport-artificialisation

La revue de littérature sur les relations transport-artificialisation vient confirmer les conclusions des spécialistes de la mesure. La télédétection constitue en effet la principale source mobilisée pour repérer les changements d'occupation des sols liés à la création d'une infrastructure. Sur les 62 articles étudiés, 12 mobilisent l'imagerie satellite pour effectuer des typologies d'occupation des sols (Geymen et Baz, 2008 ; Kuenzer *et al.*, 2007 ; Musaoglu *et al.*, 2005 ; Pollino et Modica, 2013). Les images Landsat sont privilégiées sur le temps long (Mahiny et Gholamalifard, 2007 ; Maurice *et al.*, 2014; Sheng *et al.*, 2013). A noter que l'approche orientée objet reste minoritaire en (Samal et Gedam, 2015).

La classification de l'occupation des sols est une entrée essentielle pour appréhender leurs changements d'occupation. La typologie suivante est un exemple significatif de l'occupation des sols mobilisées dans les modèles (Iacono *et al.*, 2008).

- Aéroport
- Commerce
- Autoroute
- Bâti industriel
- Bâti résidentiel
- Parc public, par naturel
- Place publique
- Emprise ferroviaire
- Réserve foncière (décrit comme vacant)
- Surface en eau

D'après les auteurs, ces catégories sont en constante évolution et peuvent varier fortement suivant les pays étudiés. La classification doit donc faire l'objet d'une adaptation en fonction du contexte et de la disponibilité des données. Cette couche constitue l'information d'entrée des modèles explicatif mais également prédictif du changement d'occupation des sols.

Les modèles explicatifs permettent de mesurer l'influence du réseau de transport sur les changements d'occupation des sols. D'après Iacono et Levinson (2008), le modèle le plus simple repose sur le principe des chaînes de Markov (Behera *et al.*, 2012 ; Sun *et al.*, 2007). Dans cette méthode, le changement d'affectation d'occupation des sols est considéré comme un processus stochastique. Le changement d'état entre deux dates est fondé sur l'hypothèse que le pourcentage d'occupation des sols évolue de façon constante. Malgré l'intérêt de cette méthode, les modèles de régression restent très utilisés. Cette technique a notamment été employée pour montrer les corrélations entre le développement des réseaux autoroutiers et ses impacts sur l'évolution de l'occupation des sols et des populations (Han *et al.*, 2009; Iacono et Levinson, 2009; Muller *et al.*, 2010; Vanderhaegen *et al.*, 2013). Iacono et Levinson ont observé l'évolution de la ville de Twin Cities (Minnesota, USA) sur la période 1958-2005. Leurs travaux montrent que la probabilité de changement d'occupation augmente avec la proximité des autoroutes pour les activités commerciale et industrielle. En revanche cette proximité n'exerce aucun effet sur les parcelles agricoles. La probabilité de changement s'avère même négative pour les secteurs résidentiels.

De multiples outils de simulation ont été développés pour prévoir l'influence des réseaux de transport sur les territoires. Les modèles LUTI (Land Use and Transport Integrated) ont été développés dès les années 1960 pour comprendre les interactions entre transport et occupation des sols. Une revue de la littérature proposée par Iacono et Levison (2008) permet de montrer à la fois l'histoire de ces modèles mais également les relations avec les autres outils de modélisation (figure 5). Au-delà de ces travaux anglo-saxons, des développements ont été également réalisés en France. Les projets SIMBAD (Deymier et Nicolas, 2005) et Mobism (Antoni *et al.*, 2011) représentent deux exemples soutenus par le ministère de l'écologie et du développement durable via la DRAST et le PREDIT.

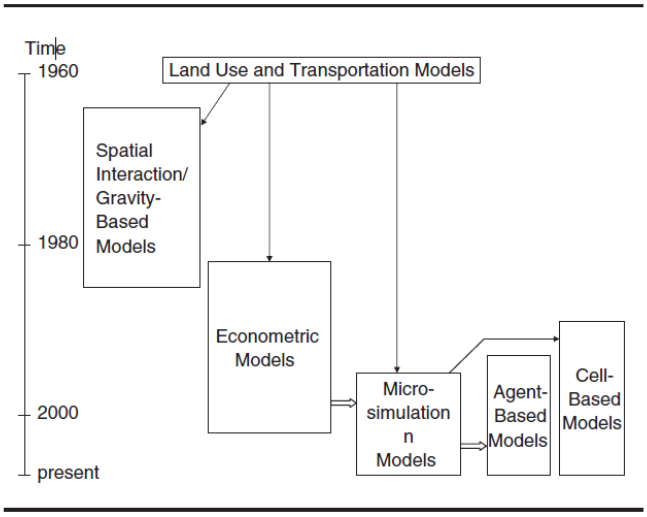


Figure 5. Chronologie du développement des modèles LUTI (Iacono *et al.*, 2008)

Ces dispositifs permettent d'appréhender une plus grande complexité, néanmoins ils exigent de nombreuses données d'entrées, ce qui rend leur utilisation peu aisée. Plus récemment, le recours aux systèmes complexes tend à se diffuser largement pour prévoir l'occupation des sols. Les avancées dans le domaine des capacités de calcul et de stockage ont favorisé l'émergence des approches désagrégées, avec un niveau d'analyse extrêmement fin. Les automates cellulaires sont largement majoritaires pour analyser les changements d'occupation des sols. Sur les 24 articles traitant de la modélisation, 10 sont consacrés à cette technique, avec une préférence pour l'outil de simulation SLEUTH (Mahiny et Gholamalifard, 2007; 2011; Sangawongse *et al.*, 2005). Dans une moindre mesure, les systèmes multi-agents font également l'objet d'applications (Loibl et Toetzer, 2003; Shen *et al.*, 2014b; Zhao *et al.*, 2014). Les modèles LUTI se sont également appropriés ces outils de microsimulation. L'exemple le plus emblématique concerne les travaux des américains sur la plateforme Urbansim (Borning *et al.*, 2008; Waddell *et al.*, 2003). Cette plateforme de simulation a fait l'objet de nombreuses applications sur les villes de Salt-Lake-City et Seattle. Urbansim a notamment été utilisé pour tester des politiques de densification des tissus urbains, afin de montrer les conséquences sur les réseaux de transport. Cet outil permet également une estimation des gaz à effet de serre sur la base de prévisions de trafic et de l'évolution de l'occupation des sols. Depuis ces premières expérimentations, les terrains et les thèmes d'application se sont largement diversifiés.

3. Conclusion

Synthèse des résultats majeurs

Cette revue de la littérature fait ressortir, en premier lieu, un manque criant de travaux sur les déterminants des projets d'infrastructure dans la littérature scientifique internationale. Ensuite, les études sont focalisées, pour l'essentiel, sur des espaces urbanisés. Les effets des réseaux sont principalement appréhendés à partir des routes, en laissant une très faible place à l'influence des réseaux ferrés sur l'artificialisation des sols. Ce constat est particulièrement paradoxal pour la France

qui a massivement investi sur les lignes à grande vitesse. Par ailleurs, les études environnementales apparaissent trop souvent centrées sur une thématique particulière. Enfin, lorsque les études sont focalisées sur l'infrastructure au sens strict, la nature du revêtement est rarement prise en compte dans les études d'impact. Pour terminer, les contributions sur les modèles de changement d'occupation des sols étaient assez nombreuses dans le corpus étudié mais il semble que le cadre réglementaire soit trop souvent négligé dans ce type d'approche.

Limites et identification des besoins de recherche

Quel que soit le mode de transport, les déterminants des projets d'infrastructure résultent d'un processus complexe qui associe des impératifs techniques et des contraintes imposées par la topographie et la préservation de l'environnement. Cependant, la décision finale s'effectue sur la base de critères financiers et d'objectifs politiques. Ainsi, une histoire décisionnelle des grands projets d'infrastructure serait fort utile pour mieux comprendre les choix opérés par le passé.

Il semble également nécessaire d'élargir les échelles d'analyse sur la question de l'artificialisation. Les travaux semblent trop souvent centrés sur les espaces urbains et péri-urbains, sans prendre en considération les impacts sur les espaces plus lointains. Une réflexion à l'échelle des unités urbaines pourrait gagner en pertinence. Par ailleurs, les études d'impact sont souvent effectuées à quelques kilomètres d'une nouvelle infrastructure. Il serait nécessaire d'élargir les échelles d'analyse afin de prendre en considération les nuisances d'un point de vue global.

Enfin, l'artificialisation par les infrastructures est abordée d'un point de vue modal : une LGV ou une autoroute. Or, la concentration des infrastructures dans un même espace (une vallée, le long d'un littoral…) est loin d'être une exception. Ainsi, il semblerait nécessaire d'appréhender ce phénomène d'un point de vue multimodal.

Leviers d'action

Les recherches sur l'artificialisation par les infrastructures de transport étant très locales, le premier objectif serait de réaliser des études comparables à l'échelle internationale sur les effets territoriaux des différents modes de transport. Sur le plan méthodologique, les travaux de Iacono et Levinson concluent sur la nécessité de compléter les modèles en améliorant la caractérisation des réseaux en termes de flux, de temps et de coût, afin de fournir une mesure de l'accessibilité plus précise. Ces auteurs insistent également sur l'importance d'affiner le mode d'occupation des sols en intégrant l'intensité des usages. Enfin, la prise en compte du cadre réglementaire passe par l'intégration des documents d'urbanisme dans les modèles. Ainsi, le PLU ou le SCOT pourraient être des informations à intégrer dans les nouvelles plateformes de simulations dans l'objectif de mieux rendre compte des interactions entre transport et urbanisme.

Les routes constituent la majorité des travaux de recherche alors que le réseau de ligne à grande vitesse est en augmentation. Les effets de la grande vitesse ferroviaire sont souvent abordés d'un point de vue économique mais sans véritablement mesurer l'impact de ces nouvelles infrastructures sur l'occupation des sols. Il apparaît donc essentiel que l'ensemble des sciences régionales s'empare de cette question. A l'inverse, les lignes d'intérêt local font l'objet de fermetures régulières. Ainsi, la question de la « désartificialisation » et de leur requalification doit être posée.

Contribution aux questions transversales

La première question transversale concerne dimension technique de l'artificialisation et plus particulièrement de sa mesure. Les images satellites et les types d'occupation des sols conditionnent largement les résultats des modèles à vocation explicative et prédictive. Ces derniers étant largement mobilisés pour accompagner la décision publique, il semble essentiel d'améliorer le mode d'occupation des sols et de réfléchir à la résolution idéale à atteindre.

En second lieu, les impacts environnementaux doivent être considérés de façon plus transversale. Le principal enjeu sera de décloisonner les études en replaçant la production scientifique dans une perspective plus systémique.

Références bibliographiques citées

Antoni, J.-P.; Tannier, C.; Vuidel, G.; Hirtzel, J., 2011. *MobiSim, Rapport scientifique final*. Paris: PREDIT, Ministère du développement durable, 172 p.

Bakaba, J.E.; Ortlepp, J., 2016. Safety of characteristic subsections of roadwork zones on motorways. In: Lemke, K.; Geistefeldt, J.; JajkoSchlichter, J., eds. *International Symposium on Enhancing Highway Performance*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Transportation Research Procedia), 283-294. http://dx.doi.org/10.1016/j.trpro.2016.06.024

Bassand, M.; Galland, B., 1993. Avant-propos: dynamique des réseaux et société. *Flux*, 9 (13): 7-10.

Bazin, S.; Beckerich, C.; Delaplace, M., 2010. Desserte ferroviaire à grande vitesse, activation des ressources spécifiques et développement du tourisme: le cas de l'agglomération rémoise. *Belgeo. Revue belge de géographie*, 1-2: 65-78.

Behera, M.D.; Borate, S.N.; Panda, S.N.; Behera, P.R.; Roy, P.S., 2012. Modelling and analyzing the watershed dynamics using Cellular Automata (CA)-Markov model - A geo-information based approach. *Journal of Earth System Science*, 121 (4): 1011-1024. http://dx.doi.org/10.1007/s12040-012-0207-5

Bérion, P.; Joignau, G.; Langumier, J.-F., 2007. L'évaluation socio-économique des infrastructures de transport: Enrichir les approches du développement territorial. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, 4: 651-676.

Blecic, I.; Cecchini, A.; Falk, M.; Marras, S.; Pyles, D.R.; Spano, D.; Trunfio, G.A., 2014. Urban metabolism and climate change: A planning support system. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26: 447-457. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2013.08.006

Borning, A.; Waddell, P.; Förster, R., 2008. UrbanSim: Using simulation to inform public deliberation and decision-making. *Digital government*. Springer, 439-464.

Buisson, M.-A.; Bonnafous, A.; Bernadet, J.-L.; Jafflin, C.; Mignot, D., 1986. *Effets indirects du TGV et transformations du tertiaire supérieur en Rhône-Alpes*, (Programme de Recherche et de Développement Technologique dans les Transports Terrestres), 87 p. http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/81/83/15/PDF/EFFETS_INDIRECTS_DU_TGV.pdf

d'Aquino, P., 2002. Le territoire entre espace et pouvoir: pour une planification territoriale ascendante. *L'Espace géographique*, 31 (1): 3-22.

Deymier, G.; Nicolas, J.-P., 2005. *Modèles d'interaction entre transport et urbanisme: état de l'art et choix du modèle pour le projet SIMBAD. Rapport intermédiaire n° 1*, (Rapport pour le compte de la DRAST (Ministère de l'Équipement) et de l'ADEME dans le cadre du groupe 11 du PREDIT), 49 p. http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00101342/document

Dupuy, G., 1987. Vers une théorie territoriale des réseaux: une application au transport urbain. *Annales de Géographie*, 96 (538): 658-679.

EEA, 2005. *The European environment: state and outlook 2005*. Copenhagen: European Environment Agency, 576 p. http://www.eea.europa.eu/publications/state_of_environment_report_2005_1/SOER2005_all.pdf

Facchinetti-Mannone, V.; Richer, C., 2011. L'intégration territoriale des gares sur lignes à grande vitesse en France: une approche typologique. *Recherche Transports Sécurité*, 27 (3): 200-214.

Faivre, E., 2003. Autoroutes, activités et territoires: résultats et propositions méthodologiques de recherche. *Les Cahiers scientifiques du transport*, 43: 59-83.

Fuglsang, M.; Hansen, H.S.; Munier, B., 2011. Accessibility Analysis and Modelling in Public Transport Networks - A Raster Based Approach. In: Murgante, B.; Gervasi, O.; Iglesias, A.; Taniar, D.; Apduhan, B.O., eds. *Computational Science and Its Applications - Iccsa 2011, Pt I*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Lecture Notes in Computer Science), 207-224.

Geymen, A.; Baz, I., 2008. Monitoring urban growth and detecting land-cover changes on the Istanbul metropolitan area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136 (1-3): 449-459. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-9699-x

Han, J.; Hayashi, Y.; Cao, X.; Imura, H., 2009. Evaluating Land-Use Change in Rapidly Urbanizing China: Case Study of Shanghai. *Journal of Urban Planning and Development*, 135 (4): 166-171. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9488(2009)135:4(166)

Hansen, H.S., 2009. Analysing the Role of Accessibility in Contemporary Urban Development. In: Gervasi, O.; Taniar, D.; Murgante, B.; Lagana, A.; Mun, Y.; Gavrilova, M.L., eds. *Computational Science and Its Applications - Iccsa 2009, Pt I*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Lecture Notes in Computer Science), 385-396.

Harmelle, C., 1982. *Saint-Antonin et sa région 1850-1940. Révolutions des transports et changmenet social*. DGRST.

He, C.Y.; Tian, J.; Shi, P.J.; Hu, D., 2011. Simulation of the spatial stress due to urban expansion on the wetlands in Beijing, China using a GIS-based assessment model. *Landscape and Urban Planning*, 101 (3): 269-277. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.032

Iacono, M.; Levinson, D.; El-Geneidy, A., 2008. Models of transportation and land use change: A guide to the territory. *Journal of Planning Literature*, 22 (4): 323-340. http://dx.doi.org/10.1177/0885412207314010

Iacono, M.J.; Levinson, D.M., 2009. Predicting Land Use Change How Much Does Transportation Matter? *Transportation Research Record*, (2119): 130-136. http://dx.doi.org/10.3141/2119-16

Kalantari, Z.; Lyon, S.W.; Folkeson, L.; French, H.K.; Stolte, J.; Jansson, P.E.; Sassner, M., 2014. Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment. *Science of the Total Environment*, 466: 741-754. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.047

Kaya, S.; Seker, D.Z.; Tanik, A., 2014. Temporal impact of urbanization on the protection zones of two drinking water reservoirs in Istanbul. *Fresenius Environmental Bulletin*, 23 (12): 2984-2989.

Kucukmehmetoglu, M.; Geymen, A., 2009. Urban sprawl factors in the surface water resource basins of Istanbul. *Land Use Policy*, 26 (3): 569-579. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.08.007

Kuenzer, C.; Zhang, J.Z.; Voigt, S.; Wagner, W., 2007. Remotely sensed land-cover changes in the Wuda and Ruqigou-Gulaben coal-mining areas of China. In: Stracher, G.B., ed. *Geology of Coal Fires: Case Studies from around the World*. Boulder: Geological Soc Amer Inc (Reviews in Engineering Geology), 219-228. http://dx.doi.org/10.1130/2007.4118(14)

Li, W.L.; Wu, C.S.; Zang, S.Y., 2014. Modeling urban land use conversion of Daqing City, China: a comparative analysis of "top-down" and "bottom-up" approaches. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 28 (4): 817-828. http://dx.doi.org/10.1007/s00477-012-0671-0

Loibl, W.; Toetzer, T., 2003. Modeling growth and densification processes in suburban regions - simulation of landscape transition with spatial agents. *Environmental Modelling & Software*, 18 (6): 553-563. http://dx.doi.org/10.1016/s1364-8152(03)00030-6

Luo, T.; Zhang, T.H.; Wang, Z.F.; Gan, Y.H., 2016. Driving Forces of Landscape Fragmentation due to Urban Transportation Networks: Lessons from Fujian, China. *Journal of Urban Planning and Development*, 142 (2). http://dx.doi.org/10.1061/(asce)up.1943-5444.0000292

Mahiny, A.S.; Gholamalifard, M., 2007. Dynamic spatial modeling of urban growth through cellular automata in a GIS environment. *International Journal of Environmental Research*, 1 (3): 272-279.

Mahiny, A.S.; Gholamalifard, M., 2011. Linking SLEUTH Urban Growth Modeling to Multi Criteria Evaluation for a Dynamic Allocation of Sites to Landfill. In: Murgante, B.; Gervasi, O.; Iglesias, A.; Taniar, D.; Apduhan, B.O., eds. *Computational Science and Its Applications - Iccsa 2011, Pt I*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Lecture Notes in Computer Science), 32-43.

Mahmud, A.R.; Biswajeet, P.; Hadipour, M.; Kadar, H.A., 2010. Mathematical modeling of urban air quality: an urban transportation modeling case study in Petaling Jaya, Malaysia. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 14 (4): 14-21.

Manley, P.N.; Parks, S.A.; Campbell, L.A.; Schlesinger, M.D., 2009. Modeling urban land development as a continuum to address fine-grained habitat heterogeneity. *Landscape and Urban Planning*, 89 (1-2): 28-36. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.09.005

Maurice, M.J.E.; Comins, J.S.; Fernandez, Y.M.; Moreno, M.J.J.; Gardezi, A.K.; Ieee, 2014. Land use change using landsat images over 23 years in a municipality of central Mexico. *2014 Ieee International Geoscience and Remote Sensing Symposium*. New York: Ieee (IEEE International Symposium on Geoscience and Remote Sensing IGARSS). http://dx.doi.org/10.1109/igarss.2014.6946371

McCormick, N.; Lavalle, C.; Kasanko, M.; Demicheli, L.; Turchini, M.; Ieee; Ieee, 2001. *Modelling the impact of land use planning and management practices on the fragmentation of urban landscapes*. New York: Ieee (*Ieee/Isprs Joint Workshop on Remote Sensing and Data Fusion over Urban Areas*). http://dx.doi.org/10.1109/dfua.2001.985904

Menerault, P., 1998. Processus de territorialisation des réseaux: analyse de la grande vitesse ferroviaire á l'échelle régionale. *Networks and Communication Studies NETCOM*, 12 (1): 2.

Muller, K.; Steinmeier, C.; Kuchler, M., 2010. Urban growth along motorways in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 98 (1): 3-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.004

Musaoglu, N.; Tanik, A.; Kocabas, V., 2005. Identification of land-cover changes through image processing and associated impacts on water reservoir conditions. *Environmental Management*, 35 (2): 220-230. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-0270-4

Niedzielski, M.A.; Boschmann, E.E., 2014. Travel Time and Distance as Relative Accessibility in the Journey to Work. *Annals of the Association of American Geographers*, 104 (6): 1156-1182. http://dx.doi.org/10.1080/00045608.2014.958398

Offner, J.-M., 1993. Les «effets structurants» du transport: mythe politique, mystification scientifique. *Espace géographique*, 22 (3): 233-242.

Offner, J.-M.; Pumain, D., 1996. *Réseaux et territoires-significations croisées*. La Tour d'Aigues: Editions de l'Aube (collection "Territoire"), 286 p.

Ollivro, J., 2000. *L'Homme à toutes vitesses: de la lenteur homogène à la rapidité différenciée*. Rennes: Presses universitaires, 179 p.

Pechanec, V.; Purkyt, J.; Cudlin, P.; Sgem, 2015. The calculation of the road zone effect and its impact on carbon sequestration in the landscape. *Informatics, Geoinformatics and Remote Sensing, Vol I*. Sofia: Stef92 Technology Ltd (International Multidisciplinary Scientific GeoConference-SGEM), 859-866.

Plassard, F., 1977. *Les autoroutes et le développement régional*. Economica - Presses universitaires de Lyon, 341 p.

Plassard, F., 1985. Suivi des évaluations, évaluation des suivis. Quelques remarques sur des pratiques liées. *Les Cahiers scientifiques du transport*, 11-12: 283-287. http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00910944/document

Plassard, F., 1988. Le réseau TGV et les transformations de l'espace: La région Rhône-Alpes. *Les annales de la recherche urbaine*. Persée-Portail des revues scientifiques en SHS, 112-116.

Plassard, F., 1995. Les réseaux de transport et de communication. In: Bailly, A.; Ferras, R.; Pumain, D., eds. *Encyclopédie de Géographie*. Paris: Economica, 515-539.

Plassard, F., 2003. *Transport et territoire*. Paris: La documentation française, 97 p.

Plassard, F.; Cointet-Pinell, O., 1986. Les effets socio-économique du TGV en Bourgogne et Rhônes Alpes. *DATAR, INRETS, OEST, SNCF*.

Poelmans, L.; Van Rompaey, A., 2009. Detecting and modelling spatial patterns of urban sprawl in highly fragmented areas: A case study in the Flanders-Brussels region. *Landscape and Urban Planning*, 93 (1): 10-19. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.018

Pollino, M.; Modica, G., 2013. Free Web Mapping Tools to Characterise Landscape Dynamics and to Favour e-Participation. In: Murgante, B.; Misra, S.; Carlini, M.; Torre, C.M.; Nguyen, H.Q.; Taniar, D.; Apduhan, B.O.; Gervasi, O., eds. *Computational Science and Its Applications*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Lecture Notes in Computer Science), 566-581.

Prasannakumar, V.; Vijith, H.; Charutha, R.; Geetha, N., 2011. Spatio-Temporal Clustering of Road Accidents: GIS Based Analysis and Assessment. In: Asami, Y., ed. *International Conference: Spatial Thinking and Geographic Information Sciences 2011*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Social and Behavioral Sciences). http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2011.07.020

Raffestin, C., 1980. *Pour une géographie du pouvoir*. Paris: LITEC (collection « Géographie économique et sociale »), 250 p.

Salonen, M.; Toivonen, T.; Cohalan, J.M.; Coomes, O.T., 2012. Critical distances: Comparing measures of spatial accessibility in the riverine landscapes of Peruvian Amazonia. *Applied Geography*, 32 (2): 501-513. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.06.017

Samal, D.R.; Gedam, S.S., 2015. Monitoring land use changes associated with urbanization: An object based image analysis approach. *European Journal of Remote Sensing*, 48: 85-99. http://dx.doi.org/10.5721/EuJRS20154806

Sangawongse, S.; Sun, C.H.; Tsai, B.W., 2005. Urban Growth and Land Cover Change In Chiang Mai and Taipei: Results From The SLEUTH Model. *Modsim 2005: International Congress on Modelling and Simulation: Advances and Applications for Management and Decision Making: Advances and Applications for Management and Decision Making*: 2622-2628.

Service de l'observation et des statistiques, 2016. Les infrastructures linéaires de transport : évolutions depuis 25 ans. *Data lab*, 6 (décembre): 32 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Datalab/2016/datalab-6-infrastructures-lineaires-transport-decembre2016-c.pdf

Shen, Y.; Silva, J.D.E.; Martinez, L.M., 2014a. Assessing High-Speed Rail's impacts on land cover change in large urban areas based on spatial mixed logit methods: a case study of Madrid Atocha railway station from 1990 to 2006. *Journal of Transport Geography*, 41: 184-196. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2014.09.007

Shen, Y.; Silva, J.D.E.; Martinez, L.M., 2014b. HSR Station Location Choice and Its Local Land Use Impacts on Small Cities: A Case Study of Aveiro, Portugal. In: DeSousa, J.F.; DeSousa, J.P.; Costa, A.; Farias, T.; Melo, S., eds. *Transportation: Can We Do More with Less*

Resources? - 16th Meeting of the Euro Working Group on Transportation - Porto 2013. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Social and Behavioral Sciences), 470-479. http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2014.01.080

Sheng, S.; Song, Q.T.; Shi, J.Y.; Rui, J.L.; Wang, Y.L.; Tang, Y.D.; Ieee, 2013. Spatial variation in the loss rate of wetland natural vegetation subject to human influences. *2013 Fifth International Conference on Measuring Technology and Mechatronics Automation*. New York: Ieee (International Conference on Measuring Technology and Mechatronics Automation), 1015-1019. http://dx.doi.org/10.1109/icmtma.2013.251

Stanilov, K., 2003. Accessibility and land use: The case of suburban Seattle, 1960-1990. *Regional Studies*, 37 (8): 783-794. http://dx.doi.org/10.1080/0034340032000128712

Sun, H.; Forsythe, W.; Waters, N., 2007. Modeling urban land use change and urban sprawl: Calgary, Alberta, Canada. *Networks & Spatial Economics*, 7 (4): 353-376. http://dx.doi.org/10.1007/s11067-007-9030-y

Troin, J.-F., 2010. Désirs de gares TGV: du projet des édiles locaux au "désaménagement" du territoire. *Belgeo. Revue belge de géographie*, 1-2: 23-34. http:>//dx.doi.org/10.4000/belgeo.6647

Vanderhaegen, S.; De Munter, K.; Canters, F.; Ieee, 2013. High-resolution modeling and forecasting of sealed surface cover distribution in Flanders. *2013 Joint Urban Remote Sensing Event*. New York: Ieee, 178-181.

Varlet J. (coord.), 2002. Autoroutes, acteurs et dynamiques territoriales. *Géocarrefour*, 77 (1): 112 p. http://www.persee.fr/issue/geoca_1627-4873_2002_num_77_1

Villarroya, A.; Puig, J., 2012. Urban and industrial land-use changes alongside motorways within the Pyrenean area of Navarre, Spain. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11 (6): 1213-1220.

Waddell, P.; Borning, A.; Noth, M.; Freier, N.; Becke, M.; Ulfarsson, G., 2003. Microsimulation of urban development and location choices: Design and implementation of UrbanSim. *Networks and Spatial Economics*, 3 (1): 43-67.

Wheeler, A.P.; Angermeier, P.L.; Rosenberger, A.E., 2005. Impacts of new highways and subsequent landscape urbanization on stream habitat and biota. *Reviews in Fisheries Science*, 13 (3): 141-164. http://dx.doi.org/10.1080/10641260590964449

Zhao, L.; Peng, Z.R.; Yang, F.; Shen, S., 2014. A bid-rent land-use adaptation model for mitigating road network vulnerability and traffic emissions. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11 (8): 2359-2368. http://dx.doi.org/10.1007/s13762-014-0642-8

Chapitre 4. Etalement logistique et artificialisation des sols

Auteure : Laetitia Dablanc

Le terme d'étalement logistique est récent. Il vient de « *logistics sprawl* » en anglais et exprime une croissance importante de l'immobilier logistique (entrepôts, terminaux logistiques) depuis une à deux décennies, en particulier dans le périurbain autour des grandes villes.

Nous explorerons dans ce chapitre[50] les points suivants :

1. Les entrepôts et leur augmentation dans les grandes agglomérations
2. Deux exemples, en France et aux Etats-Unis
3. L'étalement logistique
4. Les entrepôts reviendront-ils en zone dense ?
5. Les compétences d'aménagement : quelle planification de la logistique ?

1. Les entrepôts et leur augmentation dans les grandes agglomérations

1.1. Qu'est-ce qu'un entrepôt ?

Le transport des marchandises et la logistique ont connu un développement rapide dans les territoires métropolitains, repérable à de multiples indicateurs dont l'un des plus significatifs est celui du nombre d'entrepôts et, plus généralement, de bâtiments dédiés aux fonctions logistiques. Un entrepôt est un « **lieu fermé de concentration et/ou d'éclatement des marchandises, avec ou sans stockage** » selon la définition retenue par le ministère des Transports[51]. La définition recouvre les bâtiments où sont, pour un temps plus ou moins long, stockées les marchandises, mais également des types très diversifiés de terminaux logistiques, comme les quais de messagerie ou les plates-formes de *cross-docking*, qui voient passer des marchandises d'un quai d'arrivée à un quai de départ sans temps de stockage, les centres de distribution de la grande distribution et les centres de traitement des commandes du e-commerce (*fulfillment centers*), etc.

Les entrepôts se distinguent par leur surface, par leur hauteur, par leur degré d'automatisation, ou encore par le caractère réfrigéré ou non des marchandises qui y sont traitées. Selon leur vocation, ils peuvent **engendrer des flux de camions très différents** : à titre d'exemple, selon une enquête effectuée à Los Angeles[52], le nombre moyen de camions entrant et sortant chaque jour d'un entrepôt est de 0,40 par tsf (*thousand square feet*, ou 1 000 pieds carrés soit un peu plus de 90 m²) pour un entrepôt ordinaire et de 1,10 pour un entrepôt frigorifique de taille équivalente. Un entrepôt frigorifique de 10 000 m² voit ainsi entrer et sortir plus de 110 camions par jour.

Les entrepôts sont encore en majorité installés de façon isolée ou au sein de parcs d'activités à vocation multiple, mais des ***clusters* d'entrepôts** font désormais partie du paysage de l'immobilier logistique. Volontiers appelés « plates-formes logistiques » en France, ailleurs souvent *logistics parks* ou ***freight villages***, ces regroupements spécialisés sont d'abord apparus en Europe et se sont diffusés dans le monde entier (Boile *et al.*, 2011 ; Meidute, 2005 ; Sheffi, 2013). Un village de fret est un « terrain dédié à un ensemble de bâtiments, activités et services logistiques, qui ne sont pas juste placés côte à côte, mais coordonnés afin d'encourager le maximum d'efficacité et de synergie » (Higgins *et al.*, 2012). Il en existe des versions plus ou moins intégrées selon le degré de services collectifs apportés, mais tous partagent la caractéristique suivante : ils sont organisés, gérés par une entité commune qui peut être l'investisseur initial et qui est souvent restée propriétaire des bâtiments. Cette entité de gestion offre des services collectifs (au minimum, gardiennage et sécurité, maintenance des espaces communs ; dans les cas les plus aboutis, restauration, station de services poids lourds, services de crèches ou d'équipements sportifs, formation professionnelle). Certains, comme les *interporti* italiens ou les *Güterverkehrszentren* allemands, intègrent des activités multimodales, notamment rail-route. Une plate-forme logistique est spatialement délimitée et généralement enclose. Ces parcs jouent un rôle positif au niveau environnemental, en réduisant les nuisances liées au système logistique des régions qu'ils servent, notamment parce qu'ils favorisent une relocalisation des entreprises de transport et logistique sur un lieu unique, minimisant ainsi les nuisances liées au mitage logistique. Ils répondent par ailleurs aux besoins croissants de services, notamment de protection et de sécurisation de la chaîne logistique.

---

[50] Cette contribution a utilisé en les actualisant les publications suivantes : Dablanc et Frémont Dablanc, L., 2015. L'entrepôt. In: Savy, M., ed. *Nouveaux lieux, nouveaux flux, les mobilités de l'avenir*. Paris: Odile Jacob, 22p. http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01252313, Dablanc, L.; Frémont, A., 2015. *La métropole logistique: le transport de marchandises et le territoire des grandes villes*. Paris: Armand Colin, 312 p.

[51] Enquête sur l'activité des entrepôts et des plates-formes logistiques, MEDDE, 2013.

[52] *Warehouse Truck Trip Study*, Southern California Air Quality Management District, juillet 2014. Non publiée. L'enquête porte sur les entrepôts de plus de 10 000 m².

Le récent 'Atlas des entrepôts et des aires logistiques en France en 2015 (Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017) identifie des « aires logistiques », dont des « aires logistiques denses » et les différencie des « entrepôts isolés » de la façon suivante : une **aire logistique** est "*un territoire composé d'au moins trois EPL (entrepôt ou plate-forme logistique) de plus de 5 000 m2 et sur lequel chaque EPL est localisé à moins de six kilomètres d'un autre EPL de la même aire logistique. Ces aires accueillent* ***81% des EPL*** *de plus de 5 000 m² et se situent* ***autour des grandes agglomérations françaises****. Les trois aires logistiques étendues situées autour de Paris, Lille et Lyon comptabilisent 23% des EPL de plus de 5 000 m². De la même manière, on définit des* ***aires logistiques dites « denses*** *» en réduisant la distance maximale entre deux EPL de six à deux kilomètres. Ces 387 aires logistiques concentrent* ***58% des EPL*** *de plus de 5 000 m². 60 de ces aires logistiques comptent au moins 10 EPL de plus de 5 000 m² (25% des EPL de plus de 5 000 m²), 190 en comptent entre 4 et 9 EPL (24% des EPL de plus de 5 000 m²) et 130 sont composées uniquement de 3 EPL (9% des EPL de plus de 5 000 m²). Localisées le long des grands axes routiers, ces aires logistiques se situent généralement* ***sur des intersections entre autoroutes et routes nationales****. Au total, 19% des EPL se situent sur des territoires avec une offre logistique peu dense. Ces* ***EPL dits « isolés*** *» sont, pour près de la moitié d'entre eux (46%), exploités par des industriels et sont en moyenne plus petits (15 800 m²). Ils se situent pour 36% dans des zones rurales et pour 20% dans des unités urbaines de moins de 2 000 habitants*" (p. 8).

1.2. Une augmentation du nombre d'entrepôts dans les grandes agglomérations

Le développement des entrepôts a été particulièrement important ces dernières années : entre la fin des années 1990 et aujourd'hui, la croissance du nombre d'établissements et encore davantage du nombre de mètres carrés pour les pays industrialisés a dépassé 50% et a pu atteindre 200% (voir les exemples nord-américains ci-dessous). Cette augmentation s'est particulièrement manifestée dans les grandes villes, démontrant une **polarisation métropolitaine des fonctions logistiques** (Dablanc et Ross, 2012). Heitz et Dablanc (2015) ont calculé que, dans le bassin parisien, la distance moyenne au barycentre des entrepôts était passée de 155 kilomètres en 2000 à 110 kilomètres en 2012, en se resserrant autour de l'agglomération parisienne. Au sein de l'agglomération parisienne, ces établissements ont parallèlement connu des phénomènes d'étalement (voir ci-dessous).

Cette croissance relativement plus importante des fonctions logistiques dans les grandes régions urbaines **s'explique par les besoins de l'économie de ces territoires**, à la fois insérés dans l'économie mondiale, grands bassins diversifiés de consommation et de main d'œuvre et lieux de naissance de nouvelles façons de produire et de consommer tout comme d'innovations de logistique urbaine. Les régions urbaines offrent « un marché local important pour les services logistiques, une proximité des nœuds des réseaux d'infrastructures, un marché du travail abondant **et un marché immobilier professionnel actif** » (Savy, 2006). En France, une comparaison entre deux résultats d'enquête « chargeurs » dont la plus récente date déjà de plus de dix ans démontrait que plus l'agglomération est grande, plus les chaînes de transport de marchandises comptent de passage par une plate-forme urbaine[53] (tableau 1, pour la partie urbaine des transports de marchandises étudiés par l'enquête ECHO[54]). Pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants, plus des deux tiers des chaînes de transport urbaines passaient, en 2004, par un entrepôt urbain contre moins d'un tiers en 1988 (Dablanc et Routhier, 2009).

Tableau 1. Proportion des envois passant par un entrepôt interne à une agglomération
(Source : Dablanc et Routhier (2009), à partir de travaux d'E. Beaudoux sur données ECHO/IFSTTAR)

	Envois émis	Envois reçus
Agglomérations < 100 000 habitants	64%	24%
Agglomérations > 100 000 habitants	69%	51%
Agglomération parisienne	85%	62%

Trois facteurs expliquent plus particulièrement la hausse du nombre d'entrepôts dans les grandes villes :

L'externalisation de la logistique. Certaines activités d'entreposage qui étaient auparavant effectuées dans le cadre d'activités de production ou de distribution (souvent dans les mêmes enceintes) ont été confiées à des prestataires de services logistiques. Dans certains cas, les propriétaires d'entreprises ont acquis eux-mêmes une installation spécifique pour l'entreposage et la logistique. Ces phénomènes augmentent mécaniquement (et statistiquement) le nombre d'entrepôts ;

La mondialisation des échanges. Les activités logistiques métropolitaines représentent un pendant matériel à la globalisation de l'économie. À partir des années 1980, le monde est entré dans une « *new distribution economy* » (Hesse et Rodrigue, 2004), une économie largement dépendante de mouvements de plus en plus mondialisés de marchandises. **Cette économie,**

[53] Une plate-forme urbaine (ou un entrepôt urbain) est définie comme une plate-forme localisée dans l'agglomération urbaine considérée.
[54] ECHO : Enquête Chargeurs-Opérateurs réalisée par l'INRETS en 1988 et en 2004, dont le principe est de suivre les envois d'un expéditeur jusqu'à leur destinataire en recueillant toutes les caractéristiques des opérations effectuées par les différents intervenants de la chaîne de transport. Les chargeurs enquêtés relèvent des secteurs de l'industrie et du commerce de gros et ont dix salariés ou plus. Ils sont basés sur le territoire français.

dans laquelle les produits sont fabriqués à partir de matières premières et de biens intermédiaires issus du monde entier et expédiés, une fois finis, dans le monde entier, nécessite la mise en œuvre de chaînes logistiques complexes. Les activités de stockage traditionnel ont diminué, avec la réduction des temps moyens d'entreposage, mais on a assisté à un accroissement concomitant du nombre de centres de distribution, toujours appelés par commodité des entrepôts, mais qui jouent le rôle de hubs, commutateurs des flux à plusieurs échelles spatiales ;

Le développement de nouvelles consommations urbaines. Les marchés du commerce électronique offrent des services nouveaux comme la livraison le jour même, nécessitant des entrepôts à proximité des grandes agglomérations. Ainsi, le parc logistique de Sogaris-Arenc à Marseille, près du centre-ville, est en grande partie occupé par des acteurs du e-commerce. Le distributeur Amazon est aujourd'hui en recherche active d'immobilier logistique dans les grandes villes[55]. On voit également apparaître des formules à mi-chemin entre l'entrepôt et le magasin traditionnel, et un système nouveau de show-rooms et de relais de livraison se met en place. Les points-relais et, pour la grande distribution alimentaire, les *drives*[56] (il en existe déjà plus de 2 500 en France) font dorénavant partie de ces nouveaux espaces logistiques nécessaires aux consommations urbaines.

Ces fonctions logistiques dynamiques des grandes métropoles se concrétisent dans des bâtiments, les entrepôts, où vont être préparés les envois de marchandises : conditionnement, préparation des commandes, changement de contenant, de véhicule, de mode de transport, traitement des flux de retour.

Beaucoup de ces entrepôts modernes sont de grande taille et nécessitent un appareillage important (automatisation, circuits d'information). Les « **méga-centres de distribution** » qui atteignent de 50 000 à 150 000 m² se sont développés à partir des années 2000. Nous verrons plus loin l'organisation de l'entrepôt de Skechers, fabricant et distributeur californien de chaussures de sport, d'une taille de 180 000 m² d'un seul tenant.

La manière dont ces installations logistiques sont localisées et aménagées contribue à l'efficacité de la distribution des biens, sans doute davantage que l'organisation *stricto sensu* de leur transport, dont les coûts ont diminué de façon spectaculaire au cours des trente dernières années, jusqu'à devenir « quasiment insignifiants » (Glaeser et Kohlhase, 2004). Le prix bas du transport se traduit par une plus grande flexibilité dans la localisation des installations logistiques. Une nouvelle géographie de l'entreposage apparaît, où les établissements sont mis en réseau les uns avec les autres à des échelles supra-locales. « La prolifération et l'expansion des entrepôts et leur prédilection pour des zones suburbaines facilement accessibles sont le fait de l'intensification des liens de longue distance entre des économies de pays éloignés » (Bowen, 2008). Corollaire à cette flexibilité, la transformation rapide de la configuration spatiale des réseaux d'entrepôts. Chaque année par exemple, 10% des 60 entrepôts du réseau logistique français du distributeur Carrefour changent de localisation ou sont fermés (Raimbault, 2014), aboutissant au renouvellement complet du parc en dix ans.

2. Deux exemples, en France et aux Etats-Unis

2.1. L'Ile-de-France, territoire logistique

Tous les jours, pour servir les 700 000 établissements, les 12 millions d'habitants et la fonction de hub logistique national de l'Ile-de-France, près de 800 000 livraisons et enlèvements de marchandises[57] sont nécessaires. La région concentre par ailleurs 20 millions de mètres carrés de surface utile d'entrepôts, représentant un quart du parc français d'immobilier logistique (Graille et Salagnac, 2012)[58]. Elle représente la première concentration des entrepôts de plus de 10 000 m² du pays, à vocation de plus en plus nationale ou internationale.

Ce parc logistique francilien a augmenté à un rythme accéléré dans la période récente : entre 2001 et 2009, le nombre total de mètres carrés d'entrepôts a crû de 50% (DREIF, 2009). La figure 1 montre où se sont cumulées les surfaces de construction d'entrepôts en Ile-de-France depuis 1984.

[55] Il est déjà installé sur des entrepôts urbains de 4 à 6 000 m² dans une trentaine de villes dans le monde, essentiellement aux Etats-Unis et en Europe. A Paris, Amazon occupe un entrepôt de 5 000 m² boulevard Ney dans le 18ème arrondissement depuis juillet 2016.

[56] Un *drive* est un lieu de préparation et de collecte de commandes faites à distance auprès des enseignes de la grande distribution. Il peut être accolé à un hypermarché ou à un supermarché, ou implanté « solo ». Les clients, nombreux dans les espaces périurbains, viennent généralement chercher leur commande en voiture.

[57] Région Ile-de-France, 2014. *Enquête transport de marchandises en ville, méthodologie et premiers résultats, brochure réalisée avec l'Ademe, le LET et la DRIEA, novembre*, 13 p. http://tmv.laet.science/documents/rapports/plaquetteIDF.pdf.

[58] L'Atlas précité Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017. *Atlas des entrepôts et des aires logistiques en France en 2015*. Paris: Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, Datalab, n°14 111 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Datalab/2017/datalab-14-atlas-entrepots-aires-logistiques.pdf retient le chiffre de 12,5 millions de m² pour l'Ile-de-France, en prenant une définition plus restrictive des entrepôts. L'Atlas retient le chiffre de 77 millions de m² au total pour la France entière.

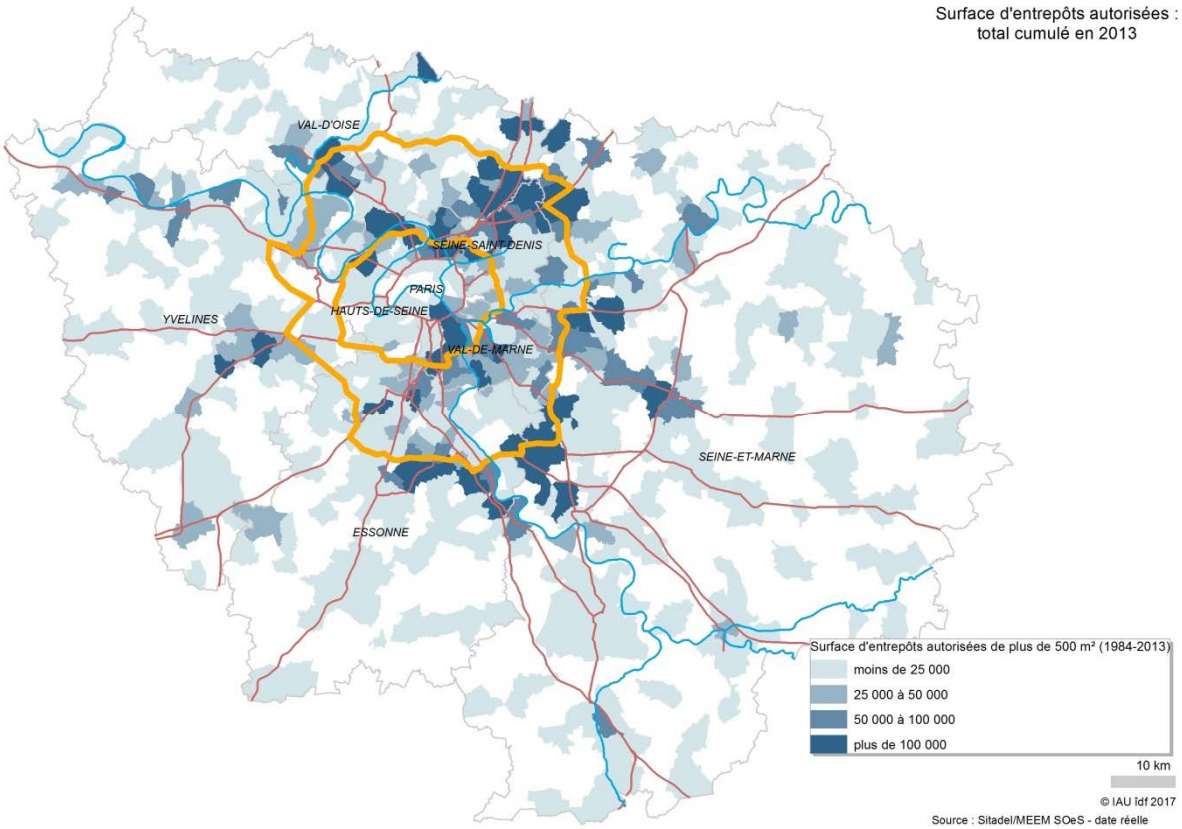


Figure 1. Constructions d'entrepôts en Ile-de-France, 1984-2013
(Source : avec l'aimable autorisation de Corinne Ropital, IAU)

2.2. Les entrepôts à Atlanta et Los Angeles

Atlanta et Los Angeles illustrent, parfois à l'extrême, les phénomènes de métropolisation logistique et la place importante prise par la logistique dans les activités économiques des grandes métropoles nord-américaines. Chacune des deux villes a enregistré sur son territoire, au cours des années 2000, un **triplement du nombre d'établissements** classés comme entrepôts (code 493 « *warehouses* » du NAICS[59]) (Dablanc, 2014 ; Dablanc et Ross, 2012). Atlanta et Los Angeles ne sont pas des cas uniques, une croissance similaire ayant été observée dans beaucoup de métropoles à travers les États-Unis (Bowen, 2008), grands marchés de consommation et en mesure de fournir la main-d'œuvre, l'infrastructure et une connexion aux points d'entrée du fret, tout en disposant de suffisamment de terrains. Les cas d'Atlanta et de Los Angeles témoignent ainsi de l'essor de l'industrie de l'entreposage et de la logistique dans la vie économique des grandes villes nord-américaines, notamment dans leurs quartiers populaires.

Cette place des entrepôts suscite de nouvelles questions sur le développement économique et social des deux villes. Les entrepôts actuels occupent de grandes parcelles de terrain, mais présentent une assez faible densité d'emplois (30 à 50 emplois à l'hectare de bâtiment). En outre, ces emplois ne sont pas aussi « bons » (en termes de salaire et d'avantages sociaux) que des emplois manufacturiers plus traditionnels. L'*étalement logistique* (voir ci-dessous) a des impacts non négligeables en accroissant la circulation des camions, la pollution et la détérioration des routes. Ces nuisances locales, qui dégradent la qualité de vie des populations riveraines, se doublent d'impacts régionaux à travers les coûts des grandes infrastructures, la congestion régionale et les émissions de CO_2 liées aux trafics de poids lourds. Dans le même temps, les installations de fret et les activités logistiques qu'elles soutiennent contribuent à la croissance économique des grandes régions urbaines américaines, et renforcent leur statut de *gateway* avec le reste du pays et du monde.

2.2.1. Les entrepôts d'Amazon à Los Angeles

Amazon a participé à la forte croissance métropolitaine des entrepôts aux États-Unis, notamment aux franges des grandes villes. A Los Angeles, trois grands centres de distribution ont été construits depuis 2012 pour desservir Los Angeles, auparavant approvisionnée à partir de l'Arizona. Ils sont situés à environ 70 miles du centre-ville (City Hall). Ces entrepôts à San Bernardino, Moreno Valley et Redlands ont des tailles respectives de 90 000, 110 000 et 65 000 m².

[59] *North American Industry Classification System*. Le nombre d'entrepôts tels que définis par le NAICS 493 a augmenté de 204% à Atlanta entre 1998 et 2008 et de 207% à Los Angeles entre 1998 et 2009.

Les services de livraison instantanée (livraison en deux heures) sont également en développement et pas moins de 5 entrepôts urbains existent aujourd'hui dans le tissu dense de Los Angeles.



Figure 2. Les trois « fulfillment centers » d'Amazon à Los Angeles (Fond de carte Google maps)

2.2.2. Le Distribution Center de Skechers à Los Angeles

Bâtiment individuel d'une surface de 180 000 m², ce centre de distribution ouvert en 2012 représente aujourd'hui l'un des plus grands entrepôts des États-Unis. Sa hauteur est de 15 mètres (équivalent de cinq étages) permettant d'intégrer une mezzanine intérieure de 12 000 m². Il est situé à 110 kilomètres à l'est du *downtown* de Los Angeles, dans la ville de Moreno Valley, l'un des derniers territoires urbanisés de la métropole de Californie du Sud avant le désert. La construction de l'entrepôt de Skechers a suscité de nombreuses oppositions de groupes d'habitants et d'associations de protection environnementale, qui se sont traduites en contentieux, qui ont été réglés moyennant des améliorations architecturales et environnementales au projet, comme des panneaux solaires sur le toit, des traitements anti-poussières, une ventilation partiellement naturelle. Le bâtiment a finalement obtenu un certificat LEED Gold (label américain de performance environnementale). Il a été construit et reste géré par l'investisseur Highland Fairview pour le compte de Skechers, et sert de hub principal pour la distribution régionale, nationale et internationale de l'entreprise. Le bâtiment emploie 700 personnes, représentant 80% des emplois tertiaires totaux de Skechers, et engendre des flux quotidiens de 200 camions en moyenne. Une part importante des camions entrants provient du port de Los Angeles/Long Beach, à 120 kilomètres à l'ouest. Le bâtiment se distingue par ailleurs par son haut degré d'automatisation (investissement initial de 250 millions de dollars). Selon le gestionnaire de l'entrepôt, « la réorganisation de la *supply chain* de Skechers autour de cet entrepôt géant permet d'économiser 25 millions de dollars par an par rapport à l'ancienne organisation » (entretien, juillet 2014).

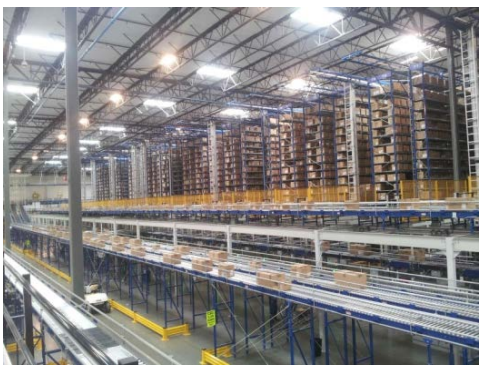






Figure 3. Photos de l'entrepôt de Skechers, Los Angeles (crédit photo : L. Dablanc)

3. L'étalement logistique

L'étalement logistique (en anglais *logistics sprawl*) représente le phénomène de desserrement des activités logistiques et des entrepôts des zones denses vers les banlieues proches ou lointaines (Dablanc et Andriankaja, 2011). Si, traditionnellement, les entrepôts se trouvaient aux franges de l'agglomération dense, voire en leur cœur lorsqu'ils étaient liés aux réseaux ferroviaires (jusqu'aux années 1970-1980), ils se sont déplacés en zones suburbaines et périurbaines et rapprochés des réseaux et nœuds autoroutiers et des grands hubs intermodaux, notamment aéroportuaires (et beaucoup moins des ports fluviaux ou des terminaux ferroviaires dans des pays comme la France). Ces localisations offrent du foncier ou des locations immobilières à bas prix, d'autant plus nécessaires que la tendance est aux bâtiments de très grande surface. Une localisation périphérique offre d'avantage d'opportunités de parcelles grandes et… plates, l'horizontalité étant devenue aujourd'hui un atout très important pour la construction des entrepôts, en raison notamment des contraintes d'installation des automatismes de stockage et *picking* au sein des entrepôts (voir Skechers ci-dessus).

Trois exemples d'évolution de la localisation des entrepôts sont présentés sur la figure 4 : Paris, Atlanta et Los Angeles. La première carte (Paris) ne concerne que les agences de messagerie et transport express, sur une longue période (1974 à 2010, Andriankaja (2014). Les deux autres (Los Angeles et Atlanta) représentent tous les établissements logistiques, entre 1998 et la fin des années 2000.

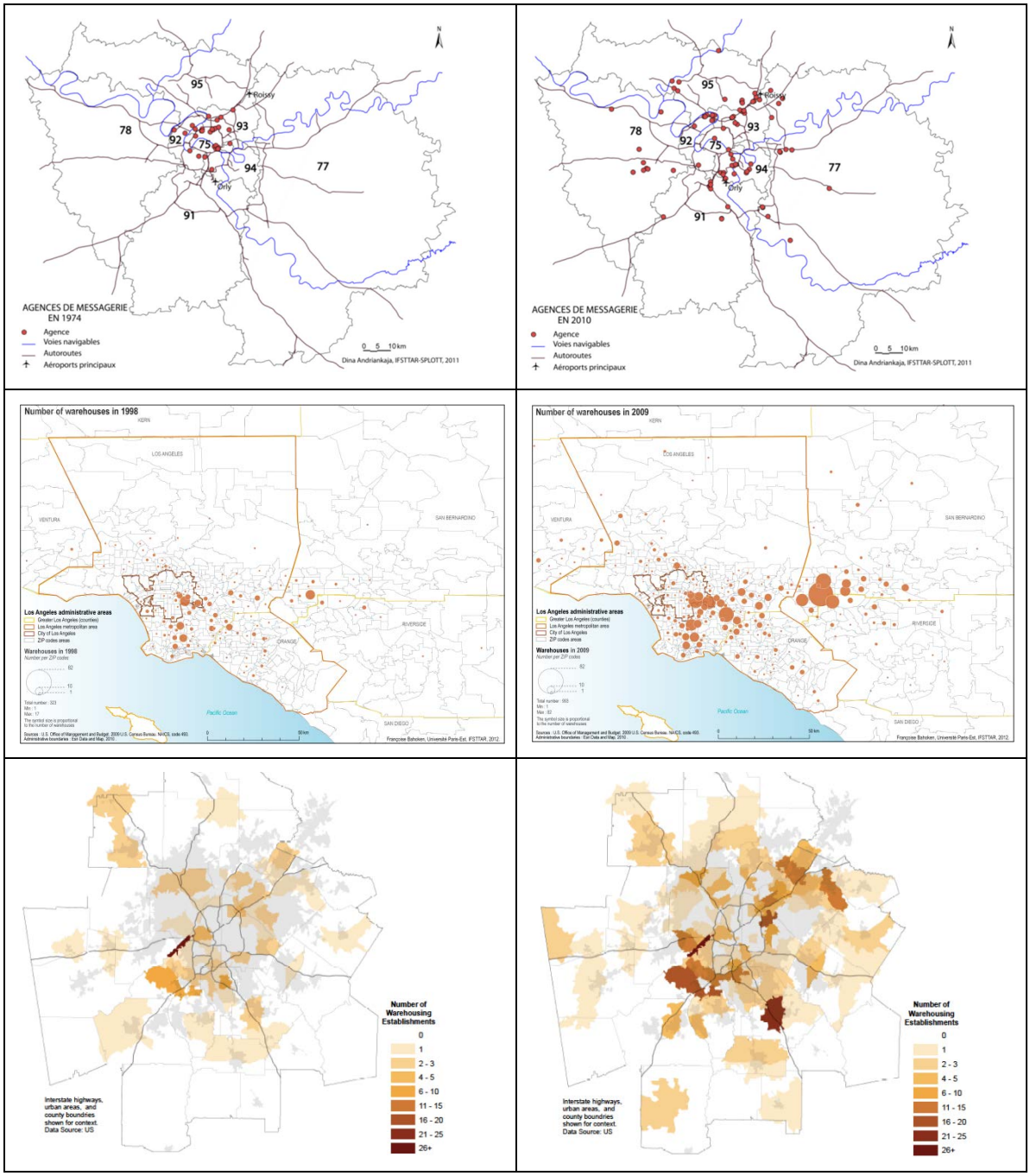


Figure 4. Étalement logistique: Ile-de-France, Los Angeles et Atlanta (Sources : Andriankaja, 2014 ; Dablanc, 2014; Dablanc et Ross, 2012).

Un **indicateur d'étalement** a été calculé, celui de la distance moyenne des entrepôts à leur barycentre. Cette distance moyenne a augmenté de 10 km à Paris (de 6 à 16 km, sur trente-six ans), de 9 km à Los Angeles (de 42 à 51 km, sur onze ans) et de 5 km à Atlanta (de 28 à 33 km, sur dix ans).

En théorie, cet éloignement pourrait réduire la distance nette totale parcourue par les camions, puisque les destinations à livrer (entreprises et ménages) se sont, pour une part, également éloignées des centres. Cependant, la dispersion des plates-formes logistiques est de plus grande ampleur que celle des autres activités. Ainsi, dans les trois villes, sur les mêmes périodes étudiées, l'ensemble des établissements (représentant les activités économiques en général) se sont éloignés de seulement 2 km à Paris et Atlanta, et 0,5 km à Los Angeles. Les établissements métropolitains émetteurs ou destinataires de marchandises ont donc des comportements spatiaux nettement plus « conservateurs » (étalement plus faible) que les terminaux logistiques qui les servent. On peut ainsi considérer qu'il y a eu, globalement, augmentation des distances à parcourir pour livrer des marchandises dans la zone dense francilienne, ce que D. Andriankaja (2014) a évalué, pour les deux secteurs de la messagerie et de la messagerie express à Paris, à un accroissement net de véhicules-kilomètres, qu'elle a traduits en émission supplémentaire de près de 16 000 tonnes annuelles de CO_2 entre la situation des années 1970 et celle de 2010.

Ces phénomènes restent largement invisibles aux yeux des acteurs locaux et régionaux, mais ils n'en ont pas moins des impacts importants en termes d'accroissement des flux de véhicules utilitaires internes à la métropole parisienne. Le coût de cette augmentation des kilomètres métropolitains de fret due à l'étalement logistique a été absorbé par les opérateurs du transport de marchandises (notamment les petites sociétés de transport sous-traitantes des grands transporteurs ou logisticiens). L'économie de coût foncier et les gains d'efficience liés à l'utilisation d'entrepôts plus grands et mieux adaptés, permis par une localisation en périphérie ont largement compensé, pour les décideurs des nouvelles localisations, le surcroît de coût de transport.

4. Les entrepôts reviendront-ils en zone dense ?

Certaines évolutions de la demande, notamment liées au développement du commerce électronique, font entrevoir l'installation de nouveaux bâtiments logistiques en milieu urbain. Les acteurs de l'e-commerce ont des besoins en petites surfaces, voire en surfaces éphémères, avec des baux ponctuels. À Tokyo, où la consommation en ligne et les livraisons à domicile sont très développées, facilitées par des prestataires de messagerie à domicile particulièrement performants (Dablanc, 2009), l'immobilier logistique est présent et visible en ville. Les rez-de-chaussée d'immeubles sont volontiers occupés par les agences des trois grands messagers Yamato, Sagawa ou Nittsu (Nippon Express). Plus notable encore aux yeux d'Européens, les municipalités acceptent des bâtiments logistiques de très grande surface ramassés sur plusieurs étages. Prologis a ainsi construit au cœur de Tokyo des bâtiments logistiques de plus de sept étages à proximité immédiate d'immeubles résidentiels et de centres commerciaux, sans conflit grave de voisinage. A Séoul, plusieurs bâtiments logistiques à étage (dont une partie en sous-sol) existent également.

En France, et plus particulièrement en Ile-de-France, la société Sogaris[60], un petit mais dynamique acteur de l'immobilier logistique, s'est spécialisée dans la logistique urbaine. Plusieurs opérations de Sogaris, récentes (Beaugrenelle[61]) ou en cours (Chapelle International[62]), démontrent qu'aux projets d'immobilier de logistique urbaine succèdent des réalisations. Amazon de son côté s'est installé en juin 2016 sur une surface de 5 000 m² dans Paris intra-muros (boulevard Ney, dans le 19e). À Marseille, un terrain réaménagé près du centre[63] a été commercialisé plus vite que prévu et avec des caractéristiques non anticipées au départ : petits lots (surfaces de 1 000 à 3 000 m²), majorité d'entreprises du commerce électronique, demande du statut d'établissement recevant du public[64] pour le retrait des colis.

Le thème des entrepôts en ville est également repris à un niveau plus politique, notamment en Ile-de-France, constituant une spécificité du discours politique parisien et francilien par rapport à ses équivalents en France et à l'étranger. L'idée mise en avant est que le retour en zone dense des activités logistiques permet de limiter les kilométrages parcourus pour les derniers kilomètres de la livraison, de massifier des flux d'approche (et donc limitant les véhicules-kilomètres totaux) et de **réduire**

[60] Société à capitaux majoritairement publics (départements de Paris et de la petite couronne) qui a pour raison sociale l'investissement dans et la gestion de parcs logistiques intégrés, auxquels sont associés des services collectifs aux utilisateurs des entrepôts. Son chiffre d'affaires était de 45 millions d'euros en 2013. Elle possède près de 520 000 m² de bâtiments et 130 hectares de terrains, et sert environ 180 clients (région parisienne, Lyon, Marseille, Bayonne, Rouen, Luxembourg).

[61] Espace logistique de 3 000 m² sur deux étages, dans un ancien parking du centre commercial rénové, adapté à l'usage de véhicules électriques de livraison. Utilisé par la société Chronopost, qui a commencé à l'exploiter en 2013.

[62] Chapelle International est un « hôtel logistique » dont deux niveaux sont réservés à la logistique (pour un total de surfaces logistiques de 35 000 m² prévus en souterrain et rez-de-chaussée, dont un niveau embranché au mode ferroviaire). Un data centre, des bureaux ainsi qu'une ferme urbaine sur le toit complètent l'hôtel logistique. Le projet est situé à la porte de la Chapelle à Paris. Il ouvrira ses portes en novembre 2017. Il s'inscrit dans un projet immobilier plus vaste de résidences, bureaux et loisirs.

[63] À Arenc, sur des terrains de la SNCF, au pied de la tour CMA-CGM.

[64] Les établissements recevant du public (ERP) sont des bâtiments ou locaux dans lesquels des personnes – hors personnel – sont admises librement (ou moyennant une participation quelconque) et qui sont susceptibles d'accueillir des réunions ouvertes. Les ERP sont soumis à des obligations particulières de sécurité et d'accessibilité handicapés.

l'empreinte foncière de la logistique. La ville de Paris a ainsi mis en place une politique de retour au centre des entrepôts. Elle a d'une part activement soutenu la création d'espaces logistiques urbains dans les quartiers centraux : six existent aujourd'hui, dont certains dans des parcs de stationnement public, attribués par appels d'offres aux logisticiens ayant les meilleures performances environnementales ; signalons aussi une plate-forme ferroviaire et de *cross-docking* dans le quartier de Bercy, rénovée par la ville à l'usage de la filiale logistique de Monoprix, pour l'approvisionnement des produits secs des magasins parisiens de l'enseigne (cette exploitation ferroviaire s'est achevée en février 2017). La ville a par ailleurs réservé dans son plan local d'urbanisme (2016) des zones devant à l'avenir accueillir des fonctions logistiques, si possible avec pénétration ferroviaire ou fluviale jusque dans la zone dense. La Région Ile-de-France de son côté fait des études pour identifier les emprises logistiques potentiellement mobilisables en zone dense et les outils fonciers et juridiques à sa disposition. Les documents de planification régionale (le SDRIF de 2013, le PDUIF de 2014) portent partiellement des objectifs de recentralisation de la fonction logistique.

Cependant, compte tenu du contexte de prix bas du transport, de la pression foncière en ville globalement défavorable aux activités logistiques, qui soutiennent difficilement la concurrence des programmes de logements ou de bureaux, et de la disponibilité, relative mais réelle, de foncier pour la logistique dans les zones périurbaines des grandes villes françaises, les hôtels logistiques et bases logistiques urbaines apparaissent encore comme des marchés de niche, notamment du fait de leurs loyers relativement élevés. **Il faut s'attendre à la poursuite d'un développement périurbain de bâtiments logistiques**.

5. Les compétences d'aménagement : quelle planification de la logistique ?

La France a été l'un des premiers pays européens à généraliser la prise en compte des marchandises dans les divers documents d'aménagement urbain. L'article 28-1 de la loi d'orientation des transports intérieurs donne mandat aux intercommunalités en charge des transports (et en Ile-de-France à la Région), lorsqu'elles élaborent leurs plans de déplacements urbains, pour « traiter des transports de marchandises et des livraisons tout en rationalisant les conditions d'approvisionnement de l'agglomération afin de maintenir les activités commerciales et artisanales (…) ». Dans d'autres pays européens également, l'établissement de plans de transport, de documents d'aménagement ou de plans climats, notamment à l'échelle municipale, tend aujourd'hui à intégrer les enjeux du transport des marchandises. Mais la concrétisation de ces plans reste bien souvent une affaire locale. Ce sont les municipalités – parfois les autorités métropolitaines[65] – qui décident du zonage et des règles d'urbanisme. Les permis de construire sont attribués, sur la base de plans d'urbanisme, par les communes, dont la surface moyenne ne dépasse pas, en Ile-de-France, 10 km^2.

Mais d'abord posons-nous la question de savoir **où s'installent les nouvelles constructions logistiques au sein des grandes métropoles**. Prenons l'exemple de l'Ile-de-France.

5.1. « Plate-formisation » et éparpillement des terminaux logistiques

De plus en plus nombreux dans les grandes régions urbaines comme l'Ile-de-France, les terminaux de fret doivent y trouver des lieux d'accueil. Deux logiques sont à l'œuvre dans l'arrangement spatial des équipements logistiques. On assiste d'une part à un développement significatif de grandes zones spécialisées (ce que Michel Savy appelle la « plate-formisation » des activités logistiques) regroupant plusieurs établissements et prestataires logistiques différents dans un ensemble architectural et managérial cohérent. Des « nœuds logistiques puissants » (Savy et Liu, 2009) où sont installées une voire plusieurs zones logistiques, s'imposent ainsi dans le paysage économique francilien. La montée en puissance de ces « hypercentres logistiques » (Guérois et Le Goix, 2000), localisés généralement sur les interfaces autoroutières, aéroportuaires ou ferroviaires, a d'ailleurs contribué fortement à l'émergence de pôles secondaires spécialisés dans les secondes couronnes des grandes agglomérations, et notamment en Ile-de-France (Guérois et Le Goix, 2000). D'autre part, un grand nombre de terminaux logistiques se dispersent sur une grande partie du territoire métropolitain. Le dernier recensement de la DREIF (2009) montre que **645 communes franciliennes** (sur les 1281 que compte la région) **accueillent des espaces logistiques :** 24 d'entre elles concentrent 42% des surfaces utiles, ce qui dénote une forte concentration sur un nombre limité de communes, et à l'inverse 621 communes accueillent 58% des surfaces, ce qui est là un signe d'étalement.

La spécialisation logistique de l'est francilien notée dans les années 1980 et 1990 (Beckouche et Damette, 1992 ; Dablanc, 1997) semble perdre de son intensité. Le degré de concentration sur des grands pôles logistiques varie en fait en fonction des secteurs considérés (Raimbault *et al.*, 2011) à partir de données de l'Institut d'aménagement et d'urbanisme, ont ainsi montré que les centres de distribution de la grande distribution en Ile-de-France étaient en majorité des équipements isolés ou mêlés à des activités autres que la logistique. Très peu de ces plates-formes sont en fait regroupées avec d'autres établissements logistiques.

C'est ce paysage fragmenté mais d'où émergent des concentrations puissantes d'activités logistiques auquel doivent réagir les municipalités franciliennes.

[65] En France, les grandes agglomérations et en premier lieu les métropoles ont, de droit, la responsabilité d'élaborer les plans d'urbanisme. Les PLU intercommunaux sont cependant encore rares.

5.2. Les municipalités : accepter ou refuser l'installation d'un terminal

Dans une région comme l'Ile-de-France regroupant 1281 communes, l'exercice des compétences d'urbanisme est particulièrement fractionné. Face aux demandes d'implantations logistiques, deux catégories de réactions locales peuvent être identifiées. D'un côté, certaines municipalités voient d'un bon œil les activités logistiques, considérant qu'elles représentent des emplois peu qualifiés, utiles lorsque les emplois industriels traditionnels ont disparu d'un territoire local. Un autre groupe de municipalités a plutôt tendance à rejeter les activités logistiques, en raison des nuisances que les trafics de camions engendrent (bruit, congestion, accidents). Les terminaux logistiques sont également accusés d'être de gros consommateurs d'espaces, et de ne compter qu'un faible taux d'emplois à l'hectare (entre 30 et 60).

Les grands parcs logistiques dédiés sont mieux acceptés par les communes, qui ont parfois l'initiative de leur implantation. Ces zones logistiques n'hésitent plus à s'afficher, comme le montrent les enseignes de gestionnaires d'immobilier logistique en bordure d'autoroutes. Mais ces produits immobiliers ne représentent pas la totalité des besoins logistiques et de transport présents en région parisienne. Coûteux, ils ne conviennent pas à un secteur moins "noble" de la logistique métropolitaine, celui des prestataires régionaux recherchant des zones plus banales d'entreposage et de stockage. Ces utilisateurs, acceptés par les municipalités "faute de mieux", finissent par s'insérer dans les interstices régionaux peu valorisés.

Globalement, le choix final de localisation de plates-formes logistiques résulte d'une relation bilatérale parfois très déséquilibrée entre un promoteur logistique et une commune. Il peut arriver que des communes de quelques milliers d'habitants se retrouvent face à de grands groupes comme Prologis (qui gère plus de 50 millions de mètres carrés d'espace logistique dans le monde) leur demandant un permis de construire. Ce qui n'empêche pas certaines municipalités de mettre un point d'honneur à refuser tout aménagement logistique, malgré les efforts des acteurs régionaux ou nationaux à leur en démontrer l'utilité collective. C'est le cas par exemple des communes proches de Roissy concernées, depuis le début des années 1990, par un projet de terminal intermodal rail-route. Dammartin, Saint-Mard et Mitry-Mory ont été successivement approchées pour accueillir cet équipement jugé nécessaire au rééquilibrage de l'offre de plates-formes intermodales en Ile-de-France et à la décongestion des équipements du Bourget et de Valenton. Les trois communes ont jusqu'ici toujours décliné l'invitation[66].

5.3. Schémas directeurs et logistique : l'exemple du schéma directeur de la région Ile-de-France (SDRIF)

Depuis la loi NOTRe de 2014, le SRADDET (schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires) est le document général de planification des territoires régionaux (article L. 4251-1 du code général des collectivités territoriales). Il a été imaginé sur le modèle de ce qu'a été le SDRIF en Ile-de-France depuis plusieurs décennies. A ce titre, il est intéressant de se demander comment le SDRIF a envisagé la logistique et dans quelle mesure il peut constituer à ce titre un modèle pour les autres régions. Le SDRIF comme les nouveaux SRADDET ont une partie (qui fixe la « destination générale des sols ») qui doit être prise en compte impérativement par les schémas des échelons « inférieurs (SCOT et PLU en particulier). En ce sens, il peut constituer un outil intéressant d'organisation régionale plus cohérente des projets de développement logistique.

La prise en compte du fret dans le SDRIF a été très progressive. En 1965, le schéma directeur, après avoir rappelé l'importance des transports de marchandises et évalué leur croissance future, fait une référence rapide aux « études en cours relatives aux gares routières et centres de transit » (qui donneront lieu aux deux plates-formes urbaines de Garonor et Sogaris[67]). Lors de la révision du schéma directeur en 1976, le fret n'est pas mentionné de façon plus spécifique. Le SDRIF de 1994, en revanche, consacre un chapitre au « réseau des transports de fret », dans lequel sont partiellement intégrées les propositions du Comité aménagement et logistique en Ile-de-France (CALIF). Le CALIF est une structure de concertation *ad hoc* créée en mars 1989 par le préfet de Région qui avait pour mission de « définir et localiser les surfaces et équipements nécessaires au développement de la logistique en Ile-de-France ». Ses principales recommandations portaient sur la localisation des grandes zones à vocation logistique, la sauvegarde des sites logistiques traditionnels (gares ferroviaires, sites portuaires), le développement de l'intermodalité et surtout la constitution d'un « réseau cohérent de plates-formes multimodales » qui structurerait la région au moyen de zones logistiques concentriques spécialisées : une première couronne pour la distribution urbaine, intégrant les gares et les ports les plus centraux ; une deuxième pour les produits à destination régionale et l'entreposage de longue durée ; une troisième pour les flux de transit, inter-régionaux et internationaux.

Reprenant partiellement ces conclusions, le SDRIF de 1994 posait parmi ses objectifs celui de « permettre la mise en place d'un réseau cohérent de plates-formes multimodales pour répondre à la très forte demande enregistrée dans ce secteur » (p. 165), sous forme de trois couronnes (directement inspirées du CALIF). Plus précisément, les « opérations à entreprendre » comprenaient notamment le maintien des principaux sites de la SNCF, une « installation portuaire réduite » à Saint-Ouen, de

[66] Le projet reste d'actualité : treize millions d'euros avaient été affectés au développement d'une plate-forme de transport combiné à Saint-Mard dans le contrat de projets Etat-Région 2007-2013, et le projet est également inscrit dans le SDRIF 2013.

[67] Ces équipements, à proximité de Paris, au nord (Garonor) et au sud (Sogaris), étaient conçus comme les deux grandes portes d'entrée des marchandises à destination de la capitale. Ces deux plates-formes existent toujours aujourd'hui, et continuent à desservir la ville de Paris ainsi que la région parisienne mais avec des fonctions très différentes de ce qui était initialement prévu Dablanc, L., 1997. *Entre police et service: l'action publique sur le transport de marchandises en ville. Le cas des métropoles de Paris et New York*. Thèse de doctorat. École nationale des Ponts et Chaussées, Paris. , Sogaris, 1997. *Sogaris 30 ans, une étape vers le futur*. Paris: Éditions Groupe Liaison S.A. . Géographiquement, elles se retrouvent maintenant en zone dense.

nouvelles plates-formes fer/route « notamment dans le secteur de Dammartin », ainsi que de nouveaux ports fluviaux. Mais alors que le CALIF allait jusqu'à chiffrer les aménagements fonciers à réaliser pour accueillir les futures fonctions logistiques, le SDRIF, dans ses versions préparatoires successives, a intégré de façon de moins en moins précise les linéaires et terminaux constitutifs du réseau régional de fret, tout en les éloignant de la zone dense.

Le SDRIF de 1994 a été remplacé par un nouveau schéma directeur adopté en octobre 2013. Un chapitre « Optimiser le fonctionnement logistique métropolitain » recense les grands sites multimodaux à enjeu et identifie (Figure 5) ceux - dont le site autour de Dammartin - qu'il convient de préserver ou de créer, ainsi qu'un certain nombre de grands projets d'infrastructures de fret (autoroutes ferroviaires). Une autre carte, dédiée à la logistique de la zone dense, se contente d'identifier les sites ferroviaires et portuaires qu'il convient de conserver pour la logistique urbaine (Figure 6). C'est en fait dans un sous-chapitre à l'intitulé plus modeste figurant dans une toute autre partie du SDRIF que l'on trouve des propositions relatives aux fonctions logistiques du quotidien: le paragraphe « Renouveler et densifier l'offre de locaux et d'emprises d'activités notamment pour les PME/TPE et pour l'artisanat » (dans une partie « Refonder le dynamisme de l'économie francilienne ») insiste sur la nécessité de promouvoir en zone dense une mixité d'usages d'activités, dont la logistique. Il y est proposé « un recentrage de certaines activités (logistique, PME-PMI, haute technologie, etc.) dans le tissu urbain dense, le long de couloirs de développement ou aux abords des gares ». Le texte est accompagné d'une carte thématique qui indique où « renouveler, densifier et organiser l'offre d'espaces d'activités » (Figure 7), la logistique n'étant sur la carte pas mentionnée spécifiquement.

Le SDRIF envisage ainsi la structuration du territoire régional par la polarisation des activités autour d'une vingtaine de sites d'accueil, bien répartis sur l'ensemble de la région. Remarquons cependant que la logistique par mode routier est surtout traitée dans le SDRIF pour les territoires de grande couronne. La proposition du CALIF d'un schéma hiérarchisé de plates-formes logistiques est par ailleurs définitivement abandonnée dans le schéma directeur actuel[68].

Cette nouvelle tentative, via un SDRIF, de proposer la concentration des fonctions logistiques dans un certain nombre de pôles subira-t-elle le sort des schémas précédents, qui avaient illustré pour ce qui concerne les prescriptions relatives aux activités logistiques, « l'incapacité constitutionnelle des schémas de la Région à contraindre directement les plans communaux » (Gilli et Offner, 2009) ? Aucun des schémas directeurs passés n'a en effet influencé de façon significative la localisation des entrepôts et plates-formes en Ile-de-France, et ces SDRIF ont été, en la matière, ignorés des plans d'urbanisme locaux.

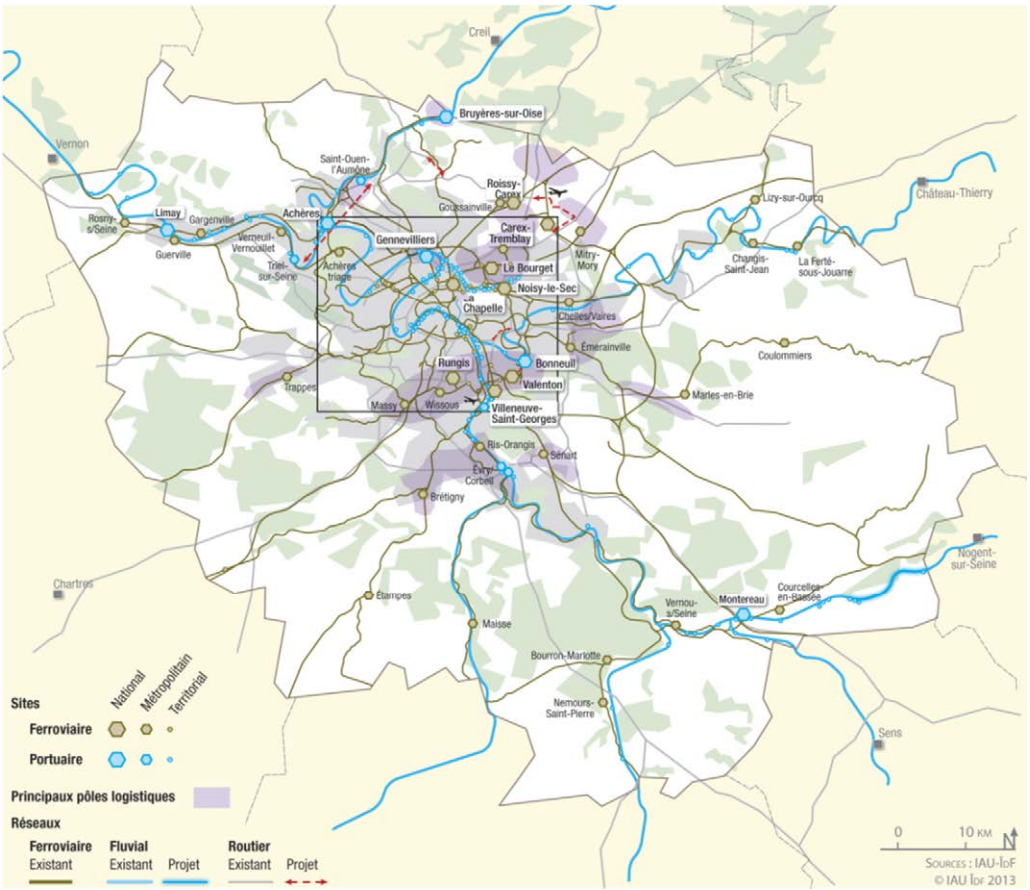


Figure 5. Grands sites multimodaux à enjeux dans le SDRIF. Source : SDRIF (2013, p. 135)

[68] On pouvait d'ailleurs poser la question de la pertinence d'une politique de hiérarchisation et de spécialisation des activités logistiques, qui risquerait d'interdire la multifonctionnalité d'un équipement logistique, présentée par ailleurs comme une nécessité.



Figure 6. Sites ferroviaires et portuaires dans le SDRIF. Source : SDRIF (SDRIF, 2013, p. 139)

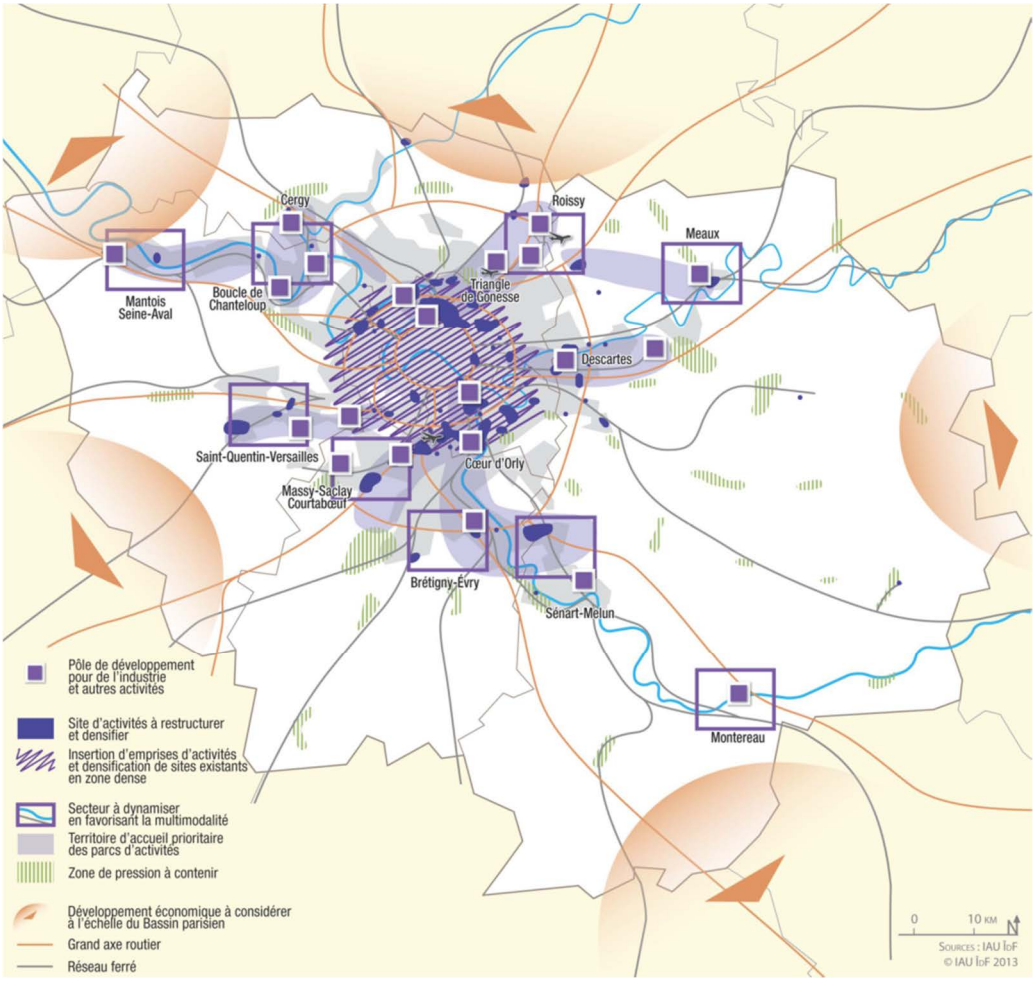


Figure 7. Offre d'espaces d'activités dans le SDRIF. Source : SDRIF (2013, p. 127)

Remarquons que de son côté, l'Etat via l'instruction des permis de construire (qu'il prend généralement en charge pour le compte des petites communes, qui n'en ont généralement pas l'expertise), ainsi que l'administration du régime des installations classées[69] et de celui de l'agrément constructeur [70]aurait pu influer sur la structuration de la carte régionale des terminaux logistiques. Pour obtenir un agrément constructeur, par exemple, le porteur d'un projet d'immobilier logistique doit procéder à une étude d'impact: « Une étude de circulation, comportant une évaluation du trafic engendré (par itinéraires, types de véhicules et créneaux horaires) (…) est à fournir systématiquement, pour les demandes concernant des locaux relevant d'une activité logistique (…) » (formulaire de demande d'agrément, Préfecture d'Ile-de-France). L'examen des impacts sur l'air, le trafic et le climat est également au programme des autorisations d'exploiter une installation classée (ICPE) accordées par l'Etat sur instruction de la DRIEE[71] d'Ile de France. Dans les faits, cependant, l'Etat s'est retenu d'exercer une quelconque fonction de supervision d'échelle régionale des localisations logistiques.

Les développements précédents **invitent le praticien aménageur à la modestie**. Les fonctions logistiques dans les espaces métropolitains se prêtent difficilement à une intervention publique sur l'usage des sols. Sous l'effet de phénomènes de métropolisation de la fonction logistique, les grandes régions urbaines ont récemment vu le nombre d'équipements dédiés à ces activités se multiplier et s'organiser spatialement de façon bien plus mouvante et centrifuge que la plupart des autres activités économiques. Ces phénomènes contribuent à l'efficacité des économies métropolitaines, en réduisant les coûts logistiques inhérents aux espaces urbains complexes, mais ils le font avec des dommages collectifs environnementaux non négligeables.

6. Conclusion

« L'entrepôt » est un élément de plus en plus présent du paysage métropolitain. Il y a vingt ans lorsque l'on pensait au futur des grandes métropoles, cette évolution n'était pas aussi prévisible. L'évolution de l'immobilier logistique telle que nous l'avons décrite dans cette note est à certains égards contre intuitive : une économie fondée sur les principes logistiques de « zéro-stock » et de « juste à temps » se concrétise par un nombre de plus en plus important de bâtiments logistiques; et ces entrepôts sont de plus en plus polarisés dans les grandes agglomérations urbaines, là où le foncier n'est certainement pas le moins cher. Nous avons soulevé et expliqué ces phénomènes. Il reste maintenant aux autorités locales de bien les comprendre pour identifier les stratégies les plus adaptées face aux conséquences de cette « intrusion » logistique, dont certaines sont négatives : empreinte foncière croissante de la logistique et artificialisation des sols périurbains, accroissement des véhicules-kilomètres sur les routes régionales et des nuisances qui les accompagnent (congestion, pollution, accidents).

Nous plaidons pour un « urbanisme logistique ». Les plans d'urbanisme, ceux de niveau intercommunal comme ceux de niveau municipal, doivent intégrer la fonction logistique. Celle-ci doit être présente au niveau du règlement des bâtiments (résidentiels ou d'activité), afin de mieux accueillir les opérations quotidiennes de déchargement/chargement des marchandises. Les bâtiments logistiques eux-mêmes doivent être considérés comme des équipements de service collectif et les procédures d'attribution de permis de construire doivent être facilitées, tout en veillant à leur bonne insertion urbaine et leur qualité environnementale. Les questions architecturales ne doivent pas être oubliées : l'imagination architecturale sur les bâtiments logistiques urbains (bâtiments à étages, paysagisme, bâtiments multifonctions, etc.) doit au contraire être encouragée. Enfin, un PLU (notamment lorsqu'il est intercommunal) doit décider de façon plus volontariste de la localisation finale des activités logistiques, pour ne pas laisser chaque commune décider au cas par cas de l'installation de la logistique, qui aujourd'hui aboutit bien souvent au mitage logistique.

Les schémas directeurs régionaux, eux, doivent également s'emparer de la question logistique. Nous proposons de donner un rôle plus mobilisateur au SDRIF, aux SCOT (schémas de cohérence territoriale) et aux SRADDET quant à la localisation des bâtiments et zones logistiques. D'une façon générale, un regroupement physique ('clusterisation') des installations logistiques dans les territoires métropolitains et régionaux est un objectif à poursuivre. Les parcs logistiques, ou 'villages de fret'[72] sont à privilégier car ils permettent une gestion plus efficace des infrastructures d'accès, permettent d'envisager des

[69] Les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) sont des installations qui peuvent présenter des dangers ou inconvénients pour la santé ou la protection de l'environnement (art. L511.1 du code de l'environnement). Pour les entrepôts couverts stockant des quantités supérieures à 500 tonnes, leur volume détermine le régime de réglementation: volume supérieur ou égal à 50 000 m^3 : régime de l'autorisation ; volume supérieur ou égal à 5 000 m3 mais inférieur à 50 000 m3 : régime de la déclaration.

[70] En Ile-de-France (à l'exception des villes nouvelles), sont soumis à agrément « toute construction, reconstruction, réhabilitation ou extension de locaux à usage industriel, administratif, technique, scientifique, d'enseignement ou d'entreposage » (pour ces derniers, pour toute surface supérieure à 5 000 m^2) (articles R. 510-1 et suivants du code de l'urbanisme). Cet agrément avait été mis en place afin de limiter la concentration des activités industrielles et de la population en région parisienne Lissorgues, G., 2005. *Les activités logistiques en Île-de-France: atouts et défis*: Chambre de commerce et d'industrie de Paris. .

[71] Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie.

[72] Un village de fret (*freight village* selon une terminologie européenne devenue courante) est un terrain dédié à un ensemble de bâtiments, activités et services logistiques, qui ne sont pas juste placés côte à côte mais coordonnés afin d'encourager le maximum d'efficacité et de synergie. Ils sont organisés, gérés par une entité commune qui peut être l'investisseur initial, et qui est souvent restée le propriétaire des bâtiments logistiques. Cette entité de gestion offre des services collectifs (au minimum : gardiennage et sécurité, restauration). La plate-forme est délimitée et généralement enclose.

équipements multimodaux, permettent davantage de « prise de risques architecturaux » (notamment pour des bâtiments à étages) et permettent ce faisant de réduire l'empreinte foncière globale de la logistique.

Termes spécifiques au domaine (français/anglais)

Etalement logistique : *logisticssprawl*
Desserrement logistique : *logisticsdecentralization*
Mobilité métropolitaine du fret : *Metropolitanfreightmobility*
Immobilier logistique : *logistics real estate*
Cluster logistique : *logistics cluster*
Parc logistique : *logisticspark*
Hôtel logistique : *logisticshotel*
Entrepôt : *warehouse*
Centre de distribution : *Distribution center*

Références bibliographiques citées

Andriankaja, D., 2014. *Le desserrement logistique, quelle responsabilité dans l'augmentation des émissions de CO2 des activités de messagerie*. Thèse de doctorat en transport. Université Paris-Est, Marne-La-Vallée.

Beckouche, P.; Damette, F., 1992. Le système productif dans l'espace parisien, le renversement fonctionnel *Espace & Société*, 67: 235-255.

Boile, M.; Theofanis, S.; Ozbay, K., 2011. *Feasibility of Freight Villages in the NYMTC Region*. Piscataway, NJ USA: U.S. Department of Transportation, University Transportation Centers Program, 48 p. http://www.utrc2.org/sites/default/files/pubs/Feasibility-of-Freight-Villages-in-NYMTC-Region.pdf

Bowen, J.T., 2008. Moving places: the geography of warehousing in the US. *Journal of Transport Geography*, 16 (6): 379-387. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2008.03.001

Dablanc, L., 1997. *Entre police et service: l'action publique sur le transport de marchandises en ville. Le cas des métropoles de Paris et New York*. Thèse de doctorat. École nationale des Ponts et Chaussées, Paris.

Dablanc, L., 2009. Le territoire urbain des konbini et des takkyubin au Japon. *Flux*, 78 (4): 68-70. http://www.cairn.info/revue-flux1-2009-4-page-68.htm

Dablanc, L., 2014. Logistics Sprawl and Urban Freight Planning Issues in a Major Gateway City. In: Gonzalez-Feliu, J.; Semet, F.; Routhier, J.-L., eds. *Sustainable Urban Logistics: Concepts, Methods and Information Systems*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 49-69. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-31788-0_4

Dablanc, L.; Andriankaja, D., 2011. Desserrement logistique en Île-de-France : la fuite silencieuse en banlieue des terminaux de fret. *Flux*, 85-86 (3): 72-88. http://www.cairn.info/revue-flux1-2011-3-page-72.htm

Dablanc, L.; Ross, C., 2012. Atlanta: a mega logistics center in the Piedmont Atlantic Megaregion (PAM). *Journal of Transport Geography*, 24: 432-442. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2012.05.001

Dablanc, L.; Routhier, J.-L., 2009. La partie urbaine de la chaîne de transport, premiers enseignements tirés de l'enquête ECHO. In: Guilbault, M., ed. *Enquête" ECHO"-Les apports des enquêtes chargeurs pour la connaissance des chaînes de transport de marchandises et de leurs déterminants logistiques*. Bron: Institut de Recherche sur les Transports et leur Sécurité-INRETS (Les Collections de l'Inrets, Actes n°121), 167-174.

Gilli, F.; Offner, J.-M., 2009. *Paris, métropole hors les murs: aménager et gouverner un Grand Paris*. Paris: Presses de Sciences Po.

Glaeser, E.L.; Kohlhase, J.E., 2004. Cities, regions and the decline of transport costs. *Papers in Regional Science*, 83 (1): 197-228. http://dx.doi.org/10.1007/s10110-003-0183-x

Graille, F.; Salagnac, C., 2012. *Les Dynamiques spatiales à l'oeuvre sur longue période dans la logistique en Ile-de-France : 1987-2008*. Paris: Direction régionale et interdépartementale de l'Équipement et de l'Aménagement d'Ile-de-France, Rapport DRIEA, 40 p. http://www.driea.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Dynamiques_spatiales_a_l_oeuvre_sur_longue_periode_dans_la_logistique_en_Ile-de-France_cle1bf46e.pdf

Guérois, M.; Le Goix, R., 2000. La multipolarité dans les espaces métropolitains: Paris, Lyon, Marseille et Lille In: Mattei, M.-F.; Pumain, D., eds. *Données urbaines, vol. 3, Ed.* . Paris: Anthropos, Collection VILLES, 235-249.

Heitz, A.; Dablanc, L., 2015. Logistics Spatial Patterns in Paris: The Rise of The Paris Basin as a Logistics Megaregion. *Proceedings of the 94th Transportation Research Board Annual Meeting*. Washington D.C., USA.

Hesse, M.; Rodrigue, J.-P., 2004. The transport geography of logistics and freight distribution. *Journal of Transport Geography*, 12 (3): 171-184.

Higgins, C.D.; Ferguson, M.; Kanaroglou, P.S., 2012. Varieties of logistics centres: Developing a standardized typology and hierarchy. *Presentation at TRB 2012*. http://docs.trb.org/prp/12-3874.pdf

Meidute, I., 2005. Comparative analysis of the definitions of logistics centres. *Transport*, 20 (3): 106-110. http://dx.doi.org/10.1080/16484142.2005.9638005

Ministère de l'Environnement de l'Énergie et de la Mer, 2017. *Atlas des entrepôts et des aires logistiques en France en 2015*. Paris: Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer, Datalab, n°14 111 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Datalab/2017/datalab-14-atlas-entrepots-aires-logistiques.pdf

Raimbault, N., 2014. *Gouverner le développement logistique de la métropole : périurbanisation, planification et compétition métropolitaine, le cas du bassin parisien et éclairages étrangers*. Thèse de doctorat en Aménagement de l'Espace et Urbanisme. Université Paris-Est, Architecture, aménagement de l'espace, 520 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01127928

Raimbault, N.; Andriankaja, D.; Paffoni, E., 2011. Understanding the diversity of logistics facilities in the Paris region. *7th International City Logistics Conference*. Mallorque, Espagne, 7-9 juin 2011.

Savy, M., 2006. *Logistique et territoire*. Paris: La Documentation française (*Travaux (DIACT)*), 63 p.

Savy, M.; Liu, X., 2009. La plate-forme logistique, objet exemplaire d'aménagement urbain. *Premières journées du pôle Ville du PRES Université Paris-Est*. Marne-la-Vallée, 20 janvier 2009.

SDRIF, 2013. *Île-de-France 2030 : 2. Défis, projet spatial régional et objectifs. Schéma directeur de la région Île de France.*, 176 p. http://www.iau-idf.fr/fileadmin/user_upload/Enjeux/Sdrif/.../IDF2030-2-Defis_BD.pdf

Sheffi, Y., 2013. Logistics-Intensive Clusters: Global Competitiveness and Regional Growth. In: Bookbinder, J.H., ed. *Handbook of Global Logistics: Transportation in International Supply Chains*. New York, NY: Springer New York, 463-500. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4419-6132-7_19

Chapitre 5. L'artificialisation des littoraux : déterminants et impacts

Auteur : Iwan Le Berre

Les sociétés humaines ont depuis longtemps été attirées par les littoraux où elles ont trouvé des ressources variées, notamment alimentaires, ainsi que des espaces refuge ou porteurs d'aménités (Gamblin et Bruyelle, 1999). Mais la cohabitation avec la mer est difficile et comporte d'importantes contraintes et des risques, qu'ils soient naturels (Carter, 1988 ; Lageat, 2004 ; Masselink et Gehrels, 2014), ou humains (Nonn, 1972). Tant que ses moyens techniques sont restés limités, l'homme a essentiellement subi ces contraintes, puis, à partir de la révolution industrielle, il est parvenu à aménager les rivages, notamment par la conquête de nouvelles terres, pour s'y installer et y développer ses équipements (Hudson, 1996 ; Wolff, 1992). Cependant, par leurs caractéristiques intrinsèques – espace limité spatialement, à l'interface des domaines marins et terrestres, milieux dynamiques et très originaux à l'échelle de la planète – les systèmes littoraux montrent une certaine sensibilité face à cette intensification de leur artificialisation (Agardy et Alder, 2005 ; Carter, 1988 ; Masselink et Gehrels, 2014).

1. Un littoral attractif, mais contraint

Le littoral constitue un milieu particulier, intrinsèquement limité à une frange linéaire soumise à des dynamiques marines et terrestres complexes. La richesse des ressources qui découlent de tels systèmes d'interface a depuis longtemps attiré les sociétés humaines qui s'y sont implantées dans des conditions parfois difficiles.

1.1. Un espace limité

A l'échelle mondiale, le littoral occupe un linéaire de plus de 1,6 millions de km, sur lequel 84 % des nations ont une façade donnant sur l'océan et/ou sur des mers intérieures (Martínez *et al.*, 2007). Mais, plus qu'une simple ligne - ou trait de côte – le littoral est généralement considéré comme une bande de largeur variable intégrant les espaces concernés par les influences réciproques de la terre et de la mer (Lageat, 2004 ; Nonn, 1972).

D'un point de vue naturaliste, cet espace est soumis à des processus qui se déroulent à des échelles spatiales et temporelles variées (Hénaff *et al.*, 2013). On le décompose habituellement en trois zones :

- la *zone infratidale*, dont l'extension vers le large dépend de la morphologie sous-marine et de l'intensité des agents dynamiques (houles, courants de marée), soit généralement les fonds inférieurs à la dizaine de mètres où se produisent des échanges de matière et d'énergie affectant la morphologie de la côte (Pinot, 1998).
- La *zone intertidale,* de balancement des marées, qui occupe selon les façades maritimes une surface réduite (Méditerranée), ou relativement importante (Manche). Bien qu'elle soit concrétisée juridiquement par la notion de Domaine Public Maritime (DPM)[73], cette définition est toutefois trop restrictive au regard des processus interagissant avec l'artificialisation du littoral ;
- la *zone supratidale*, toujours émergée mais lieu d'échanges de matière et d'énergie affectant la morphologie de la côte (submersion de tempête, embruns, transport éolien de sable…).

Mais le littoral est aussi l'exutoire naturel des cours d'eau qui y déversent les matériaux arrachés par l'érosion des continents ainsi que toute la pollution des bassins versants par les activités humaines (Syvitski, 2005). Les interactions terre-mer concernent donc un espace très vaste : la *zone côtière*

Enfin, le littoral constitue un socio-système qui repose sur des interdépendances fonctionnelles, que l'on peut illustrer par la notion d'arrière-pays (ou *hinterland*) associant un port et son bassin commercial, et institutionnelles, notamment celles liée à la réglementation spécifiques qui s'y applique par bandes (bande de 100 m de la loi Littoral, bande des 50 pas géométriques), ou par zones (communes de la loi Littoral, espaces naturels remarquables), pour en maîtriser l'aménagement (Meur-Ferec, 2007). De tels zonages s'établissent également vers le large (bandes de 3 milles, de 12 milles, mer territoriale, zone économique exclusive) pour réglementer l'usage des ressources marines, la sécurité maritime ou les espaces de souveraineté nationale.

1.2. L'haliotropisme, concentration de la population et des activités

Globalement, les zones basses littorales occupent 2,3 % des territoires des pays littoraux, mais abritent 11 % de leur population. Leur densité (241 hab./km^2) est cinq fois supérieure à la moyenne mondiale (Neumann *et al.*, 2015). En France,

[73]http://www.developpement-durable.gouv.fr/Un-peu-d-histoire,12931.html

sur seulement 4 % du territoire, le littoral abrite 6 millions d'habitants, soit 10 % de la population totale[74], pour une densité de 285 hab./km^2, c'est-à-dire 2,5 fois la moyenne métropolitaine. Cette part est en progression constante puisque la population augmente plus rapidement sur le littoral (25 % de plus entre 1968 et 2006), que dans l'intérieur (+23 % en moyenne métropolitaine)[75] et que la pression de construction de logements y est trois fois plus élevée. L'artificialisation qui en découle est également plus forte : en 2012[76], elle représente 14,6 % du territoire des communes littorales, contre une moyenne métropolitaine de 5,5 %. Les zones urbanisées, industrielles et les voies de communication y sont 2,6 fois plus nombreuses qu'à l'échelle nationale. Ce ratio atteint 4,3 pour les espaces verts artificialisés (golfs, terrains de sport, parcs urbains). Globalement, entre 2006 et 2012, l'artificialisation a progressé deux fois plus vite sur le littoral que dans l'intérieur. A elles seules, les zones urbanisées représentent 9,8 % du territoire des communes littorales (contre 3,7 % en moyenne)[77]. A l'exception de la Guyane, la densité de population littorale est encore supérieure en outre-mer et l'artificialisation y est plus élevée. Mais elle décroît vers l'intérieur en raison du relief accidenté ou, comme dans le cas de la Guyane, de l'occupation par la forêt tropicale et de l'absence d'axes de communication[78].

1.3. Des ressources variées

A l'interface entre terre et mer s'établissent des écosystèmes originaux, capables de supporter des conditions difficiles et changeantes : salinité, émersion/immersion par les marées, exposition aux agents hydrodynamiques, mobilité sédimentaire, etc. (Dauvin, 1997 ; Masselink et Gehrels, 2014). Ils figurent parmi les plus productifs de la planète[79], notamment par leur fonction d'habitat pour de nombreuses espèces végétales et animales (Agardy et Alder, 2005). En tant qu'espaces tampons entre domaines terrestre et marin, ils exercent en particulier un rôle majeur dans le maintien des équilibres écologiques et hydrologiques globaux.

Très tôt, les sociétés humaines ont su tirer parti de la diversité des ressources offertes par ces écosystèmes pour leur alimentation (les protéines fournies par la pêche), ou pour l'exploitation de matériaux à diverses fins : agricoles (amendements, engrais), construction (pierre, sable), proto-industrielles (sel, soude). Au-delà de leur intérêt local, certaines de ces ressources sont devenues la base d'échanges commerciaux conséquents et durables (Gamblin et Bruyelle, 1999). C'est par exemple le cas du sel, des produits de la pêche sous différents conditionnements (fumage, salage, puis conservation-appertisation) (Nonn, 1972), ou d'autres ressources telles que le guano (source de phosphate). Depuis ces exploitations pionnières, les services écosystémiques dont bénéficient les sociétés littorales se sont largement diversifiés (tableau 1).

La diversité de ces ressources, et l'immensité des océans les pourvoyant, ont longtemps conduit les sociétés littorales à les considérer comme abondantes et illimités (Benoit et Comeau, 2005 ; Dauvin, 1997). Or, les écosystèmes côtiers sont rares à l'échelle de la planète ; en tant qu'exutoires naturels des cours d'eau, ils pâtissent de la dégradation des écosystèmes continentaux – 80 % des polluants déversés dans les océans ont une origine terrestre (Valiela et Bowen, 2002) – et ils sont intrinsèquement dynamiques et en continuelle interaction (Paskoff, 2010).

1.3 Un système dynamique, ouvert et complexe

En tant que milieu naturel, le littoral se définit comme une interface mouvante, une frange de largeur variable où se rencontrent et interagissent des dynamiques terrestres, marines et atmosphériques (Lageat, 2004; Masselink et Gehrels, 2014; Paskoff, 2010). Selon la nature géologique des côtes et l'énergie dissipée par les agents hydrodynamiques (courants et surtout houles), leur façonnement se fait très différemment, ce qui explique la diversité des côtes.

1.3.1. Des compartiments sédimentaires

Expression d'un "dynamisme trop souvent ignoré par les aménageurs" (Lageat, 2004), la mobilité du littoral est évaluée à partir du *bilan - ou budget - sédimentaire* qui représente un état quantitatif de la production, du transport, de l'accumulation et de l'évacuation des sédiments sur une période de temps définie (Nordstrom, 1994).

Ce bilan (figure 1) est fonction d'échanges sédimentaires transversaux (continent-océan) ou longitudinaux (*dérive littorale*). Les premiers proviennent de deux sources relativement indépendantes : des apports terrestres alimentés par l'érosion (côtière et surtout continentale) et transportés par les cours d'eau ou plus accessoirement par les vents soufflant vers la mer ; des apports marins, composés en proportions variables de matériaux détritiques provenant de la plate-forme continentale et de matériaux biotiques reconstitués régulièrement par des organismes marins.

[74]http://www.onml.fr/chiffres-cles/cadrage-general/demographie-occupation-du-sol-et-logement/
[75] http://www.onml.fr/articles/la-population-du-littoral-metropolitain-en-2006/
[76]http://www.onml.fr/onml_f/fiche_complete.php?id_fiche=118&auth=NOK, d'après CORINE Land Cover.
[77] Chiffres certainement sous-estimés et n'intégrant qu'incomplètement le mitage car établis d'après la cartographie CORINE Land Cover produite au 1/100 000 et ne distinguant que les entités de plus de 2,5 ha.
[78]http://www.onml.fr/articles/occupation-du-sol-sur-le-littoral-des-dom/occupation-du-sol-sur-le-littoral-des-dom/occupation-du-sol-sur-le-littoral-des-dom/
[79] productivité primaire annuelle nette (kg/m^2/an) : marais maritimes 2, récifs coralliens 2,5, forêt tropicale humide 2,2.

Tableau 1. Services écosystémiques fournis par les habitats côtiers (d'après Agardy et Alder, 2005 et Masselink et Gehrels, 2014)

Services directs et indirects		Estuaires et marais maritimes	Lagunes et étangs salés	Mangroves	Plages et dunes	Estrans rocheux et champs d'algues	Récifs rocheux et coquilliers	Herbiers	Récifs coraliens
Services d'approvisionnement	Nourriture	●	●	●	●	●	●	●	●
	Matériaux de construction, énergie	●	●	●	●	●			
	Ressources médicales et autres	●	●	●		●			●
Services de régulation	Régulation biologique	●	●	●	●	●			●
	Stockage et rétention d'eau	●	●						
	Equilibre hydrologique	●	●						
	Régulation atmosphérique et climatique	●	●	●	●		●	●	●
	Santé, épidémiologie	●	●	●	●		●	●	●
	Traitement des déchets	●	●	●			●	●	●
	Protection contre les tempêtes et les inondations	●	●	●	●	●	●	●	●
	Contrôle de l'érosion	●	●	●	●	●		●	●
Services culturels	Culture et aménités	●	●	●	●	●	●	●	●
	Loisirs, récréatifs	●	●	●	●	●			●
	Esthétiques et paysager	●	●	●	●				●
	Education et recherche	●	●	●	●	●	●	●	●
Services de soutien	Biodiversité	●	●	●	●	●	●	●	●
	Biochimiques	●		●		●			●
	Fertilité et cycles nutritionnels	●	●	●	●	●	●		●

La largeur des cercles représente l'importance relative des services écosystémiques.

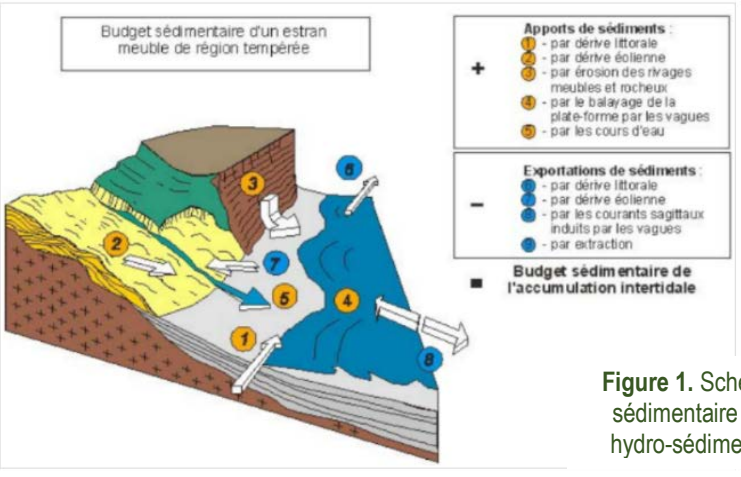


Figure 1. Schématisation du budget sédimentaire au sein d'une cellule hydro-sédimentaire (Hénaff, 2012)

Ces sédiments peuvent être remobilisés par la dérive littorale et les courants côtiers, sous forme d'un transport sédimentaire longitudinal. Ce transport s'effectue dans le cadre de *compartiments – ou cellules – hydro-sédimentaires* (Davies, 1996), indépendants les uns des autres et dont les limites correspondent à des discontinuités du rivage, qui peuvent être naturelles (caps, embouchures) ou anthropiques (épis, jetées portuaires).

Les matériaux peuvent aussi quitter la zone littorale sous l'effet de transferts éoliens, notamment par avancées dunaires, ou bien par dispersion vers le large par des courants de retour.

1.3.2. La stabilité dynamique du littoral

Si l'apport sédimentaire (vases, sables ou galets) dans un compartiment excède la capacité des agents hydrodynamiques à le disperser, il y aura accumulation, ce qui se traduira par une progradation du trait de côte. Dans le cas contraire, le rivage sera érodé et cédera du terrain à la mer. Enfin, si le budget est équilibré, le trait de côte connaîtra une *stabilité dynamique* autour d'une position moyenne (Davies, 1996), c'est-à-dire un remodelage permanent en fonction de l'intensité et de la direction des agents hydrodynamiques, essentiellement les houles (Paskoff, 2010). De fait, on distingue traditionnellement les formes d'accumulation (dunes, vasières, delta…), des formes d'érosion (platiers, falaises…).

Actuellement, en Europe, 70 % du linéaire des plages sont en cours d'érosion, 20 % sont stables et seulement 10 % sont en cours de progradation[80]. Cette situation résulte d'évolutions naturelles, l'abondance sédimentaire héritée des apports liés à la transgression flandrienne ayant fait place à une situation de pénurie. Mais les interventions humaines ont aggravé le déficit sédimentaire par la construction de nombreux barrages qui piègent la charge grossière des cours d'eau (sables, galets) dont les apports ont été considérablement réduits (Syvitski, 2005), par d'importantes extractions de granulats dans les lits fluviaux ou sur les fonds côtiers (Paskoff, 1992), ainsi que par la pollution des eaux littorales et la dégradation consécutive des herbiers et d'autres habitats littoraux, dont le rôle atténuateur de l'énergie des vagues se voit ainsi réduit (Dauvin, 1997 ; Paskoff, 2010).

En contrepartie, les marais maritimes connaissent plutôt une augmentation de leurs apports en sédiments fins. La mise en culture de nouvelles terres (déforestation) ou l'adoption de cultures moins couvrantes ont favorisé le décapage des sols par ruissellement, et donc accru la charge des cours d'eau en sédiments fins (limons et argiles) qui, transportés en suspension, échappent à la rétention par les barrages (Vörösmarty *et al.*, 2003).

L'évolution du littoral s'inscrit ainsi dans un système hydro-sédimentaire ouvert et dynamique où l'artificialisation produit des impacts qui se propagent entre compartiments.

2. Les déterminants de l'artificialisation du littoral

La répartition de la population littorale est très inégale à l'échelle de la planète, en fonction notamment des contraintes imposées par le milieu : froid des terres arctiques et, dans une moindre mesure, aridité des déserts côtiers intertropicaux (Noin, 1999). Dans les espaces littoraux "pleins" (Gamblin et Bruyelle, 1999), la forte population relève surtout de facteurs historiques. Entre héritages et mutations socio-économiques, ces littoraux connaissent depuis la fin du XIXe siècle à la fois une intensification et une diversification de leur artificialisation.

2.1. Déterminants géographiques « classiques »

Le site et la situation, deux notions de la géographie classique, fournissent une base d'explication rationnelle des choix d'implantation des activités et des aménagements humains sur les littoraux.

Au plan local, les caractéristiques de certains sites – qu'elles soient liées à leur topographie, leur hydrographie, ou leur salubrité - peuvent favoriser des fonctions d'abri défensif ou portuaire (Provansal *et al.*, 1995 ; Wolff, 1992), ou de rupture de charge entre terre et mer, comme dans le fond des baies abritées ou des estuaires (Gamblin et Bruyelle, 1999). Par exemple, dans les anciennes colonies antillaises (Potter, 1993), l'implantation des bourgs dans la plaine littorale ainsi qu'à l'embouchure des rivières visait à faciliter le développement du commerce (Goiffon, 2003b).

A l'échelle régionale, la qualité d'un lieu s'évalue en fonction de sa situation stratégique par rapport à l'accès aux ressources halieutiques et terrestres, aux voies de navigation et d'échange, ou bien à la surveillance ou au contrôle d'un territoire. L'essor des grandes thalassocraties antiques (Athènes) ou médiévales (Venise, ligue hanséatique), a reposé sur le contrôle des routes du grand commerce d'épices, de soie, d'or, et sur leur redistribution vers l'Europe occidentale par terre et par mer contribuant ainsi à la diffusion urbaine (Gamblin et Bruyelle, 1999).

Plus globalement, les climats littoraux relativement pondérés par rapport à leurs nuances continentales, associés aux facilités d'aménagement et à la qualité particulière des sols alluviaux des plaines côtières, auxquels s'ajoutent les apports de l'arrière-pays, notamment en eau, fondent les bases d'une agriculture littorale particulièrement riche et diversifiée : plaines et deltas du

[80] http://www.eurosion.org/

Sud-Est asiatique (Noin, 1999), ou de Méditerranée (Guillén et Palanques, 1997 ; Simeoni et Corbau, 2009), polders des rivages de la mer du nord (Wolff, 1992), plaines littorales des plantations coloniales (Goiffon, 2003b; Potter, 1993).

Généralement ces facteurs se combinent pour fonder les potentialités de chaque lieu, mais loin d'un déterminisme strict, leur influence évolue en fonction des us, coutumes et techniques mis en œuvre par les groupes sociaux selon les époques (Gamblin et Bruyelle, 1999)[81].

2.2. Déterminants socio-économiques « modernes »

Ces emplacements hérités ont pu se trouver obérés ou renforcés par les évolutions économiques et démographiques engendrées par la Révolution industrielle, ainsi que par les mutations sociétales qui les accompagnent.

2.2.1. Urbanisation littorale et métropolisation

Dans 60 % des pays ayant une façade maritime, les villes principales (plus de 100 000 habitants) sont situées en bord de mer et abritent 70 % de la population urbaine (Noin, 1999). Ces populations se sont concentrées progressivement dans les villes portuaires antiques ou médiévales, comme en Extrême-Orient, dans le bassin méditerranéen et sur les pourtours de la Baltique ou de la mer du Nord. Dans d'autres régions, une part importante des villes littorales doit son origine aux expansions coloniales et aux migrations transocéaniques, essentiellement européennes entre le XVIe et le début du XXe siècle que ce soit vers l'Amérique, l'Australie ou l'Afrique du Sud. Des grandes villes y ont ainsi été fondées *ex nihilo* (Gamblin et Bruyelle, 1999), comme Rio de Janeiro, Boston ou Sydney.

Symétriquement, les littoraux des métropoles ont bénéficié de l'essor colonial par la création de nouvelles bases militaires (Brest, Lorient, Le Havre, etc.), et par la fortune des ports animés par le trafic et la redistribution des richesses d'outre-mer : Séville, Hambourg, Amsterdam (Gamblin et Bruyelle, 1999). De fait, la plupart des grandes agglomérations littorales et en particulier des métropoles dominantes comme Londres, New York et Tokyo doivent une partie de leur puissance à leur trafic maritime passé ou présent (Hudson, 1996 ; Noin, 1999).

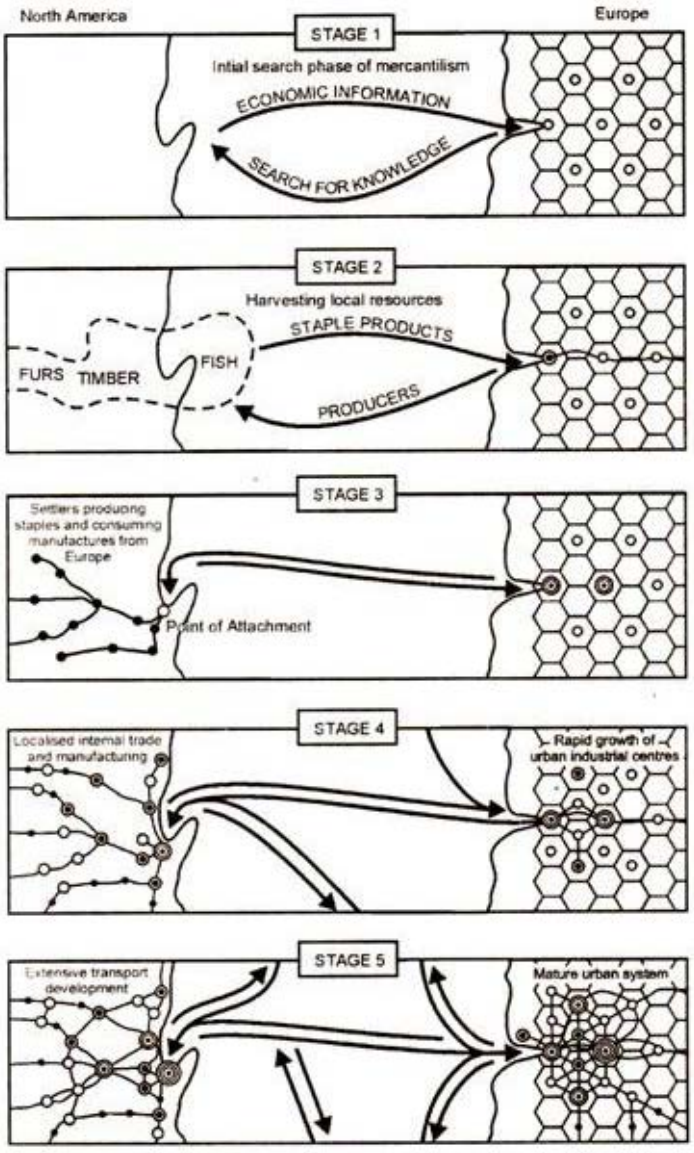


Figure 2. Le modèle mercantile de Vance montre cinq stades de développement des réseaux urbains et de transport métropolitains et américains[82]

2.2.2. Maritimisation de l'économie mondiale et développement portuaire

L'augmentation globale du trafic maritime, l'accroissement de la taille des navires, de même que celle des surfaces requises pour les activités commerciales et industrielles, ont contraint à l'aménagement de zones portuaires de plus en plus étendues,

[81] http://www.hypergeo.eu/spip.php?article3

[82] Voir les explications détaillées sur http://www.geographynotes.com/articles/4-models-of-transport-development-explained-with-diagram/60

permettant d'optimiser le stockage et la manutention des marchandises et d'accueillir des activités industrielles pouvant générer d'importantes nuisances pour les riverains : pollution, bruit, risques.

Les rapports entre ville et port sont alors fondés sur des relations à la fois de complémentarité et de concurrence, voire de blocages réciproques en fonction des sites, orientant ainsi l'artificialisation vers l'aval et la mer, ou bien vers l'intérieur. Faute de place, la ville doit parfois gagner sur la mer sous forme de quartiers flottants (Hong Kong, Bangkok) ou de polders (Hudson, 1996), tels ceux aménagés pour les aéroports de Sydney, Hong Kong ou Papeete (Gamblin et Bruyelle, 1999).

Plus récemment, de nouveaux atterrages sont aménagés pour exploiter les ressources offshores, notamment énergétiques (hydrocarbures, EMR). Ils peuvent accroître encore l'artificialisation du littoral et la pression foncières qui s'y exerce, y compris en dehors des zones portuaires. De fait, tout particulièrement sur le littoral, l'artificialisation s'effectue notablement en dehors des villes.

2.2.3. Villégiature et tourisme

Sur tous les littoraux présentant des aménités paysagères ou balnéaires, le tourisme constitue l'un des principaux facteurs d'artificialisation (Blondy, 2016 ; Burak *et al.*, 2004 ; Gonzalo Malvarez *et al.*, 2000). Si l'attrait pour le littoral s'exerce depuis l'antiquité, son artificialisation par le tourisme est plutôt récente puisqu'elle découle de l'évolution des goûts de la société, de l'élévation des revenus des ménages et de l'explosion de la mobilité (Bon, 2005 ; Zaninetti, 2006). Le « désir de rivage »[83], repose surtout sur les aménités spécifiques du littoral, qu'elles soient climatiques (qualités thérapeutiques de l'air marin « iodé », ensoleillement), paysagères (dimension esthétique, artialisée et valorisée de la vue sur mer) ou bien balnéaires et récréatives, notamment liées aux activités nautiques (plaisance, sports de glisse).

A partir du XIXe siècle, l'implantation des villégiatures aristocratiques et bourgeoises précèdera la construction de stations climatiques, puis balnéaires, conçues autour de modèles urbanistiques et architecturaux spécifiques, associant front de mer, grands hôtels et casino (Gamblin et Bruyelle, 1999 ; Nonn, 1972). La massification du tourisme à partir des années 1920, conduira à l'aménagement de plusieurs générations de stations balnéaires, parfois construites *ex nihilo*, souvent conçues autour de marinas pouvant abriter plusieurs centaines de bateaux de plaisance (Carter, 1988 ; Larrosa Rocamora, 2003). Ces stations, généralement issues d'opérations d'aménagement lourdes et planifiées (à l'exemple du Plan Racine sur la côte languedocienne), constituent ensuite des noyaux d'urbanisation diffuse et peu encadrée. Le développement touristique d'abord saisonnier (camping sauvage, caravanage, paillotes) qui tend à s'y sédentariser de manière plus ou moins légale (Larrosa Rocamora, 2003), la construction mal maîtrisée des résidences secondaires, aboutissent au mitage des espaces agricoles et naturels et à une forte consommation des espaces littoraux aux conséquences multiples : paysagères, foncières, sociales, fonctionnelles (Daligaux, 2003 ; European Environment Agency, 2006).

Effarouchés par ces implantations massives, populaires et pas toujours très esthétiques, les catégories aisées et mobiles à l'origine de ce tourisme balnéaire, privilégient désormais des destinations plus lointaines et exotiques, diffusant dans le même temps ce modèle touristique et les formes d'artificialisation qui lui sont associées à l'échelle mondiale (Gamblin et Bruyelle, 1999).

2.2.4. Choix résidentiel et urbanisation diffuse

Plus récemment encore, les mêmes facteurs (élévation des revenus, diffusion de nouveaux comportements) se combinent à l'allongement du temps libre (congés payés, réduction du temps de travail, retraite), à l'amélioration de l'accessibilité par les grandes infrastructures de transport (LGV, aéroports) et à la recherche d'un cadre de vie de qualité dans les choix résidentiels et professionnels (Zaninetti, 2006). Même s'il n'y est pas spécifique, ce phénomène est particulièrement développé sur le littoral qui combine toutes ces motivations pour attirer touristes et retraités, mais également actifs comme vers les *Sun Belts* nord-américaines ou les rivages ensoleillés de l'Europe méditerranéenne (Gamblin et Bruyelle, 1999). En particulier, la diffusion de modes de vie liés au développement d'une société de loisirs, et notamment à la pratique de certaines activités récréatives nautiques (plaisance, surf), détermine des choix résidentiels qui tendent à renforcer l'urbanisation de ces littoraux particulièrement attractifs par leur climat et leurs conditions de pratique, principalement dans les pays développés (Bohnet et Moore, 2011 ; Gurran *et al.*, 2007).

Tous ces facteurs contribuent à l'urbanisation du littoral, notamment dans sa forme la plus diffuse car le bâti individuel est largement privilégié (Zaninetti, 2006). On distingue généralement plusieurs étapes (Gonzalo Malvarez *et al.*, 2000 ; Renard, 1984) qui débutent par une prolifération anarchique de constructions individuelles en dehors des noyaux urbanisés et au plus près du littoral. Cette phase de mitage est suivie d'une colonisation mieux organisée de l'espace agraire ou naturel par l'aménagement de lotissements. Mais ces formes d'urbanisation produisent souvent une banalisation architecturale autour de la maison "néotraditionnelle" des pavillonneurs. Dans une troisième phase enfin, des mesures réglementaires sont mises en place pour affecter les droits à construire dans certains secteurs et protéger les espaces considérés comme remarquables.

[83] Selon le titre de l'ouvrage d'Alain Corbin (1992). *Le territoire du vide l'Occident et le désir du rivage*. éd. Aubier.

2.3. Un retour programmé des déterminants physiques

Nos ancêtres étaient-ils plus avisés que nos contemporains en veillant à implanter leurs aménagements à l'écart du trait de côte ? Ou bien l'artificialisation du littoral s'accroit-elle sous la pression de la croissance démographique et de la littoralisation (Paskoff, 2010 ; Zaninetti, 2006) ? Quoiqu'il en soit, force est de reconnaître que l'aménagement du littoral s'effectue souvent sans tenir compte des caractéristiques des milieux et de leurs dynamiques naturelles (Paskoff, 2010). Les aménagements qui y sont imprudemment implantés sont naturellement exposés à leurs évolutions naturelles (§ 2.4. ; (Aubanel *et al.*, 1999 ; Paskoff, 2010). De récents événements météorologiques (notamment les ouragans Katrina en 2005 ; Haiyan en 2013 ; Harvey et Irma en 2017) ou sismiques (Banda Aceh en 2004, Tõhoku en 2011) paroxysmiques en témoignent. Ils démontrent l'absence de prise en compte des risques dans les aménagements littoraux, notamment urbains, si ce n'est par la construction de dispositifs de défense contre la mer dont l'efficacité est mise en cause (Rogers, 2008). Devant la répétition de ces catastrophes, certains territoires réagissent en adaptant leur mode d'urbanisation par des procédures de planification plus rigoureuses visant à intégrer ces risques (Tumini *et al.*, 2017). Quand ce n'est pas le cas, les catégories de population qui en ont les moyens entreprennent de se reloger dans des sites moins exposés aux risques, plus éloignés de la mer ou d'altitude plus élevée, enclenchant ainsi des dynamiques foncières nouvelles qui tendent à renforcer l'étalement urbain (McKenzie et Levendis, 2010), mais également les inégalités sociales (Scoppetta, 2016). En effet, lorsque la population ne dispose pas des moyens de s'adapter et que les autorités sont inopérantes, la reconstruction s'effectue sur les lieux mêmes des catastrophes, sans adaptation notable (Ong *et al.*, 2016). De fait, ces catastrophes ne sont pas "naturelles", mais résultent bien d'une exposition inconsidérée d'enjeux humains et matériels à des aléas (tsunami, surcotes marines) à cause d'un aménagement inconsidéré du littoral (Hénaff *et al.*, 2013).

Facteur aggravant, le littoral est particulièrement concerné par les effets du changement climatique en cours. En effet son corollaire, l'élévation du niveau marin (Nicholls *et al.* in Masselink et Gehrels (2014), se traduit presque mécaniquement par un accroissement de l'exposition des enjeux (infrastructures et équipements divers, bâti) aux aléas météo-marins (tempêtes, houles) ou sismiques (tsunamis), donc à une augmentation des risques côtiers (Cooper et Alonso, 2006). Dans leur scénario le plus pessimiste, Neumann *et al.* (Neumann *et al.*, 2015) estiment ainsi que la population exposée aux risques côtiers dans les zones basses littorales (zone submersible centennale) pourrait passer de 189 millions en 2000, à 411 millions d'ici 2060. Se mettent alors en place des dispositifs de gestion des risques qui viennent alourdir encore la réglementation existante.

2.4. Déterminants législatifs et réglementaires

Sur les littoraux comme ailleurs, la politique du laisser-faire a longtemps dominé (Abrantes *et al.*, 2016 ; Gonzalo Malvarez *et al.*, 2000), conduisant à une artificialisation peu contrôlée, seulement structurée par les opportunités foncières et par des facteurs géographiques comme la proximité du littoral, des centres urbains, des axes routiers ou la topographie (Le Berre *et al.*, 2017 ; Martignac *et al.*, 2011). Cette situation reste de mise dans de nombreux pays, notamment en voie de développement, qui souffrent de la faiblesse des outils de protection et de l'insuffisance du cadre réglementaire (Kuété et Assongmo, 2002).

Mais les impacts croissants de l'artificialisation sur les sociétés, les milieux et les paysages littoraux, ainsi que la **réaction pro-environnementale des années 1970-80, vont déterminer la mise en place progressive de la législation.**

2.4.1. La réglementation se met en place...

Des législations spécifiques au littoral ont ainsi été adoptées dans la plupart des pays développés (Gonzalo Malvarez *et al.*, 2000; Hopley, 1988), mais aussi dans les pays émergeants de certaines façades littorales particulièrement convoitées, telles que les rives de la Méditerranée (Benoit et Comeau, 2005). Ces législations reposent sur la mise en œuvre de principes similaires, qui comprennent la délimitation de zones *non aedificandi*, la construction perpendiculairement au littoral (dite « en profondeur »), la protection de corridors verts notamment par la définition d'espace remarquables.

En parallèle, des dispositifs de protection sont appliqués à certains sites considérés comme remarquables des points de vue écologique, culturel ou paysager. Ils émanent d'institutions internationales (réserves de biosphère, sites Ramsar), nationales (réserves naturelles), voire locales (réserves départementales) et sont plus ou moins contraignants : de la protection stricte, à la simple labellisation (comme dans les réserves de biosphère). Si ces dispositifs ne sont pas propres aux littoraux, ils y sont particulièrement présents en raison de l'exacerbation des enjeux et de la valeur patrimoniale qui leur est attribuée (European Environment Agency, 2006). Ils sont renforcés par des outils spécifiquement littoraux, consacrés à leur protection foncière (*National Trust* britannique, Conservatoire du littoral), ou à celle des aires marines comme les parcs naturels marins qui ont également compétence sur leurs rivages. Dans l'exemple du Pays de Brest, Le Berre *et al.* montrent ainsi que 23 % des terrains de la bande côtière (0-100 m) sont désormais soustraits à l'urbanisation par la protection foncière du Conservatoire du littoral (Le Berre *et al.*, 2017) (encadré 1). A l'échelle nationale (métropole et outre-mer), ce dernier ambitionne ainsi de soustraire un "Tiers-naturel" du littoral aux dynamiques d'urbanisation auxquelles il est soumis[84].

[84] " Découvrez la notion de "Tiers-naturel" sur http://www.conservatoire-du-littoral.fr/3-le-conservatoire.htm

Encadré 1. L'exemple du Pays de Brest

Bien que contestés, les effets de la protection du littoral peuvent s'avérer efficaces comme le montre l'exemple du Pays de Brest. La première figure (Figure 3) montre l'emprise foncière acquise par le Conservatoire du littoral dans le Pays de Brest. 23% des terrains de la bande côtière (0-100 m) y sont désormais soustraits à l'urbanisation : l'objectif du Tiers naturel n'est pas encore atteint, mais il devient tangible.

De fait, la construction sur le littoral est effectivement de plus en plus contrainte, même en dehors de ces zones protégées. L'attraction exercée de prime abord par le littoral, en l'absence de mesures de protection, tend à s'atténuer fortement dès lors qu'une réglementation est mise en place. La seconde illustration (Figure 4) montre l'évolution du statut des parcelles foncières entre 1968 et 2009. Elle montre que, dès le milieu des années 1970, la construction résidentielle est de plus en plus contrainte sur le littoral. L'analyse réalisée permet même d'affirmer que les mesures réglementaires (lois et documents d'urbanisme) ont effectivement réduit de moitié le risque de construction des parcelles dans la bande littorale de 100 m.

Désormais, la proximité des infrastructures (routes, services) ou celle des zones bâties préexistantes exercent une influence bien plus déterminante sur la construction résidentielle, que la proximité de la mer.

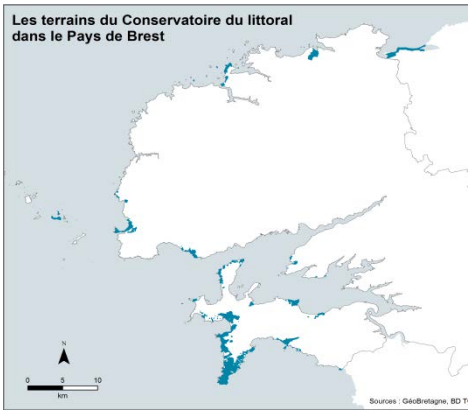


Figure 3. Les terrains du CEL dans le Pays de Brest (source : GéoBretagne)

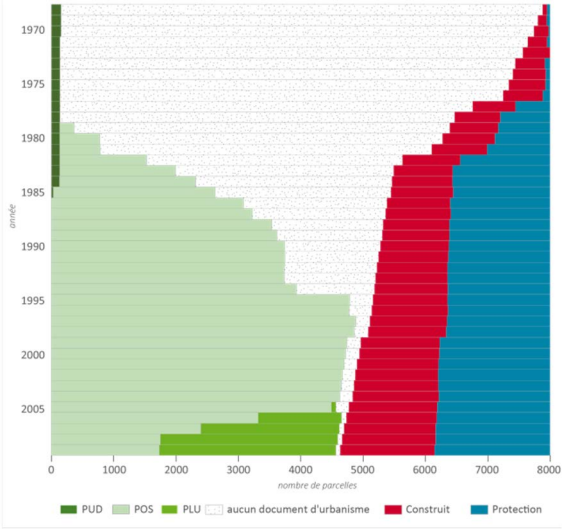


Figure 4. Evolution du statut des parcelles foncières du Pays de Brest dans la bande littorale de 100m entre 1968 et 2009

2.4.2. ... mais elle n'est pas toujours efficace

Ces dispositifs ont souvent été mis en place trop tardivement au regard des dynamiques rapides et largement spontanées de l'artificialisation du littoral (Abrantes *et al.*, 2016 ; Gonzalo Malvarez *et al.*, 2000 ; Renard, 1984), quand leur application différée ou retardée n'est pas liée à des défaillances politiques et institutionnelles (Burak *et al.*, 2004). Par ailleurs les outils restent souvent au service de la promotion du développement économique plutôt que de la protection de l'environnement (Abrantes *et al.*, 2016). De fait, la planification urbaine est souvent accusée de suivre après coup les tendances spontanées et de distribuer les droits à construire en adaptant les zonages et la réglementation au lieu de constituer un véritable outil d'aménagement (Goiffon, 2003b).

De plus, dans de nombreux cas, on observe une succession de textes et de décrets, anciens ou récents (Bernardie-Tahir et El-Mahaboubi, 2001), générant un imbroglio de la réglementation à l'origine de toutes sortes de blocages (Burak *et al.*, 2004). En France, elle se traduit par la superposition de périmètres de gestion spécifiques, aux réglementations plus ou moins compatibles : sites classés, PN, PNR, ONF, DPM, CELRL (Merckelbagh, 2009 ; Meur-Ferec, 2007). L'outre-mer est généralement soumis aux mêmes décrets et lois que la métropole (loi Littoral, loi Paysage...), mais la difficulté réside dans l'application de ces textes généraux aux particularismes locaux, sociaux et environnementaux (Stahl, 2009). C'est le cas à Mayotte (Bernardie-Tahir et El-Mahaboubi, 2001), où coexistent dans la législation foncière droits coutumier, musulman et commun aux logiques en partie contradictoires. Plus généralement en outre-mer, les principes réglementaires associés à la bande de 100 mètres de la loi Littoral se superposent à la zone des cinquante pas géométriques (81,2 m) qui connaît des spécificités législatives, naturelles et des enjeux socioéconomiques et patrimoniaux particuliers (Goiffon, 2003a).

Facteur aggravant, la multiplicité des intervenants, ainsi que la faiblesse des structures de coordination (Nakhli, 2010) voilent les responsabilités, rendent les règles confuses et par conséquent mal appliquées (Bernardie-Tahir et El-Mahaboubi, 2001 ; Jauze, 2013). De fait, même lorsqu'elle existe, la réglementation exerce un effet moins structurant que les facteurs économiques classiques. Dans le Pays de Brest, Le Berre *et al.* (Le Berre *et al.*, 2017) ont ainsi montré que si les mesures

réglementaires (lois et documents d'urbanisme) ont effectivement réduit de moitié le risque de construction des parcelles dans la bande littorale de 100 m, la proximité des infrastructures (routes, services) ou celle des zones bâties préexistantes conservent l'influence la plus déterminante. Ainsi, contre toute attente, les effets de la réglementation apparaissent contrastés, entre encouragement et contrainte de l'urbanisation, protection de l'environnement et abandon de l'agriculture, "gel" du développement des territoires littoraux et report de l'urbanisation vers l'arrière-pays.

3. Impacts de l'artificialisation du littoral

L'ingénierie côtière à proprement parler date de l'antiquité. Elle s'est notamment forgée dans les anciens ports de Méditerranée (Morhange et Marriner, 2010 ; Provansal *et al.*, 1995), puis à partir du Moyen âge par la poldérisation des rivages de la mer du Nord (Wolff, 1992). Longtemps limitée par les capacités techniques, l'artificialisation se développe massivement à partir de la Révolution industrielle en liaison avec l'introduction de la machine et de l'énergie thermique. L'homme est ainsi devenu un agent géomorphologique majeur des littoraux (Cooper et Alonso, 2006 ; Hooke, 1994).

3.1. Un quart des littoraux modifié par les activités humaines

D'après Martínez *et al.*, 28 % des littoraux du monde sont artificialisés par les activités humaines (Martínez *et al.*, 2007)[85]. L'essentiel des modifications est dû à l'agriculture, qui occupe de manière exclusive 12 % des littoraux, auxquels s'ajoutent 10 % constitués d'une mosaïque d'espaces cultivés et naturels. Les espaces urbanisés au sens strict n'occupent que 6 % des littoraux, mais il faut y ajouter l'artificialisation diffuse, notamment celle si répandue des espaces résidentiels.

L'artificialisation du littoral en tant que telle provient de différentes catégories d'ouvrages, répondant à des usages variés (tableau 2). Certains sont spécifiques au littoral (port, stations balnéaires) et requièrent la présence de la mer pour leur implantation, tandis que d'autre (urbanisation, infrastructures de transport), y ont simplement trouvé des sites – comme les plaines côtières des littoraux montagneux méditerranéens (Benoit et Comeau, 2005) ou antillais (Goiffon, 2003b ; Potter, 1993) – ou bien des situations (climatiques, commerciales) avantageux (Gamblin et Bruyelle, 1999). Dans la plupart des cas, ces aménagements sont complétés par des ouvrages de protection contre la mer, de conception publique et généralement planifiée, ou privée et souvent illégale. Cette protection prend soit la forme d'une ligne de défense devant, sur, ou en arrière du trait de côte, basée sur des ouvrages en dur (murs, perrés, cordons d'enrochement) ou « doux » (ganivelles, dispositif de rechargement ou de stabilisation de plages), soit celle de zones tampon naturelles ou en partie aménagées (Paskoff, 2010).

Tableau 2. Types d'artificialisation spécifique au littoral

Usage	Type d'ouvrages
Ouvrages portuaires	Quais, cales, ouvrages de protection portuaire (jetées, môles)
Polders	Digues, écluses, remblais, cordons d'enrochement des polders agricoles, industriels, urbains ou d'infrastructures (aéroports)
Infrastructures de transport	Routes côtières, ponts, viaducs
Aménagements touristiques	Complexes hôteliers, stations balnéaires, marinas, ports de plaisance
Urbanisation littorale	Murs, perrés, fronts de mer, promenades
Ouvrages de protection contre la mer	Murs, digues, perrés, cordons d'enrochement, épis

3.2. Un défaut congénital : des aménagements statiques sur un littoral dynamique

L'implantation d'ouvrages statiques dans des systèmes en équilibre dynamiques est un non-sens naturaliste (Paskoff, 1992). En fonction de la nature des ouvrages et de leur mode d'implantation, trois types d'effets s'observent (Lageat, 2004 ; Paskoff, 2010).

En supprimant la mobilité naturelle du trait de côte, l'*artificialisation longitudinale* (par des murs ou des enrochements) perturbe son équilibre dynamique et accentue le démaigrissement des plages (Kraus, 1988). La variation saisonnière des conditions hydrodynamiques – plus intensives et érosives en période hivernale que lors des calmes estivaux – génère un cycle d'amaigrissement-engraissement des plages. Mais, les périodes de démaigrissement sont souvent spectaculaires, car liées à des événements météo-marins plus ou moins intensifs et brefs, alors que l'engraissement des plages est un processus plus progressif. De fait, l'interprétation instantanée (ou événementielle) de ces processus, est susceptible d'engendrer des choix d'aménagement inappropriés, comme le renforcement de la protection contre la mer, au lieu de considérer le cycle dans sa globalité (Hénaff *et al.*, 2013).

[85] Ces données d'occupation dans une bande côtière large de 100 km ne fournissent qu'un cadrage global.

De même, l'*artificialisation transversale* (par des épis ou des jetées) bloque la dérive littorale et favorise l'érosion des compartiments situés en aval-dérive, par défaut d'alimentation en matériaux sédimentaires (Anthony *in* Masselink et Gehrels (2014).

Enfin, selon un processus similaire, l'*artificialisation des cours d'eau* est l'une des principales causes de la *pénurie sédimentaire* désormais observée à l'échelle planétaire. Syvitski *et al.* (2009) considèrent ainsi que les activités humaines ont réduit le flux de sédiments atteignant les littoraux à cause de leur rétention par les barrages (environ 1,4 millions de m^3/an). Localement, la situation peut être aggravée par l'extraction de matériaux (sable, granulats, galets), souvent à destination de l'industrie du bâtiment (Nakhli, 2010). Les effets conjugués de ce déficit d'apports sédimentaires et de poursuite de la dérive littorale se traduisent par une augmentation de l'érosion littorale. Un autre cycle se met alors généralement en place par des aménagements successifs visant à lutter contre l'érosion littorale. Mais ils ne font que reporter l'érosion en aval-dérive jusqu'à l'artificialisation complète du rivage impacté (Paskoff, 2010), qui s'effectue alors au détriment des plages - qui tendent à démaigrir, voire à disparaître - et des paysages alors même qu'ils peuvent constituer la raison initiale de l'aménagement de ces littoraux (Paskoff, 1992 ; Smith, 1995) !

3.3. Des impacts environnementaux multi-scalaires

Le caractère dynamique des littoraux induit la diffusion des impacts de l'artificialisation à plusieurs échelles (Masselink et Gehrels, 2014).

3.3.1. Les impacts locaux

Sans compter les effets induits par les activités en elles-mêmes - qu'elles soient agricoles, industrielles ou urbaines - l'artificialisation modifie directement les milieux d'origine par remodelage, stabilisation, imperméabilisation ou émersion. D'un point de vue écologique, les impacts sont donc drastiques sur les cycles hydrologiques, les habitats et les peuplements benthiques ou halieutiques (Gedan *et al.*, 2009).

La poldérisation, ou endiguement progressif des zones humides littorales pour y favoriser le piégeage sédimentaire et en accélérer l'accrétion naturelle, s'est d'abord développée sur les rivages de la mer du Nord (Wolff, 1992), avant de se diffuser à l'échelle mondiale (Hudson, 1996) au profit de l'agriculture, mais également de l'aquaculture et de la saliculture. Puis, à partir du XIXe siècle, l'essentiel des prises s'effectue surtout pour l'urbanisation et le développement économique sur ces terres bon marché qui offraient l'avantage d'éviter des conflits liés à l'empiètement sur des terres agricoles (Paskoff, 2010). De grandes villes comme Amsterdam, Venise, Tokyo ou Djakarta se sont étendues sur d'anciens marais maritimes (Gedan *et al.*, 2009). La création de ports en eau profonde et l'aménagement de vastes zones de manutention, ainsi que l'installation d'établissements industriels encombrants et porteurs de nuisances diverses, ont aussi constitué un important facteur de poldérisation (Hudson, 1996). Dans l'estuaire de la Seine, entre 1834 et 1978, les espaces intertidaux sont passés de 130 à 31 km^2, réduisant le volume de l'estuaire de moitié (Paskoff, 2010). A l'échelle mondiale, 67 % des marais maritimes ont été ainsi conquis au cours de la période historique.

En milieu tropical humide, les forêts de mangroves constituent de même des habitats particulièrement menacés, car elles sont convoitées par l'exploitation forestière, l'agriculture et l'aquaculture, comme à Porto Rico où cette dernière est responsable de plus de la moitié des destructions (Martinuzzi *et al.*, 2009). Mais l'urbanisation et l'industrialisation en constituent les principaux facteurs d'altération (Martin et Maria Zanoni, 1994 ; Pébayle, 1983), tout comme les aménagements touristiques et résidentiels (Bohnet et Moore, 2011). Tant qu'ils étaient considérés comme des milieux insalubres et difficiles à mettre en valeur, ces espaces amphibies sont le plus souvent restés marginaux avec pour principale fonction le rejet de matériaux et de déchets divers, ce qui a abouti à leur remblaiement progressif (Hunter et Arbona, 1995 ; Thornton *et al.*, 1980) et parfois, finalement, à leur aménagement (Hudson, 1996). En effet, du fait de leur statut réglementaire et foncier mal défini, ils sont souvent considérés comme des terrains libres et sont alors fortement convoités par l'urbanisation, notamment spontanée (Goiffon, 2003a). Une part importante des bidonvilles et des quartiers d'habitation informels de la planète s'y sont ainsi développés au cours des dernières décennies en marge des villes officielles. En conséquence, si les mangroves occupent encore 170 000 km^2 dans le monde, l'artificialisation en a réduit la superficie de 35 % depuis les années 1980. Les pertes annuelles moyennes estimées à plus de 2 800 km^2/an, supérieures à celles de la forêt tropicale (Woodroffe *et al.in* Masselink et Gehrels (2014), en font l'un des habitats les plus menacés de la planète (Valiela *et al.*, 2001).

Localement encore, l'extraction de matériaux constitue un facteur notable de destruction des habitats littoraux. Par exemple, les récifs coralliens subissent les effets exercés par le dragage ou l'exploitation minière (Chabanet *et al.*, 2005). Ainsi, aux Maldives (Brown et Dunne, 1988), l'usage du corail comme matériau de construction, d'abord réservé aux bâtiments de prestige (comme les sanctuaires et les sépultures), s'est généralisé jusqu'aux revêtements routiers ! Même lorsque l'activité minière cible une autre ressource, elle peut impacter directement les récifs comme dans le cas de l'exploitation du guano mentionnée par Hopley (Hopley, 1988) dans la Grande barrière australienne. 30 % des 300 000 km^2 de récifs coralliens de la planète sont ainsi considérés comme dégradés et leur superficie a été réduite de 10 % en quelques décennies (Valiela *et al.*, 2001).

3.3.2. Impacts proximaux

Outre les destructions directes, les effets de l'artificialisation se traduisent par la modification des processus hydro-sédimentaires, qui peuvent perturber la stabilité du littoral en accentuant localement l'érosion (Guilcher, 1988). C'est le cas de certains secteurs de récifs frangeants de la Grande barrière australienne altérés par la construction de ports ou de marinas par remblaiement de leurs platiers (Hopley, 1988), facteurs auxquels s'ajoute la surfréquentation par le tourisme et certaines activités récréatives. La perte de diversité spécifique qui en découle, notamment halieutique, se traduit par une prolifération algale (Brown et Dunne, 1988).

Les travaux d'aménagements des littoraux produisent souvent une augmentation de l'érosion des sols, les sédiments ainsi remobilisés entraînant une augmentation de la turbidité des eaux fluviales et littorales. Les herbiers sous-marins et les récifs coralliens qui requièrent des eaux peu turbides pour prospérer, y sont particulièrement sensibles (Bartley *et al.*, 2014 ; Dauvin, 1997). Par exemple à Tahiti, la construction dans des secteurs à fortes pentes se traduit par une importante érosion des sols qui conduit à une hyper-sédimentation des lagons et à l'asphyxie des récifs frangeants (Bon, 2005). A Mayotte, l'intensification de l'érosion combinée à un recul rapide de la mangrove figurent parmi les principaux responsables de l'envasement du lagon depuis les années 1980 (Bernardie-Tahir et El-Mahaboubi, 2001).

De plus, partout, les habitats littoraux sont victimes de la pollution, soit directement par leur fonction de décharges sauvages (Boon, 2001), soit indirectement à cause de la dégradation des eaux côtières par les rejets industriels ou domestiques dans les cours d'eau. Le rejet de déchets et les remblais ont ainsi réduit de 10 % la superficie des mangroves australiennes au cours des deux derniers siècles (Valiela *et al.*, 2001)**.** Dans la baie de Chesapeake, Holland *et al.* (Holland *et al.*, 2004) ont établi que les eaux côtières se dégradaient dès que le degré d'imperméabilisation des bassins versants excédait 10 %, et qu'à partir de 30 % des altérations biologiques sévères s'observaient dans les écosystèmes côtiers comme les marais maritimes ou les herbiers. Hopley décrit quant à lui l'impact des engrais et des herbicides employés dans les jardins et les terrains de golfs des stations balnéaires sur les récifs d'Australie orientale (Hopley, 1988).

3.3.3. Impacts distants

Les flux liés à la dynamique des milieux littoraux contribuent à diffuser les effets de l'artificialisation à longue distance.

De fait, si les apports liés à l'érosion des sols forestiers, puis agricoles ont pu par le passé contribuer de manière significative à l'alimentation sédimentaire des littoraux, Ericson *et al.* (Ericson *et al.*, 2006) estiment que l'artificialisation des cours d'eau par de multiples barrages et la consommation de l'eau par l'irrigation sont les déterminants principaux de la subsidence de 70 % des deltas du monde. La charge sédimentaire du Danube a ainsi été réduite de 30 %, celle de l'Ebre de 95 % et celle du Nil de 98 % (Masselink et Gehrels, 2014). Ce dernier n'est d'ailleurs plus considéré comme un delta actif, mais comme une plaine côtière dominée par les agents hydrodynamiques marins (Stanley et Warne, 1993), qui cède du terrain à ses deux embouchures (jusqu'à 114 m/an à celle de Rosette et 31 m/an à celle de Damiette), surtout depuis l'achèvement du grand barrage d'Assouan en 1964 (Paskoff, 2010).

L'accrétion naturelle de nombreux deltas n'est donc plus assurée par l'apport de sédiments fluviatiles et, de plus, la compaction naturelle sous l'effet de la surcharge due aux sédiments accumulés n'y est plus compensée (Syvitski *et al.*, 2009). Ce phénomène est bien souvent aggravé par l'artificialisation, les ouvrages de protection contre la mer et les aménagements aquacoles (Anthony *in* Masselink et Gehrels (2014), mais aussi par la surexploitation des aquifères pour les besoins de l'agriculture ou de l'industrie, le drainage, ou bien l'extraction d'hydrocarbures comme dans les deltas du Po (Simeoni et Corbau, 2009), ou du Mississippi (Paskoff, 2010). Dans ce dernier, la diminution des apports d'eau douce et l'altération de leur qualité (pollution, salinité) conduisent au dépérissement des boisements de palétuviers qui voient leur capacité de rétention sédimentaire se réduire encore (Paskoff, 1992). A cause de l'affaissement des plaines deltaïques dont la subsidence naturelle est déjà prononcée, des quartiers entiers de certaines villes côtières se trouvent aujourd'hui à plusieurs mètres au-dessous du niveau de la mer et poursuivent leur enfoncement. C'est le cas de Bangkok qui s'enfonce à une vitesse moyenne de 4 cm par an, et dont certains quartiers ont perdu plus de 80 cm en un quart de siècle.

Amplifié par l'élévation contemporaine du niveau marin, cet effet de subsidence menace désormais de larges territoires deltaïques exposés à une érosion côtière accrue, à l'incursion récurrente d'eau salée et la salinisation des nappes phréatiques (Syvitski *et al.*, 2009). 22 % des zones humides côtières pourraient ainsi subir les effets de cette élévation du niveau marin d'ici la fin du siècle ; combinées aux impacts anthropiques qui les affectent, les pertes pourraient atteindre 70 % (Ericson *et al.*, 2006) !

3.4. Impacts socio-économiques

La diversification et l'intensification récente des activités du littoral se traduisent par une artificialisation accrue, qui exacerbe la concurrence avec les activités historiquement installées sur le littoral (pêche, aquaculture et surtout agriculture) et engendre tensions, voire conflits.

3.4.1. Tensions foncières

Le foncier étant structurellement rare sur les littoraux, sa valeur s'accroit en proportion des convoitises dont il est l'objet (Dachary-Bernard *et al*., 2011). Ainsi, en France, le prix de vente des terrains à bâtir en secteur diffus est 60 % plus élevé sur le littoral qu'en moyenne métropolitaine. Les terrains y sont par ailleurs plus petits (25 % de moins)[86], témoignant de l'effet du prix sur la propriété, mais également de structures foncières héritées des spécialisations agricoles particulières au littoral, comme les cultures maraîchères ou primeur (Vincent, 2006). Ce morcellement foncier, associé à la dispersion traditionnelle du bâti dans certaines régions, est d'ailleurs souvent accusé de favoriser le mitage urbain et paysager (European Environment Agency, 2006; Minvielle, 2006) au détriment de la rentabilité économique des activités agricoles (Larrosa Rocamora, 2003), et de la fonctionnalité écologique des habitats littoraux.

Mais, au contraire des espaces naturels dont la valeur patrimoniale souvent jugée *remarquable* justifie la mise en œuvre de dispositifs de protection relativement efficaces, les terres agricoles sont considérées comme des milieux et des paysages « ordinaires » (Minvielle, 2006). C'est donc essentiellement une valeur de réserves foncières qui leur est attribuée, notamment par leurs propriétaires (souvent agriculteurs) qui en attendent une plus-value liée à la construction immobilière (Daligaux, 2003). C'est donc sur ces terres agricoles que l'expansion urbaine et l'aménagement des infrastructures s'envisagent de prime abord (Larrosa Rocamora, 2003). Même si la consommation de terres agricoles n'est pas spécifique au littoral, elle y est donc particulièrement forte, comme le montre l'exemple européen où 3 230 km^2 de cultures et de pâtures ont été consommés dans la bande côtière (10 km) entre 1990 et 2000, surtout (61 %) par l'urbanisation résidentielle, touristique et de services (European Environment Agency, 2006). En France, la tendance est similaire puisque les exploitations des communes littorales ont perdu 25 % de leur surface agricole utile (SAU) entre 1970 et 2010, contre 12 % dans l'arrière-pays et 10 % en moyenne métropolitaine[87].

Les zonages établis pour la planification urbaine ou la protection de l'environnement participent en outre à l'augmentation des valeurs foncières car, en restreignant l'offre ils accroissent l'effet rareté, et en protégeant certains espaces naturels ils en accroissent les aménités, notamment paysagères, qui sont alors intégrées dans le prix (Dachary-Bernard *et al*., 2011). L'effet des réglementations est tout aussi ambivalent. La loi de défiscalisation immobilière (loi Pons, 1986) appliquée à l'outre-mer s'est par exemple traduite sur les marchés fonciers par un double phénomène de morcellement et de reventes spéculatives, qui a affecté les espaces agricoles et naturels (Goiffon, 2003a). Cette évolution peut être renforcée lorsqu'une certaine désaffection de l'agriculture libère de grands espaces, alors convoités par l'urbanisation (Goiffon, 2003b).

3.4.2. Relégation économique ou sociale

La population permanente peut pâtir de cette tension foncière à travers l'appropriation du littoral par les catégories sociales les plus aisées et la hausse des prix qui en découle qui, selon les contextes nationaux ou locaux, peut dériver vers une spéculation foncière (Gössling, 2001 ; Kuété et Assongmo, 2002). Les populations aux revenus les plus modestes, notamment les jeunes, n'ont alors souvent pas d'autre choix résidentiel que de se replier vers l'arrière-pays, où le foncier et l'immobilier sont plus accessibles. Par exemple en France, les acquéreurs de terrain en bord de mer sont à la fois plus aisés (surreprésentation des catégories socioprofessionnelles supérieures) et plus âgés que pour l'ensemble de la métropole. Les retraités y représentent 11 % des acquéreurs, soit le double de la moyenne métropolitaine[88].

Cette situation est exacerbée sur les littoraux où des touristes à revenus élevés investissent massivement dans l'immobilier, sans que la population résidente ne puisse rivaliser (Larrosa Rocamora, 2003). Les effets sont alors à la fois démographiques (vieillissement et variation saisonnière de la population), économiques (hausse des valeurs foncières et spéculation) et sociaux (appropriation et privatisation du littoral par les catégories les plus aisées, relégation des autres) (Bon, 2005 ; Boon, 2001 ; Gonzalo Malvarez *et al.*, 2000 ; Kuété et Assongmo, 2002). Cette relégation augmente de fait la pression exercée sur l'arrière-pays. Par ailleurs, les surcoûts de fonctionnement engendrés par le suréquipement des stations touristiques, souvent calibré par rapport aux pics de fréquentation estivaux, se ressentent sur la fiscalité locale et peuvent aggraver encore le déclin démographique (Larrosa Rocamora, 2003).

Des formes de précarisation des communautés littorales peuvent aussi résulter directement de l'altération des milieux naturels, et des ressources dont elles tiraient parti pour leur survie. Ce type de cas est décrit après l'aménagement d'un grand pôle industrialo-portuaire au détriment d'un littoral à mangrove du Nordeste brésilien (Pébayle, 1983), où le sous-emploi et la pauvreté poussent les communautés littorales à surexploiter leurs ressources naturelles locales (pêche, bois, etc.). L'accroissement des dommages écologiques et les changements d'occupation du sol qui en découlent transforment alors la vulnérabilité sociale en vulnérabilité écologique.

3.4.3. Rétroaction écologiques et paysagères

Dans bien des régions littorales (notamment méditerranéennes et insulaires), l'accroissement de la population urbaine et touristique, se traduit par une augmentation de la consommation d'eau qui entre en concurrence avec les besoins agricoles

[86] http://www.onml.fr/onml_f/fiche_aretenir.php?id_fiche=101&auth=NOK
[87] ONML 2014 http://www.onml.fr/onml_f/fiche_aretenir.php?id_fiche=86&auth=NOK
[88] http://www.onml.fr/onml_f/fiche_complete.php?id_fiche=101&auth=NOK

(irrigation) et industriels, et dépasse la capacité de renouvellement de la ressource notamment en période estivale (Garcia et Servera, 2003 ; Gössling, 2001). Localement, le problème peut être accentué par l'absence de maîtrise globale de la ressource due à l'aménagement illégal de multiples captages privés (Burak *et al.*, 2004). La surconsommation qui en découle peut se traduire par un abaissement du niveau des aquifères côtiers qui se trouvent exposés à des intrusions d'eau salée (Burak *et al.*, 2004), donc à une détérioration de leur qualité (Garcia et Servera, 2003). Qualité qui peut en outre pâtir de la mauvaise gestion - quand bien même elle existe - des effluents, qu'ils soient urbain, industriels ou agricoles, aggravant encore les conflits d'usage avec les activités qui requièrent une eau douce ou marine de bonne qualité bactériologique, comme l'aquaculture ou le tourisme balnéaires (Gössling, 2001).

L'artificialisation peut aussi produire une dégradation paysagère des littoraux. Elle est particulièrement radicale dans les sites industrialo-portuaires qui effacent littéralement les paysages naturels et socioculturels antérieurs (Pébayle, 1983). Mais l'urbanisation y contribue également, que ce soit par la banalisation paysagère induite par la reproduction indistincte des formes urbaines et architecturales quels que soient les littoraux concernés, leur ôtant ainsi une part de leur valeur culturelle et identitaire ; ou bien par la confusion paysagère engendrée par le mitage et la fragmentation des espaces, lorsque l'urbanisation est mal encadrée, (Burak *et al.*, 2004 ; Goiffon, 2003a; Larrosa Rocamora, 2003). Dans les stations touristiques, ces altérations, auxquelles s'ajoute souvent le démaigrissement ou la perte de la plage, lui ôtent du même coup une bonne part de la valeur esthétique et récréative qui fondait pourtant à l'origine leur fréquentation (Dupras *et al.*, 2016 ; Paskoff, 2010 ; Smith, 1995).

3.5. Changements globaux et impacts à long termes

La « contraction » du littoral (*coastal squeeze*) tel que décrite par Doody (Doody, 2004) découle à la fois de l'altération de la stabilité dynamique du système hydro-sédimentaire et de la fixation du trait de côte par l'artificialisation. Sur les littoraux meubles, elle favorise le démaigrissement des plages, tandis que la dune, qui ne peut plus reculer, disparaît (Paskoff, 2010). Dans les zones humides poldérisées, vasières et herbiers sous-marins tendent à régresser au profit d'herbus en contact direct avec les milieux infratidaux, compromettant alors le maintien de l'intégrité de la succession d'habitats intertidaux. Localement, le rythme de consommation peut être tel (de 20 à 30 ha/an sur la côte Cantabrique par exemple), qu'il laisse craindre la disparition à court terme des estrans et des marais maritimes (Rivas and Cendrero, 1991). Dans les littoraux tropicaux, les milieux les plus concernés par ce rétrécissement sont les mangroves, dont les aménagements aquacoles détruisent en partie l'écosystème (Woodroffe *et al. in* Masselink et Gehrels (2014).

Mécaniquement, ce processus est aggravé par la tendance actuelle à l'élévation du niveau marin. Les littoraux abritant des milieux qui, par essence, ne trouvent d'équivalent nulle part ailleurs qu'à l'interface terre-mer, les pertes de productivité biologique, d'espaces récréatifs et de valeur paysagère sont donc irremplaçables (Dauvin, 1997).

Par ailleurs, la plupart des formations littorales sont le fruit d'évolutions à long terme. Par exemple, l'origine des systèmes dunaires côtiers actuels remonte à la dernière glaciation (dite du Würm il y a environ 12 000 ans) au cours de laquelle le niveau bien plus bas de la mer (-200 m) offrait aux vents périglaciaires de vastes surfaces de déflation éoliennes (Pinot, 1998). La remontée progressive du niveau marin au cours de la dernière transgression (flandrienne) a formé des accumulations littorales dont la source sédimentaire principale a cependant été recouverte par la mer. Il s'agit donc désormais de formes héritées, non renouvelables, dont l'altération est irrémédiable (Paskoff, 1992).

4. Synthèse et conclusion

Par la variété des ressources qu'ils proposent, les littoraux constituent indéniablement un espace attractif pour les sociétés humaines (Agardy et Alder, 2005 ; Gamblin et Bruyelle, 1999). Si, pendant longtemps, l'homme a durement subi le fonctionnement des milieux marins et côtiers (Carter, 1988 ; Wolff, 1992), à partir de la Révolution industrielle il s'est doté des moyens lui permettant de lutter contre la mer et de s'en protéger, devenant ainsi un acteur géomorphologique majeur (Cooper et Alonso, 2006 ; Hooke, 1994). Il a alors aménagé les littoraux, pour y implanter les activités liées à la mer (ports, aquaculture, stations balnéaires), mais aussi celles pour lesquelles elle a surtout une valeur sociale (Bernardie-Tahir et El-Mahaboubi, 2001 ; Bohnet et Moore, 2011 ; Renard, 1984) à travers sa dimension esthétique (paysagère) et récréative (sports nautiques).

4.1. Synthèses des résultats majeurs

Cependant, en concentrant ses aménagements et ses activités sur le littoral, l'homme en altère les milieux et le fonctionnement (tab. 3.2.3). Il s'expose ainsi à des effets de rétroaction qui vont de la dégradation des ressources exploitées (Agardy et Alder, 2005 ; Benoit et Comeau, 2005), notamment halieutiques ou paysagères (Smith, 1995), à la relégation de certaines activités et populations traditionnellement implantées sur le littoral, jusqu'à accroître dangereusement l'exposition des aménagements et des populations aux risques côtiers (Paskoff, 2010).

Tableau 3. Impacts des activités humaines sur les systèmes littoraux
(d'après Bohnet et Moore, 2011)

Type d'altération	Causes	Activités concernées
Hydrodynamique	Altération/modification de la direction et de l'énergie de la houle, du courant	Agriculture, production énergétique (barrages, EMR) Industrie, urbanisation, tourisme (défense transversales et latérales contre la mer)
Structurale (physique)	Modification / artificialisation / destruction d'habitats Turbidité, envasement	Pêche (arts traînants ; pêche à l'explosif) Exploitation des ressources minérales (dragages, carrières, forages) Agriculture, aquaculture (poldérisation) Déforestation, agriculture, travaux
Ecologique (organique, chimique, fonctionnelle)	Modification des chaînes trophiques et des écosystèmes	Pêche (surpêche), aquaculture
	Introduction d'espèces invasives	Aquaculture, agriculture, transport maritime, urbanisation
	Pollution	Aquaculture, agriculture, transport maritime, urbanisation, tourisme (pollution organique et chimique par rejet, dépôt, stockage de déchets, des eaux usées) Production énergétique (pollution thermique) Désalinisation de l'eau de mer (pollution chimique)
	Surconsommation d'eau	Agriculture, urbanisation, tourisme
Socio-économiques	Concurrence, conflits d'usage Monopole exclusif Ségrégation, exclusion, relégation	Toutes les activités Activités incompatibles avec les autres (carrières, industries) Urbanisation résidentielle, tourisme

Les relations qui s'établissent entre artificialisation et activités littorales, sont de plusieurs natures :

- Certains secteurs littoraux situés en zone (ultra) périphériques et/ou présentant des désaménités climatiques (côte aux vents en outre-mer) ou topographiques (côtes à falaises, marais maritimes), restent préservés d'une forte artificialisation et constituent à ce titre des espaces de conservation, ou de tourisme écologique ou rural, parfois un peu marginaux (Martignac *et al.*, 2011 ; Noin, 1999).
- Dans les littoraux sous pression foncière, les activités dégageant une plus-value ou bénéficiant d'une valeur suffisamment importante pour réussir à concurrencer les usages urbains, touristiques, industriels ou commerciaux, parviennent à se maintenir : agriculture maraîchère et primeurs, viticulture, sites à forte valeur patrimoniale environnementale ou culturelle (Gonzalo Malvarez *et al.*, 2000 ; Minvielle, 2006).
- Mais, sur la plupart des littoraux, les activités traditionnelles, notamment primaires, peinent à rivaliser avec l'artificialisation engendrée par l'implantation de nouvelles activités qui dégagent des marges beaucoup plus fortes à court terme. Cette situation est particulièrement pénalisante pour les activités qui mobilisent d'importantes surfaces foncières, qui requièrent une implantation littorale (pêche et surtout aquaculture) et ne peuvent donc être relocalisées dans l'arrière-pays (Burak *et al.*, 2004) ; (Minvielle, 2006) ; (Renard, 1984).

Ces tendances sont malheureusement toutes accentuées dans le contexte actuel des changements globaux, qu'ils soient démographiques (par l'accroissement des populations littorales), économiques (par la concentration des activités liée à la maritimisation de l'économie), ou environnementaux (exposition directe des enjeux à l'élévation du niveau marin).

4.2. La difficulté d'établir un diagnostic partagé

Méthodes de suivi et incertitude, nature et échelle de l'artificialisation

A l'échelle locale, l'observation de terrain, l'analyse diachronique de photographies aériennes et, de plus en plus, d'images à très haute résolution acquises par satellite (ou drones), et leur comparaison avec de l'iconographie ancienne (cartes, photographies, peintures), permet d'observer finement l'évolution paysagère des littoraux[89], y compris dans ses formes les plus diffuses.

Mais pour des territoires étendus – d'échelle régionale à globale – ces analyses nécessitent de recourir à des images et des données de moindre résolution spatiale, et dont les contraintes de traitement ne permettent d'identifier que les formes d'artificialisation les plus massives et étendues (Gössling, 2002 ; Neumann *et al.*, 2015). Or l'urbanisation diffuse est particulièrement répandue dans les espaces littoraux. Elle contribue à l'artificialisation des milieux bien au-delà de sa simple emprise au sol, en séparant et en fragmentant les milieux naturels ou agricoles, et en contraignant la dynamique des autres usages (Sonter *et al.*, 2015). Certaines activités, notamment récréatives, se déroulent en pleine nature sans équipements spécifiques, ce qui ne signifie pas qu'elles n'exercent pas d'impact sur leur environnement (Gössling, 2002). Enfin, par leur

[89]voir par exemple le site du RONLP http://maps.rolnp.fr/atlas/galerie/

nature dynamique, les milieux littoraux favorisent la propagation des effets de l'artificialisation (érosion côtière, pollution). L'extension réelle des effets de l'artificialisation du littoral reste donc difficile à mesurer.

Des milieux fragiles ? Résistance et résilience

Face au stress qu'ils subissent, certains habitats présentent une forte capacité de résilience. L'étude des récifs coralliens à Hawaii (Bahr *et al.*, 2015) a montré leur aptitude à surmonter des perturbations importantes, qu'elles soient d'origine naturelle (apports massifs d'eau douce) ou anthropique (récolte, dépôts de déchets, sédimentation, etc.). De même, dès lors que leur fonctionnement géomorphologique et hydrologique n'est pas trop modifié, certaines mangroves parviennent à se reconstituer même après une forte artificialisation (Lebigre, 1999). A Porto-Rico, malgré la destruction de près la moitié des mangroves par les défrichements agricoles du XIXe siècle, la mutation de l'île vers une économie industrielle après la seconde guerre mondiale, puis leur protection par les pouvoirs publics depuis les années 1970, ont permis la régénération de ces milieux qui gagnent désormais de la surface (Martinuzzi *et al.*, 2009). En milieu dunaires enfin, les dommages naturellement occasionnés par les tempêtes peuvent être « réparés », et leur reconstitution artificiellement accélérée, par de l'ingénierie écologique à base de reprofilage, de protection douce par plantation végétale ou de rechargement sédimentaire (Masselink et Gehrels, 2014 ; Pinot, 1998).

Mais la littérature présente aussi de nombreux cas de milieux côtiers qui n'ont pas résisté à leur artificialisation. Ainsi, lorsque les conditions physiques ont été trop profondément modifiées (après exploitation minière ou remblais par exemple) et que leur fonctionnement écologique (recrutement larvaire, colonisation, survie) est trop altéré, les récifs coralliens ne parviennent plus à se reconstituer (Bahr *et al.*, 2015 ; Guilcher, 1988). De même, dans les mangroves, le raccourcissement des cycles d'aménagement et d'exploitation des sites aquacoles contraint leur régénération naturelle (Valiela *et al.*, 2001). Toute la difficulté consiste alors à déterminer si l'absence de résilience est due à des changements définitifs de l'environnement ou à des conditions marginales préalables à leur perturbation.

La difficile discrimination des impacts de l'artificialisation

Certaines altérations des milieux proviennent de combinaisons complexes des facteurs qui peuvent rendre difficile l'établissement de relations causales (Mora, 2008). Les effets de l'urbanisation sont à la fois directement liés à l'imperméabilisation des sols et du trait de côte, aux effets indirects de la pollution qu'elle génère et à celle qui provient de son bassin versant (Timmerman et White, 1997). L'évolution des zones humides dépend à la fois de causes naturelles (accrétion, subsidence) et anthropiques, ces dernières pouvant être directes (drainage, remblais et poldérisation) ou indirectes (artificialisation des bassins versants, pollution) (Rivas et Cendrero, 1991). De même l'altération des récifs coralliens peut être attribuée aux effets destructeurs des ouragans, à la prolifération algale due au déclin des populations d'organismes brouteurs (oursins), ou au blanchiment du corail. Les changements globaux en cours ajoutent de nouveaux facteurs de stress aux récifs coralliens qui subissent à la fois une altération biologique, liée au réchauffement des océans, et géomorphologique à cause de leur inadaptation au rythme de l'élévation du niveau marin (Kench *in* (Masselink et Gehrels, 2014 ; Ramos-Scharrón *et al.*, 2015).

On commence par ailleurs à mesurer d'autres effets induits par l'artificialisation, comme le bruit de fond des océans (Dahl *et al.*, 2007) ou la pollution lumineuse due à l'éclairage urbain (Bolton *et al.*, 2017). Ces effets intriqués, rendent difficile l'établissement d'un diagnostic avéré et admis par tous, donc pouvant donner lieu à des mesures appropriées (Agardy et Alder, 2005 ; European Environment Agency, 2006).

Evaluer les coûts et bénéfices de l'artificialisation

Les conséquences de l'artificialisation ne sont pas forcément négatives loin s'en faut (Dupras *et al.*, 2016). Par exemple, le développement touristique peut constituer une source de nouveaux revenus économiques pour la population locale, voire un facteur de protection de l'environnement et des paysages littoraux dès lors qu'ils sont considérés comme ressource touristique (Blondy, 2016). Dans ce cadre l'évaluation des coûts et bénéfices de l'artificialisation constitue un outil de gouvernance utile. Généralement menés par des économistes, ces travaux s'appuient notamment sur des méthodes de coûts hédoniques (ou propension des usagers à payer pour un service offert, notamment par l'environnement voir Dachary-Bernard *et al.* (Dachary-Bernard *et al.*, 2011) ou d'évaluation des services écosystémiques (Dupras *et al.*, 2016 ; Gedan *et al.*, 2009). Par exemple Martinez *et al.* (Martínez *et al.*, 2007) montrent que les écosystèmes côtiers fournissent 77 % de la valeur globale des services écosystémiques mondiaux. Cependant, ces évaluations restent complexes à réaliser, donc difficiles à partager avec l'ensemble des acteurs concernés par un projet d'artificialisation de gestion. Les principales réserves qui leur sont opposées sont à la fois conceptuelles (peut-on évaluer monétairement l'environnement ?) et méthodologiques (comment s'assurer de l'exhaustivité et de l'objectivité de l'évaluation ?).

4.3. Leviers d'action

Deux concepts généraux ressortent de cette revue de la littérature : la gestion dynamique du trait de côte et la gestion intégrée de la zone côtière.

Privilégier la gestion dynamique du trait de côte et les méthodes "douces"

En fixant arbitrairement la limite du rivage, l'artificialisation réduit la capacité d'adaptation des littoraux à la tendance contemporaine et future d'élévation du niveau marin (Paskoff, 2010 ; European Environment Agency, 2006). Comme ses effets sur les établissements humains doivent être évalués en terme de surcoûts économiques, plus que de pertes humaines (Lebigre, 1999), les modalités d'adaptation des aménagements littoraux sont formalisées de manière désormais classique en quatre scénarios (Nicholls *et al.*, *in* (Masselink et Gehrels, 2014)).

a. ***Ne rien faire***, constitue une base de référence plutôt qu'une option sérieusement considérée dans la mesure où son coût à long terme risque d'être très élevé. Dans le cas du delta du Nil, El-Raey *et al.* (El-Raey *et al.*, 1999) estiment ainsi qu'une telle (absence de) politique exposerait 30 % de la ville d'Alexandrie, 2 millions de personnes et 195 000 emplois à la submersion marine, pour une perte économique estimée à 3 500 milliards $ pour le siècle en cours !
b. ***Tenir***, en renforçant les défenses côtières est l'option envisagée dans les espaces les plus artificialisés donc techniquement, financièrement ou humainement difficiles à relocaliser. Ce scénario impose toutefois des mesures d'adaptation délicates à mettre en œuvre dans le contexte de très forte croissance démographique de certains littoraux, comme les deltas (Stanley et Warne, 1993), ou les mégalopoles littorales (Neumann *et al.*, 2015 ; Timmerman et White, 1997).
c. Dans les sites à forts enjeux, une autre option envisagée est d'***Avancer***, c'est-à-dire d'artificialiser l'avant-côte par des protections avancées de type brise-lames, ou par la poldérisation, pour augmenter la distance entre les enjeux existants et les aléas côtiers. Appliquée aux Pays-Bas (Plan Delta) ou en Corée du sud (baie de Saemangeum), elle vise à réduire la longueur du trait de côte, conçu comme une « ligne de défense » (Paskoff, 2010). Mais à quel coût économique et écologique ?
d. La dernière option dite de ***recul stratégique***, vise à ménager des espaces tampons entre les enjeux humains et la mer, notamment par la réhabilitation de zones humides littorales. Dans les polders agricoles ou les littoraux peu aménagés, où les enjeux restent modérés, cette stratégie est généralement privilégiée par les gestionnaires, d'autant qu'elle permettrait de rééquilibrer l'aménagement au profit de l'arrière-pays (Nicholls *et al.* in (Masselink et Gehrels, 2014). Mais elle se heurte à certaines réticences sociétales, dues à l'abandon de terrains durement conquis sur la mer, ainsi qu'aux intérêts privés et locaux des propriétaires fonciers. Elle est également coûteuse à mettre en place, notamment du fait de la pression foncière existant déjà dans les zones arrière-littorales.

On voit que ces stratégies sont susceptibles de conduire soit à une déprise (recul stratégique), soit à une artificialisation accrue des littoraux (tenir ou avancer). Que ce soit à cause du renforcement des dispositifs de défense contre la mer, ou de nouvelles poldérisations, la réduction et la fixation des espaces naturels qui en découlent, risquent d'accentuer l'effet de contraction des littoraux (*coastal squeeze*) tout particulièrement sur les côtes meubles et les zones humides (Doody, 2004). Cette tendance est aggravée par le contexte global de pénurie sédimentaire qui affecte la plupart des littoraux meubles (cf. §2.4).

Dans ces conditions, l'usage de méthodes douces visant à accompagner l'évolution du trait de côte (*building with nature*), en favorisant sa stabilisation dynamique, plutôt que sa fixation à tous prix est préconisée (**Ruessink et Ranasinghe *in*** Masselink et Gehrels (2014). En théorie, les avantages d'une telle gestion dynamique du littoral sont multiples puisqu'elle peut en améliorer la résistance à l'érosion marine, en conserver la valeur écologique, tout en étant plus économe, donc plus durable, qu'une protection fixe (Nordstrom, 1994). Il s'agit donc de techniques d'ingénierie écologique à long terme qui s'apparentent à un entretien artificiel et continu du fonctionnement des systèmes hydro-sédimentaires dont le coût devra être intégré à l'ensemble du processus d'aménagement. Leur viabilité dépend donc tout autant de la décision politique que des processus naturels, mais elle est aussi conditionnée par la santé économique des territoires concernés et l'intensité des événements météo-marins à contenir (Cooper et Alonso, 2006).

Vers une Gestion intégrée de la zone côtière (GIZC) ?

Entre l'artificialisation des littoraux – souvent motivée par les intérêts économiques parfois énormes lié à de nouveaux usages ou à l'exploitation de nouvelles ressources – et la protection des écosystèmes, des paysages ou des activités en place, la confrontation est bien souvent inégale. Pour traiter correctement cette problématique, il serait nécessaire d'intégrer les trois piliers du développement durable, qu'ils soient économiques, sociaux ou environnementaux. Sur le littoral, la mise en œuvre de ces généreux principes repose sur la Gestion intégrée de la zone côtière ou GIZC (Benoit et Comeau, 2005 ; European Environment Agency, 2006). Elle vise à la prise en compte raisonnée de l'ensemble des enjeux de la zone côtière, sur la base d'une concertation étroite entre tous ses usagers et acteurs. Il s'agit donc tout autant d'une scène de concertation que d'un processus de gestion. Elle peine cependant à se concrétiser du fait des profondes divergences d'intérêts entre les usagers du littoral, mais également de la dispersion des compétences institutionnelles et de la dilution des responsabilités qui en découlent (Meur-Ferec, 2007). En effet, à l'interface entre terre et mer, le littoral est généralement placé sous la gouverne d'institutions diverses, dont les mandats peuvent être contradictoires (industrie et environnement par exemple) (Burak *et al.*, 2004), et dont les compétences se situent à des échelles territoriales tout aussi variées, du local, au national, jusqu'à l'international (Benoit et Comeau, 2005).

Mais l'artificialisation du littoral constitue l'un de ses enjeux les plus importants (Davies, 1996), car ses effets sont multiples – à la fois environnementaux, écologiques, économiques et sociétaux comme on l'a vu – qu'ils sont éventuellement exclusifs,

les espaces artificialisés par les uns ne pouvant plus être exploités par les autres, et qu'ils ont tendance à s'exacerber dans le contexte des changements globaux contemporains et futurs. Il devient donc urgent de rechercher des solutions viables, pour anticiper les difficultés à venir plutôt que d'en subir les effets, notamment dans des espaces artificialisés mal préparés car soumis à une pression démographique de plus en plus importante, et dont l'adaptation reste une gageure. Les impacts récents d'événements météorologiques ou sismiques majeurs démontrent l'acuité de ces enjeux.

Contribution aux « questions transversales »

L'artificialisation du littoral soulève des enjeux en partie identiques à ceux des autres territoires. Ils y apparaissent toutefois exacerbés, en raison de la limitation structurelle de l'espace littoral, de sa dynamique naturelle et des effets de rétroaction qu'elle induit. Mais d'autres espaces s'avèrent aussi contraints et plusieurs questions peuvent être abordées de manière transversale :

- La consommation des terres agricoles, au profit surtout de l'urbanisation, notamment résidentielle (§ 4.4.1 & chap. Geniaux *et al.*; Cavailhès *et al.*) ;
- La fragmentation des milieux et des espaces agricoles à cause de procédures de planification spatiale inexistantes, mal ou trop tardivement appliquées (§ 3.4, § 4.4 & chap. Cohen *et al.*) ;
- L'influence des modes de vie, notamment dans les espaces périurbains et touristiques où une fracture s'opère entre population à hauts revenus et très mobiles et population à faible revenus et captives pouvant, comme sur les littoraux, être relégués dans l'arrière-pays (§ 4.4.2 & chap. Polèse ; Cavailhès *et al.*).
- L'ensemble se situe dans d'inextricables enjeux globaux qu'ils soient démographiques (et fortement concentrés sur le littoral), économiques (maritimisation de l'économie et besoins en infrastructures gigantesques) ou environnementaux (augmentation des températures des océans, élévation du niveau marin entre autres) (§ 3.3, § 4.5).

Références bibliographiques citées

Abrantes, P.; Fontes, I.; Gomes, E.; Rocha, J., 2016. Compliance of land cover changes with municipal land use planning: Evidence from the Lisbon metropolitan region (1990-2007). *Land Use Policy*, 51: 120-134. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.023

Agardy, T.; Alder, J., 2005. Coastal systems. In: Hassan, R.; Scholes, R.; Ash, N., eds. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State & Trends Assessment*. Washington DC: Island Press, 513-549. http://www.millenniumassessment.org/en/Condition.html

Aubanel, A.; Marquet, N.; Colombani, J.M.; Salvat, B., 1999. Modifications of the shore line in the Society islands (French Polynesia). *Ocean & Coastal Management*, 42 (5): 419-438. http://dx.doi.org/10.1016/S0964-5691(99)00023-X

Bahr, K.D.; Jokiel, P.L.; Toonen, R.J., 2015. The unnatural history of Kāneʻohe Bay: coral reef resilience in the face of centuries of anthropogenic impacts. *PeerJ*, 3: e950. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.950

Bartley, R.; Bainbridge, Z.T.; Lewis, S.E.; Kroon, F.J.; Wilkinson, S.N.; Brodie, J.E.; Silburn, D.M., 2014. Relating sediment impacts on coral reefs to watershed sources, processes and management: A review. *Science of The Total Environment*, 468-469: 1138-1153. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.030

Benoit, G.; Comeau, A., 2005. *Méditerranée: les perspectives du Plan bleu sur l'environnement et le développement*. La Tour d'Aigues : Paris: Aube ; Plan bleu (*Monde en cours. Série Bibliothèque des territoires*), 427 p.

Bernardie-Tahir, N.; El-Mahaboubi, O., 2001. Mayotte : des parfums au tourisme. Les nouveaux enjeux du littoral. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 54 (216): 369-396. http://dx.doi.org/10.4000/com.1137

Blondy, C., 2016. Le tourisme, un facteur de développement durable des territoires insulaires tropicaux ? Tourisme, aménagement, environnement et société locale à Bora Bora (Polynésie française). *Mondes du Tourisme*, (Hors-série). http://dx.doi.org/10.4000/tourisme.1283

Bohnet, I.C.; Moore, N., 2011. Sea- and Tree-Change Phenomena in Far North Queensland, Australia: Impacts of Land Use Change and Mitigation Potential. In: Luck, G.W.; Race, D.; Black, R., eds. *Demographic Change in Australia's Rural Landscapes: Implications for Society and the Environment*. Dordrecht: Springer, 45-69.

Bolton, D.; Mayer-Pinto, M.; Clark, G.F.; Dafforn, K.A.; Brassil, W.A.; Becker, A.; Johnston, E.L., 2017. Coastal urban lighting has ecological consequences for multiple trophic levels under the sea. *Science of The Total Environment*, 576: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.037

Bon, O., 2005. L'insoutenable développement urbain de l'île de Tahiti : politique du « tout automobile » et congestion des déplacements urbains. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 58 (230): 121-152. http://dx.doi.org/10.4000/com.433

Boon, J., 2001. A Socio-Economic Analysis of mangrove Degradation in Samoa. *Geographical Review of Japan*, 74 (2): 159-186. https://www.jstage.jst.go.jp/article/grj1984b/74/2/74_2_159/_pdf

Brown, B.E.; Dunne, R.P., 1988. The Environmental Impact of Coral Mining on Coral Reefs in the Maldives. *Environmental Conservation*, 15 (02): 159. http://dx.doi.org/10.1017/S0376892900028976

Burak, S.; Dogan, E.; Gazioglu, C., 2004. Impact of urbanization and tourism on coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, 47 (9-10): 515-527. http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.07.007

Carter, R.W.G., 1988. *Coastal Environments: An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines*. London: Academic Press.

Chabanet, P.; Adjeroud, M.; Andréfouët, S.; Bozec, Y.-M.; Ferraris, J.; García-Charton, J.A.; Schrimm, M., 2005. Human-induced physical disturbances and their indicators on coral reef habitats: A multi-scale approach. *Aquatic Living Resources*, 18 (03): 215-230. http://dx.doi.org/10.1051/alr:2005028

Cooper, J.A.G.; Alonso, I., 2006. Natural and anthropic coasts: challenges for coastal management in Spain. *Journal of Coastal Research*: pp.-1-7. http://www.jstor.org/stable/25737374

Dachary-Bernard, J.; Gaschet, F.; Lyser, S.; Pouyanne, G.; Virol, S., 2011. L'impact de la littoralisation sur les marchés fonciers. Une approche comparative des côtes basque et charentaise. *Economie et statistique*, 444 (1): 127-154. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2011.9647

Dahl, P.H.; Miller, J.H.; Cato, D.H.; Andrew, R.K., 2007. Underwater Ambient Noise. *Acoustics Today*, 3 (1): 23. http://dx.doi.org/10.1121/1.2961145

Daligaux, J., 2003. Urbanisation et environnement sur les littoraux : une analyse spatiale. *Rives nord-méditerranéennes*, 15: 11-20. http://rives.revues.org/12#quotation

Dauvin, J.-C., 1997. *Les biocénoses marines et littorales françaises de côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord, synthèse, menaces et perspectives*. Paris: Muséum National d'Histoire Naturelle (*Patrimoines naturels*).

Davies, R.A., 1996. *Coasts*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall.

Doody, J.P., 2004. 'Coastal squeeze' – an historical perspective. *Journal of Coastal Conservation*, 10 (1): 129. http://dx.doi.org/10.1652/1400-0350(2004)010[0129:CSAHP]2.0.CO;2

Dupras, J.; Parcerisas, L.; Brenner, J., 2016. Using ecosystem services valuation to measure the economic impacts of land-use changes on the Spanish Mediterranean coast (El Maresme, 1850–2010). *Regional Environmental Change*, 16 (4): 1075-1088. http://dx.doi.org/10.1007/s10113-015-0847-5

El-Raey, M.; Dewidar, K.R.; El-Hattab, M., 1999. Adaptation to the Impacts of Sea Level Rise in Egypt. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 4 (3): 343-361. http://dx.doi.org/10.1023/A:1009684210570

Ericson, J.; Vorosmarty, C.; Dingman, S.; Ward, L.; Meybeck, M., 2006. Effective sea-level rise and deltas: Causes of change and human dimension implications. *Global and Planetary Change*, 50 (1-2): 63-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2005.07.004

European Environment Agency, 2006. *The changing faces of Europe's coastal areas*. Copenhagen, Denmark : Luxembourg: European Environment Agency ; Office for Official Publications of the European Communities (*EEA report, no. 6/2006*), 107 p. https://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2006_6/at_download/file

Gamblin, A.; Bruyelle, P., 1999. *Les littoraux - espaces de vie*. Paris: Sedes (*Dossiers des images économiques du monde*), 312 p.

Garcia, C.; Servera, J., 2003. Impacts of tourism development on water demand and beach degradation on the island of Mallorca (Spain). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 85 (3-4): 287-300. http://dx.doi.org/10.1111/j.0435-3676.2003.00206.x

Gedan, K.B.; Silliman, B.R.; Bertness, M.D., 2009. Centuries of Human-Driven Change in Salt Marsh Ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1 (1): 117-141. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930

Goiffon, M., 2003a. Les enjeux d'une gestion intégrée du littoral dans les départements français insulaires d'Amérique. *Méditerranée*, 100 (1): 35-40. http://dx.doi.org/10.3406/medit.2003.3280

Goiffon, M., 2003b. Pression foncière et littoralisation à la Martinique. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 56 (223): 351-374. http://dx.doi.org/10.4000/com.831

Gonzalo Malvarez, G.; Pollard, J.; Rodriguez, R.D., 2000. Origins, management, and measurement of stress on the coast of southern Spain. *Coastal Management*, 28 (3): 215-234. http://dx.doi.org/10.1080/089207500408638

Gössling, S., 2001. The consequences of tourism for sustainable water use on a tropical island: Zanzibar, Tanzania. *Journal of Environmental Management*, 61 (2): 179-191. http://dx.doi.org/10.1006/jema.2000.0403

Gössling, S., 2002. Global environmental consequences of tourism. *Global Environmental Change*, 12 (4): 283-302. http://dx.doi.org/10.1016/S0959-3780(02)00044-4

Guilcher, A., 1988. *Coral reef geomorphology*. Chichester ; New York: Wiley (*Coastal morphology and research*), 228 p.

Guillén, J.; Palanques, A., 1997. A historical perspective of the morphological evolution in the lower Ebro river. *Environmental Geology*, 30 (3-4): 174-180. http://dx.doi.org/10.1007/s002540050144

Gurran, N.; Blakely, E.J.; Squires, C., 2007. Governance Responses to Rapid Growth in Environmentally Sensitive Areas of Coastal Australia. *Coastal Management*, 35 (4): 445-465. http://dx.doi.org/10.1080/08920750701525776

Hénaff, A., 2012. *L'approvisionnement sédimentaire dans les systèmes littoraux tempérés: sources, évolutions et gestion*. HDR. Université de Bretagne Occidentale, Brest.

Hénaff, A.; Meur-Férec, C.; Lageat, Y., 2013. Changement climatique et dynamique géomorphologique des côtes bretonnes. Leçons pour une gestion responsable de l'imbrication des échelles spatio-temporelles. *CyberGeo*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26058

Holland, A.F.; Sanger, D.M.; Gawle, C.P.; Lerberg, S.B.; Santiago, M.S.; Riekerk, G.H.M.; Zimmerman, L.E.; Scott, G.I., 2004. Linkages between tidal creek ecosystems and the landscape and demographic attributes of their watersheds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 298 (2): 151-178. http://dx.doi.org/10.1016/S0022-0981(03)00357-5

Hooke, 1994. On the Efficacy of Humans as Geomorphic Agents. *GSA today*, 4 (9): 224-225. https://www.geosociety.org/gsatoday/archive/4/9/pdf/i1052-5173-4-9-sci.pdf

Hopley, D., 1988. Anthropogenic influences on Australia's Great Barrier Reef. *Australian Geographer*, 19 (1): 26-45. http://dx.doi.org/10.1080/00049188808702949

Hudson, B.J., 1996. *Cities on the shore: the urban littoral frontier*. Burns & Oates, 180 p.

Hunter, J.M.; Arbona, S.I., 1995. Paradise lost: An introduction to the geography of water pollution in Puerto Rico. *Social Science & Medicine*, 40 (10): 1331-1355. http://dx.doi.org/10.1016/0277-9536(94)00255-R

Jauze, J.-M., 2013. Highs and lows of the resortification of the Saint-Paul coast (Reunion Island). *Miscellanea Geographica - Regional Studies on Development*, 17 (1): 5-14. http://dx.doi.org/10.2478/v10288-012-0029-y

Kraus, N.C., 1988. The Effects of Seawalls on the Beach: An Extended Literature Review. *Journal of Coastal Research*, Special Issue (N°4 : The Effects of Seawalls on the Beach): 1-28. http://www.jstor.org/stable/25735349

Kuété, M.; Assongmo, T., 2002. Développement contre Environnement sous les Tropiques : l'exemple du littoral de la région de Kribi (Cameroun). *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 55 (219): 279-306. http://dx.doi.org/10.4000/com.1003

Lageat, Y., 2004. Géomorphologie et gestion des littoraux (Coastal geomorphology and management). *Bulletin de l'Association de géographes français*, 81 (3): 360-370. http://dx.doi.org/10.3406/bagf.2004.2398

Larrosa Rocamora, J.A., 2003. La difficile maîtrise de l'urbanisation littorale espagnole : l'exemple de la commune d'Elche (province d'Alicante). *Rives méditerranéennes*, (15): 53-66. http://dx.doi.org/10.4000/rives.416

Le Berre, I.; Thériault, M.; Maulpoix, A.; Gourmelon, F., 2017. Moderation effect of planning on housing development along the French Atlantic coast: findings from an event history hazard model. *Journal of Land Use Science*, 12 (4): 271-291. http://dx.doi.org/10.1080/1747423X.2017.1322154

Lebigre, J.-M., 1999. Les marais à mangrove : les enjeux de la domestication d'un écosystème tropical. *Hérodote*, 93: 42-65.

Martignac, C.; Metzger, P.; Thinon, P.; Cheylan, J.-P., 2011. Formes de la croissance urbaine et exclusion sociale à la Réunion: un héritage historique. *Mappemonde*, 102 (2011/2). http://mappemonde.mgm.fr/num30/articles/art11202.html

Martin, F.; Maria Zanoni, M., 1994. Conflits d'usage sur les mangroves de la baie de Paranaguá, Paraná, Brésil. Urbanisation et préservation ou utilisation rationnelle des ressources ? *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, 36 (2): 237-260. http://dx.doi.org/10.3406/jatba.1994.3553

Martínez, M.L.; Intralawan, A.; Vázquez, G.; Pérez-Maqueo, O.; Sutton, P.; Landgrave, R., 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, 63 (2-3): 254-272. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.022

Martinuzzi, S.; Gould, W.A.; Lugo, A.E.; Medina, E., 2009. Conversion and recovery of Puerto Rican mangroves: 200 years of change. *Forest Ecology and Management*, 257 (1): 75-84. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.037

Masselink, G.; Gehrels, W.R., 2014. *Coastal environments and global change*. Chichester, West Sussex ; Hoboken, NJ: Wiley, American Geophysical Union, 438 p.

McKenzie, R.; Levendis, J., 2010. Flood Hazards and Urban Housing Markets: The Effects of Katrina on New Orleans. *Journal of Real Estate Finance and Economics*, 40 (1): 62-76. http://dx.doi.org/10.1007/s11146-008-9141-3

Merckelbagh, A., 2009. *Et si le littoral allait jusqu'à la mer ! La politique du littoral sous la Ve République*. Editions Quae, 349 p.

Meur-Ferec, C., 2007. La GIZC à l'épreuve du terrain : premier enseignements d'une expérience française. *Développement durable et territoires*. http://dx.doi.org/10.4000/developpementdurable.4471

Minvielle, P., 2006. Urbanisation et protection du vignoble du littoral varois. *Sud-Ouest européen*, 21 (1): 57-64. http://www.persee.fr/doc/rgpso_1276-4930_2006_num_21_1_2912

Mora, C., 2008. A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275 (1636): 767-773. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2007.1472

Morhange, C.; Marriner, N., 2010. Mind the (stratigraphic) gap: Roman dredging in ancient Mediterranean harbours. *Bollettino di Archeologia on line*, 1 (Volume speciale B / B7 / 4): 23-32.

Nakhli, S., 2010. Pressions environnementales et nouvelles stratégies de gestion sur le littoral marocain. *Méditerranée*, (115): 31-42. http://dx.doi.org/10.4000/mediterranee.4996

Neumann, B.; Vafeidis, A.T.; Zimmermann, J.; Nicholls, R.J., 2015. Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding - A Global Assessment. *Plos One*, 10 (3): e0118571. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0118571

Noin, D., 1999. La population des littoraux du monde. *L'information géographique*, 63 (2): 65-73. http://dx.doi.org/10.3406/ingeo.1999.2632

Nonn, D., 1972. *Géographie des littoraux*. Presses Universitaires de France - PUF (*Sup géographie*), 238 p.

Nordstrom, K.F., 1994. Beaches and dunes of human-altered coasts. *Progress in Physical Geography*, 18 (4): 497-516. http://dx.doi.org/10.1177/030913339401800402

Ong, J.M.; Jamero, M.L.; Esteban, M.; Honda, R.; Onuki, M., 2016. Challenges in Build-Back-Better Housing Reconstruction Programs for Coastal Disaster Management: Case of Tacloban City, Philippines. *Coastal Engineering Journal*, 58 (1). http://dx.doi.org/10.1142/s0578563416400106

Paskoff, R., 1992. *Côtes en danger*. Paris: L'Harmattan (*Coll. Pratiques de la Géographie*).

Paskoff, R., 2010. *Les littoraux: impact des aménagements sur leur évolution*. Paris: A. Colin, 260 p.

Pébayle, R., 1983. Mangrove et éthologie humaine au Brésil. *Bulletin de l'Association de géographes français*, 60 (496): 233-246. http://dx.doi.org/10.3406/bagf.1983.5418

Pinot, J.-P., 1998. *La gestion du littoral. Tome 1 - littoraux tempérés, côtes rocheuses et sableuses*. Paris: Institut océanographique (*Collection "Propos"*), 398 p.

Potter, R.B., 1993. Urbanization in the Caribbean and Trends of Global Convergence-Divergence. *The Geographical Journal*, 159 (1): 1. http://dx.doi.org/10.2307/3451485

Provansal, M.; Morhange, C.; Vella, C., 1995. Impacts anthropiques et contraintes naturelles sur les sites portuaires antiques de Marseille et de Fos. Acquis méthodologiques. *Méditerranée*, 82 (3): 93-100. http://dx.doi.org/10.3406/medit.1995.2906

Ramos-Scharrón, C.E.; Torres-Pulliza, D.; Hernández-Delgado, E.A., 2015. Watershed- and island wide-scale land cover changes in Puerto Rico (1930s–2004) and their potential effects on coral reef ecosystems. *Science of The Total Environment*, 506-507: 241-251. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.016

Renard, J., 1984. Le tourisme : agent conflictuel de l'utilisation de l'espace littoral en France. *Norois*, 121 (1): 45-61. http://dx.doi.org/10.3406/noroi.1984.7362

Rivas, V.; Cendrero, A., 1991. Use of natural and artificial accretion on the north coast of Spain: Historical trends and assessment of some environmental and economic consequences. *Journal of Coastal Research*, 7 (2): 491-507. http://www.jstor.org/stable/25735605

Rogers, J.D., 2008. Development of the New Orleans flood protection system prior to Hurricane Katrina. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 134 (5): 602-617. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1090-0241(2008)134:5(602)

Scoppetta, C., 2016. "Natural" disasters as (neo-liberal) opportunity? Discussing post-hurricane katrina urban regeneration in New Orleans. *Tema-Journal of Land Use Mobility and Environment*, 9 (1): 28-44. http://dx.doi.org/10.6092/1970-9870/3725

Simeoni, U.; Corbau, C., 2009. A review of the Delta Po evolution (Italy) related to climatic changes and human impacts. *Geomorphology*, 107 (1-2): 64-71. http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.11.004

Smith, A.W.S., 1995. Beaches and tourism. An example of the result of a dramatic beach erosion episode: Gold Coast, Queensland, Australia. *Shore and Beach*, 63 (3): 7-8.

Sonter, L.J.; Barrett, D.J.; Moran, C.J.; Soares-Filho, B.S., 2015. A Land System Science meta-analysis suggests we underestimate intensive land uses in land use change dynamics. *Journal of Land Use Science*, 10 (2): 191-204. http://dx.doi.org/10.1080/1747423X.2013.871356

Stahl, L., 2009. *Le droit de la protection de la nature et de la diversité biologique dans les collectivités françaises d'Outre-mer*. Thèse de doctorat (Droit de l'environnement). Lyon 3. 807 p.

Stanley, D.J.; Warne, A.G., 1993. Nile Delta: Recent Geological Evolution and Human Impact. *Science*, 260 (5108): 628-634. http://dx.doi.org/10.1126/science.260.5108.628

Syvitski, J.P.M., 2005. Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science*, 308 (5720): 376-380. http://dx.doi.org/10.1126/science.1109454

Syvitski, J.P.M.; Kettner, A.J.; Overeem, I.; Hutton, E.W.H.; Hannon, M.T.; Brakenridge, G.R.; Day, J.; Vörösmarty, C.; Saito, Y.; Giosan, L.; Nicholls, R.J., 2009. Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, 2 (10): 681-686. http://dx.doi.org/10.1038/ngeo629

Thornton, S.E.; Pilkey, O.H.; Doyle, L.J.; Whaling, P.J., 1980. Holocene evolution of a coastal lagoon, Lake of Tunis, Tunisia. *Sedimentology*, 27 (1): 79-91. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3091.1980.tb01159.x

Timmerman, P.; White, R., 1997. Megahydropolis: coastal cities in the context of global environmental change. *Global Environmental Change*, 7 (3): 205-234. http://dx.doi.org/10.1016/S0959-3780(97)00009-5

Tumini, I.; Villagra-Islas, P.; Herrmann-Lunecke, G., 2017. Evaluating reconstruction effects on urban resilience: a comparison between two Chilean tsunami-prone cities. *Natural Hazards*, 85 (3): 1363-1392. http://dx.doi.org/10.1007/s11069-016-2630-4

Valiela, I.; Bowen, J.L., 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environmental Pollution*, 118 (2): 239-248. http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00316-5

Valiela, I.; Bowen, J.L.; York, J.K., 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *Bioscience*, 51 (10): 807. http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2

Vincent, J., 2006. De la répulsion à la spéculation : La transformation du foncier littoral en Bretagne-Sud et en Vendée (1800-1939). *Annales de Bretagne et des Pays de l'Ouest*, 113 (4): 35-48. http://dx.doi.org/10.4000/abpo.535

Vörösmarty, C.J.; Meybeck, M.; Fekete, B.; Sharma, K.; Green, P.; Syvitski, J.P.M., 2003. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, 39 (1-2): 169-190. http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7

Wolff, W.J., 1992. The End of a Tradition: 1000 Years of Embankment and Reclamation of Wetlands in the Netherlands. *Ambio*, 21 (4): 287-291. http://dx.doi.org/10.2307/4313944

Zaninetti, J.-M., 2006. L'urbanisation du littoral en France. *Population & Avenir*, 677 (2): 4. http://dx.doi.org/10.3917/popav.677.0004

Chapitre 6. Aspects juridiques de l'artificialisation des sols

Auteur : Philippe Billet

1. Contexte

Le sol est un paradoxe juridique : fondateur de la propriété immobilière, il lui donne une épaisseur et un volume par le jeu de l'article 552 du code civil, aux termes duquel *« La propriété du sol emporte celle du dessus et du dessous »*. Le sol n'est cependant jamais défini, comme s'il s'agissait d'une évidence. « Le » sol ? En réalité, le droit distingue « deux » sols : le sol-surface, qui caractérise le point de contact entre le dessus et le dessous, un sol « théorique » en quelque sort, une simple surface géométrique, qui ne disparaît jamais et le sol-matière, plus ou moins épais en fonction de la réglementation considérée et de l'usage considéré (droit de l'urbanisme, droit rural, droit du patrimoine à propos des objets archéologiques...). Le sol du juriste n'a donc pas nécessairement la même réalité que le sol du pédologue, le sol du géologue ou le sol de l'agronome, par exemple. Il n'a pas non plus toujours la même dénomination en fonction de l'angle d'attaque retenu, alors que c'est bien du sol dont il s'agit.

Par exemple :

- le droit de l'urbanisme s'intéresse ainsi aux « sol », « sols », « terres », « territoire », tantôt surface géométrique constructible ou non, support d'activités ou d'aménagements ; tantôt surface « épaisse » qui peut faire l'objet de fouilles ou qui doit être protégée « en raison du potentiel agronomique, biologique ou économique des terres agricoles » ;
- le droit rural vise la ou les « terre(s) », le ou les « sols », qu'il appréhende dans une perspective agronomique ;
- le droit de l'environnement qui s'attache essentiellement au sol naturel, mais dont les fonctions naturelles ne sont reconnues que dans le cadre du régime de la responsabilité environnementale, à propos des *« détériorations directes ou indirectes mesurables de l'environnement qui : 1° Créent un risque d'atteinte grave à la santé humaine du fait de la contamination des sols résultant de l'introduction directe ou indirecte, en surface ou dans le sol, de substances, préparations, organismes ou micro-organismes »*, ou qui *« 4° Affectent les services écologiques, c'est-à-dire les fonctions assurées par les sols (…) à l'exclusion des services rendus au public par des aménagements réalisés par l'exploitant ou le propriétaire » (art. L. 161-1)*. Il est également pris en compte dans le classement au titre des espaces protégés (parc national, réserve naturelle, arrêté préfectoral de protection des biotopes...), ainsi que dans certaines atteintes qui peuvent l'affecter, les pollutions, entendues de façon générique (L. 556-3).

En dépit de son intérêt tant juridique qu'environnemental, rares sont les travaux qui l'ont pris comme objet en droit de l'environnement ou de l'urbanisme alors qu'il fait les riches heures du droit civil (droit de propriété et dérivés) et du droit international public (territoire) (Billet, 1994 ; Leray, 2016; Lissandro, 1996 ; Staffolani, 2008). Le droit est à l'image de l'approche sociétale du sol : une relative ignorance, un désintérêt certain, sauf lorsqu'il s'agit de propriété. Ou lorsque le sol est altéré, pollué retenant alors toute l'attention des juristes (Durousseau, 2001; Steichen, 1996) ; Mauléon, 2002). Une seule thèse, à notre connaissance, s'est intéressée à la question de l'artificialisation des sols, abordant la disponibilité du sol comme une de ses qualités (Desrousseaux, 2014), synthétisant et développant la doctrine exprimée autour de cette question quelques temps auparavant dans des commentaires de la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement, dite « loi Grenelle 2 » et la loi n° 2014-366 du 24 mars 2014 pour l'accès au logement et un urbanisme rénové dite « loi ALUR ». Cette dernière consacre un chapitre spécifique à la *« Lutte contre l'étalement urbain et la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers » (art. 139 à 143)*, première expression légale de cette préoccupation de protection des sols.

1.1. Controverses juridiques autour de l'artificialisation

Première expression « explicite », faut-il préciser, car il serait erroné de penser que la loi ALUR marque la naissance de la préoccupation des pouvoirs publics pour la protection des sols contre leur artificialisation. A cette nuance près que le terme « artificialisation » n'est jamais employé, pas plus que ne l'est celui d'« imperméabilisation ». Le droit ignore ces termes, qu'il ne définit jamais, mais il n'ignore pas le phénomène d'artificialisation, qui se dissimule derrière la terminologie employée.

Gestion « économe » des sols, consommation « économe » de l'espace, « préservation » des terres, lutte contre « l'étalement » urbain, capacité de « densification », rivalisent ainsi pour marquer cette préoccupation. Ces termes ne sont cependant pas définis, pas plus qu'ils ne définissent l'artificialisation : ils constituent des moyens ou des objectifs, des stratégies d'évitement des atteintes aux sols.

Mais quelles atteintes ? L'approche juridique est essentiellement géométrique, surfacique, jamais qualitative : une gestion « économe » appelle un moindre usage des sols ; la « préservation » des sols est employée dans le droit de la montagne pour interdire l'urbanisation des « terres nécessaires au maintien et au développement des activités agricoles, pastorales et

forestières » ; « l'étalement » urbain vise une urbanisation rampante, en tâche d'huile, contre laquelle il faut lutter, par la « densification », c'est-à-dire l'optimisation de l'utilisation de l'espace. L'artificialisation n'est pas conçue comme une atteinte à la qualité intrinsèque du sol (capacité de génération, capacité de production, capacité de résilience), impliquant qu'une pollution des sols ne relève pas de cette question. En revanche, une telle pollution peut être la cause d'une artificialisation s'il faut rechercher ailleurs, pour un usage donné, le sol qui n'est plus disponible tant qu'il n'a pas fait l'objet d'une réhabilitation.

De la même façon, si certains auteurs excluent l'usage agricole des sols de l'artificialisation, dès lors qu'il n'y a pas de perte de naturalité (capacité à abriter de la biodiversité, maintien des cycles naturels de l'azote, du carbone…), d'autres au contraire l'incluent dès lors qu'il y a mise en culture (il n'y a plus de « nature », puisqu'il y a culture) ou ne le font que lorsque le caractère intensif de cet usage perturbe durablement ces cycles naturels. Le droit est indifférent à ces converses : les termes qu'il emploie pour lutter contre elle ou la limiter ne permettent pas de retenir l'usage agricole comme cause d'artificialisation.

En définitive, sont sources d'artificialisation les opérations de constructions de tous ordres : installations, ouvrages, travaux, aménagements, pris de façon générique, quelle qu'en soit l'intensité des effets. L'imperméabilisation des sols, que d'aucuns voudraient retenir comme seul critère d'artificialisation n'est qu'un effet parmi d'autres de cette artificialisation, et non un critère. A moins de l'intégrer dans un faisceau d'indices. On peut également conforter cette approche juridique sur l'approche économique : depuis octobre 2015, Eurostat, organe européen de statistiques, a intégré l'artificialisation des sols au titre des indicateurs de croissance. Les sols artificialisés caractérisent ainsi les sols bâtis et les sols revêtus et stabilisés (routes, voies ferrées, parkings, chemins...).

Une définition de l'artificialisation, ou de critères permettant de la caractériser permettrait de mieux l'appréhender juridiquement, même si son absence ne s'oppose pas à la mobilisation d'instruments juridiques pour la limiter ou l'éviter.

1.2. Absence de politique générale de lutte contre l'artificialisation

Prendre acte de l'artificialisation des sols et prétendre lutter contre elle ne constitue pas en soi une politique, c'est-à-dire la définition d'objectifs généraux et la mise en place des moyens propres à les satisfaire, dans le cadre de principes directeurs.

Si la loi d'orientation foncière du 30 décembre 1967 formalise la prévision et les règles d'occupation des sols afin de rationaliser cette occupation, ce n'est pas pour réduire le gaspillage des sols, qui a été envisagé quelques années auparavant avec la loi d'orientation agricole du 5 août 1960 qui créé les sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (SAFER), destinées à protéger les terres à vocation agricole par acquisition et réattribution aux fins d'exploitation (ou plus tard, de protection à des fins environnementales), ainsi que les zones spéciales d'action rurale destinées à lutter contre le sous-développement économique de certaines régions. La loi d'orientation foncière, en instituant les documents d'urbanisme « modernes » que sont les schémas directeurs d'aménagement et d'urbanisme et les plans d'occupation des sols ambitionne essentiellement de mieux gérer l'occupation des sols en donnant aux collectivités locales des outils de maîtrise foncière destiné à « thésauriser » des terrains pour une urbanisation ultérieure et lutter ainsi contre la spéculation foncière (mise en réserve foncière), dans le contexte de la nécessité de construire des logements (zones à urbaniser en priorité). Il s'agit, pour les schémas directeurs, de fixer les orientations fondamentales de l'aménagement des territoires intéressés, notamment *« en ce qui concerne l'extension de l'agglomération »* et, pour les plans d'occupation des sols, de délimiter les zones d'urbanisation *« en prenant notamment en considération la valeur agronomique des sols et l'existence de terrains produisant des denrées de qualité supérieure »*. Pour preuve de cette absence d'ambition, il faut attendre la loi « Solidarité et renouvellement urbains » du 13 décembre 2000 pour que l'on fixe la politique de « reconstruire la ville sur la ville » pour éviter l'étalement urbain, en laissant aux collectivités locales le soin d'y pourvoir dans le cadre de documents d'urbanisme renouvelés, non plus « directeurs » ou « d'occupation », mais de « cohérence territoriale » (schéma de cohérence territoriale - SCOT) ou, de façon plus générique, « d'urbanisme » (plan local d'urbanisme). Ces documents doivent sans doute promouvoir « un développement urbain maîtrisé », la « préservation des espaces affectés aux activités agricoles et forestières et la protection des espaces naturels et des paysages », ainsi que « une utilisation économe et équilibrée des espaces naturels, urbains, périurbains et ruraux », mais il ne s'agit que d'une politique sectorielle, limitée au droit de l'urbanisme et non d'une politique générale. En outre, la méconnaissance de ces objectifs est très peu évoquée à l'appui de recours contre ces documents d'urbanisme devant le juge administratif et lorsqu'elle l'est, il faut atteinte caractérisée : ne sont sanctionnés, selon la jurisprudence, que l'erreur « manifeste » dans l'appréciation des équilibres et l'atteinte « excessive » aux intérêts agricoles.

Cette absence de politique globale trouve une illustration particulière en droit de l'environnement : il y a eu à plusieurs reprises des lois sur l'eau (loi du 16 décembre 1964 relative à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution, loi du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques), une loi sur l'air (loi du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie), avec des principes directeurs (« l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation » ; « politique dont l'objectif est la mise en œuvre du droit reconnu à chacun à respirer un air qui ne nuise pas à sa santé ») et des mécanismes destinés à les satisfaire. Le code de l'environnement comporte un Livre II sur les milieux physiques, qui rassemble un titre sur « Eau et milieux aquatiques et marins » et un autre sur « Air et atmosphère », mais aucun titre sur le « Sol », pas plus qu'on ne trouve un tel titre dans le Livre III sur les milieux naturels. Le sol est tout simplement ignoré. On le trouve dans plusieurs dispositions qui ne le concernent pas au premier chef (espaces protégés) ou qui le concerne dans une de ses qualités seulement (sols pollué), mais le saupoudrage ne fait pas une politique.

La situation n'est guère plus favorable en droit de l'Union. Le droit de l'Union est intégrateur puisqu'il s'impose en droit interne selon diverses modalités (règlement, directive, jurisprudence de la Cour de Justice). Il ne s'est cependant intéressé que très tardivement au sol en tant que tel, sans vision cohérente en raison de dispositions dispersées dans ses différents instruments : sols agricoles dans le cadre de la politique agricole commune, appréhendés comme supports de culture plus que comme milieux naturels ; prévention de la pollution des sols dans le cadre de la directive 2008/1/CE du 15 janvier 2008 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution ou de la directive 2008/98/CE du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives, afin de prévenir la pollution des sols et de donner des instruments permettant d'identifier et de mettre en cause le pollueur. La prédominance des préoccupations agricoles a relégué au second rang la préoccupation de la protection des sols contre l'artificialisation, cette relégation pouvant s'expliquer par le fait que l'urbanisme – et plus largement l'occupation des sols - n'a jamais constitué un champ de compétence formel de l'Union européenne, tant les questions liées au sol touchent à la souveraineté des Etats. C'est, au reste, à l'unanimité que le Conseil de l'UE arrête, après consultation du Parlement européen, du Comité économique et social et du Comité des régions, les mesures affectant tant l'aménagement du territoire que l'affectation des sols (TFUE, art. 192 - ex-article 175 TCE). Mais la nuance est certaine entre les mesures « affectant » et les mesures « relatives à ». Cette question de compétence éclaire, en partie à tout le moins, les difficultés liées à l'adoption de la proposition de directive du Parlement européen et du Conseil du 22 septembre 2006 définissant un cadre pour la protection des sols et modifiant la directive 2004/35/CE (COM/2006/0231 final).

Il a en effet fallu attendre le 6ème Programme d'action communautaire pour l'environnement pour que soit envisagée une « Stratégie thématique pour la protection des sols », poursuivant quatre objectifs : établir une législation cadre sur la protection et l'utilisation durable des sols ; intégrer la protection des sols dans la formulation et la mise en œuvre des politiques nationales et communautaires ; renforcer les travaux de recherche dans certains domaines de la protection des sols, soutenus par les programmes de recherche communautaires et nationaux et sensibiliser et informer le public sur la nécessité de protéger les sols. Cependant, à la suite d'un parcours chaotique, la proposition de directive définissant un cadre pour la protection des sols a dû être abandonnée par la Commission sous la pression de certains États et faute du soutien d'autres. L'intermédiation du droit communautaire ne permet donc pas, dans son état actuel, de rationaliser et d'imposer que le droit interne évolue.

La définition d'une politique nationale en faveur de la protection des sols contre leur artificialisation et l'affirmation de principes généraux permettraient d'une part de faire du sol une « cause nationale » (la protection des sols contre leur artificialisation est un objectif d'intérêt général), d'autre part, de sensibiliser à leur protection et, enfin et surtout, de fonder l'adoption de dispositions juridiques à même de satisfaire cet objectif.

1.3. Absence de réglementation cadre de protection des sols

La protection des sols contre leur artificialisation ne repose sur aucune réglementation cadre, n'a pas de définition, pas de principes directeurs. Comme il a été mis en évidence dans le rapport de synthèse du groupe de travail « NormaSol » (Recherches sur la protection juridique des fonctions et services du sol) de février 2016, dans le cadre du programme de recherche GESSOL 3 (Fonctions environnementales et gestion du patrimoine sol), les dispositions juridiques qui abordent cette artificialisation sont dispersées, sans articulation entre elles et n'ont de cohérence qu'au regard de leur objet. Pour l'essentiel :

- droit de l'urbanisme, qui impose un équilibre entre les différents usages du sol mais qui doit également arbitrer entre divers intérêts, ne permettant pas toujours d'éviter l'artificialisation ;
- droit rural, qui organise l'exploitation des sols à vocation agricole et comporte des dispositions destinées à éviter un changement d'usage ;
- droit de l'environnement, qui s'intéresse peu au sol comme élément naturel, beaucoup au sol comme vecteur d'atteinte à la santé lorsqu'il est pollué et pas du tout en ce qui concerne sa protection contre l'artificialisation ;
- droit de la santé, qui organise la protection des captages d'eau potable en interdisant l'artificialisation dans certains périmètres.

Cette absence n'interdit cependant pas le développement d'une réglementation spécifique, mais elle ne permet pas de fixer des principes directeurs : l'utilisation « économe » des sols ou des espaces, par exemple, est réservée au droit de l'urbanisme et il n'y a pas de principe qui subordonnerait l'affectation et l'usage du sol à ses qualités intrinsèques (capacité de production…).

La littérature juridique exprimée à propos de l'artificialisation des sols, sous forme d'articles de fond, de commentaire de textes ou de jurisprudences est assez pauvre quantitativement et il est rare qu'un article soit consacré exclusivement à cette question, sauf lorsque le texte ou la décision juridictionnelle la concerne (comme les dispositions particulières de la loi ALUR). L'artificialisation, sous cette dénomination ou sous des termes qui l'évoquent (étalement urbain…), est plus souvent traitée par incidente, au détour d'une disposition. L'analyse de la réglementation comme de la littérature juridique permet d'envisager dans un premier temps les voies juridiques de l'artificialisation, afin de bien cerner les dispositions qui la favorisent ou ne s'y opposent pas et d'analyser ses déterminants (I). Elle suggère ensuite des voies de protection contre celle-ci (II) avant d'envisager les voies de la densification (III).

2. Les voies juridiques de l'artificialisation

L'artificialisation des sols est indissociablement liée à la propriété et au caractère souverain de celle-ci sur l'usage du bien. L'usage en est « libre » sous réserve du droit des tiers (abus de droit, troubles de voisinage, dommages divers…) et pourvu qu'il n'en soit pas fait un usage contraire aux lois et règlements (Code civil, art. 544). Ce qui implique que si artificialisation il y a, c'est que soit il n'y a pas de réglementation qui s'y oppose, soit au contraire, que cette réglementation la favorise.

2.1. La libération de l'étalement urbain

Le régime de droit commun, en l'absence de plan local d'urbanisme ou document en tenant lieu ou de carte communale, est celui de la constructibilité limitée, protecteur des sols, qui évite le mitage et une artificialisation « dispersée ». De fait, ce régime interdit de construire en dehors des parties actuellement urbanisées de la commune, cette caractéristique étant appréciée sur la base d'un faisceau d'indices (densité des constructions environnantes, desserte des constructions par les réseaux, proximité d'autres constructions…) (C. urb., art. L. 111-3). Quelques exceptions conduisent cependant à admettre une artificialisation, mais dans des conditions assez restrictives, portant sur les constructions existantes, les constructions et installations nécessaires à l'exploitation agricole, à des équipements collectifs, à la réalisation d'aires d'accueil ou de terrains de passage des gens du voyage, à la mise en valeur des ressources naturelles et à la réalisation d'opérations d'intérêt national, ainsi que les constructions et installations incompatibles avec le voisinage des zones habitées et l'extension mesurée des constructions et installations existantes. En dehors de ces cas, une délibération motivée du conseil municipal peut, lorsque l'intérêt de la commune le justifie (notamment éviter une diminution de la population communale), permettre l'implantation de constructions ou installations, sous réserve cependant que cela ne porte entre autre pas atteinte à la sauvegarde des espaces naturels et des paysages, et que le projet n'est pas contraire aux objectifs généraux du droit de l'urbanisme, au rang desquels le principe de l'utilisation économe des espaces naturels, la préservation des espaces affectés aux activités agricoles et forestières et la protection des sites, des milieux et paysages naturels. Une des clefs du dispositif pour limiter l'artificialisation des sols est l'intervention à titre d'avis simple (doit être pris, mais pas nécessairement suivi) ou conforme (doit être pris et suivi, dans le cas de la délibération motivée du conseil municipal) de la commission départementale de préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers (C. urb., art. L. 111-4). Celle-ci doit, en règle générale, être consultée sur toute question relative à la réduction des surfaces naturelles, forestières et à vocation ou à usage agricole et sur les moyens de contribuer à la limitation de la consommation des espaces naturels, forestiers et à vocation ou à usage agricole. Autrement dit, un avis sur l'artificialisation des sols (C. rural, art. L. 112-1-1), mais dont le caractère simple dans la plupart des cas réduit l'efficacité.

Ce dispositif de la constructibilité limitée qui permet d'encadrer assez strictement l'utilisation des sols est mis entre parenthèses lorsque la commune ou l'intercommunalité est dotée d'un document d'urbanisme (plan local d'urbanisme ou carte communale). L'inconvénient est que ces documents ont pour vocation, dans l'esprit de leurs initiateurs, de « libérer » l'utilisation des sols, de permettre à la collectivité des choix que ne permet pas le régime de la constructibilité limitée. Si le choix est assez restreint s'agissant des zones urbaines, agricoles ou naturelles et forestières, il est plus souple dans le cas des zones à urbaniser qui sont destinées à être ouvertes à l'urbanisation, avec un régime différencié selon la capacité des réseaux existants à la périphérie au regard des constructions à implanter (C. urb., art. R. 151-20).

La Figure 1 illustre les rapports juridiques entre les différents documents de planification en droit de l'urbanisme, droit rural et droit de l'environnement.

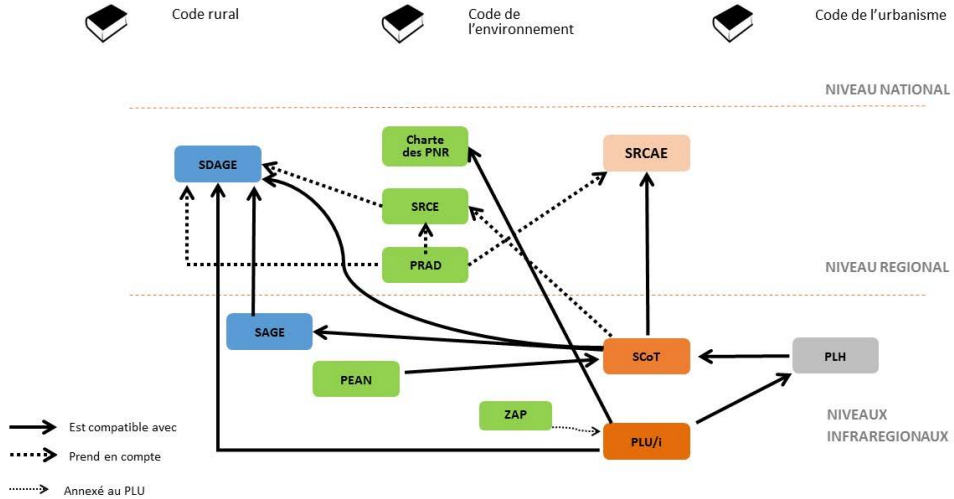


Figure 1. Les rapports de compatibilité et de prise en compte des principaux documents de planification
(PEAN : périmètres de protection et de mise en valeur des espaces agricoles et naturels périurbains ; PNR : parc naturel régional ; PLH : plan local de l'habitat ; PLUi : plan local d'urbanisme intercommunal ; PRAD : plan régional d'aménagement durable ; SAGE : schéma d'aménagement et de gestion des eaux ; SCOT : schéma de cohérence territoriale ; SDAGE : schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux ; SRCAE : schéma régional climat air énergie ; SRCE : schéma régional de cohérence écologique ; ZAP : zone agricole protégée)

2.2. Les contraintes de la production du construit

Au-delà de la question de l'augmentation de la population et de la nécessité de satisfaire ses besoins, qui imposent de construire des bâtiments destinés à l'habitation, à la production, au commerce, à l'enseignement… et d'un aspect psycho-sociologique qui incline à l'habitat individuel plutôt que collectif (56 % des logements sont de type individuel en France, selon l'INSEE), avec ses incidences en termes de consommation des sols, certaines dispositions imposent la construction et partant, conduisent à l'artificialisation des sols. C'est le cas en particulier du programme local de l'habitat (PLH) qui impose aux intercommunalités (métropoles ; communautés urbaines ; communautés d'agglomération ; certaines communautés de communes en fonction du nombre d'habitants) de conduire une politique locale de l'habitat en vue de répondre aux besoins de logements et en hébergement et de favoriser la mixité sociale et le renouvellement urbain (Code construction et urbanisme, art. L. 302-1 et s.). Sur le fondement d'un diagnostic de la situation existante, le PLH définit les objectifs à atteindre, notamment l'offre nouvelle de logements et de places d'hébergement en assurant une répartition équilibrée et diversifiée sur les territoires. Cet équilibre n'est cependant pas de même nature que l'équilibre prévu par le code de l'urbanisme quant au zonage : il s'agit seulement d'équilibrer la réparation des « charges » de logements entre les communes membres de l'intercommunalité et partant, de répartir la charge d'artificialisation, si le terrain assiette du projet n'était pas déjà construit. Cela n'interdit pas, même si cela n'est pas formellement encouragé, les actions et les opérations de renouvellement urbain (démolitions suivies de reconstructions de logements sociaux) ainsi que les interventions dans les copropriétés dégradées, le plan de revalorisation du patrimoine conservé, les mesures pour améliorer la qualité urbaine des quartiers concernés, économisant ainsi le sol. Cela dépend cependant des disponibilités foncières.

Le PLU des communes ne peut cependant pas s'opposer à cette artificialisation, puisque le PLU et les cartes communales doivent être compatibles avec le PLH, impliquant une obligation de révision dans les trois ans, à peine d'intervention du préfet à cette fin. En outre, la réalisation d'un PLH conditionne certaines aides et subventions de l'État.

Quelques voies de réduction de l'artificialisation peuvent être envisageables cependant, au prix de modifications mineures : subordination des aides et subventions à une économie des sols, impliquant une recherche prioritaire de recyclage foncier et le versement d'un dossier établissant l'état de la question sur le territoire de la commune ou de l'intercommunalité ; priorité donnée aux opérations de renouvellements urbains, aux mêmes conditions de démonstration des disponibilités foncières.

2.3. L'absence de réglementation des résidences secondaires

Les résidences secondaires qualifient, selon la nomenclature INSEE, les logements utilisés pour les week-ends, les loisirs ou les vacances, ainsi que les logements meublés loués (ou à louer) pour des séjours touristiques, contrairement aux résidences principales, qui qualifient les résidences habituelles et effectives du propriétaire ou ses ayants-droit. Occupées de façon temporaire (dénommées parfois « lits froids » au regard des conditions d'occupation), elles sont donc, dans un ratio surface/temps d'occupation, beaucoup plus consommatrices de sol que les logements situés dans les résidences principales. La réglementation ne permet cependant pas d'en limiter la construction et moins encore d'interdire un usage secondaire à une construction qui aurait été édifiée à fins de résidence principale. Le pourcentage de ces résidences est parfois important sur un même territoire (36,5 % en Corse du Sud, 34 % en Haute-Corse et dans les Hautes-Alpes, contre 10 % de moyenne nationale).

La seule dissuasion existante, en droit interne, est de nature fiscale : outre une taxation plus importante de la plus-value immobilière, à l'échelle nationale, les communes peuvent majorer le taux de la taxe d'habitation dans une fourchette comprise entre 5 et 60 % (depuis la loi de finances pour 2017).

D'autres pays ont opté pour une solution plus radicale : l'interdiction de résidences secondaires une fois dépassé un certain ratio. C'est le cas en Suisse, à la suite de l'adoption de l'initiative Weber (Initiative populaire fédérale « pour en finir avec les constructions envahissantes de résidences secondaires »). Ainsi, la loi fédérale sur les résidences secondaires du 20 mars 2015 prévoit ainsi que *« Dans les communes dont la proportion de résidences secondaires (…) est supérieure à 20 %, aucune nouvelle résidence secondaire ne peut être autorisée. Si cette proportion est inférieure à 20 %, mais que l'octroi d'une autorisation de construire conduirait, dans une commune, au dépassement de cette limite de 20 %, l'autorisation ne peut pas être délivrée »*.

2.4. Le renforcement des règles contentieuses en faveur de l'urbanisation

Acte administratif, la décision adoptant un document d'urbanisme ou autorisant l'occupation des sols (permis de construire, permis d'aménager, déclaration de travaux) peut faire l'objet d'un recours en excès de pouvoir aux fins d'annulation. Ce qui impose à l'autorité compétente, le cas échéant, de reprendre toute la procédure, voire la met dans l'impossibilité de modifier l'acte s'il s'agit de la violation d'une règle de fond, comme l'ouverture à l'urbanisation d'une zone qui ne pouvait pas l'être (espace naturel particulier, par exemple). La volonté de renforcer le parc immobilier (v. supra, « la libération de l'étalement urbain) pour faire face aux besoins en logement a conduit à modifier sensiblement les règles contentieuses, afin soit de restreindre la capacité de recours des requérants, soit de permettre au juge de régulariser ou de faire régulariser le document ou l'autorisation d'urbanisme. Les très nombreux débats dans les milieux professionnels et associatifs ainsi que les

commentaires (une dizaine par texte) auxquels ont donné lieu ces dispositions illustrent l'importance de la question et son caractère discutable. Comme il a été relevé au cours des débats précédant l'adoption de la loi du 13 juillet 2006 portant engagement national pour le logement, « le contentieux contre les permis de construire constitue un obstacle clairement identifié par les acteurs de terrain à une mise en œuvre rapide des objectifs fixés en matière de logement », impliquant notamment de « limiter la multiplication des recours » (Doc. Sénat n° 81, 15 nov. 2005, p. 51).

Nous en synthétiserons l'ici l'essentiel des dispositions :

i. Requérants :

- L'article L. 142-1 du code de l'environnement qui reconnaît à toute association de protection de l'environnement agréée « un intérêt à agir contre toute décision administrative ayant un rapport direct avec son objet et ses dispositions statutaires et produisant des effets dommageables pour l'environnement sur tout ou partie du territoire pour lequel elle bénéficie de l'agrément » a été modifié dans le sens que cet intérêt à agir n'est reconnu que « dès lors que cette décision est intervenue après la date de son agrément ». Ce qui interdit à une association dont les statuts ne seraient pas adaptés de procéder à leur modification afin de les formater pour le contentieux à venir.
- En outre « Une association n'est recevable à agir contre une décision relative à l'occupation ou l'utilisation des sols que si le dépôt des statuts de l'association en préfecture est intervenu antérieurement à l'affichage en mairie de la demande du pétitionnaire » (C. urb., art. L. 600-1-1).
- Alors que la simple condition de voisinage suffisait à fonder la recevabilité d'un recours, les conditions ont été renforcée en ce sens que « Une personne autre que l'Etat, les collectivités territoriales ou leurs groupements ou une association n'est recevable à former un recours pour excès de pouvoir contre un permis de construire, de démolir ou d'aménager que si la construction, l'aménagement ou les travaux sont de nature à affecter directement les conditions d'occupation, d'utilisation ou de jouissance du bien qu'elle détient ou occupe régulièrement ou pour lequel elle bénéficie d'une promesse de vente, de bail, ou d'un contrat préliminaire mentionné à l'article L. 261-15 du code de la construction et de l'habitation (C. urb., art. L 600-1-2).

ii. Moyens invocables

- Les autorisations d'urbanisme devant respecter le PLU ou la carte communale dans un rapport de conformité, comme ces documents d'urbanisme devant respecter le schéma de cohérence territoriale dans un rapport de compatibilité, l'illégalité du document de référence peut emporter, dans certains cas, l'illégalité de l'acte qui lui est attaché. Et retarder le projet immobilier, souvent de plusieurs années. Dès lors, afin d'éviter que des vices de procédure affectant un document d'urbanisme puissent être invoqués même plusieurs années après son entrée en vigueur et permettent de remettre en cause la légalité d'une autorisation d'urbanisme par le jeu de l'exception d'illégalité, le législateur a limité dans le temps la possibilité d'invoquer de tels vices. Ils existent ainsi toujours, mais ne peuvent plus être opposés à l'autorisation.
- Ainsi, *« L'illégalité pour vice de forme ou de procédure d'un schéma de cohérence territoriale, d'un plan local d'urbanisme, d'une carte communale ou d'un document d'urbanisme en tenant lieu ne peut être* invoquée par voie d'exception, après l'expiration d'un délai de six mois à compter de la prise d'effet du document en cause ». Toutefois, ce dispositif n'est pas applicable (et partant, les moyens tirés d'un vice de forme ou de procédure peuvent être invoqués à tout moment), dès lors que sont invoqués : *« soit la méconnaissance substantielle ou la violation des règles de l'enquête publique sur les schémas de cohérence territoriale, les plans locaux d'urbanisme et les cartes communales ; soit l'absence du rapport de présentation ou des documents graphiques »* (C. urb., art. L. 600-1).

iii. Régularisation des documents d'urbanisme

- Le document d'urbanisme n'est pas un acte condition de l'autorisation d'urbanisme, en ce sens qu'il est possible de délivrer une telle autorisation sans que ce document existe. Il permet cependant de s'affranchir des règles de la constructibilité limitée, permettant ainsi d'artificialiser des sols qui, sans cela, n'auraient pas pu être l'assiette d'une construction. Le remettre en cause permet ainsi de réduire la possibilité de construire et, en tout cas, de la retarder. Afin d'éviter ce retard, dans la perspective d'un renforcement du nombre de logements, le législateur a donné la possibilité au juge administratif d'autoriser la régularisation des documents d'urbanisme illégaux.

Si le juge administratif, saisi de conclusions dirigées contre un schéma de cohérence territoriale, un plan local d'urbanisme ou une carte communale, estime, après avoir constaté que les autres moyens ne sont pas fondés, qu'une illégalité entachant l'élaboration ou la révision de cet acte est susceptible d'être régularisée, il peut, après avoir invité les parties à présenter leurs observations, surseoir à statuer jusqu'à l'expiration du délai qu'il fixe pour cette régularisation et pendant lequel le document d'urbanisme reste applicable, sous les réserves suivantes :

1° En cas d'illégalité autre qu'un vice de forme ou de procédure, pour les schémas de cohérence territoriale et les plans locaux d'urbanisme, le sursis à statuer ne peut être prononcé que si l'illégalité est susceptible d'être régularisée par une procédure de modification (…) ;

2° En cas d'illégalité pour vice de forme ou de procédure, le sursis à statuer ne peut être prononcé que si l'illégalité a eu lieu, pour les schémas de cohérence territoriale et les plans locaux d'urbanisme, après le débat sur les orientations du projet d'aménagement et de développement durables.

Si la régularisation intervient dans le délai fixé, elle est notifiée au juge, qui statue après avoir invité les parties à présenter leurs observations.

Si, après avoir écarté les autres moyens, le juge administratif estime que le vice qu'il relève affecte notamment un plan de secteur, le programme d'orientations et d'actions du plan local d'urbanisme ou les dispositions relatives à l'habitat ou aux transports et déplacements des orientations d'aménagement et de programmation, il peut limiter à cette partie la portée de l'annulation qu'il prononce. (C. urb., art. L. 600-9).

iv. Régularisation du permis en cours d'instance

- Après avoir constaté que les autres moyens de la requête ne sont pas fondés, si le juge administratif estime qu'un vice n'affectant qu'une partie du projet peut être régularisé par un permis modificatif, celui-ci *« peut limiter à cette partie la portée de l'annulation qu'il prononce et, le cas échéant, fixer le délai dans lequel le titulaire du permis pourra en demander la régularisation »* (C. urb., art. L. 600-5). Ce dispositif permet en fait au juge d'éviter d'avoir à annuler le permis de construire dans sa totalité, comme cela était le cas avant l'entrée en vigueur de cette disposition et imposait de reprendre toute son instruction, retardant ainsi le projet. Le cas échéant, si les constructions autorisées sont divisibles, le bénéficiaire du permis peut commencer à construire. Le temps étant souvent le moteur de l'investissement et, partant, de la construction, cela limite ainsi les retards.

v. Restrictions à la démolition des constructions illégales

La démolition caractérise un effacement physique de l'ouvrage édifié illégalement. Le régime initial de la démolition pour cause d'illégalité, issu de la loi du 31 décembre 1976 portant réforme de l'urbanisme était relativement simple dans son dispositif, l'article L. 480-13 du code de l'urbanisme se déclinant ainsi : « Lorsqu'une construction a été édifiée conformément à un permis de construire, le propriétaire ne peut être condamné par un tribunal de l'ordre judiciaire du fait de la méconnaissance des règles d'urbanisme ou des servitudes d'utilité publique que si, préalablement, le permis a été annulé pour excès de pouvoir ou son illégalité a été constatée par la juridiction administrative. L'action en responsabilité civile se prescrit, en pareil cas, par cinq ans après l'achèvement des travaux ».

La sanction, ouverte (démolition, dommages et intérêts), reposait sur une cause également ouverte (annulation ou exception d'illégalité constatée par la juridiction administrative, sans possibilité pour le juge judiciaire de la constater) et dans un délai suffisamment long pour permettre l'exercice de l'action en démolition (cinq années), avec un point de départ de prescription accommodant (achèvement des travaux pouvant reposer soit sur la déclaration d'achèvement des travaux, donnant alors une date certaine, soit sur l'achèvement matériel de la construction. A la suite du rapport « Pelletier » de 2005 (Propositions pour une meilleure sécurité juridique des autorisations d'urbanisme), le législateur a réécrit le dispositif de l'article L. 480-13, dans le sens d'une limitation des causes et délai de démolition (qui est passé de 5 ans à 2 ans) et en dissociant mesure restitutive et mesure de réparation, tout en maintenant le régime de séparation des autorités administratives et judiciaires dans leurs offices respectifs. Ce dispositif ne réglait cependant pas toutes les situations et mettaient les propriétaires (et banquiers) dans une certaine insécurité juridique, puisqu'il était limité au cas des constructions édifiées « conformément à un permis de construire ». Les constructions en situation infractionnelle, édifiées sans autorisation préalable ou en violation d'une autorisation restent donc soumises à la prescription de cinq ans de droit commun de l'article 2224 du code civil. Le rapport « Labetoule » de 2013 (Construction et droit au recours : pour un meilleur équilibre) va conduire le législateur à modifier de nouveau le dispositif dans un sens plus réducteur du droit d'obtenir la démolition.

Ainsi, désormais « Lorsqu'une construction a été édifiée conformément à un permis de construire : Le propriétaire ne peut être condamné par un tribunal de l'ordre judiciaire à la démolir du fait de la méconnaissance des règles d'urbanisme ou des servitudes d'utilité publique que si, préalablement, le permis a été annulé pour excès de pouvoir par la juridiction administrative. L'action en démolition doit être engagée au plus tard dans le délai de six mois qui suit la décision devenue définitive de la juridiction administrative ». La réduction du délai d'action limite donc le droit d'obtenir la démolition et d'obtenir la remise en état des lieux. Toutefois, ce délai est porté à deux ans si la construction est située dans certains espaces protégés ou présentant des caractéristiques naturelles particulières, permettant ainsi de mieux les protéger (espaces, paysages et milieux caractéristiques du patrimoine naturel et culturel montagnard ou littoral, cœurs des parcs nationaux, réserves naturelles et leurs périmètres de protection, sites inscrits ou classés, sites Natura 2000, zones relevant d'un plan de prévention des risques, secteurs sauvegardés…) (C. urb., art. L. 480-13).

Le dispositif de démolition est devenu extrêmement restrictif lorsque la construction a été édifiée conformément à un permis de construire, réduisant ainsi la possibilité de remettre les lieux en l'état. Cette situation est au reste hypothétique, puisque le constructeur peut, le cas échéant, obtenir un permis de régularisation, qui lui permettra de maintenir la construction en place.

2.5. Les incitations fiscales à l'utilisation des sols

Rares sont les dispositions en ce domaine, souvent très techniques (fiscalité dans les zones de tension immobilière destinées à inciter à « produire » de l'habitat) ou plus politiques, lorsqu'il s'agit d'inciter des entreprises à venir s'implanter dans tel ou tel endroit.

Zones de tension. L'article 82 de la loi de finances pour 2013 a systématisé et renforcé la portée de la majoration de la taxe foncière sur les propriétés non bâties des terrains constructibles prévue à l'article 1396 CGI dans les zones où les tensions immobilières sont les plus fortes. Il s'agit d'inciter à la libération du foncier et la construction de logements. Ainsi, dans les communes soumises à la taxe annuelle sur les logements vacants, la valeur locative cadastrale des terrains constructibles, après abattement de 20%, est majorée de 25% de son montant et d'une valeur forfaitaire fixée à 5 € par mètre carré pour les impositions dues au titre des années 2014 et 2015, puis à 10 € par mètre carré pour les impositions dues au titre de l'année 2016 et des années suivantes.

Dans les communes non soumises à la taxe annuelle sur les logements vacants, la valeur locative cadastrale des terrains constructibles situés dans les zones urbaines ou à urbaniser, lorsque les voies publiques et les réseaux d'eau, d'électricité et, le cas échéant, d'assainissement existant à la périphérie de la zone à urbaniser ont une capacité suffisante pour desservir les constructions à implanter dans l'ensemble de cette zone, délimitées par une carte communale, un plan local d'urbanisme, un document d'urbanisme en tenant lieu ou un plan de sauvegarde et de mise en valeur approuvé conformément au code de l'urbanisme, peut, sur délibération du conseil municipal, être majorée d'une valeur forfaitaire comprise entre 0 et 3 € par mètre carré pour le calcul de la part revenant aux communes et aux établissements publics de coopération intercommunale sans fiscalité propre. La superficie retenue pour le calcul de la majoration est réduite de 200 mètres carrés. Cette réduction s'applique à l'ensemble des parcelles contiguës constructibles détenues par un même propriétaire. La majoration ne peut excéder 3% d'une valeur forfaitaire moyenne au mètre carré définie par décret et représentative de la valeur moyenne du terrain selon sa situation géographique.

Les majorations prévues ne sont pas applicables aux terrains appartenant aux établissements publics fonciers, aux agences mentionnées aux articles 1609 C et 1609 D du CGI ou à l'établissement public Société du Grand Paris, aux parcelles supportant une construction passible de la taxe d'habitation, aux terrains classés depuis moins d'un an dans une zone urbaine ou à urbaniser. Bénéficient, sur réclamation d'un dégrèvement de la fraction de leur cotisation résultant des majorations, d'une part, les contribuables qui justifient avoir obtenu au 31 décembre de l'année d'imposition, pour le terrain faisant l'objet de la majoration, un permis de construire, un permis d'aménager ou une autorisation de lotir [NB : la majoration est rétablie rétroactivement en cas de péremption du permis de construire, du permis d'aménager ou de l'autorisation de lotir] et, d'autre part, les contribuables qui justifient avoir cédé au 31 décembre de l'année d'imposition le terrain faisant l'objet de la majoration. Les majorations ne sont pas prises en compte pour l'établissement des taxes spéciales d'équipement.

Incitation économique. L'artificialisation des sols peut être favorisée par les collectivités territoriales qui cherchent à inciter les entreprises industrielles et commerciales à s'implanter sur leur territoire, en jouant, lorsqu'elles en ont la possibilité, sur l'une des 70 impositions qui composent la fiscalité locale des entreprises, en particulier sur la contribution économique territoriale. Sans compter la mise à disposition de terrains à l'euro symbolique (les libéralités envers les personnes privées sont interdites, mais une vente à très faible coût peut trouver une contrepartie, selon le Conseil d'Etat, dans la création d'emplois). Un rapport du Conseil des prélèvements obligatoires de 2014 sur la fiscalité locale et les entreprises a cependant mis en évidence le fait que la fiscalité locale ne constitue qu'un critère parmi beaucoup d'autres dans les choix d'implantation des entreprises : l'attractivité d'un territoire résulte surtout de son environnement économique et de la disponibilité de l'offre foncière. Ce qui implique une artificialisation que la collectivité peine à maîtriser, au risque de perdre l'implantation des entreprises sur son territoire.

3. Les voies de la protection contre l'artificialisation

De nombreuses dispositions permettent de protéger les sols contre l'artificialisation, certains espaces étant mieux protégés que d'autres, notamment lorsqu'ils sont le support de production. La prise en compte des particularités des sols dans le cadre des documents d'urbanisme peut permettre une artificialisation « dirigée » et faute de pouvoir toujours l'éviter dans le cadre d'une anticipation reposant sur les évaluations environnementales, il faut se résoudre à en compenser les effets. Une voie de protection ne doit cependant pas être négligée, bien que souvent délaissée : la fiscalité.

3.1. La protection de certains espaces contre l'occupation des sols

Outre le cas particulier des espaces protégés (parcs nationaux, réserves naturelles…) dont la réglementation permet de limiter l'occupation des sols, le droit de l'urbanisme, certains espaces en zone de montagne, le principe est que « Les terres nécessaires au maintien et au développement des activités agricoles, pastorales et forestières sont préservées », la nécessité de préserver ces terres s'appréciant « au regard de leur rôle et de leur place dans les systèmes d'exploitation locaux. Sont également pris en compte leur situation par rapport au siège de l'exploitation, leur relief, leur pente et leur exposition » (C. urb., art. L. 122-9). Paradoxalement, la protection de ces activités autorise la consommation d'espaces agricoles, puisque restent autorisables « les constructions nécessaires à ces activités », mais également « les équipements sportifs liés notamment à la pratique du ski et de la randonnée », outre « la restauration ou la reconstruction d'anciens chalets d'alpage ou de bâtiments d'estive, ainsi que les extensions limitées de chalets d'alpage ou de bâtiments d'estive existants lorsque la destination est liée à une activité professionnelle saisonnière ». Soit, le plus souvent, des activités annexes aux activités agricoles. Ce dispositif est confirmé, mutatis mutandis, dans les espaces littoraux dès lors que, « pour déterminer la capacité

d'accueil des espaces urbanisés ou à urbaniser, les documents d'urbanisme doivent tenir compte (...) de la protection des espaces nécessaires au maintien ou au développement des activités agricoles, pastorales, forestières et maritimes » (C. urb., art. L. 123-1). Ces dispositions n'interdisent cependant pas l'extension de l'urbanisation « en continuité avec les agglomérations et villages existants » ou sous la forme de « hameaux nouveaux intégrés à l'environnement » ou d'autoriser, en dehors des espaces proches du rivage « les constructions ou installations liées aux activités agricoles ou forestières qui sont incompatibles avec le voisinage des zones habitées ». L'équilibre reste difficile à assurer cependant, dès lors qu'il faut, parallèlement à ces impératifs, « assurer sans discrimination aux populations résidentes et futures des conditions d'habitat, d'emploi, de services et de transports répondant à la diversité des besoins et des ressources » (C. urb., art. L. 101-1). En dépit du credo « Reconstruire la ville sur la ville » qui a prévalu avec la loi « Solidarité et renouvellement urbains » du 13 décembre 2000, les dispositions évitant l'étalement urbain sont en concurrence certaine avec celles qui doivent permettre l'occupation des sols, mues par d'autres impératifs.

C'est à cette fin que la limite au contrôle de l'artificialisation des sols par le principe de construction en continuité est marquée par l'existence d'un plan local d'urbanisme ou d'une carte communale, qui peut délimiter les hameaux et groupes de constructions traditionnelles ou d'habitations existants en continuité desquels il prévoit une extension de l'urbanisation, en prenant en compte les caractéristiques traditionnelles de l'habitat, les constructions implantées et l'existence de voies et réseaux (L. 122-6). En outre, ces dispositions sur la continuité ne s'appliquent pas lorsque le schéma de cohérence territoriale ou le plan local d'urbanisme comporte une étude justifiant, en fonction des spécificités locales, qu'une urbanisation qui n'est pas située en continuité de l'urbanisation existante est compatible avec le respect des objectifs de protection des terres agricoles, pastorales et forestières et avec la préservation des paysages et milieux caractéristiques du patrimoine naturel prévus aux articles L. 122-9 et L. 122-10 ainsi qu'avec la protection contre les risques naturels. Le plan local d'urbanisme ou la carte communale délimite alors les zones à urbaniser dans le respect des conclusions de cette étude. En l'absence d'une telle étude, le plan local d'urbanisme ou la carte communale peut délimiter des hameaux et des groupes d'habitations nouveaux intégrés à l'environnement ou, à titre exceptionnel après accord de la chambre d'agriculture et de la commission départementale de la nature, des paysages et des sites, des zones d'urbanisation future de taille et de capacité d'accueil limitées, si le respect des dispositions prévues aux articles L. 122-9 et L. 122-10 ou la protection contre les risques naturels imposent une urbanisation qui n'est pas située en continuité de l'urbanisation existante. Enfin, lorsqu'il n'y a pas de plan local d'urbanisme ou de carte communale, des constructions qui ne sont pas situées en continuité avec les bourgs, villages, hameaux, groupes de constructions traditionnelles ou d'habitations existants peuvent être autorisées si la commune ne subit pas de pression foncière due au développement démographique ou à la construction de résidences secondaires et si la dérogation envisagée est compatible avec les objectifs de protection des terres agricoles, pastorales et forestières et avec la préservation des paysages et milieux caractéristiques du patrimoine naturel (L. 122-7).

Il faut tenir compte également du cas particulier de l'urbanisation autour des plans d'eau **:** les parties naturelles des rives des plans d'eau naturels ou artificiels d'une superficie inférieure à mille hectares sont protégées sur une distance de trois cent mètres à compter de la rive ; y sont interdits toutes constructions, installations et routes nouvelles ainsi que toutes extractions et tous affouillements (L. 122-12 – pour les plans d'eau de plus de 1.000 ha, c'est la loi littoral qui s'applique, la distance étant alors réduite à 100 m.). Toutefois, la faible importance du plan d'eau peut justifier la non-application de ce dispositif, selon les cas par arrêté préfectoral ou par les documents d'urbanisme. Certaines constructions sont cependant admises dans ces secteurs, liés à la production agro-sylvo-pastorale ou aux activités des lieux (gîtes, camping, équipements d'accueil et de sécurité…) (L. 122-13). D'autres constructions et aménagements peuvent être admis par dérogation, en fonction des spécificités locales, dans certains secteurs délimités par les documents d'urbanisme adopté selon certaines procédures.

Les équipements touristiques également, consommateurs de sols, font l'objet d'un encadrement particulier, dans le cadre du régime des unités touristiques nouvelles (UTN), qui vise notamment la construction de surfaces destinées à l'hébergement touristique ou de créer un équipement touristique comprenant des surfaces de plancher, ou des aménagements la création et l'extension de terrains de golf ou l'aménagement de terrains de camping. L'encadrement normatif varie selon qu'il y a schéma de cohérence territoriale (pas d'autorisation UTN) ou non (autorisation UTN), plan local d'urbanisme ou non et en tout cas, intervention de la commission UTN du comité de massif.

L'urbanisation du littoral, à quelques adaptations près tenant aux activités en cause, repose sur des principes similaires : l'extension de l'urbanisation doit se faire en continuité des zones urbanisées sur l'ensemble du territoire communal, sauf possibilité de hameaux nouveaux intégrés à l'environnement (L. 121-8 s.) *;* l'extension limitée de l'urbanisation des espaces proches du rivage ou des rives des plans d'eau intérieurs est justifiée et motivée dans le plan local d'urbanisme, selon des critères liés à la configuration des lieux ou à l'accueil d'activités économiques exigeant la proximité immédiate de l'eau. Toutefois, ces critères ne sont pas applicables lorsque l'urbanisation est conforme aux dispositions d'un schéma de cohérence territoriale ou d'un schéma d'aménagement régional ou compatible avec celles d'un schéma de mise en valeur de la mer (L. 121-13) ; il est interdit de construire dans la bande littorale des 100 m., à quelques exceptions près concernant notamment les atterrages (connexions pour la production d'électricité en mer) ; le plan local d'urbanisme doit classer en espace boisé les ensembles et parcs boisés existants *« les plus significatifs de la commune »*, après consultation de la commission départementale des sites, perspectives et paysages, ce qui interdit tout changement d'affectation (L. 121-27) ; les documents et décisions relatifs à la vocation des zones ou à l'occupation ou l'utilisation des sols doivent préserver les espaces terrestres et marins, sites et paysages remarquables, caractéristiques du patrimoine naturel et culturel du littoral et des milieux nécessaires au maintien des équilibres biologiques (L. 121-23). Toutefois, dans les espaces urbanisés, ces dispositions ne font pas obstacle à la réalisation des opérations de rénovation des quartiers ou de réhabilitation de l'habitat existant, ainsi qu'à

l'amélioration, l'extension ou la reconstruction des constructions existantes. Enfin, les schémas de cohérence territoriale et les plans locaux d'urbanisme doivent prévoir des espaces naturels présentant le caractère d'une coupure d'urbanisation (L. 121-22).

Soit une réglementation très contraignante qui limite l'artificialisation des sols. Son efficacité peut certainement se mesurer aux nombreuses réformes dont elle a fait l'objet, sous la pression des élus locaux, dans le sens d'une diminution de sa rigueur et de la possibilité d'urbaniser des secteurs qui étaient protégés jusqu'à présent.

3.2. La protection des sols supports de production

Le droit de l'urbanisme n'a pas pour vocation première de protéger la qualité agronomique des sols, qui considère principalement le sol comme support de constructions et d'activités. Son inscription dans le cadre plus général de la gestion équilibrée des sols de façon à permettre notamment cette gestion « de façon économe » permet de préserver l'existence des sols à vocation agricole dans une perspective quantitative plus que qualitative. Sans doute les schémas de cohérence territoriale, les plans locaux d'urbanisme et les cartes communales déterminent-ils les conditions permettant d'assurer la qualité du sol et du sous-sol, mais si le droit de l'urbanisme aborde la qualité des sols, c'est de façon incidente : il s'agit pour lui de protéger dans sa disponibilité à telle ou telle fin un sol ayant telle ou telle qualité plutôt que de protéger en soi la qualité du sol en question. Il s'agit en fait de déterminer l'affectation dominante des sols par zone en précisant l'usage principal qui peut en être fait ou la nature des activités qui peuvent être interdites ou soumises à des conditions particulières.

Ainsi, dans les PLU peuvent être classées en zones agricoles dites « zones A » les secteurs de la commune, équipés ou non, « à protéger en raison du potentiel agronomique, biologique ou économique des terres agricoles ». Il ne s'agit pas ici de régir la nature de cultures ou l'usage d'intrants, notamment, mais de permettre à la commune de limiter l'occupation immobilière de la zone aux constructions destinées à l'exploitation agricole ou aux constructions et installations nécessaires aux services publics ou services d'intérêt collectif ou de permettre le changement de destination de certains bâtiments agricoles. L'utilisation des sols doit donc être en corrélation avec la vocation de la zone et les autorisations de construire ou, plus largement, d'occuper le sol, doivent respecter les dispositions du règlement de zone qui préserve cette vocation. Ce zonage a également des incidences sur les conditions de remise en état des sols à la suite de l'exploitation d'une installation classée.

Cette protection de la disponibilité de sols à vocation agricole passe également par l'intervention des instances agricoles et assimilées lors de la définition du zonage par la commune ou l'intercommunalité :

la chambre d'agriculture est ainsi consultée dans le cadre de l'élaboration du schéma de cohérence territoriale ou du plan local d'urbanisme et le préfet peut désigner les directions départementales de l'équipement et de l'agriculture au titre des personnes publiques associées à l'élaboration du plan local d'urbanisme. L'approbation du plan local d'urbanisme et son évolution (modification/révision/mise en compatibilité) ne peuvent également intervenir, lorsqu'elles se traduisent par une réduction des terres agricoles et forestières, qu'après avis de la chambre d'agriculture, du centre régional de la propriété forestière et, le cas échéant, de l'Institut national de l'origine et de la qualité dans les zones d'appellation d'origine contrôlée. Il ne s'agit cependant que d'une simple consultation : l'avis de ces instances doit être sollicité mais ne doit pas nécessairement être suivi. L'absence de document d'urbanisme opposable ne laisse pas le sol sans défense, puisque la règle de la constructibilité limitée interdit de construire en dehors des parties actuellement urbanisées de la commune, à quelques exceptions près comme les constructions et installations nécessaires à l'exploitation agricole et à la mise en valeur des ressources naturelles (C. urb., art. L. 111-1-2). En outre, l'autorité compétente pour délivrer le permis de construire peut refuser le projet ou ne l'accepter que sous réserve de prescriptions spéciales s'il est de nature, par sa localisation ou sa destination à compromettre les activités agricoles ou forestières, notamment en raison de la valeur agronomique des sols ou de l'existence de terrains faisant l'objet d'une délimitation au titre d'une appellation d'origine contrôlée ou d'une indication géographique protégée (C. urb., art. R. 111-14).

Ces avis et autres consultations n'offrent cependant qu'un faible rempart face au changement d'affectation. La protection des terres agricoles doit donc passer par des artifices, par l'édiction de règles qui se superposent aux règles d'urbanisme et s'appliquent prioritairement si elles sont plus sévères. Ainsi en est-il des zones agricoles protégées issues de la loi d'orientation agricole de 1999 dont la délimitation et l'approbation reposent sur le préfet : dès qu'un changement d'affectation ou de mode d'occupation du sol altérant durablement le potentiel agronomique, biologique ou économique d'une telle zone est envisagé, l'avis de la chambre d'agriculture et de la commission départementale d'orientation de l'agriculture est requis et il faut une décision motivée du préfet pour autoriser ce changement en cas d'avis défavorable de l'une d'elles (C. rur., art. L. 112-2). Ce régime permet donc de dépasser un horizon économique de court terme et de contrer la pression locale exercée sur les élus. La politique des zones agricoles protégées en est cependant à un point presque mort.

Reste le régime de la péri-ubanité : l'article 73 de la loi du 23 février 2005 relative au développement des territoires ruraux a permis aux départements de mettre en oeuvre une politique de protection et de mise en valeur des espaces agricoles et naturels périurbains dans le cadre de « périmètres d'intervention » avec l'accord de la ou des communes concernées ou des établissements publics compétents en matière de plan local d'urbanisme, après avis de la chambre départementale d'agriculture et enquête publique. Le département élabore alors un programme d'action qui précise les aménagements et les orientations de gestion destinés notamment à favoriser l'exploitation agricole au sein de ce périmètre et les terrains qui sont compris dans ses limites peuvent être acquis par le département ou avec son accord en vue de la protection et de la mise en

valeur des espaces agricoles et naturels périurbains. L'intérêt du dispositif est que les terrains compris dans un tel périmètre ne peuvent être inclus ni dans une zone urbaine ou à urbaniser délimitée par un plan local d'urbanisme, ni dans un secteur constructible délimité par une carte communale et que toute modification du périmètre ayant pour effet d'en retirer un ou plusieurs terrains ne peut intervenir que par décret. Une telle protection reste fragile, car dépendant du bon vouloir du Conseil départemental et a un champ d'application assez flou : le terme « périurbain » ne permet pas d'identifier clairement ces espaces. On peut sans doute se fonder sur les aires urbaines de l'INSEE mais, pour certains départements, cette approche est réductrice et n'englobe pas toutes les zones de pression foncière.

3.3. La caractérisation juridique de l'occupation des sols

Rares sont les décisions qui annulent le classement d'un terrain en zone constructible à raison de la qualité des sols, sauf erreur d'appréciation manifeste. Cette situation met en évidence le fait que c'est plus l'affectation souhaitée qui emporte la qualification juridique et l'usage de la zone que la qualité du sol qui conditionne l'affectation.

Inverser la tendance, durablement, impliquerait sans doute de se ranger à l'intuition de l'équipe de projet Uqualisol-ZU (Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri- urbaine – application au bassin minier de Provence) et aux préconisations qu'elle a formulée dans le cadre du programme « Gessol 3 ». Il s'agirait de définir des indices de qualité des sols et de les intégrer dans les documents d'urbanisme. Cet indice permettrait une mise en corrélation avec les usages possibles du sol (indice d'adéquation qualité/usage) dans le but d'affecter le plus justement possible à telle ou telle destination en fonction de ses qualités, afin de ne pas les « gaspiller » par une artificialisation qui aurait été plus adéquate (au regard de ces indices) ailleurs. L'outil est certainement à construire, les modalités de son intégration dans les documents d'urbanisme à étudier (au niveau de l'évaluation environnementale, dans le rapport de présentation, dans le règlement de zone et ses documents graphiques, dans le document d'orientation et d'objectifs…). Quoi qu'il en soit, c'est une voie à ne pas négliger. En outre, il pourrait impliquer une certaine responsabilisation des communes et intercommunalités qui devraient motiver un choix d'affectation différent de celui que pourrait suggérer l'indice sur le secteur retenu.

3.4. L'anticipation de l'artificialisation dans les évaluations environnementales

On trouve des traces des préoccupations relatives à l'utilisation des sols dans la directive de codification n° 2011/92/UE du 13 décembre 2011 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement. Celle-ci impose d'apprécier la sensibilité environnementale des zones géographiques susceptibles d'être affectées par le projet en prenant notamment en compte *« l'occupation des sols existants » (art. 4, § 3, annexe III, 2°)* et, dans le cadre de la description du projet, de décrire les exigences « en matière d'utilisation du sol lors des phases de construction et de fonctionnement » *(art. 5, § 1, annexe IV, 1°).* L'occupation des sols n'est cependant pas la préoccupation principale, pas plus qu'elle ne l'était dans le cadre de la directive n° 2001/42/CE du 27 juin 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement : même si elle a imposé une évaluation environnementale pour les plans qui sont élaborés pour les secteurs de l'aménagement du territoire urbain et rural ou de l'affectation des sols et qui définissent le cadre dans lequel pourra être autorisée la mise en œuvre des projets visés aux annexes I et II de la directive n° 85/337/CEE du 27 juin 1985 concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement (comme des travaux d'aménagement urbain) *(art. 3, 1°).* Il ne s'agit pas ici de déterminer les conditions de l'affectation des sols, mais les effets de cette affectation sur l'environnement qui peuvent en conditionner les modalités.

La traduction en droit interne reste des plus limitées, qu'il s'agisse de l'étude d'impact ou de l'évaluation environnementale. Le sol est présent dans les deux études, mais à titre distinct :

- Etude d'impact : description des facteurs susceptibles d'être affectés de manière notable par le projet, dont les terres et le sol ainsi qu'une description des incidences notables que le projet est susceptible d'avoir sur l'environnement résultant, entre autres, de l'utilisation des ressources naturelles, en particulier les terres, le sol, l'eau et la biodiversité, en tenant compte, dans la mesure du possible, de la disponibilité de ces ressources (C. env., art. R. 122-5) ;
- Evaluation environnementale des documents de planification, qui comprend notamment l'exposé des effets notables probables de la mise en œuvre du plan, sur l'environnement, et notamment, s'il y a lieu, sur les sols, ainsi que la présentation des mesures prises pour éviter les incidences négatives sur l'environnement (C. env., art. R. 122-20).

Et dans les deux cas, il doit y avoir mention des mesures prévues pour éviter les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine et réduire les effets n'ayant pu être évités ; compenser, lorsque cela est possible, les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits. S'il n'est pas possible de compenser ces effets, le maître d'ouvrage justifie cette impossibilité.

Si le sol est bien présent, l'approche est essentiellement surfacique, faute de précision qui permettrait d'envisager le contraire : le sol n'est pas pris en considération dans ses qualités intrinsèques comme il le serait dans le cadre de l'aménagement foncier lorsqu'il s'agit d'évaluer les terrains pour établir les équivalences d'échange. C'est du moins ce qui ressort de la plupart des études d'impact et autres évaluations. En outre, le sol est rarement considéré comme un élément environnemental à part entière. Une analyse approfondie de la jurisprudence à laquelle ont pu se livrer certains auteurs met en évidence le fait qu'aucune décision ou plan n'a été annulé au motif de l'insuffisance d'un projet sur le sol.

Il faut, enfin, prendre en compte le fait que ces évaluations environnementales pour les documents d'urbanisme sont effectuées de façon globale et ne concernent pas un projet en particulier : dès lors, à l'approche pointilliste de l'étude d'impact relative à un projet donné, précise et sérié, s'oppose une approche moins précise qui ne permettra pas d'appréhender effectivement les effets sur le sol d'un projet de construction en particulier… ni de les éviter ou compenser. On peut sans doute trouver, dans certains règlements de zone, des dispositions qui traitent de la question des terres de découverte, mais elles sont rares.

3.5. La compensation de l'artificialisation

Les textes précédemment envisagés évoquent la compensation des atteintes à l'environnement en général, au sol en particulier. La question est rarement abordée en droit de l'urbanisme, voire même pas du tout, alors qu'elle est plus courante pour les ouvrages et aménagements, à l'instar des projets de voie de circulation. Le régime de la compensation a été modifié en profondeur par la loi du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, qui devrait conduire à une certaine neutralité des atteintes, par un rééquilibrage de leurs effets soit à un niveau équivalent, soit à un niveau supérieur qui traduit alors un gain, sur place ou à proximité. La compensation s'attache a priori à la naturalité du sol, puisqu'il s'agit « de *compenser, dans le respect de leur équivalence écologique, les atteintes prévues ou prévisibles à la biodiversité occasionnées par la réalisation d'un projet de travaux ou d'ouvrage ou par la réalisation d'activités ou l'exécution d'un plan, d'un schéma, d'un programme ou d'un autre document de planification ».* Ces mesures *« visent un objectif d'absence de perte nette, voire de gain de biodiversité. Elles doivent se traduire par une obligation de résultats et être effectives pendant toute la durée des atteintes. Elles ne peuvent pas se substituer aux mesures d'évitement et de réduction » (C. envir., art. L. 163-1).* Ainsi, ces mesures compensatoires *« ont pour objet d'apporter une contrepartie aux incidences négatives notables, directes ou indirectes, du projet sur l'environnement qui n'ont pu être évitées ou suffisamment réduites. Elles sont mises en œuvre en priorité sur le site affecté ou à proximité de celui-ci afin de garantir sa fonctionnalité de manière pérenne. Elles doivent permettre de conserver globalement et, si possible, d'améliorer la qualité environnementale des milieux » (C. envir., art. R. 122-13.-I)*. Au-delà de ces questions géographiques, la réglementation apporte deux précisions d'importance à même de garantir une neutralité « globale » (« *conserver globalement »)* voire d'assurer un gain (*« si possible, d'améliorer la qualité environnementale des milieux »)* : les mesures doivent respecter *« une équivalence écologique »* et la compensation constitue une *« mesure balai »* qui n'intervient qu'au terme d'une chaine d'actions, soit une séquence hiérarchisée, lorsqu'il n'a pas été possible d'éviter ou de réduire l'artificialisation.

L'équivalence écologique traduit bien le principe de neutralité, dès lors qu'il s'agit d'affirmer un objectif d'identité entre l'action compensatoire et l'impact résiduel qu'elle a vocation à compenser. Sa mise en œuvre implique cependant de pouvoir mesurer les pertes et les gains et de pouvoir formater la compensation en définissant les actions à engager pour pouvoir atteindre cette équivalence, voire la dépasser. Cela implique la définition d'un terme de référence (état actuel, état en l'absence d'intervention…) et des indicateurs, tâche inaccessible au juriste qui doit se reposer sur les compétences des écologues et tenir pour acquis les résultats qu'ils établissent. Le droit formalise cependant ce processus, qui doit *« se traduire par une obligation de résultats et être effectives pendant toute la durée des atteintes » (L. 163-1).* Cette équivalence permet de satisfaire l'objectif du *« no net loss »*, voire celui d'additionnalité, même si la question reste posée de l'articulation des mesures à développer : de fait, la neutralité est *a priori* indifférente au point de savoir si le milieu « sol » doit être préservé ou ses atteintes corrigées par ailleurs, du moment que le correctif suit le rythme de la dégradation et que l'on obtient le résultat recherché. Une approche fondée sur la valeur fonctionnelle sacrifiée peut cependant remettre en cause cette indifférence : dans certains cas, éviter la dégradation peut être plus bénéfique que de permettre l'atteinte en l'accompagnant de mesures compensatoires, nonobstant la question de la capacité des scientifiques à mettre en place des mesures de compensation efficaces.

La question de la hiérarchie des mesures à développer, non dans leurs modalités mais dans leur principe, est en revanche réglée par le code de l'environnement : celui-ci impose une succession séquencée des mesures à développer, l'une devant suppléer les insuffisances ou impossibilités de l'autre. Ainsi, le maître d'ouvrage doit adopter des mesures pour compenser les effets négatifs notables du projet sur l'environnement ou la santé humaine *« qui n'ont pu être ni évités ni suffisamment réduits » (C. envir., art. R. 122-5).* L'ordre de succession est garanti par le fait que les mesures de compensation *« ne peuvent pas se substituer aux mesures d'évitement et de réduction »* (C. envir., art. L. 163-1). Cette solution évite la démotivation des maîtres d'ouvrage qui seraient tentés d'opter pour une solution de facilité de la compensation plutôt que de chercher à redéfinir le projet ou à prévenir et limiter les atteintes à l'environnement : la compensation ne peut pas se substituer à l'évitement et à la réduction. Elle ne fait qu'en corriger les insuffisances de façon complémentaire et c'est cette chaîne de mesures qui doit permettre de corriger les atteintes.

L'appréciation de ce caractère suffisant de la réponse apportée est cependant de nature spéculative, qui anticipe les résultats de la mise en œuvre des mesures. Un correctif a été trouvé avec l'obligation pour le maître d'ouvrage d'assurer le suivi de la réalisation de ces mesures ainsi que celui de leurs effets sur l'environnement. Des bilans réguliers lui sont imposés qui doivent être transmis à l'autorité compétente, qui peut arrêter des correctifs et garantir d'une façon générale la bonne exécution de ces mesures (mise en demeure et exécution d'office en cas de carence, sanctions pénales, garanties financières) (C. envir., art. R. 122-5). En l'occurrence, s'agissant d'artificialisation des sols, la mesure pourra consister, par exemple, en la réhabilitation d'un sol artificialisé en lui faisant recouvrir ses fonctionnalités naturelles, ou la préservation de milieux permettant de compenser les services écosystémiques affectés par cette artificialisation.

3.6. Les dissuasions fiscales à l'artificialisation

Bien que rares, plusieurs dispositions coexistent à ce titre :

- l'impôt sur les plus-values immobilières (CGI, art. 150 U et s.) qui frappe, au titre de l'impôt sur le revenu, les mutations d'immeubles à titre onéreux, ainsi que de la taxe forfaitaire sur la cession de terrains nus rendus constructibles que les communes peuvent, depuis la loi portant engagement national pour le logement, instituer sur leur territoire (L. n° 2006-872, 13 juill. 2006 – CGI, art. 1529) et son décret d'application (D. n° 2007-1394, 27 sept. 2007). Il s'agir d'un dispositif fiscal fondé sur la légitimité « qu'une part de la plus-value engendrée par une décision de classement de la commune et par les aménagements financés par celle-ci soit restituée ». Son institution repose sur une option de la commune.
- la taxe forfaitaire que, depuis la loi Grenelle II, les autorités organisatrices de transports urbains, les autorités organisatrices des services de transports ferroviaires régionaux de voyageurs, l'État ou les régions peuvent instituer sur la valorisation des terrains nus et des immeubles bâtis résultant de la réalisation, selon les cas, d'infrastructures ferroviaires ou de transports collectifs en site propre (L. n° 2010-788, 12 juill. 2010, art. 64. – 1609 nonies F). Cette solution renforce l'incitation à la construction.
- la taxe sur la plus-value immobilière assise sur la cession de terrains nus rendus constructibles (CGI, art. 1605 nonies, créé par l'article 55 de la loi n° 2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche). il s'agit « d'une taxe sur la plus-value réalisée en cas de cession d'un terrain agricole devenu constructible à la suite d'une modification des documents d'urbanisme, c'est-à-dire d'une taxe visant à lutter contre la spéculation sur le foncier agricole et, de ce fait, d'un mécanisme permettant lui aussi de lutter contre la disparition des terres agricoles », dont le produit est affecté « au financement des mesures en faveur de l'installation des jeunes agriculteurs » (Doc. AN n° 2636, 17 juin 2010, p. 349). Cette taxe est applicable de plein droit sur la première cession à titre onéreux de terrains nus rendus constructibles du fait de leur classement en zone constructible, postérieurement au 13 janvier 2010, par un plan local d'urbanisme ou par un autre document d'urbanisme en tenant lieu, en zone urbaine (zone U) ou à urbaniser ouverte à l'urbanisation (zone UA) ou par une carte communale dans une zone où les constructions sont autorisées ou par application du régime de la constructibilité limitée. Les cessions postérieures ne sont donc pas concernées par cette taxe.

4. Les voies de la densification

L'artificialisation des sols procédant souvent de façon rampante, par étalement, la voie de la densification esquissée par la loi « Solidarité et renouvellement urbains » a trouvé son prolongement avec la loi « ALUR » du 24 mars 2014, qui permet de libérer la densité et l'espace urbains, de renforcer l'encadrement de la densification et de prendre ainsi place à côté d'incitations fiscales à la densification.

4.1. La libération de la densité et de l'espace urbains

La mesure de la densité urbaine s'est faite pendant longtemps à l'aune du coefficient d'occupation des sols (COS), mesure facile à mettre en place et à calculer, mais réductrice des facultés d'occuper le sol. Or, s'il permet de définir la densité maximale admissible sur un terrain donné par application d'un ratio rapporté à la surface du terrain, le COS limite dans le même temps cette densité et impose par conséquent de rechercher ailleurs les capacités de construire nécessaires à un projet, d'autant plus s'il est faible et qu'il restreint ainsi la densification des terrains concernés. La loi ALUR a donc supprimé le COS, libérant la possibilité de densifier des terrains : Il y aura sans doute une artificialisation plus forte en un endroit donné, mais pour mieux l'éviter ailleurs, sous réserve que le plan local d'urbanisme « dirige » effectivement l'occupation des sols dans des secteurs donnés en évitant l'urbanisation d'autres secteurs. Il faut toutefois relativiser cette liberté, puisque l'artificialisation sera conditionnée par d'autres critères comme la distance de la construction par rapport aux limites séparatives ou le coefficient d'emprise au sol, qui établit un ratio d'artificialisation par rapport à la surface du terrain assiette du projet.

Ce faisant, la loi ALUR met fin au régime de transfert de densité institué dans les zones naturelles, qui permettait de rapatrier la capacité de construire des parcelles dans un seul secteur de réception, seul constructible de ce fait et sauvegardant ainsi les secteurs « sources » devenus inconstructibles. Cependant, elle ne supprime pas dans son principe toute possibilité de transfert de capacité de construire, mais lui donne une autre configuration : alors que le PLU pouvait déterminer les conditions dans lesquelles les possibilités de construction résultant du COS fixé pour l'ensemble de la zone pouvaient être transférées en vue de favoriser un regroupement des constructions sur d'autres terrains situés dans un ou plusieurs secteurs de la même zone, il peut désormais « déterminer les conditions dans lesquelles les possibilités de construction résultant des règles qu'il fixe pour l'ensemble de la zone pourront être transférées ». Il appartient donc aux communes de substituer le régime du COS par d'autres règles qu'elles définissent.

En supprimant le COS, la loi ALUR modifie également les modalités de calcul du seuil minimal de densité utilisé pour le calcul du versement pour sous-densité (v. infra) en supprimant un élément essentiel de cette règle, tout en préservant son existence :

la densité maximale découle en effet de l'application des règles relatives à l'implantation par rapport aux limites séparatives et par rapport aux voies, ainsi qu'à l'emprise au sol et à la hauteur de la construction telles qu'elles sont définies par le document d'urbanisme local. Il convient cependant que les communes et intercommunalités vérifient que le seuil minimal de densité ainsi amputé de l'une de ses composantes ne soit pas inférieur à la moitié ni supérieur aux trois quarts de la densité maximale qui découle de l'application des règles relatives à l'implantation par rapport aux limites séparatives, à l'implantation par rapport aux voies, à l'emprise au sol et à la hauteur, prévues par le document d'urbanisme.

Cette suppression du COS implique également celle du contrôle de la densité résiduelle dans le cas de divisions de terrains bâtis. Ce contrôle, institué de façon optionnelle par les communes présentait en effet l'inconvénient, dans une perspective de densification, de limiter les divisions foncières. Cette situation va conduire les communes à devoir abroger le dispositif qu'elles auraient institué le cas échéant faute, désormais de base légale

Parallèlement à la suppression du COS, la loi ALUR supprime le régime des surfaces minimales à détenir pour pouvoir construire, dans la même perspective. La loi SRU du 13 décembre 2000 avait supprimé la possibilité qui était offerte aux communes de fixer une superficie minimale des terrains constructibles, sauf à exiger une telle surface dans l'hypothèse des contraintes techniques relatives à la réalisation d'un dispositif d'assainissement non collectif. La loi Urbanisme et habitat du 2 juillet 2003 a étendu cette exception au cas de la préservation de l'urbanisation traditionnelle ou de l'intérêt paysager de la zone considérée, pour s'opposer à la « minéralisation » des espaces verts. La loi ALUR est donc plus radicale, qui supprime le régime de superficie minimale des terrains constructibles, afin de raffermir l'offre foncière *intra muros* à même d'éviter une extension périphérique de la ville.

4.2. L'encadrement de la densification

L'objectif de gestion économe du sol - puis désormais de l'espace - posé en principe par le Code de l'urbanisme a été traduit dans le SCOT et le PLU par un contrôle accru sur la densification.

Mobilisés par la loi « *Grenelle 2* » dans la perspective de la lutte contre la consommation de l'espace, leurs rapports de présentation respectifs doivent ainsi présenter *« une analyse de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers » « au cours des dix années précédant l'approbation du schéma et justifier les objectifs chiffrés de limitation de cette consommation compris dans le document d'orientation et d'objectifs »* pour le SCOT et, pour le PLU justifier son projet d'aménagement et de développement durables *« au regard des objectifs de consommation de l'espace fixés, le cas échéant, par le SCOT »*. Ce diagnostic établi, ces documents d'urbanisme doivent fixer, pour l'un, des « objectifs chiffrés de consommation économe de l'espace et de lutte contre l'étalement urbain, qui peuvent être ventilés par secteur géographique » et, pour l'autre, « des objectifs de modération de la consommation de l'espace et de lutte contre l'étalement urbain ». Le PLU peut ainsi, à ce titre, « délimiter, dans des secteurs situés à proximité des transports collectifs existants ou programmés, des secteurs dans lesquels une densité minimale de construction ».

La loi ALUR renforce ces dispositions de lutte contre l'étalement urbain. Le rapport de présentation du SCOT doit, désormais, identifier, *« en prenant en compte la qualité des paysages et du patrimoine architectural, les espaces dans lesquels les plans locaux d'urbanisme doivent analyser les capacités de densification et de mutation »* et le rapport de présentation du PLU doit analyser *« la capacité de densification et de mutation de l'ensemble des espaces bâtis, en tenant compte des formes urbaines et architecturales. Il expose les dispositions qui favorisent la densification de ces espaces ainsi que la limitation de la consommation des espaces naturels, agricoles ou forestiers »*. Ce rapport est également assujetti à la présentation d'une analyse de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers *« au cours des dix années précédant l'approbation du plan ou depuis la dernière révision du document d'urbanisme »*, après avoir intégré les besoins d'environnement *« notamment en matière de biodiversité »*. Dans cette perspective, le plan d'aménagement et de développement durable du PLU doit déterminer des objectifs *« chiffrés »* de modération de la consommation de l'espace et de lutte contre l'étalement urbain, au même titre que le document d'orientation et d'objectifs du SCOT, par référence à l'analyse de la consommation antérieure de l'espace.

4.3. Le renforcement des conditions de l'artificialisation

La loi ALUR va renforcer les conditions d'ouverture à l'urbanisation de certains secteurs, limitant ainsi leur possible artificialisation.

La loi SRU a incité les communes à se grouper en vue d'une gestion commune de leur urbanisation articulée autour du SCOT, les poussant dans cette voie en limitant la possibilité pour celles qui y renonceraient d'ouvrir à l'urbanisation les zones naturelles et les zones d'urbanisation future délimitées par les PLU en l'absence d'un SCOT applicable. Sauf une possible dérogation accordée par le préfet, en vue d'une extension limitée de l'urbanisation. Ce régime a cependant été limité par un jeu de critères de distance, de population agglomérée et de diverses considérations géographiques. Pas moins d'une dizaine de modifications législatives et réglementaires de ce dispositif vont se succéder pour tenir compte de situations locales particulières, rendant le régime initial très complexe à utiliser.

La loi ALUR rénove le mécanisme en lui donnant une autre philosophie : éviter l'étalement urbain dans les communes qui ne sont pas couvertes par un SCOT (dont tiennent lieu, dans le cadre de ce dispositif les schémas d'aménagement régionaux des régions d'outre-mer, le schéma directeur de la région d'Île-de-France et le schéma d'aménagement de la Corse ainsi que son substitut, le plan d'aménagement et de développement durable de Corse), plusieurs zones et secteurs ne peuvent pas être ouverts à l'urbanisation dans le cadre de de l'élaboration ou de l'évolution d'un PLU. Sont concernées par cette restriction les zones à urbaniser d'un PLU (ou document en tenant lieu) délimitées après le 1er juillet 2002 ; les zones naturelles, agricoles ou forestières dans les communes couvertes par un PLU et les secteurs non constructibles des cartes communales. En outre, dans les communes qui ne sont couvertes par aucun document d'urbanisme, les secteurs situés en dehors des parties actuellement urbanisées des communes ne peuvent être ouverts à l'urbanisation pour autoriser *« les constructions et installations incompatibles avec le voisinage des zones habitées et l'extension mesurée des constructions et installations existantes »*, non plus que les constructions ou installations que le conseil municipal peut approuver dans l'intérêt de la commune. Enfin, dans les communes qui ne sont pas couvertes par un SCOT, aucune autorisation d'urbanisme commercial ni d'exploitation d'un établissement de spectacles cinématographiques ne peut être délivrée à l'intérieur d'une zone ou d'un secteur rendu constructible après l'entrée en vigueur de la loi Urbanisme et habitat du 2 juillet 2003. Toutefois, le préfet peut permettre de déroger à ces dispositions « si l'urbanisation envisagée ne nuit pas à la protection des espaces naturels, agricoles et forestiers ou à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques, ne conduit pas à une consommation excessive de l'espace, ne génère pas d'impact excessif sur les flux de déplacements et ne nuit pas à une répartition équilibrée entre emploi, habitat, commerces et services ».

Par ailleurs, la loi ALUR restreint l'ouverture à l'urbanisation des zones à urbaniser (AU) afin de contenir la tentation d'une urbanisation « en tâche d'huile » qui conduirait à délaisser les capacités de densification existantes dans les parties agglomérées de la commune ou de l'intercommunalité. Le PLU doit ainsi faire l'objet d'une procédure de révision lorsque la commune envisage *« d'ouvrir à l'urbanisation une zone à urbaniser qui, dans les neuf ans suivant sa création, n'a pas été ouverte à l'urbanisation ou n'a pas fait l'objet d'acquisitions foncières significatives de la part de la commune ou de l'établissement public de coopération intercommunale compétent, directement ou par l'intermédiaire d'un opérateur foncier ».* La commune est ainsi contrainte par ses choix initiaux dans un délai relativement réduit. Le dispositif n'est cependant pas des plus évidents : comment interpréter le caractère significatif des acquisitions qui conditionne le recours à la révision ? En l'absence de toute définition légale, il faut certainement l'apprécier en le rapportant l'aune des surfaces considérées. L'expiration du délai de 9 années au terme duquel il doit y avoir révision et dont le point de départ est relativement aisé à déterminer (approbation du PLU ou de sa révision créant la zone considérée), ne conduit à la définition d'aucune sanction particulière qui serait explicitement prévue par la loi : on aurait pu penser à l'inopposabilité du régime de la zone AU défini par le PLU, auquel se substituerait celui de la constructibilité limitée, ou encore à la possibilité d'une révision d'office diligentée par le préfet après mise en demeure resté sans effet. La qualification d'opérateur foncier, enfin, celle ne fait pas plus l'objet de précision, ce qui laisse supposer que tout opérateur, quel que soit son statut, est à même de répondre aux exigences de cette disposition.

Lorsque, au contraire, il est nécessaire de recours à une modification en vue de l'ouverture à l'urbanisation d'une zone, « une délibération motivée de l'organe délibérant de l'établissement public compétent ou du conseil municipal justifie l'utilité de cette ouverture au regard des capacités d'urbanisation encore inexploitées dans les zones déjà urbanisées et la faisabilité opérationnelle d'un projet dans ces zones ». La motivation est donc déterminante à ce titre, et doit respecter les termes légaux.

Enfin, le PLU peut fixer des règles imposant « une part minimale de surfaces non imperméabilisées ou éco-aménageables, éventuellement pondérées en fonction de leur nature, afin de contribuer au maintien de la biodiversité et de la nature en ville », dénommé « coefficient de biotope » au cours des débats parlementaires. Établi sur la base d'un ratio entre la surface favorable à la nature et la surface d'une parcelle construite, ce coefficient permet ainsi de déterminer la part de la surface d'un terrain servant de station végétale ou assumant d'autres fonctions pour l'écosystème. Selon l'expérience berlinoise du coefficient de biotope par surface, la plus achevée à ce jour, ce coefficient « contribue ainsi à standardiser et à concrétiser les objectifs suivants en matière de qualité de l'environnement ; garantir et améliorer le microclimat et l'hygiène atmosphérique ; garantir et développer la fonction des sols et la gestion des ressources en eau ; créer et revaloriser l'espace vital pour la faune et la flore ; améliorer l'environnement de l'habitat ». Un coefficient est ainsi appliqué à chaque traitement de surface (eg : Surface imperméabilisée 0 ; Surface perméable non plantée 0,3 ; Surface perméable avec plantes éparses 0,5 ; Surface végétalisée sur sol naturel 1,0 ; Végétalisation des murs 0,5, etc.).

4.4. Les incitations financières et fiscales à la densification

A quelques exceptions près, la fiscalité actuelle n'a pas été pensée en termes d'incitations à limiter la « consommation » des sols, mais en vue financement des équipements ou d'autres politiques. Elle n'a donc, par nature, qu'un effet incitatif indirect sur la réduction de l'imperméabilisation, lorsqu'elle n'est pas neutre à cet égard ou n'a pas un effet négatif incitant à la consommation foncière. Si la fiscalité liée au foncier est envisageable pour limiter l'étalement urbain et l'artificialisation des sols, il convient de respecter quelques lignes directrices :

- la « libération » du foncier en vue de favoriser la densification et éviter l'étalement urbain ne doit pas interdire de construire dans certains secteurs « adéquats » ;

- éviter que le revenu de la fiscalité instituée afin de limiter l'utilisation des sols bénéficie à la personne publique qui l'institue, son objet étant la dissuasion et non la production de gains
- le taux de fiscalité doit être incitatif ;
- respecter le principe constitutionnel de l'autonomie financière des collectivités territoriales (leurs ressources propres doivent constituer une part déterminante de l'ensemble de leurs ressources).

La feuille de route pour la transition écologique a précisé que « En lien avec l'élaboration de la loi cadre sur la biodiversité et de la loi sur le logement, l'urbanisme et la ville prévue pour le début 2013, les travaux suivants seront donc conduits : Le rôle que la fiscalité relative à l'aménagement peut jouer dans la prévention de l'étalement urbain (et, par cette voie, dans la lutte contre l'artificialisation des sols) sera étudié, en lien avec les outils réglementaires de l'urbanisme ». Rares, cependant, sont les travaux qui ont été consacrés aux instruments financiers et fiscaux incitant à la densification, non pas tant en raison de la technicité de l'exercice que de l'absence de spécialistes de ces questions et des dispositions existants à cette fin. Qu'il faut en définitive inventer autant qu'analyser. Nonobstant quelques commentaires doctrinaux, l'essentiel de la question a été abordé dans le cadre du Comité français pour la fiscalité écologique (devenu « Comité pour l'économie verte ») installé pour satisfaire les ambitions de la feuille de route.

La taxe d'aménagement, tout d'abord : instituée dans le cadre de la réforme de la fiscalité de l'aménagement par la loi n°2010-1658 du 29 décembre 2010 de finances rectificative pour 2010, elle concerne les opérations d'aménagement et les opérations de construction, de reconstruction et d'agrandissement des bâtiments, installations ou aménagements de toute nature soumises à un régime d'autorisation en vertu du Code de l'urbanisme (C. urb., art. L. 331-6). Le fait générateur de cette taxe varie en fonction de la nature de l'autorisation en cause : la délivrance de l'autorisation de construire ou d'aménager, la délivrance du permis modificatif, la naissance d'une autorisation tacite de construire ou d'aménager, la décision de non-opposition à une déclaration préalable ou, en cas de construction sans autorisation ou en infraction aux obligations résultant de l'autorisation de construire ou d'aménager, le procès-verbal constatant la ou les infractions (C. urb., art. L. 331-6). La taxe est assise sur la valeur de la surface de construction : la loi détermine une valeur forfaitaire par mètre carré de la surface de construction, variable selon qu'il s'agit des communes de la région d'Île-de-France ou des autres communes (C. urb., art. L. 331-11). Nonobstant l'exonération de certaines constructions en fonction de leur affectation, et un abattement de 50 % en fonction des caractéristiques de certains locaux, le taux de la part communale ou intercommunale de la taxe d'aménagement peut être augmenté jusqu'à 20 % dans certains secteurs par une délibération motivée, si la réalisation de travaux substantiels de voirie ou de réseaux ou la création d'équipements publics généraux est rendue nécessaire en raison de l'importance des constructions nouvelles édifiées dans ces secteurs. Ainsi configurée, et compte tenu de son taux, cette taxe incite peu à la réduction de l'utilisation de surface au sol, puisqu'elle a été instituée en vue de participer au financement des équipements publics de la commune.

Toutefois, compte tenu de l'assiette de cette taxe, certaines adaptations seraient envisageables pour lui donner un caractère incitatif en vue de réduire l'utilisation des sols :

- l'introduction d'une variabilité de la taxe d'aménagement en fonction d'indices de qualité du sol ou de disponibilité du sol peut être suggérée, mais sa mise en œuvre peut être compliquée par la difficulté d'établir ces indices ;
- une modulation de la taxe selon que le projet concerne ou non un terrain antérieurement non bâti, de façon à renchérir le coût des projets sur les terrains vierges (selon des critères à définir, comme l'absence d'équipements VRD), sur le fondement d'un zonage préalable de façon à permettre l'identification des terrains concernés. Cette solution peut s'accompagner d'une diminution de la taxe dans les centres urbains et parcelles aménagées (toujours sur la base d'un zonage préalable). Deux écueils sont à éviter cependant : un taux trop faiblement incitatif (mais un taux élevé peut ne pas avoir d'effet sur les constructeurs disposant d'une capacité financière suffisante) et la tentation du revenu pour les communes, contreproductif puisque les incitant à l'urbanisation, sauf dans ce cas à prévoir soit une affectation particulière en lien avec son objet (à l'image de l'ancienne taxe départementale des espaces naturels sensibles - comme le rétablissement ou la préservation des continuités écologiques désormais liés aux documents d'urbanisme), soit l'affectation à une autre personne publique (renforcement de la part départementale de la taxe d'aménagement, qui se substitue à la taxe départementale des espaces naturels sensibles, avec ou sans réaffectation à la commune en fonction d'un projet de protection éligible)
- une exonération de la taxe en cas de recyclage foncier, une sorte de « récompense » fiscale en faveur du constructeur qui procéderait à une reconstruction après démolition, évitant d'aller artificialiser un autre terrain ailleurs, ou après dépollution d'un terrain, avec la même finalité.

Le versement pour sous-densité : la loi n°2010-1658 du 29 décembre 2010 de finances rectificative pour 2010 a instauré ce dispositif afin *« de permettre aux communes et établissements publics de coopération intercommunale qui le souhaitent de lutter contre l'étalement urbain, source de consommation énergétique et de surcoûts en matière d'équipements collectifs » (Rapp. sur le projet de loi de finances rectificative pour 2010 : Doc. Sénat n° 166, 13 déc. 2010, p. 167)*. À ce titre, les communes et intercommunalités compétentes en matière de plan d'occupation des sols ou de plan local d'urbanisme peuvent instituer, par délibération, un seuil minimal de densité en deçà duquel un versement pour sous-densité est dû (C. urb., art. L. 331-36) et dont le produit leur bénéficie (C. urb., art. L. 331-46). Ce mécanisme ne peut être institué que dans les communes ou intercommunalités couvertes par un plan local d'urbanisme ou un POS approuvé, puisque le seuil minimal de densité est déterminé par secteurs du territoire de la commune ou de l'intercommunalité dans les zones urbaines et à urbaniser. Ces

secteurs sont définis sur un document graphique figurant, à titre d'information, dans une annexe au plan local d'urbanisme ou au plan d'occupation des sols.

La loi a encadré la définition du seuil par la commune pour éviter certains excès qui ne procéderaient plus d'une politique de maîtrise de la densité urbaine, mais qui n'aurait plus qu'un objectif financier. Ainsi, pour chaque secteur, le seuil minimal de densité ne peut être inférieur à la moitié ni supérieur aux trois quarts de la densité maximale autorisée par les règles définies dans le plan local d'urbanisme. Une disposition similaire s'applique dans le cadre des opérations de lotissement : dans ce cas, le seuil minimal de densité ne peut être inférieur à la moitié ni supérieur aux trois quarts de la surface de plancher attribuée à chaque lot par le lotisseur (C. urb., art. L. 331-37).

En deçà de ce seuil, les constructeurs doivent s'acquitter d'un versement égal au produit de la moitié de la valeur du terrain par le rapport entre la surface manquante pour que la construction atteigne le seuil minimal de densité et la surface de la construction résultant de l'application de seuil.

Si ce mécanisme présente un intérêt certain pour favoriser une utilisation plus économe de l'espace et lutter ainsi contre l'étalement urbain, il reste facultatif, la décision de l'instituer relevant en propre des communes ou intercommunalités compétentes. Le mécanisme est sans doute un peu complexe, mais rendre son institution obligatoire pour les communes et intercommunalités constituerait un outil supplémentaire à même d'une part de faire prendre conscience de la nécessité de préserver les sols et, d'autre part, de responsabiliser les constructeurs.

D'autres suggestions ont été formulées, diversement appréciées par les parties prenantes, mais qui mériteraient d'être explorées, à l'instar d'une taxation des bureaux vacants sur le modèle de la fiscalité des logements vacants, permettant d'inciter à les mettre sur le marché plutôt que d'en construire d'autres. Ou d'une taxation des friches industrielles et commerciales pour inciter au recyclage foncier.

5. Conclusion

La lutte contre l'artificialisation des sols repose sur un ensemble d'outils, mobilisables de façon complémentaire, qui repose pour une large part sur le droit de l'urbanisme. Il manque cependant à cet ensemble une ligne de conduite, un texte cadre qui reconnaîtrait d'intérêt général la protection du sol en mettant en évidence son rôle fondamental d'interfaces et, surtout, sa capacité à rendre des services. Cette voie des services écosystémiques, qui a fait l'objet d'études juridiques dans d'autres cadres, pourrait renouveler l'approche que l'on a eu jusqu'à présent du sol, simple support d'activités et de construction, et constituer un prétexte de plus pour le protéger, ainsi que ses services.

Références bibliographiques citées

Billet, P., 1994. *La protection juridique du sous-sol en droit français*. Thèse de doctorat (Droit public). Lyon 3.

Desrousseaux, M., 2014. *La protection juridique de la qualité des sols*. Thèse de doctorat (Droit public). Lyon 3, 660 p.

Durousseau, S., 2001. *Patrimoine foncier pollué et urbanisme*. Thèse de doctorat (Droit public). Université de Limoges. Faculté de droit et des sciences économiques, Limoges. 561 p.

Leray, G.g., 2016. *L'immeuble et la protection de la nature*. Paris 1.

Lissandro, G., 1996. *Le droit français des sols à l'épreuve du droit international public et du droit européen*. Nice.

Mauléon, É., 2002. Essai sur le fait juridique de pollution des sols. Thèse de doctorat (Droit). Toulouse 1, 500 p.

Staffolani, S., 2008. *La conservation du sol en droit français*. Limoges.

Steichen, P., 1996. *Les sites contaminés et le droit*. Paris: L.G.D.J (*Bibliothèque de droit privé, volume 269*), 342 p. https://books.google.fr/books?id=KGs3AQAAIAAJ

PARTIE 3 - LES IMPACTS DE L'ARTIFICIALISATION DES SOLS

Chapitre 1. Les déterminants de l'artificialisation des sols en zones rurales et périurbaines et les impacts sur l'agriculture

Chapitre 2. Qualité physico-chimique des sols artificialisés

Chapitre 3. Effet de l'artificialisation des sols sur les organismes des sols

Chapitre 4. Biodiversité et fragmentation des paysages

Chapitre 5. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie urbaine et la gestion des eaux pluviales

Chapitre 6. Physique de l'environnement urbain

Chapitre 1. Les déterminants de l'artificialisation des sols en zones rurales et périurbaines et les impacts sur l'agriculture

Auteurs : Ghislain Géniaux (coord.), Jean-Sauveur Ay ; Ségolène Darly, Pauline Marty, Julien Salanié

Introduction

Ghislain Géniaux

Parmi les déterminants de l'artificialisations des sols en zones rurales, figurent les grands déterminants physiques (a) et les déterminants socio-économiques de la croissance urbaine (b). Par ailleurs, la compréhension de l'urbanisation discontinue nécessite de changer d'échelle.

a) Les grands déterminants physiques

Parmi les facteurs ayant contribué à la localisation historique des villes et villages, nombreux sont des facteurs physiques et biophysiques qui jouent encore sur l'étalement urbain de nos jours. Les plus importants sont l'altitude, la pente, la présence d'aquifère et d'accès à l'eau (Burchfield *et al.*, 2006 ; Saiz, 2010), les grandes voies de circulation maritimes et terrestres et le climat (Antrop, 2004; Black et Henderson, 2003), la qualité agricole des sols (Brueckner, 2000; Ricardo, 1817) et la présence de site refuge, d'abris ou de défense (Guillén et Palanques, 1997 ; Provansal *et al.*, 1995; Simeoni et Corbau, 2009 ; Wolff, 1992). Ces facteurs sont moins mis en avant dans les études récentes, car c'est plus la dynamique d'extension de noyaux urbains existants qui est étudiée dans la littérature, cependant ils délimitent souvent l'espace dans lesquels l'artificialisation peut s'exprimer (Saiz, 2010) et jouent encore fortement sur le processus d'étalement urbain dans l'espace rural comme le montre Burchfield *et al.* (2006) qui indiquent que 25 % de la variance du processus d'étalement urbain aux USA entre 1975 et 1992 est expliquée uniquement par des facteurs physiques (la pente, la présence d'aquifère, et la rugosité des terrains), le reste relevant de facteurs explicatifs économiques, sociaux et politiques. A la différence de ces derniers, les résultats concernant les facteurs biophysiques sont plus aisément transposables entre pays, car ils influencent directement le coût d'aménagement et d'accès à la ressource. Ces facteurs méritent donc d'être systématiquement pris en compte dans les analyses à une échelle pertinente[1].

b) Les grands déterminants socio-économiques de la croissance urbaine

Comme cela a été largement démontré précédemment (Chapitre 1 de la Partie 2), les économistes ont montré que les 3 forces sous-jacentes de la croissance urbaine depuis l'après-guerre sont la croissance de la population, la hausse du revenu des ménages et la baisse des coûts de transports (Mieszkowski et Mills, 1993). Si les facteurs contribuant à la croissance urbaine pendant cette période sont bien connus (Black et Henderson, 2003), ceux contribuant au phénomène plus récent d'étalement urbain, ou d'urbanisation discontinue, le sont moins pour diverses raisons.

Une première raison est qu'avec la baisse des coûts de déplacement et la hausse des revenus, d'autres sources de différentiation spatiale sont devenues prépondérantes à partir des années 1970 dans la croissance urbaine. En effet, le phénomène d'étalement est souvent associé au passage d'une urbanisation tournée vers la proximité aux emplois urbains et aux services délivrés par les centres urbains, à une urbanisation plus pilotée par les aménités environnementales (Irwin *et al.*, 2010) et par un renforcement de la demande d'espace résidentiel conduisant à s'éloigner du centre-ville pour bénéficier de la baisse du foncier. Il s'accompagne donc d'une modification de certains moteurs de localisation des agents. Ainsi, les préférences des individus en matière de localisation ont alors été plus fortement orientées dans les cœurs urbains par des externalités négatives (pollution, qualité de l'habitat, voisinage social) et par des externalités positives dans les zones périurbaines et rural (espaces ouverts, paysage, qualité de vie), en même temps que se formalisait une préférence collective pour l'habitat pavillonnaire (Irwin *et al.*, 2009). Les modélisations avec prise en compte des externalités susceptibles d'être utilisées pour identifier correctement les déterminants de l'artificialisation, en multipliant les sources de différentiation spatiale coté offre (Saiz, 2010), comme côté demande (Waltert et Schläpfer, 2010) pour une méta-analyse), complexifient l'analyse causale des déterminants et conduisent, comme l'illustrera la section 3 qui traite précisément de cette question, à des effets très localisés, avec peu de dimension générique. Quelques externalités cependant comme la pollution, le bruit, l'insécurité, les paysages emblématiques, les vues panoramiques, les sites naturels récréatifs contribuent généralement dans le sens attendu sur l'étalement urbain (Waltert et Schläpfer, 2010), car ils correspondent à des relocalisations dans l'espace d'agents avec des préférences marquées pour l'habitat en maison individuelle et des revenus le permettant, mais des contre-exemples existent, et là encore les travaux se sont plus intéressés à la croissance urbaine (ou aux prix des logements) qu'à l'étalement urbain.

[1] Pour prendre l'exemple le plus exigeant, la pente d'un terrain ou l'exposition dominante demande une exploitation à 5 m de résolution pour renseigner la constructibilité d'un terrain. La plupart des autres facteurs ne présentent pas de difficulté majeure à leur intégration dans les modèles.

c) L'urbanisation discontinue demande de changer d'échelle

La deuxième raison est que ce phénomène d'étalement urbain s'exprime à une échelle plus fine que la municipalité, qui se caractérise par une forte diversité morphologique (Camagni *et al.*, 2002) qui a échappé à la plupart des travaux d'inférence sur les déterminants économiques publiés antérieurement aux années 2000 par manque de données (Geniaux et Napoléone, 2011 ; Irwin et Bockstael, 2002 ; Reux, 2016) et par l'utilisation de modèles statistiques aspatiaux (Irwin *et al.*, 2010).

Concernant cette question d'échelle des données qui conditionne le type de modélisation statistique qui peut être utilisée, Irwin et Boackstael (2007) ont montré que les données sur l'urbanisation issues de données satellitales (résolution 30 m sur grille comparable aux données de type CLC) utilisées du type de celles utilisées par Burchfield *et al.* (2006) ne permettaient pas de prendre en compte l'urbanisation de basse densité qui est le cœur du problème en zone périurbaine et rurale (Carrion-Flores et Irwin, 2004). Comparant ces données avec des données cadastrales sur la même période, Irwin et Bockstael (2007) montrent que si les données de télédétection permettent de repérer 26 % de l'urbanisation diffuse, les autres en identifient 90 % (en France, les sources cadastrales au format vecteur du Plan Cadastral Informatisé (PCI), de Bdparcellaire et de Bdtopo couplées permettent d'atteindre 99.9 % de repérage des bâtis pour les bâtis construits il y plus de 2 ans - délai de mise à jour des données cadastrales). À partir de ces données plus précises, les auteurs montrent très clairement que le taux de fragmentation de l'habitat a augmenté entre 1973 et 2000 dans le Maryland. Ce taux est fonction de la distance au premier pôle d'emploi, le pic de fragmentation passant de 40 à 55 km : ce type d'information n'est ni lisible dans des données satellitales (exceptée la très haute résolution, peu présente dans les travaux) et encore moins dans les densités communales de logements.

Ensuite, à ces échelles de la parcelle ou d'un lot de parcelles, les stratégies des propriétaires (Hilber et Robert-Nicoud, 2013; Solé-Ollé et Viladecans-Marsal, 2012) et le rôle des politiques d'urbanisme (Fischel, 2001) deviennent des éléments clés de l'analyse des décisions d'artificialisation, pour lesquelles les données sont rarement disponibles (McLaughlin, 2012 ; Zabel et Dalton, 2011) et la dimension endogène de la régulation publique quasiment jamais prise en compte (Geniaux *et al.*, 2015 ; Zabel et Dalton, 2011). Force est de constater, à l'issue de la revue de la littérature que propose les quatre chapitres suivants, que les travaux couplant à la fois :

- des modélisations des déterminants à moyen ou long terme des 3 forces citées plus haut en tenant compte des externalités, existantes ou générées à des échelles intermédiaires (communes, régions) et
- utilisant des données à l'échelle l'unité cadastrale des décisions de conversion d'usage permettant d'identifier les déterminants à l'échelle du propriétaire foncier,

sont reconnus comme indispensables par de nombreux chercheurs majeurs dans cette problématique, notamment Elena Irwin ou Mark Partridge, mais n'ont pas encore aboutis souvent par manque de données.

d) Les fondamentaux de l'urbanisation discontinue

Si les études empiriques sur les déterminants de l'artificialisation qui prennent en compte l'ensemble des forces en jeu et de leur interaction font parfois défaut, les mécanismes fondamentaux de l'urbanisation discontinue sont connus (Pouyanne, 2014) et peuvent être étudiés dans le cadre d'équilibre partiel ou sur des effets de plus court terme. Une première explication repose sur les phénomènes de rétention des terrains liés aux anticipations sur les rendements futurs du sol et met au centre de l'analyse le rôle du propriétaire dans les décisions de conversion (Capozza et Li, 1994; Capozza et Helsley, 1990). Un propriétaire peut en effet avoir intérêt à faire de la rétention foncière, notamment en situation d'incertitude et/ou de décision irréversible. Une autre explication considère un espace homogène où s'exprime séquentiellement une demande de terrains et logements plus spacieux valorisant des « espaces ouverts » qui justifient la vacance d'une part des terrains à l'origine de certaines aménités, dont certains peuvent séquentiellement se densifier quand la ville avance (Turner, 2005). Qu'on arrive à justifier l'émergence des externalités de façon endogène (Cavailhès et Wavresky, 2003; Wu et Plantinga, 2003) ou pas, il y a un consensus dans la littérature pour considérer le rôle central de l'hétérogénéité de l'espace et des aménités dans la dynamique d'étalement urbain d'une part et d'autre part qu'un étalement urbain non régulé est susceptible d'altérer les externalités positives qu'il porte par le seul du jeu du marché (Brueckner, 2000 ; Irwin *et al.*, 2010). Par ailleurs, les stratégies de récupération de la rente urbaine par les agriculteurs propriétaires (Geniaux *et al.*, 2011) Par ailleurs, les stratégies de récupération de la rente urbaine par les agriculteurs propriétaires, (Cavailhès et Wavresky, 2003), et la façon dont les communes périurbaines sont dotées en aménités naturelles, ou maintiennent et valorisent ces aménités, sont des éléments clés de l'analyse.

Loin d'être exclusives, ces explications opèrent ensemble, et s'ajoute dans la littérature une explication s'appuyant sur le rôle de la régulation en tant que facteur limitant l'offre (Pendall, 1999 ; Saiz, 2010) : la contraction de l'offre conduirait dans certains contextes à repousser plus loin la demande de foncier constructible (Wu et Plantinga, 2003). Plus largement, une part importante du fonctionnement de l'étalement urbain est à chercher dans les interactions entre propriétaires, notamment agriculteurs et nouveaux arrivants, et autorité publique en charge des politiques de zonage de l'urbanisme. Les politiques d'urbanisme dans l'espace périurbain et leur rôle dans le processus d'artificialisation des sols font l'objet d'un chapitre spécifique (chapitre 1 de la partie 2). Enfin, les phases de densification des espaces résidentiels peu denses (resp. des friches industrielles) avec des cycles de vie plus ou moins longs (Antrop, 2004), liés à l'âge des ménages et à la qualité du parc (resp. la dynamique des secteurs productifs), et pas seulement à des nouvelles demandes résidentielles, permettent de fournir une autre explication centrale sur la dynamique du phénomène.

Dans cette partie qui se concentre sur les déterminants de l'artificialisation en zone périurbaine et rurale, on ne développera pas plus avant les facteurs qui fondent l'intérêt des urbains à porter leur demande résidentielle en zone périurbaine qui ont été largement commentés dans le chapitre 2 de la partie 2 et nous centrerons plutôt l'analyse les forces opposées à cet étalement. Lorsqu'on se situe en zone périurbaine ou rurale, l'artificialisation du sol s'opère sur des espaces agricoles, forestiers ou semi-naturels qui peuvent offrir comme principale résistance au phénomène d'étalement soit leur intérêt économique direct (exploitation des ressources, notamment agricole, forestière, eau, minerais) s'exprimant par les décisions du propriétaire ou leur intérêt pour la collectivité s'exprimant par la régulation publique qui contraint les usages possibles du sol pour suppléer aux défaillances du marché, notamment pour ce qui concerne le paysage, les espaces de loisirs, les services écosystémiques et la gestion des risques naturels. Comprendre les facteurs qui structurent les rentes des usages alternatifs à l'urbanisation et qui structurent la décision publique en matière d'encadrement du phénomène d'étalement urbain dans les espaces ex-urbains et ruraux est donc central pour identifier les forces de résistance aux phénomènes d'étalement urbain dans ce type d'espace. Ainsi, le chapitre 1 propose une revue de la littérature des facteurs jouant sur la rente agricole.

Cependant, comme l'illustre la section 2 qui propose une revue de la littérature des facteurs jouant sur la rente agricole ou la section 5 qui propose une revue de la littérature sur les effets de la politique agricole sur les relations ville-campagne, de nombreux travaux qui rendent compte de ces déterminants ne s'intéressent pas spécifiquement à la question de l'artificialisation, et s'ils permettent d'identifier les facteurs qui jouent positivement sur les rentes des usages alternatifs à l'urbanisation, ils n'évaluent pas forcément leurs conséquences en matière d'artificialisation des sols : une part d'interprétation du lecteur sera nécessaire en attendant que des études complémentaires soient menées et un des enjeux est ici aussi d'identifier les priorités de recherche en la matière.

e) Le cas particulier des espaces ruraux

Bien que la définition même d'espace rural fasse débat et qu'il soit de plus en plus difficile de distinguer les espaces urbains et ruraux dans les franges des villes voire au-delà (Irwin *et al*., 2010), ces espaces restent largement dominés par les usages agricoles et forestiers qui ont des dynamiques spatiales propres. Si les chiffres des récentes évaluations quantitatives du phénomène d'étalement urbain avancent des surfaces importantes, il convient cependant de les rapporter systématiquement à la part totale de la surface artificialisée : sur la période 1980-2012, les avancées annuelles des surfaces artificialisées se situent autour de 60 Mha par an d'après les données Teruti (Chakir et Madignier, 2006), avec un ralentissement sur la période postérieure à 2010 autour de 50 Mha par an, et situent la surface artificialisée à 9% en 2012. Les données CLC présentent des valeurs moins importantes avec 5,1% de surfaces artificialisées en 2006 et une artificialisation moyenne annuelle de 14 000 ha (voir le chapitre 1 de la partie 1 sur la question des modes de mesure de l'artificialisation) qui peut être expliqué en partie par la difficulté évoquée plus haut à repérer l'urbanisation diffuse avec des données raster à faible résolution (>10 m).

Les récentes évaluations françaises des changements d'affectation des sols attestent de la perte de terres agricoles, mouvement auquel contribue de façon non négligeable leur passage en sols artificialisés. Au-delà des bilans nets sur lesquels s'appuient la plupart des analyses, l'examen plus détaillé des échanges entre les différentes catégories d'affectation des sols et la prise en compte notamment des échanges entre sols agricoles et sols naturels et forestiers amènent à des conclusions un peu plus nuancées. Le schéma des flux 2006-2014 issu de Teruti-Lucas (Figure 4-1) met ainsi en évidence l'importance des pertes de terres agricoles vers des terres boisées et naturelles (respectivement – 287 000 ha et – 530 000 ha) qui dépassent largement les pertes agricoles par artificialisation (- 524 000 ha). Bien sûr, ces mouvements sont plus facilement compensés par des flux inverses en provenance de sols forestiers et naturels (respectivement, + 273 000 ha et + 317 000 ha) que depuis des sols artificialisés (+ 176 000 ha), la réversibilité des usages étant nettement plus aisée entre sols agricoles et sols boisés ou naturels qu'entre sols agricoles et sols artificialisés. Ainsi, la perte de terres agricoles qui se prolonge en France, combine à la fois un mécanisme de déprise-reprise agricole, probablement aux franges de ces espaces productifs, et un processus plus difficilement réversible d'artificialisation des sols (Figure 1).

Le taux de croissance de l'artificialisation qui se situe, selon les sources citées ci-dessus, entre 0,85 et 1,64% doit ainsi être rapporté à la part qu'occupe les surfaces artificialisées (5,1 en 2006 d'après Teruti 9% d'après CLC) et marquerait un ralentissement depuis 2008 (Fontes-Rousseau et Jean, 2015). Ensuite les espaces de friction entre préservation des terres agricoles et pression urbaine ne concernent qu'une part limitée des terres agricoles. Les terres agricoles situées dans la limite des pôles urbains représentent 7,1% de la SAU totale de la France, dans ces secteurs, la conversion de terres entre 2006 et 2012 s'élève en tout à 135,7 km², (Darly, 2016). Ensuite parmi celles-ci, les plus éloignées des noyaux villageois présentent également peu de risque de conversion à terme, car les nouvelles zones à urbaniser se font en règle générale en continuité de l'urbanisation existante. Si l'on analyse les pertes globales en surface agricole à partir de données TERUTI, elles sont importantes, mais se font principalement au profit des sols sans usage ou naturels (Chakir et Madignier, 2006 ; Masero *et al*., 2014) : leur spatialisation illustre qu'une part importante relève plus d'un phénomène d'abandon agricole (Pointereau et Coulon, 2009) que de l'artificialisation à des fins résidentielles (seulement 20 % des modifications se font vers des sols artificialisés pour (Chakir et Madignier, 2006) , 40% pour Pointereau et Coulon (2009). Au final, à l'échelle globale du pays, l'étalement urbain n'est pas un problème strictement quantitatif comme le rappelle E. Charmes (2013) le taux d'artificialisation reste soutenable sur longue période avant de parler de véritable pénurie de foncier agricole. Le problème est en fait que ce phénomène est très inégalement réparti dans l'espace et touche plus particulièrement certains espaces agricoles de qualité dont on risque de manquer dans le cadre d'une agriculture de proximité, des espaces naturels de loisirs et/ou patrimoniaux

pour les résidents urbains et des espaces naturels côtiers et/ou touristiques importants du point de vue de la biodiversité (voir chapitres 3 et 4).

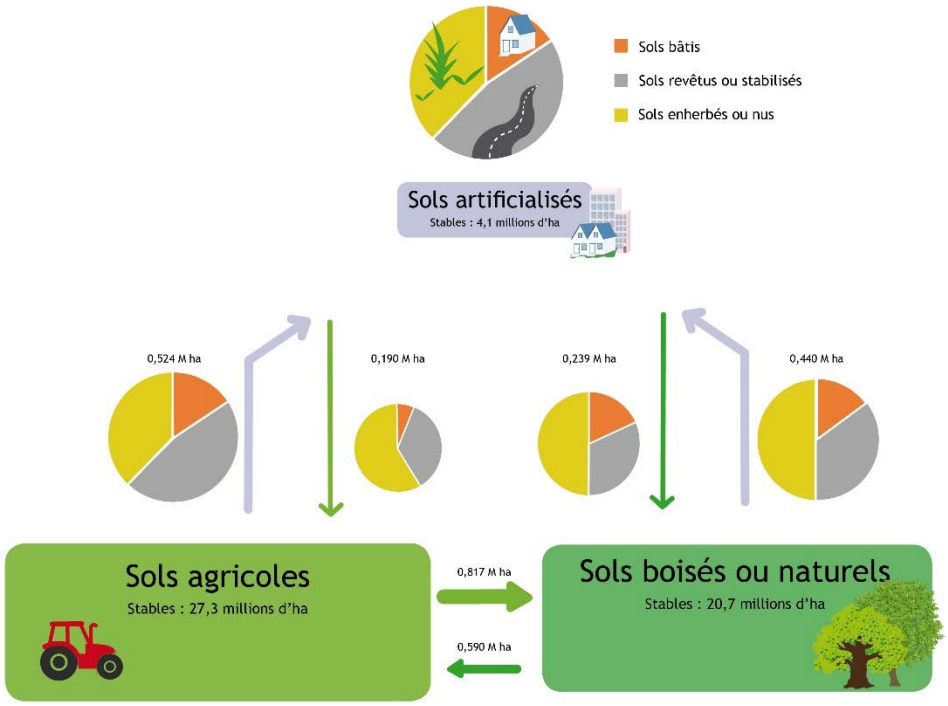


Figure 1. Sols artificialisés, sols agricoles et sols boisés et naturels en France : échanges entre catégories entre 2006 et 2014 (Source : Teruti-Lucas, fichier en ligne 2017 – Graphisme : Elodie Carl)

Le statut des terres agricoles dans ce phénomène est donc central, car ces espaces présentent des fragilités particulières face au phénomène d'étalement urbain et permettent d'illustrer très clairement les fonctionnements et enjeux de la régulation publique de l'occupation du sol dans l'espace rural. Espaces agricoles et noyaux villageois ont historiquement été proches, ce sont donc les espaces agricoles qui sont impactés en priorité par l'étalement urbain : les terres agricoles ont malheureusement plusieurs caractéristiques physiques qui sont en lien direct avec les facteurs importants de l'urbanisation et de l'étalement urbain. Elles sont généralement plus proches des noyaux villageois que les forêts et les montagnes (O'Kelly et Bryan, 1996), moins pentues, et avec des emprises plus grandes : Elles réduisent donc les coûts de développement relativement à d'autres espaces plus pentus et plus morcelés et/ou situés à plus grandes distances des réseaux existants.

Ensuite, à la différence des espaces naturels, il existe une rente agricole susceptible de limiter l'intérêt à l'artificialisation et les politiques de protection des espaces se sont historiquement focalisées en priorité sur les espaces naturels qui nécessitent l'intervention publique pour assure leur maintien. Il en a découlé aujourd'hui, à travers les dispositifs réglementaires et outils à la disposition des régulateurs, un différentiel de protection à long terme entre espaces agricoles et espaces naturels en défaveur de l'agriculture que tentera d'illustrer le chapitre 3. Ces spécificités plaident pour organiser l'analyse en donnant un statut central aux terres agricoles et aux facteurs qui jouent sur leur évolution.

1. Qualité agricole des terres et artificialisation

Auteurs : Jean-Sauveur Ay, Ghislain Géniaux (coord.)

En complément du volet quantitatif de l'artificialisation des terres agricoles, le volet qualitatif fait l'objet de préoccupations scientifiques et sociétales récurrentes. À l'inverse de la quantité de surfaces dédiées à l'activité agricole dont la définition et la mesure font globalement consensus, la qualité agricole des terres artificialisées se révèle plus difficile à définir et à mesurer. Il en découle des décalages importants entre les différentes approches scientifiques (y compris au sein d'une même discipline), dans les interactions entre les scientifiques et la société, et dans la mise en œuvre des politiques publiques. Nous devons donc avertir en préalable qu'il n'existe pas de définition unique de la qualité d'une terre que ce soit entre disciplines ou entre individus, et que l'objet ici n'est pas de proposer la définition la plus consensuelle mais de confronter les différents points de vue. Nous proposons, dans un premier paragraphe, un état des lieux sur la définition de la qualité des terres agricoles et sur les travaux empiriques visant à produire des cartes d'indice de qualité et à les mettre en regard du phénomène d'artificialisation sous l'angle de la notion de perte de capacité productive. Dans un second paragraphe, nous proposons des considérations

théoriques autour de l'artificialisation des terres agricoles hétérogènes sous un angle plus économique pour mettre en perspective ce type d'évaluation et identifier les besoins en termes de recherche dans ce domaine.

1.1. Qualité agricole d'une terre

La qualité d'une terre s'évalue en fonction des services qu'on en attend. Ainsi se sont développés depuis la moitié du siècle dernier des outils d'évaluation de la qualité agricole des terres d'abord principalement orientés par la qualité pédologique des sols, notamment la structure des sols. Le Storie Index Rating (Storie, 1933) est un des plus anciens, et de nombreux systèmes nationaux et régionaux d'observation de la qualité pédologique des sols se sont appuyés sur des systèmes comparables d'index globaux notés de 1 à 100 ; ils sont parfois encore utilisés aujourd'hui aussi bien pour des questions de taxation que d'orientation des politiques de conservation des sols (Mueller *et al*., 2010). Des indices plus récents, comme le LESA (Pease et Coughlin, 1996) ou le Canadian Land Suitability Rating System for Agricultural Crops (LSRS, Agronomic Interpretations Working Group, 1995) se sont développés pour mieux évaluer les capacités productives, notamment en prenant mieux en compte les aspects climatiques, la fertilité locale ou la mise en valeur potentielle des sols (efficience du sol à la fertilisation). Certains index sont plus directement orientés vers le repérage, non pas des capacités productives globales des sols, mais de leur limitation ou de leur adaptabilité à certain type de production, par exemple l'US capability classification (Helms, 1992). En France, les cartes de vocation agricole ont été un des outils centraux de la politique agricole à l'issue de la deuxième guerre mondiale. Si certains de ces indices peuvent fournir de l'information dans le cadre d'une politique de conservation des sols (Toth *et al.*, 2007), ils restent très perfectibles pour estimer des niveaux de production potentiels qui se rapprochent des données de production observées localement. On observe ainsi un usage croissant d'outils qui visent à fournir directement des estimations des capacités productives locales par type de culture, ou de production de biomasse en couplant des modèles de rendement spatialement explicites en fonction de données pédoclimatiques détaillées, voir Mueller *et al*. (2010) pour une liste d'exemples. L'usage de ce type de modèle à des échelles de vastes territoires (national ou international) rend les estimations de production potentielle peu fiables dès lors qu'il y a de fortes variations locales des conditions pédoclimatiques et une forte hétérogénéité des types de production agricole et des pratiques culturales. Elles sont par ailleurs limitées aux principales cultures pour lesquels des modèles de culture suffisamment fiables existent. La qualité des estimations de ces approches par modélisation est en constante évolution et un enjeu important scientifique est d'élargir la palette des fonctionnalités des sols évalués qui est un point largement traité dans la partie « Impacts sur les propriétés des sols » de l'ESCo et qui est discutée plus loin d'un point de vue plus économique et social. Même si on en reste à apprécier les conséquences de l'artificialisation sur la production agricole, la seule information sur la capacité productive des sols pour peu qu'elle soit correctement appréciée est loin d'être suffisante pour justifier une action publique ou pour définir une hiérarchie des terres à protéger.

L'exercice n'est cependant pas sans intérêt et on dispose de plusieurs évaluations internationales des pertes de capacité de production agricole liées à l'artificialisation à partir de croisement de données spatiales sur l'urbanisation passée (Aksoy *et al*., 2017 ; Malucelli *et al*., 2014 ; Gardi *et al*., 2015 ; Toth, 2012) ou sur l'urbanisation projetée (Brin d'Amour *et al*., 2017) avec des indices spatiaux de qualité des sols (Curran-Cournane *et al*., 2014) ou des modélisations spatialement explicites des capacités de production des principales grandes cultures (Aksoy *et al*., 2017 ; Toth, 2012). Panagos *et al.* (2012) indiquent que l'ESDAC (European Soil Data Centre), qui délivre des données sur le sol dans le cadre européen - largement mobilisé dans ce type d'étude - , avait fait l'objet de plus de 500 demandes d'utilisation des données à des fins de modélisation ou d'aide à l'élaboration de politique publique. Ces travaux à l'échelle internationale croisent des données sur l'évolution de l'occupation du sol à partir de données satellitaires de type Corine Land Cover, avec des indices de qualité des sols ou des capacités de production.

Toth (2012) et Aksoy *et al.* (2017) montrent à partir de données comparables en niveau de précision qu'en France, l'urbanisation se fait plutôt au détriment des terres de très bonne qualité. Toth (2012) dans un article très largement cité, analyse l'impact de l'artificialisation sur les capacités productives des sols à partir d'un croisement de l'indice de productivité du JRC (Joint Research Center, Cropland Productivity Index) issu des données du modèle SoilProd (Toth *et al*., 2011), et de l'évolution des sols via Corine Land Cover (CLC). Il estime les pertes de capacité productive entre 2000 et 2006 à 0,26% pour l'ensemble de l'Europe ; la France se situerait dans la moyenne européenne de 0,26% de perte de capacité productive, avec un équivalent par habitant également dans la moyenne, mais un volume total de perte national le plus élevé étant donnée la SAU totale de la France. De leur côté, Gardi *et al*. (2015) tentent d'évaluer une perte de production potentielle théorique de blé [Potential Agricultural Production Capability (PAPC)] pour l'ensemble de l'Europe à la résolution des NUTS2 (régions) en affectant aux pertes de terres agricoles CLC (incluant prairies, cultures permanentes, etc.) le rendement moyen en blé de la région où a été relevée la perte. Au travers de ce "proxi", qui, en assimilant toutes les terres à des zones de production de blé, est très loin de décrire la réalité de la diversité des productions agricoles, de leur distribution spatiale et de leur adaptation à la variabilité des conditions, en particulier pédologiques, Gardi *et al*. estiment à 6 millions d'équivalent tonnes de blé la perte de capacité productive du secteur agricole de 19 états européens sur la période 1990-2006, ce qui correspond à -0,81 % en 16 ans, soit -0,05 %/an. Cette valeur peu élevée et peu fiable (les variations étudiées concernent 2,8 % des surfaces à partir d'une enquête qui a un indice de fiabilité de 87 %, soit un rapport signal sur bruit de 0,2), n'empêche pas les auteurs de conclure à l'importance de l'effet direct de l'urbanisation européenne intense sur ses capacités de production alimentaire. Elle est cependant très proche des -0,26 % en 6 ans, avancés par Toth (2012) et Aksoy *et al*. (2017), obtenue avec une approche plus fine et rigoureuse.

Aksoy *et al.* (2017) reprennent les données de productivité potentielle des terres arables du modèle SOILPROD proposés par Toth (2012) en 3 classes de productivité potentielles des terres. La France avec 4 % en classe base, 28 % en classe moyenne et 68 % en classe haute, fait partie des pays avec le plus grand stock de terres avec un haut potentiel de productivité. Cependant, la répartition des surfaces artificialisées entre 2000 et 2006 se fait plutôt en défaveur des terres de très haute qualité (resp. 5,6 %, 24,2 % et 70,23 %). De ce point de vue, on observe qu'il n'y a pas de politique vraiment efficace à l'œuvre pour orienter l'urbanisation vers les terres de qualité moyenne ou basse, estimé selon cet angle. On partage ce constat pour 20 des 35 pays analysés par Aksoy *et al.* (2017). Les estimations de Aksoy *et al.* (2017) montrent également que parmi la France, l'Italie, l'Espagne et l'Allemagne qui ont des niveaux de terres arables au-delà des 10 millions d'hectares et qui sont d'un niveau de développement économique comparable, la France a le plus bas taux de terre arable impacté par l'urbanisation (0,25%). Malucelli *et al.* (2014) proposent une analyse exprimée en capacité des sols à assurer l'indépendance alimentaire des communes de l'Emilie-Romagne. S'appuyant sur des données un peu plus précises sur le sol et des modèles de rendements calés sur les rendements observés du recensement agricole de 2010, Malucelli *et al.* (2014) identifient pour chaque commune, leur capacité à assurer leur sécurité alimentaire et montre que seules 4 communes sur 154 ont accru ce potentiel.

Il est particulièrement gênant dans les travaux qui se concentrent uniquement sur les pertes de capacité productive mentionnés plus haut que l'évolution des productions observées et du stock de terres arables ne soient jamais prise en compte dans l'analyse. A l'échelle internationale, Schneider *et al.* (2009) montrent que seule l'Europe de l'Ouest a plus de 1 % des terres urbanisées, et on ne peut apprécier les impacts en termes de pertes irréversibles de terres arables sans les mettre en regard du stock global de terres arables, utilisé ou pas, et ce, particulièrement dans un contexte de déprise agricole en zone rurale où les abandons sont réversibles. Satterthwaite *et al.* (2010) rappellent par ailleurs que conjointement à l'extension des villes sur les terres arables environnantes, on observe une intensification des cultures sur les terres arables restantes qui compense généralement les pertes observées (Brin d'Amour *et al.*, 2017). En France, sur les 30 dernières années pendant lesquelles le phénomène d'artificialisation des terres agricoles a été soutenu, on n'observe pas de chute des volumes de production imputable à l'urbanisation et aucune étude scientifique n'affiche de résultats statistiques en ce sens : les pertes de capacité productive dont il est question plus haut sont bien évidemment des pertes potentielles et doivent s'analyser en termes de perte d'option dans un contexte de ressources non renouvelables, ce que ne fait pas cette littérature.

La qualité des terres agricoles fait aussi l'objet de préoccupations de la part des économistes au moins depuis le XVIIIe siècle, avec Turgot en particulier. Ricardo (1817) observe que la mise en culture de terres de qualités différentes produit des rentes sur les meilleures d'entre elles. Ces dernières permettent en effet, pour une production et des facteurs de production aux mêmes prix, de rapporter un profit supérieur. Cette observation est une illustration de l'imbrication forte qu'il existe entre la définition économique de la qualité des terres et les choix d'usage. La qualité d'une terre se définit pour un usage donné et correspond à ce qu'il reste au propriétaire (qualité privée) ou à la société (qualité sociale) des bénéfices (privés ou sociaux) une fois que l'ensemble des autres facteurs de production ont été rémunérés. Ainsi, une terre de bonne qualité pour la viticulture partage peu d'attributs naturels en commun avec une terre de bonne qualité pour les grandes cultures. Notons toutefois que cette définition économique permet de comparer les qualités entre usages puisqu'elles sont exprimées dans une unité commune, au moins conceptuellement. La définition économique de la qualité d'une terre ne dépend par ailleurs pas seulement des éléments naturels, la section suivante de ce chapitre de l'ESCo propose une revue détaillée des déterminants de la qualité économique des terres agricoles. La proximité aux zones artificialisées apparaît en outre comme un déterminant par des effets de débouché et de proximité aux services.

En France, cette question de la qualité agricole des terres a fait l'objet de réflexions importantes dans les années 1980. Reboul (1989) étudie l'effet de la technologie et des pratiques culturales sur la qualité agricole et montre les limites d'une définition stable dans le temps, y compris pour un usage donné. Il cite en particulier la Champagne crayeuse (appelée autrefois la Champagne pouilleuse) qui devenait une des plus grandes régions agricoles de France grâce à la fertilisation minérale. Un autre exemple emblématique tient en l'article 73 de la loi d'orientation agricole de 1980 relatif à la carte des terres agricoles. Cet article prévoyait la consultation de la carte « à l'occasion de l'élaboration des documents d'urbanismes et des études précédant les opérations susceptibles d'entraîner une réduction grave de l'espace agricole ou d'affecter gravement l'économie agricole de la zone concernée ». Barthélémy (Barthélémy, 1985) propose une analyse critique de la définition de la qualité des terres agricole implicite à l'élaboration de telles cartes qui préfigure leur inopérabilité. La nécessité faisant cependant loi, des références à la qualité des terres agricoles se retrouvent plus récemment dans les outils législatifs tels que la désignation de zones agricoles protégées, créées par la loi de 1999 (L112-2 du code rural) modifiée par la loi du 12-7-2010, en fonction « de la qualité des productions ou de leur situation géographique », ou encore aux remembrements ou aux périmètres de protection et de mise en valeur des espaces agricoles et naturels périurbains. Les fondements des politiques de préservation des terres agricoles de bonne qualité (*prime farmland*) basé sur les indices de qualité des sols discutés plus haut font également l'objet de nombreuses critiques aux États-Unis (Bunce, 1998; Fischel, 1982 ; Nelson, 1990).

1.2. Artificialisation et autres dimensions de la qualité agricole des terres

Il est reconnu que l'artificialisation des terres agricoles produit des externalités négatives, une condition très souvent suffisante pour que les choix privés soient sous-optimaux, justifiant ainsi l'intervention publique. Une externalité négative de l'artificialisation des terres agricoles qui fait l'unanimité tient à la perte de la valeur sociale des paysages agricoles (Brueckner, 2001). Cette externalité ne dépend pas a priori de la qualité agricole des terres. Les terres agricoles qui présentent de fortes

aménités se trouvent en général à proximité des villes (à proximité de la demande en aménités) et sont, par la continuité de l'extension urbaine, celles qui sont artificialisées en premier. Cela n'en fait pas pour autant des terres de bonne qualité agricole qu'elle qu'en soit la définition retenue. D'autres externalités sont parfois invoquées telles que (i) la sécurité alimentaire, (ii) la vitalité économique locale, et (iii) ce que l'on appelle désormais les services écosystémiques tels que la régulation de la quantité et la qualité de l'eau (Gardner, 1977 ; Lynch et Duke, 2007). Les deux premiers bénéfices sociaux dépendent *a priori* de la qualité agricole des terres et semblent des arguments légitimes pour la prise en compte de la qualité agricole des terres dans les politiques d'aménagement du territoire. Ils sont néanmoins moins consensuels car ils opèrent une séparation assez artificielle entre l'agriculture et les autres secteurs de l'économie. Cela est en particulier frappant pour le point (ii) car la vitalité locale ne dépend pas uniquement des usages agricoles de la terre et ces usages produisent en général une plus faible vitalité économique par unité de terre (que l'on raisonne en termes d'emploi mais aussi de chiffre d'affaire ou de contribution fiscale). L'isolement implicite de l'agriculture des autres secteurs de l'économie est également valable dans le point (i), qui n'est par ailleurs valable qu'en retenant une définition locale de la sécurité alimentaire. En effet, dans la majorité des secteurs de l'économie, la production est valorisée au prix de marché qui est supposé correspondre à sa valeur privée. Que l'on soit en accord ou non avec cette supposition, nous devons remarquer avec Ricardo que cet avantage économique des terres de bonne qualité agricole est pris en compte par le marché.

Le caractère irréversible de l'artificialisation est un élément également mis en avant pour préserver les meilleures terres agricoles afin de subvenir aux besoins alimentaires futurs. L'analogie avec la théorie économique de l'usage des ressources non-renouvelables permet de faire apparaître la terre agricole comme un cas particulier. Lorsque la qualité de la ressource dépend de l'usage que l'on en fait, l'ordre d'exploitation ou d'artificialisation optimal doit suivre les avantages comparatifs (Chakravorty *et al.*, 2005). La qualité agricole d'une terre définie les avantages absolus pour l'agriculture, tout comme la proximité au centre-ville définie typiquement les avantages absolus pour l'usage résidentiel. Les choix optimaux d'artificialisation doivent s'articuler en termes d'avantage comparatifs entre les usages de la même ressource. On comprend alors que l'artificialisation peut avoir lieu sur les meilleures terres agricoles dans une structure optimale où l'artificialisation est irréversible, en particulier si les avantages absolus des différents usages sont corrélés positivement dans l'espace (Ay, 2011). La distribution des différentes qualités de terre ne constitue pas en soi une source d'inefficacité et de justification pour des politiques publiques ciblées. Lorsqu'il y a de grosses incertitudes sur les bénéfices sociaux futurs de la répartition spatiale des productions agricoles, cela plaide en revanche pour se référer à des valeurs de quasi-option des terres agricoles, qui sans permettre de justifier automatiquement un statut de protection, invitent à trouver des systèmes d'incitation visant à favoriser l'urbanisation hors des espaces où les experts s'entendent sur les qualités pédologiques des sols agricoles. Par exemple, privilégier les aménagements en coteaux ou dans les espaces forestiers de moindre intérêt plutôt qu'en plaine agricole lorsque c'est possible n'implique pas forcément des coûts d'aménagements significativement plus importants : laisser le libre jeu du marché ou des interactions entre propriétaires fonciers, aménageurs et planificateurs urbains conduit à privilégier systématiquement l'urbanisation des terres avec les plus faibles coûts d'aménagement, c'est-à-dire souvent les terres agricoles : les dispositifs d'élaboration des documents d'urbanisme doivent permettre de mettre en avant ces valeurs de quasi-options, même évaluées grossièrement, pour qu'elles ne soient pas systématiquement ignorées, et qu'un principe de précaution puisse se mettre en œuvre lorsque le contexte s'y prête. Si les indicateurs sur la qualité agronomique et les capacités productives des sols sont fondés pour fournir une hiérarchie sommaire de ces valeurs d'option, en plus des autres services que rendent les terres agricoles mentionnés plus haut, il est central de mener conjointement une analyse prospective de la remobilisation des terres agricoles abandonnées en zone plus éloignées car le stock en France y est très important et ces valeurs d'option doivent aussi refléter cette potentielle remobilisation dans le cas où la rareté des terres agricoles viendrait à s'exprimer sur certains territoires péri-urbains. Dans la même optique, bien que ça puisse paraître paradoxal, il est aussi important de se donner les moyens d'analyser les déterminants du phénomène de déprise et d'abandon agricole aussi bien en zone rurale que péri-urbaine dans une expertise qui se concentre sur l'artificialisation car il conditionne le stock de terre agricole pouvant être remobiliser (voir chapitre 5 de cette partie).

1.3. Conclusion

Une lecture attentive des estimations de Aksoy *et al.* (2017) permet de montrer que pour les pays avec une plus grande rareté des stocks de terres de bonne et moyenne qualité, les effets de l'artificialisation sont très contrastés. Parmi les pays avec moins de 15% de terres de très bonne qualité, i) on identifie des pays réussissant, par le jeu des marchés agricoles et fonciers et/ou des politiques d'aménagement, à privilégier les terres de qualité moindre pour l'urbanisation nouvelle. C'est par exemple le cas de Chypre, qui préserve intégralement ses terres de très bonne qualité et pour la Hongrie et le Kosovo qui ont des taux d'artificialisation relatifs beaucoup plus élevés pour les terres de moyenne et basse qualité ; ii) à l'inverse d'autres pays, comme le Portugal, la Lettonie et la Lituanie ne permettent pas aux arbitrages de se faire dans le sens de la préservation de ces terres de bonnes qualité malgré leur relative rareté ; iii) voire, pour l'Espagne et la Bosnie-Herzégovine, on observe relativement plus d'artificialisation sur les terres de très bonne qualité. Naturellement, les contextes de marché, les dispositifs règlementaires et les politiques de planification urbaine de ces différents pays sont très hétérogènes et des études plus approfondies sont nécessaires pour identifier les facteurs comportementaux et les dispositifs réglementaires qui permettent de mieux révéler et prendre en compte la valeur d'option de la préservation des terres agricoles de meilleures qualités.

Les recherches doivent être poursuivies sur la structure dynamique de l'artificialisation, en particulier par son caractère irréversible, en lien avec les attentes environnementales. Les demandes futures sont non connues actuellement, et

l'artificialisation actuelle peut se révéler contraignante dans le futur sous l'hypothèse d'une extensification ou d'un verdissement de l'agriculture qui demanderait plus de surface pour une même production.

Enfin, notons que les valeurs d'option à étudier sont ici très dépendantes des objectifs à atteindre sur le plan de la sécurité alimentaire et sur les échelles à lesquelles la société (le législateur) souhaite que cette sécurité alimentaire soit mise en œuvre. Sans des objectifs suffisamment précis et clairs dans ce domaine, l'analyse de ces valeurs d'option n'a qu'un sens et une portée limitée.

2. La rente agricole et ses facteurs[2]

Auteur : Jean Sauveur Ay

La sédentarisation des populations à partir du néolithique a progressivement fait de l'agriculture une utilisation privilégiée de la terre (Barbier, 2011 ; Foley *et al.*, 2005). L'agriculture que nous connaissons aujourd'hui à travers le monde est souvent éloignée de ses formes initiales, elle n'en reste pas moins dépendante de la disponibilité en terre. Cette section passe en revue les principaux éléments bibliographiques sur la valorisation de la terre par l'agriculture. Pour traiter ce vaste sujet dans l'espace et le temps impartis, je concentre l'analyse sur les déterminants du prix de la terre agricole en tant que mesure de la valeur agricole (ou rente agricole). Ce choix méthodologique, étayé dans les paragraphes ci-dessous, admet pour avantage de relier le secteur agricole avec les usages urbains de la terre étudiés par ailleurs dans l'ESCo. Cela permet de synthétiser les facteurs qui influent sur le prix des terres agricoles de manière unifiée (voir Tab:1 en conclusion) afin d'évaluer les sources économiques de résistance ou d'absence de résistance de l'agriculture face aux usages urbains.

Selon les Comptes de patrimoine de l'économie nationale de l'INSEE, les terrains cultivés représentent une valeur de 481,5 milliards d'euros en 2015 alors que la valeur des terrains supportant des bâtiments est presque 10 fois supérieure (4782,5 milliards d'euros). Sachant que les terres agricoles représentent environ 28 millions d'hectares et les terres bâtis 5 millions (TERUTI-LUCAS, SSP), le différentiel à l'unité de surface est 55 fois supérieur pour le bâti (1,72 euro/m² contre 95,5 euro/m²). De forts différentiels existent toutefois au sein de ces deux champs (statistiques) abordés d'un point de vue macroéconomique par les comptes de patrimoine. Le prix de la terre agricole libre est distribué entre 0,14 euro/m² dans le Haut-Jura et 140 euro/m² pour une vigne en Appellation d'Origine Contrôlée Premier Cru en Bourgogne (Nouvelles séries de prix des terres, SSP-SAFER). Les terrains actuellement convertis vers l'urbain ne sont par ailleurs pas directement comparables à l'ensemble des surfaces bâties. Le prix d'un terrain pour y construire une maison individuelle se situe entre 19 euro/m² dans le limousin et 200 euro/m² en Île-de-France (Enquête sur le prix des terrains à bâtir, SOeS).

Sachant l'offre totale de foncier à peu près fixe, la littérature économique étudie principalement le fonctionnement du marché de la terre sous l'angle de sa demande (Ay, 2011). Il existe certaines exceptions où l'offre et la demande de terre sont spécifiquement considérées pour différents usages de la ressource, mais l'offre de terre pour un usage n'est que le miroir des demandes pour des usages alternatifs (Evans, 2008 ; Wiltshaw, 1985). Ainsi, l'allocation de la terre et son prix sont supposés issus de l'interaction entre des demandes exclusives en compétition pour l'usage d'une ressource limitée. Ce raisonnement fait consensus au sein des économistes et fait du modèle de la valeur présente (MVP, (Gordon and Shapiro, 1956), en lien avec la théorie de valorisation des actifs, la pierre angulaire de l'analyse économique relative au prix de la terre agricole. Le MVP considère que le prix actuel de la terre est la valeur actualisée des revenus futurs que sa propriété permet de recevoir. Les contours de propriété foncière étant variables dans le temps et l'espace, il est clair que les implications empiriques du MVP sont différentes selon les lieux et les époques.

Le MVP est néanmoins un outil analytique puissant, qui permet de présenter le prix de la terre comme un indicateur inter-temporel de la valeur sous-jacente que les individus, et les agriculteurs en particulier, placent dans la terre. Cela est d'autant plus important que les préférences des individus sont généralement hétérogènes et que la valeur qu'ils associent à la terre possède des déterminants multidimensionnels et imbriqués. Le MVP attribut un fort contenu informationnel au prix de la terre (Ay and Latruffe, 2017), ce qui me permet ici de passer en revue un grand nombre de déterminants de la rente agricole de manière relativement harmonisée. Notons que les hypothèses sous-jacentes au MVP pour étudier le prix de la terre agricole ont été formellement testées par de nombreux travaux académiques dans les années 1980 et 1990. Sur la base de séries temporelles et de données agrégées, les résultats ne sont pas univoques (Campbell and Shiller, 1987 ; Falk, 1991 ; Nickerson *et al.*, 2012). Récemment, une revue de littérature (Nickerson and Zhang, 2014) constate que les résultats en contradiction avec le MVP (Clark *et al.*, 1993 ; Falk, 1991 ; Tegene and Kuchler, 1993) sont principalement dus à l'utilisation de données agrégées, et sont établis sur la bases d'hypothèses statistiques ad hoc nécessaires pour arriver à des tests formels. D'autres travaux récents (Erickson *et al.*, 2008 ; Gutierrez *et al.*, 2007) ont par ailleurs montré que la prise en compte des ruptures de série et des revenus futurs ne permettent pas de rejeter le PVM sur les données historiques aux États-Unis.

Dans la suite de cette section, sont distingués les facteurs internes et les facteurs externes de la valeur des terres agricoles. Les premiers sont directement en lien avec l'usage agricole indépendamment des interactions dans l'espace. Ils regroupent les caractéristiques biophysiques de la terre, les inputs et les outputs agricoles, ainsi que les politiques agricoles. Les facteurs

[2] Cette section contient des paragraphes directement traduits d'un document de travail co-écrit avec Laure Latruffe (INRA) "The empirical content of the present value model: A survey of the instrumental uses of farmland prices" (Factor Markets Working Paper No 55).

externes concernent les facteurs non agricoles qui impactent aussi la valeur agricole. Ces déterminants peuvent être urbains ou naturels, mais également issus des institutions.

2.1. Facteurs internes à l'agriculture

2.1.1. Facteurs biophysiques

Sachant l'activité agricole encore dépendante des conditions biophysiques qui prévalent sur le lieu de production (Hornbeck, 2012) ces conditions impactent à leur tour la valorisation qui est faite de la terre par l'agriculture. Les terres cultivées par l'agriculture représentent en France 8,5 % de la valeur totale des actifs naturels (Comptes de Patrimoine 2015 – INSEE). Cette dépendance a eu une importance majeure dans le développement d'une pensée économique (avec les auteurs classiques tels que Adam Smith, David Ricardo ou Thomas Malthus), mais se poursuit encore aujourd'hui dans les travaux économétriques sur les déterminants du prix des terres agricoles. Les premières approches économétriques datent du début des années 1980, où les auteurs cherchaient à estimer les valeurs unitaires des caractéristiques biophysiques des sols pour la production agricole. Aux États-Unis, les effets de la profondeur des sols et du pH sur le prix de la terre sont étudiés en prenant en compte les interactions potentielles avec l'érodibilité (Miranowski and Hammes, 1984). De nombreux travaux ont suivis pour également montrer l'importance des attributs biophysiques tels que l'altitude (Maddison, 2000), la pente (Gardner and Barrows, 1985), le risque d'érosion (Ervin and Mill, 1985 ; Palmquist and Danielson, 1989), ou la qualité des sols (Xu *et al.*, 1993). Les variables biophysiques ne se révèlent pas toujours significatives, mais un résultat invariant est que les effets sont hétérogènes, selon les usages agricoles mais aussi selon les régions pour un même usage. Pour le département de la Côte-d'Or (France), des travaux (Ay *et al.*, 2012) sur le prix des terres agricoles transmises par les Sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (SAFER) obtiennent que l'ensemble des attributs biophysiques représentent entre 35 et 60% des variations de prix des terres agricoles. Une autre contribution importante utilise le MVP pour étudier la capitalisation des attributs biophysiques de la terre (fertilité naturelle, climat, rétention de l'eau, entre autres) et estimer leur valeur agrégée pour l'ensemble de États-Unis à partir d'un ensemble assez limité de données sur le prix de la terre (Peterson, 1986).

Le climat fait également l'objet d'une attention particulière pour son effet sur la valorisation agricole de la terre, en particulier en lien avec le réchauffement climatique (Cline, 2007 ; Mendelsohn *et al.*, 1994). La méthode économétrique utilisée est directement issue du MVP et consiste, à partir d'un modèle de régression du prix de la terre agricole en fonction des conditions climatiques actuelles, à projeter dans le futur la valeur de la terre selon différents scénarios et modèles climatiques. Cette méthode en forme réduite permet en particulier de prendre en compte l'adaptation des pratiques agricoles aux conditions climatiques puisque l'agriculture observée aujourd'hui est le produit de cette adaptation. Cela permet en particulier de proposer une approche complémentaire aux études agronomiques qui doivent modéliser explicitement l'adaptation (Carleton and Hsiang, 2016). La dépendance de l'agriculture mondiale au climat peut être ainsi caractérisée sur la base de données relativement parcimonieuses, ce qui a permis de nombreuses applications (Darwin, 1999 ; Fezzi and Bateman, 2015 ; Reinsborough, 2003 ; Sanghi and Mendelsohn, 2008 ; Van Passel *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2009). En France, des travaux couplent l'influence du climat sur le prix de la terre agricole et sur les choix d'usage du sol dans une analyse en termes de scénarios d'évolution à l'horizon 2050 (Ay *et al.*, 2014). En prenant en compte l'extension de l'urbain (+1 million d'ha), il apparaît que les cultures annuelles et les forêts progresseront (respectivement +1 et +1,5 million d'ha) au détriment des prairies et des cultures pérennes (respectivement -2,5 et -0,3 millions d'ha). Pour le département de la Côte d'Or, les variables climatiques sont également présentées comme ayant des effets importants sur la valorisation agricole de la terre (Martin and Vaitkeviciute, 2016).Les effets du climat ne sont par ailleurs pas limités aux cultures annuelles ou aux prairies, des effets sur les choix des éleveurs et sur les choix d'autres cultures pérennes ont également été trouvés dans la littérature (Jaramillo *et al.*, 2013 ; Seo and Mendelsohn, 2008).

2.1.2. Facteurs de production (input)

En addition des attributs intrinsèques de la terre, les choix d'inputs externes peuvent se substituer ou complémenter la fertilité naturelle des sols. Il n'y a pas de consensus dans la littérature sur le sens de l'interaction, certains travaux présentent les inputs comme plus efficaces sur les terres de bonne qualité biophysique (complémentarité) alors que d'autres montrent le contraire (substituabilité) (Sunding and Zilberman, 2001). La plupart des inputs étant reproductibles et librement transférables entre les parcelles, ils ne sont théoriquement pas capitalisés dans le prix de la terre. Un travail récent montre cependant que, malgré les innovations technologiques en agriculture qui ont eu lieu entre 1945 et 2002, les caractéristiques biophysiques continuent d'influencer fortement le prix des terres aux États-Unis (Hornbeck, 2012). Cela revient à conclure que les caractéristiques biophysiques ne sont pas devenues moins chères, et l'innovation technologique n'a pas réduit les avantages ou désavantages naturels. Sur les inputs relatifs à la fertilisation et la prévention des maladies, relativement peu de travaux quantitatifs sur leurs effets sur le prix de la terre sont disponibles, si ce n'est en lien avec des politiques de limitation et de contrôle qui seront abordées dans la Sec:2d sur les politiques agricoles.

L'eau est considérée comme un input dans la fonction de production agricole, dont la disponibilité est partiellement couplée au foncier. La ressource peut être présente sur le site ou acheminée pour l'irrigation. Cette disponibilité impacte les revenus espérés de la terre agricole, ce qui impacte le prix de la terre selon le MVP. De nombreux travaux ont montré que la présence d'eau souterraine augmente fortement le prix de la terre (Buck *et al.*, 2014 ; Faux and Perry, 1999). Le prix de la terre observé

est même parfois utilisé pour estimer indirectement le consentement à payer pour l'accès à l'eau (Koundouri and Pashardes, 2003).Les investissements réalisés pour améliorer la qualité d'un terre sont également montrés dans la littérature comme impactant le prix de la terre. Il s'agit en particulier de la taille des parcelles (Elad *et al.*, 1994), des forages (Hornbeck and Keskin, 2014), ou des travaux de drainage (Palmquist and Danielson, 1989).

2.1.3. Facteurs de débouchés (output)

La présence de débouchés pour les productions agricoles (en termes de consommation mais aussi de transformation) a été reconnue dès le XIXème siècle comme impactant l'utilisation et la valorisation de la terre agricole. Selon le MVP, les revenus résiduels une fois l'ensemble des inputs non fonciers rémunérés se capitalisent dans le prix de la terre, et il est ainsi pour les avantages comparatifs en termes de débouchés (Phipps, 1984). Les revenus directement issus de l'activité agricole expliquent aux États-Unis plus le prix de la terre que la démographie (Salois *et al.*, 2012). Les signes de qualité permettent également la valorisation de l'activité agricole. Cette question a été principalement abordée pour le cas de la vigne, avec des résultats non univoques. Les indications géographiques peuvent avoir un impact fort sur le prix de la terre (Ashenfelter and Storchmann, 2010 ; Cross *et al.*, 2011), qui peut même bien dépasser celui des éléments biophysiques (Gergaud and Ginsburgh, 2008).Dans la région de Bordeaux, par contre, l'effet des appellations d'origine contrôlé n'est majoritairement pas significatif (Péres, 2009). L'auteure interprète ces résultats comme une incapacité à répondre de manière suffisante à la pression urbaine, via une hausse significative des prix des terres.

L'effet de la présence d'infrastructure de transport et plus généralement de constructions publiques sur l'activité agricole a été étudié relativement tôt sur la base du MVP et de modèles hédoniques sur les déterminants du prix des terres agricoles (Pines and Weiss, 1976). Ainsi, des estimations économiques ont été fournies sur l'effet de la construction de routes (Pardew *et al.*, 1986), de la mise en place de lignes électriques (Colwell, 1990), de la présence de sites nucléaires (Folland and Hough, 1991), de transports ferroviaires (Knaap *et al.*, 2001), ou d'usine de transformation en agro-carburants (Henderson and Gloy, 2009). Tous ces travaux obtiennent des effets statistiquement significatifs avec des signes qui dépendent du caractère désirable de ces constructions. La présence d'une route pavée à proximité d'une parcelle augmente son prix de 30% (Pardew *et al.*, 1986). Les effets de l'extension du réseau autoroutier, non limités à l'agriculture, ont également été étudiés, par exemple en Chine (Song *et al.*, 2016) et en France (Barré, 1997). Ces résultats suggèrent d'une part que la capitalisation des infrastructures peut décourager l'extension urbaine en augmentant la rente agricole mais ces mêmes infrastructures rendent les usages urbains économiquement plus désirables. L'effet net sur l'extension spatiale des usages urbains dépend des avantages comparatifs que les infrastructures apportent à chacun des usages.

2.1.4. Politiques agricoles

Les politiques agricoles constituent dans les dernières décennies une application privilégiée du MVP pour étudier leurs effets sur le prix de la terre agricole. L'incidence des subventions ou autres formes de soutiens sur l'inflation du prix de la terre fait l'objet d'une littérature abondante. En effet, l'existence de taux de capitalisation différenciés sur le prix de la terre donne une indication des distorsions économiques générées par ces politiques de soutiens à l'agriculture (Floyd, 1965).Les premiers travaux ont trouvés un effet relativement importants des subventions agricoles, presque de l'ordre de 1 pour 1 dans le prix de la terre (Barnard *et al.*, 1997 ; Lence and Mishra, 2003). La prise en compte de l'endogénéité dans la distribution des subventions a revu les effets à la baisse pour un effet de l'ordre de 0-50% (Kirwan, 2009 ; Michalek *et al.*, 2014).Pour le cas français, en lien avec la Politique Agricole Commune Européenne qui prévaut depuis les années 1950, les supports couplés initiaux (prix garantis, quotas) et les subventions découplées de la production qui ont suivies (mais qui restent attachées au foncier) ont des effets différenciés sur les taux de capitalisation de la terre et sur la redistribution entre les fermiers et les exploitants (Latruffe and Le Mouël, 2009).La pérennité des soutiens à l'agriculture dans le temps est aussi un élément important de la valeur du foncier. En Ontario entre 1947 et 1993, les subventions agricoles apparaissent actualisées moins fortement que les revenus issus de l'activité agricole, ce qui indique qu'elles sont considérées plus pérennes par les agriculteurs (Weersink *et al.*, 1999).Les croyances sur la stabilité temporelle des politiques agricoles peut avoir des effets importants sur le prix de la terre et la pérennité de l'activité agricole (Goodwin *et al.*, 2003).

En parallèle aux soutiens monétaires de type subventions, les quotas apparaissent également comme impactant assez fortement le prix de la terre. Un première approche a étudié les attributions de droits pour la culture du tabac entre 1934 et 1962 aux États-Unis (Seagraves, 1969). Les effets obtenus de ces droits sur le prix de la terre agricole sont importants, et sont attribués à la rente additionnelle que leur détention permet de générer. Les autres quotas et permis impactent également le prix de la terre agricole, que ce soient les quotas sucriers ou le gel des terres aux États-Unis (Taylor and Brester, 2005 ; Wu and Lin, 2010) les droits d'épandage en France (Le Goffe and Salanié, 2005), ou les limites en termes de nitrates aux Pays-Bas (Vukina and Wossink, 2000). Pour la directive Nitrate en Union Européenne, les agriculteurs sont contraints par la charge du bétail et donc leur niveau de production. Inversement, les effets d'aménité qui augmentent l'offre de bénéfices écologiques peut générer des revenus additionnels de la terre (Nickerson and Lynch, 2001).Les auteures montrent en particulier que les prix de la terre ne sont pas impactés par des réglementations qui ne sont pas jugées contraignantes par les agriculteurs.

2.2. Facteurs externes à l'agriculture

2.2.1. Influence de la ville

La proximité aux aires urbaines constitue à la fois une opportunité et une menace pour les activités agricoles (Livanis *et al.*, 2006 ; Wu *et al.*, 2011). Les avantages de la proximité à la ville sont en liens avec les marchés locaux (en inputs et outputs), qui permettent en outre aux exploitations de maintenir leur activité par une spécialisation sur des produits à haute valeur (Shi *et al.*, 1997 ; Wästfelt and Zhang, 2016). Mais l'influence de la ville peut aussi être défavorable à l'activité agricole au travers de la compétition pour l'usage de la terre et les effets de débordement spatiaux tels que la segmentation de l'espace par des voies de circulation ou des contraintes sur les effets indésirables de l'activité agricoles (bruits, odeurs) (Gardi *et al.*, 2015). La littérature considère généralement que la proximité à la ville a un effet positif sur les revenus agricoles et la valeur de la terre. Cependant, les approches économétriques permettant d'obtenir ce résultat sur la base du MVP doivent contrôler les effets d'anticipation liés au changement d'usage vers l'urbain, ce qui va souvent de pair avec une plus-value sur la terre (Cavailhès and Wavresky, 2007 ; Geniaux and Napoléone, 2011). Du point de vue de l'information contenue dans le prix de la terre, Salois et al. (Salois et al., 2012) montrent que le prix de la terre agricole est plus fortement impactée par les changementsde la distribution des revenus agricoles que de ceux des revenus urbains potentiels (). Cependant, ce résultat n'est pas valable pour toutes les régions aux États-Unis et pour l'ensemble de la période étudiée.

Quelle que soit la raison (débouché, approvisionnement ou anticipation), la forte valeur de la terre observée à proximité des villes impacte les combinaisons productives choisies par les exploitations agricoles. Dans les espaces sous influence urbaine, la terre est typiquement substituée par du travail ou du capital non foncier, et il s'observe une agriculture plus intensive. Ce phénomène est présent en France (Cavailhès and Wavresky, 2007), en Chine (Jiang *et al.*, 2013), et dans certaines régions méditerranéennes (Perrin, 2013). En France, ce phénomène se produit sur l'ensemble des cultures agricoles et pour l'ensemble des villes. La proximité à la ville peut avoir des effets négatifs sur l'agriculture par la diminution de l'horizon temporel sur lequel se basent les décisions des agriculteurs. La littérature appelle ce phénomène le syndrome d'impermanence (Adelaja *et al.*, 2011). Cela implique que les agriculteurs sous-investissent dans leur activité, ce qui contribue à en diminuer la valeur potentielle. En effet, la proximité à la ville est une source d'incertitude pour la pérennité de l'activité agricole et donc pour la durée d'amortissement des investissements. Sachant que le changement d'usage est souvent irréversible et associé à une hausse de la valeur de la terre, les conditions favorables à l'apparition d'une valeur d'option sont réunies (Capozza and Helsley, 1989); (Cunningham, 2006). La valeur d'option s'ajoute à la valeur de l'activité agricole, elle provient de la possibilité d'attendre l'arrivée de nouvelles informations sur la valeur urbaine de la terre avant de faire le choix de conversion ou de vente. Des modèles économétriques ont été construits pour estimer la part de la valeur d'option dans les prix observés des terres agricoles (Plantinga *et al.*, 2002; Plantinga and Miller, 2001). Les résultats vont dans le sens de la présence d'une valeur d'option qui retarde l'urbanisation sans pour autant être source de valeur pour l'activité agricole, si ce n'est par des effets de capacité de financement lié à la valeur de la terre en tant que sous-jacent (Cavailhès *et al.*, 2011 ; Guiling *et al.*, 2009).

2.2.2. Influence de la nature

Les espaces naturels à proximité des terres agricoles présentent des effets de débordement, qui peuvent être positifs ou négatifs, mais généralement de moindre ampleur que les déterminants présentés ci-dessus. Une parcelle de terre agricole bénéficie des attributs des parcelles voisines par des effets d'aménité comme les espaces ouverts ou les services écosystémiques (Boyd *et al.*, 2016). La présence d'aménités scéniques et la présence d'habitats naturels influent positivement la valeur des terres agricoles (Bastian *et al.*, 2002).Les services écosystémiques fournis par les zones naturelles (lacs, rivières, forêts et zones de conservation) impactent positivement les prix des terres agricoles, ce qui indique des effets positifs pour l'activité (Ma and Swinton, 2011). Pour les États-Unis dans leur ensemble, le prix de la terre agricole est déterminé par les aménités récréatives et les aménités naturelles associées (couverture forestière ou licence de chasse associées) (Borchers *et al.*, 2014). Il se trouve également que les facteurs naturels ont relativement plus d'importance pour les terres agricoles à forte valeur (Uematsu *et al.*, 2013). Le développement du tourisme rendu possible par les espaces naturels et forestiers est aussi source de valeur pour l'agriculture (Williams and Shaw, 2009). Les loisirs associés aux espaces naturels ont également des effets sur la valeur des terres agricoles, ce qui peut les protéger du changement d'usage du sol (Henderson and Moore, 2006). Dans le cas des services récréatifs, l'existence d'un droit de propriété (via un permis de chasse et un droit d'entré par exemple) est une condition souvent nécessaire que ces avantages naturels contribuent à la valeur de la terre.

L'influence de la nature sur la valeur agricole et le prix de la terre passe également par les politiques relatives à la gestion des espaces naturels. Les politiques de conservation des zones humides (Shultz and Taff, 2004) ou de la forêt aux États-Unis (Choi *et al.*, 2011), au Brésil (Ferez *et al.*, 2015) ou en Côte d'Ivoire (Ehui and Hertel, 1989) produisent des effets sur le prix de la terre. En France, les zonages environnementaux n'ont par ailleurs pas d'effets observables sur l'activité agricole, le déclin de la population agricole et du nombre d'exploitations qui y est observé ne semble donc pas imputable à la présence de tels zonages (Geniaux and Napoléone, 2011).Les politiques de conservation peuvent néanmoins augmenter la rareté locale de la terre et, par des rétroactions des marchés fonciers, augmenter le prix de la terre (Armsworth *et al.*, 2006). Les contraintes sur l'activité agricole associées aux servitudes sur la préservation de la nature ont également été étudiées (Lawley and Towe, 2014). La proximité aux espaces naturels est également source de risque, en lien avec des contaminations (Boisvert *et al.*, 1997), ou des espèces invasives (Horsch and Lewis, 2009).

2.2.3. Influence des institutions

Le contexte institutionnel, au travers de la définition des droits de propriété et des droits d'usage de la terre, modifie sensiblement la valorisation de la ressource par l'agriculture (Deininger and Feder, 2001). Ces éléments étant fortement variables dans le temps et l'espace, les éléments bibliographiques sont contextuels et leur validité externe plus discutable que précédemment. Historiquement, les parcours collectifs étaient source de valeur pour l'agriculture sans faire l'objet de transactions sur les marchés fonciers. L'arrivée du barbelé (Hornbeck, 2010) ou des droits de pâturages (Egan and Watts, 1998) a permis d'établir des droits de propriété et d'usage qui encadrent leur usage. Dans les analyses empiriques, la sécurisation des droits de propriété et d'usage produit une augmentation de la valeur agricole de la terre. Le tracé du parcellaire, qui est souvent un préalable à l'établissement des droits de propriété, a aussi un rôle sur le prix de la terre et sur la valorisation agricole (Libecap and Lueck, 2011).La propriété foncière peut exclure des participants spécifiques directement (en Grèce, les personnes d'autre nationalité ont besoin d'une autorisation spéciale pour acheter de la terre) ou indirectement en imposant des restrictions sur la taille des parcelles ou les prix (en Lituanie les transactions foncières ne peuvent pas dépasser 500 ha) (Swinnen *et al.*, 2016). Il est en particulier montré que l'incorporation des aspects institutionnels, des règles sur les transactions foncières, ou du contexte de gouvernance augmente le pouvoir explication du MVP sur le prix de la terre (Woestenburg *et al.*, 2014).

L'organisation institutionnelle des transactions foncières a aussi été étudié pas ses liens avec le prix de la terre. L'angle d'approche principalement utilisé revient à analyser les coûts de transaction dans les achats/ ventes de terres agricoles (Chavas and Thomas, 1999 ; De Fontnouvelle and Lence, 2002 ; Lence and Miller, 1999). De manière intuitive, la présence de coûts de transaction est répercutée dans le prix de la terre, ce qui implique une plus grande rigidité du marché foncier, avec la non-réalisation de transactions potentiellement mutuellement profitables. Ces coûts de transaction peuvent contribuer à des distorsions dans l'allocation du foncier pour l'agriculture. En France, les SAFER ont un droit de préemption lors d'une transaction foncière, et les transactions foncières sont souvent associées à des taxes (droits de succession) qui peuvent impacter la valeur de la terre pour l'agriculture. Ces éléments doivent être comparés aux avantages redistributifs et à la gestion des externalités (positives et négatives) associées à l'usage de la terre. De plus, cette régulation des transactions n'est qu'une partie de l'ensemble des dispositifs sur la gestion du foncier qui compte aussi le statut du fermage et le contrôle des structures agricoles (Boinon, 2011).

2.3. Conclusion

Le marché du foncier agricole est un observatoire privilégié pour la valorisation agricole de la terre. Cette section a dressé un panorama de la littérature sur les déterminants du prix des terres agricoles. Étant donné la taille de cette littérature, l'exhaustivité n'est certainement pas atteinte. Nous avons distingué les déterminants internes et externes à l'agriculture afin de structurer la littérature. Les déterminants macro-économiques tels que le taux d'intérêt ou la croissance n'ont pas pu être intégrés à cette structure. En fait, ils apparaissent comme faiblement explicatifs des dynamiques agrégées du prix de la terre agricole, relativement aux rendements internes et en particulier les revenus agricoles (Alston, 1986 ; Burt, 1986 ; Gutierrez *et al.*, 2007). Un rapport récent du département d'état en charge de l'agriculture aux États-Unis (USDA) (Nickerson *et al.*, 2012) fait le point sur cette question. Le Tableau 1 propose une synthèse de la bibliographie, en reportant la localisation des études empiriques. Nous obtenons une surreprésentation des travaux sur les États-Unis, un pays qui a beaucoup investi dans les travaux sur le prix de la terre agricole. Le caractère transposable de ces différents déterminants doit être abordée dans les détails, car il est dépendant du contexte économique et réglementaire, en lien avec les méthodes empiriques utilisées.

Nous concluons cette section par les limites associées à notre choix méthodologique de lister les déterminants des revenus agricoles en lien avec le prix de la terre. Nous avons vu que le prix de la terre pouvait être un indicateur de la valeur agricole, mais certains éléments peuvent remettre en cause cette équivalence. Nous avons déjà vu (Sec:3a) que la présence d'anticipation de conversion rend l'identification économétrique des effets de la proximité urbaine difficile. Il en est de même pour les relations interpersonnelles qui peuvent exister entre les acheteurs et les vendeurs (Sec:3c). En effet, le type de propriétaires impacte les prix observés et les décisions de conversion plus que les caractéristiques individuelles des parcelles (Barnard and Butcher, 1989).Cela peut entraîner des traitements préférentiels, avec en particulier une diminution des prix observés qui peuvent sous-estimer la vrai valeur de la terre pour l'agriculture. Des auteurs ont montré que le prix de la terre est sensiblement plus faible lorsque la transaction implique les membres d'une même famille (Perry and Robison, 2001). Ces éléments perturbateurs du contenu informationnel du prix de la terre pour analyser la valeur agricole sont probablement plus important que pour les autres actifs, sachant la fixité géographique de la ressource (Elad *et al.*, 1994 ; Kostov, 2010).

Une deuxième limite est en lien avec les asymétries d'information qui peuvent exister entre les vendeurs et les acheteurs (Barnard and Butcher, 1989 ; Dunford *et al.*, 1985). L'hypothèse de disposition et de partage de l'information est nécessaire pour utiliser toutes les propriétés du MVP. Certains travaux ont montré l'importance de l'information sur l'expression des consentements à payer réels dans les transactions foncières (Pope, 2008). Il y a un rôle potentiellement important pour l'intervention publique et la régulation foncière d'acquérir cette information (souvent non observable sans coût) et la rendre disponibles aux acteurs des marchés fonciers, agriculteurs ou citoyens (Ay, 2015).

Des recherches aux États-Unis montrent que les zones avec une forte valeur agricole de la terre présentent des villes plus compactes (Brueckner and Fansler, 1983) ; réactualisé dans McGrath (McGrath, 2005). Les déterminants de la valorisation

agricole de la terre constituent donc autant de leviers pour influencer l'usage de la terre, que ce soit pour renforcer la résistance de l'agriculture ou la fragiliser. Le cadre PVM met en avant l'importance du caractère inter-temporel de la valorisation de la terre par l'agriculture. Il assure également la pertinence du prix de la terre comme mesure de la valeur agricole d'une terre, avec les réserves exprimées dans cet article toutefois.

Tableau 1. Les déterminants de la valorisation du foncier par l'agriculture (source : Jean-Sauveur Ay)

DÉTERMINANTS	EFFETS	LOCALISATION [RÉFERENCE]
Internes à l'agriculture :		
Qualité du sol	+++	États-Unis [54, 94, 124] ; France [9] ; Grande Bretagne [81]
Climat	+++	Brésil et Inde [102] ; Canada [100] ; Chine [116] ; États-Unis [83] ; Europe [114] ; France [8, 82] ; Grande Bretagne [49] ; Monde [31]
Inputs	0	États-Unis [64]
Disponibilité en eau	+++	Chypre [72] ; États-Unis [47, 19]
Drainage	+	États-Unis [89]
Taille des parcelles	+++	États-Unis [42]
Risque d'érosion	−	États-Unis [44, 89]
Démographie	+	États-Unis [101]
Signes de qualité	0/+++	Allemagne [4] ; États-Unis [33] ; France [91]
Usines de transformation	+	États-Unis [61]
Infrastructures	+/+++	Chine [107] ; États-Unis [90, 32, 70] ; France [13]
Subventions agricoles	+/+++	États-Unis [12, 77, 69] ; Europe [84]
Quotas et permis	+++	États-Unis [103, 110] ; France [75] ; Pays-Bas [115]
Externes à l'agriculture :		
Proximité à la ville	+/+++	États-Unis [79]
Incertitude, impermanence	−/+	États-Unis [97] ; France [25]
Aménités naturelles	+	États-Unis [14, 80, 17] ; France [35]
Tourisme et loisirs	+	États-Unis [62] ; France [35]
Politiques de conservation	0/+	Brésil [48] ; Côte d'Ivoire [41] ; États-Unis [106, 29] ; France [56]
Risque environnemental	0/−	États-Unis [16, 66, 74]
Droits de propriété	−−−/+++	États-Unis [40, 63] ; Europe [109] ; Pays-Bas [120]
Statut du fermage	0/+	France [15]
Morcellement	−	États-Unis [78]
Relations personnelles	−−−	États-Unis [93, 112] ; Irlande [71]
Coûts de transaction	−	États-Unis [37]
Taux d'intérêt	0/+	États-Unis [2, 20, 60]
Croissance du PIB	+++	États-Unis [2, 20, 86]

Notes: Pour la colonne EFFETS, +++ indique un effet positif important du déterminant, + pour un effet positif significatif, 0 pour un effet négligeable, − pour négatif, et −−− pour négatif important.

3. Aménités et pression foncière le long du continuum urbain-rural

Auteurs : Ghislain Géniaux, Julien Salanié

Les phénomènes d'artificialisation des sols sont majoritairement drainés par les choix de localisation des ménages et des entreprises. Depuis la seconde guerre mondiale, on observe deux grandes tendances qui contribuent à la relocalisation de la pression foncière sur le territoire national. La première est le développement urbain, rapide, qui s'effectue au détriment des zones naturelles et agricoles. C'est un phénomène mondial et depuis 2008, pour la première fois de l'humanité, plus de la moitié de la population mondiale vit en milieu urbain (ONU, 2009). En France, la part de la population urbaine est passée de 55% en 1950 à 77% aujourd'hui et elle devrait atteindre 87% en 2050 (ONU, 2009). 75% des européens vivent en ville (EEA, 2006), contre 84% des américains (Mackun *et al.*, 2011).

La seconde tendance est l'accroissement de la taille des villes et leur déconcentration. Comme le montrent Irwin et Bockstael (2007) sur une analyse de l'urbanisation dans l'état du Maryland aux Etats-Unis entre 1973 et 2000, l'urbanisation ne se fait pas de manière contiguë mais par fragmentation de la tâche urbaine, de plus en plus loin des centres urbains. Ce phénomène s'observe également en Europe où la densité moyenne des villes a diminué de 2,6% entre 1991 et 2001 (Patacchini et Zenou, 2009). Ce phénomène est parfois identifié comme étant de l'étalement urbain (Nechyba et Walsh, 2004) bien que pour d'autres auteurs l'étalement urbain puisse prendre des formes très variées (Galster *et al.*, 2001). On retrouve ces tendances en France. Comme le documente Bisault (2009), sur les 807 000 ha de terres artificialisés entre 1992 et 2004, plus de la moitié (50,8%) est le fait du développement de l'habitat individuel.

Ces tendances sont déterminées par des phénomènes économiques puissants mais n'ont pas la même ampleur dans différentes régions (Baccaïni et Sémécurbe, 2009). Dans ce chapitre, nous faisons une revue du rôle que jouent les aménités sur ces deux tendances. **La pression foncière est la résultante de deux facteurs : la taille de la population et la consommation individuelle de foncier**. La taille de la population dépend essentiellement de la démographie et des migrations. La consommation individuelle de foncier dépend pour beaucoup des revenus du fait que c'est un bien normal, c'est-à-dire un bien dont la consommation augmente avec le revenu[3]. Les différences spatiales de pression foncière dues aux aménités dépendent donc de l'influence des aménités sur ces deux facteurs. Cette revue de littérature cherche donc à montrer comment les aménités jouent (i) sur les choix de localisation intra- et inter- métropolitains (effet taille de la population) et (ii) sur la ségrégation spatiale des ménages en fonction de leur revenus (effet consommation individuelle de foncier).

Pour structurer cette revue de littérature, nous optons pour une **entrée méthodologique**, par les modèles. La spatialisation des aménités affecte les choix de localisation des agents (ménages et/ou entreprises). A une échelle inter-métropolitaine, cela revient aux choix que font les agents entre vivre en ville ou à la campagne ou dans une région en particulier. A une échelle locale, intra-métropolitaine, cela revient à choisir où habiter au sein de cette région. Le corpus analysé ne se veut pas exhaustif mais reprend un ensemble d'articles théoriques et empiriques qui mobilisent ces modèles. La littérature est essentiellement nord-américaine mais les mécanismes économiques à l'œuvre sont valables en Europe et plus particulièrement en France, comme le montrent les quelques articles sur le sujet. Sur les 132 références mobilisées, 94 sont issues des revues internationales en économie, dont une large majorité des revues spécialisées en économie géographiques et urbaine (*Journal of Urban Economics*, *Journal of Economic Geography*, *Regional Science and Urban Economic*s ou encore *Journal of Regional Science*).

En économie, le concept d'analyse de la distribution spatiale de ces choix est le même. C'est le concept d'équilibre spatial qui énonce que les différentiels d'attractivité entre des zones sont compensés par les migrations (*i.e.* les changements de localisation) qui modifient les équilibres sur le marché foncier (prix), sur le marché du travail (salaires) et par le niveau des aménités qui varient (congestion, pollution, criminalité) avec ces migrations. Cette revue de littérature recense donc les principaux travaux qui traitent des modifications de l'équilibre spatial en lien avec les aménités.

Dans une première section, nous nous intéressons à la contribution des aménités dans l'équilibre spatial intra-métropolitain (entre zones urbaines et périurbaines). Dans une deuxième partie nous nous intéressons à leur rôle dans les migrations et l'équilibre spatial inter-métropolitain (entre les villes et régions). La troisième section explore quelques conséquences des aménités pour les politiques de développement territorial.

Pour conduire cette revue de littérature, nous faisons donc référence à deux concepts qui méritent une définition : le concept d'équilibre spatial et celui d'aménités.

Le concept d'équilibre spatial qui se définit comme une situation statique où aucun agent, entreprise ou ménage, n'a intérêt à se relocaliser. C'est-à-dire à une situation où une entreprise ne peut pas améliorer son profit et où un ménage ne peut pas améliorer sont bien être simplement en se relocalisant. Comme certaines localisations sont plus avantageuses que d'autres, par exemple parce qu'elles permettent un accès facile aux aménités, cela implique que ces avantages sont compensés sinon chaque agent souhaiterait s'y localiser. Dans une économie où certains avantages à la localisation ne peuvent pas être répliqués dans l'espace et où les agents sont mobiles, ces compensations vont s'opérer par le biais du système de prix sur le marché foncier (prix immobiliers) et sur le marché du travail (salaires). Les agents enchériront pour pouvoir se localiser dans les localisations les plus avantageuses ce qui en augmentera le prix jusqu'à ce que plus aucun agent n'ait d'incitation à le faire, les prix du foncier compensant totalement ces avantages. C'est le concept d'équilibre spatial qui fait que les économistes s'appuient beaucoup sur les migrations (Mueser et Graves, 1995) et sur l'analyse des prix du foncier, dans le cadre d'analyses dites « de prix hédoniques » (Rosen, 1974), pour révéler les avantages à la localisation, notamment la valeur des aménités.

Le concept d'aménités renvoie au concept d'externalités. Il s'agit de l'ensemble des biens et services produits par des agents économiques, qui ne font pas l'objet de transactions sur des marchés mais qui affectent le comportement d'autres agents. Par exemple, une entreprise qui pollue affecte les agents qui reçoivent cette pollution. L'absence de marché pour cette pollution fait que l'entreprise ne fonde ses décisions que sur ses bénéfices et coûts privés, sans tenir compte des bénéfices et coûts sociaux des récepteurs de la pollution qu'elle émet. Pour les économistes, les situations en présence d'externalités ne sont pas optimales parce qu'elles aboutissent à des équilibres fondés sur les intérêts privés plutôt que publics. Typiquement, les externalités négatives comme la pollution ont tendances à être trop importantes tandis que les aménités positives ont tendance à être sous produites. Ceci suggère que des mécanismes de coordination (taxes, quotas d'émissions, normes, marché de droits, négociations, etc.) sont nécessaires au rétablissement d'une situation socialement optimale. Dans le cas des aménités localisées, financées par la dépense publique locale, Tiebout (Tiebout, 1956) a montré que cette coordination peut être assurée par les choix de localisation des agents qui en « votant avec leurs pieds » choisissent les localisations dont l'équilibre fiscalité/aménités correspond à leurs préférences. Dans ce chapitre, nous ne traitons pas de ces questions d'optimalité. **Nous nous référons aux aménités comme l'ensemble des biens et services naturels** (paysages, lacs, climat) **et fournis ou créé par les activités économiques** (espaces agricoles, services publics, services culturels, etc.).

[3] Ainsi, l'augmentation générale des revenus accroît la pression foncière (Cf. Chapitre 2 de la partie 1).

3.1. Aménités et équilibre spatial intra-métropolitain

3.1.1. L'équilibre urbain

L'analyse de l'équilibre urbain tire son origine dans les travaux d'Alonso (1964), Muth (1969) et Mills et Future (1972). Le modèle historique et traditionnel de la Nouvelle Economie Urbaine (Richardson, 1976), le modèle mono-centrique, se prête naturellement à l'analyse de l'étalement urbain et des formes urbaines (Cf. Chapitre 1 de la partie 2). Dans sa version la plus simple, il décrit comment des individus se localisent autour d'un lieu de travail, le centre-ville. Ils sont prêts à payer plus cher des localisations proches de leur lieu de travail pour limiter leurs coûts de transport. Comme tout le monde se comporte ainsi, **les prix du foncier intègrent complètement l'arbitrage accessibilité *vs.* coûts de transport** et sont plus élevés en centre-ville où les coûts de déplacements sont faibles. A l'équilibre économique, la taille de la ville permet de loger tous les habitants sans que personne ne soit incité à se reloger, ce qui arrive exactement quand les prix du foncier diminuent proportionnellement aux coûts de transport et qu'en tout point chaque localisation procure la même utilité.

L'analyse du modèle de la ville mono-centrique permet de rendre compte des principaux déterminants des usages du sol (Brueckner, 1987 ; Fujita, 1989). Les différents tests empiriques du modèle sur des échantillons de villes dans différents contextes (U.S.A., Chine ou Europe) montrent les bonnes capacités explicatives et prédictives du modèle monocentrique (Brueckner et Fansler, 1983 ; Deng *et al*., 2008; McGrath, 2005; Patacchini et Zenou, 2009). Les décisions d'urbanisation sont affectées par l'appréciation du rapport entre les bénéfices de l'urbanisation et ceux de l'activité agricole (*cf.* section 2. « La rente agricole et ses facteurs »). Burchfield *et al.* (2006) ont réalisé une analyse systématique de l'étalement urbain aux États-Unis entre 1976 et 1992. Ils montrent que l'étalement urbain est bien relié à la dispersion de l'emploi, aux coûts des transports individuels, à l'absence de régulation des usages du sol par les politiques de planification et à la fiscalité locale (Cf. Chapitre 1 de la partie 2). Naturellement, le modèle mono-centrique a été enrichi, pour traiter de l'existence de plusieurs centres d'emploi (Fujita et Ogawa, 1982; Papageorgiou et Casetti, 1971) ou d'individus aux revenus hétérogènes (de Bartolome et Ross, 2003) entre autres. À l'équilibre, l'espace résidentiel étant alloué au plus offrant, il est alors possible d'étudier la localisation des ménages selon leur revenu et analyser les phénomènes de ségrégation sociale observables dans la réalité (Cf. Chapitre 1 de la partie 2).

3.1.2. Rôle des aménités sur la structure physique de l'espace urbain

L'introduction d'externalités positives ou négatives dans le modèle mono-centrique a permis de s'intéresser à leur rôle dans les arbitrages de localisation intra-urbains. Les externalités entre ménages[4] ont été largement abordées : externalités liées à la densité de voisinage (Richardson, 1977), à la ségrégation raciale (Yinger, 1976) ou encore à la congestion liée au transport (Wheaton, 1998). D'autres auteurs se sont intéressés à la répartition des biens publics au sein des villes (Thisse et Wildasin, 1992).

La prise en compte d'externalités positives ou négatives s'est par la suite généralisée à l'intégration d'aménités historiques, naturelles et agricoles. Ceci permet de rendre compte de leur rôle dans la structuration de l'espace urbain et la déconcentration des villes.

Les **aménités naturelles** correspondent aux caractéristiques topographiques de l'espace - par exemple une rivière, une colline ou un bord de mer. Les **aménités historiques** caractérisent quant à elles l'aspect esthétique et patrimonial de la ville - par exemple les monuments, l'architecture ou les espaces verts -. À ces deux premières catégories d'aménités exogènes, s'oppose l'ensemble des **aménités dites modernes**, considérées comme endogènes, c'est-à-dire influencées par la structure même de la ville, comme la présence ou l'absence d'équipements publics, de restaurants, de théâtres, ou encore l'état de rénovation des aménités historiques.

Polinsky et Shavell (1976) ont relâché l'hypothèse d'un espace homogène, dans lequel est traditionnellement pensé le modèle mono-centrique, et introduit une aménité environnementale caractérisée par sa distance au centre-ville. Ils montrent comment cette aménité peut influencer les formes urbaines. La présence d'externalités implique que la fonction d'enchère foncière des ménages n'est plus nécessairement strictement décroissante avec la distance au centre-ville. **Les ménages peuvent être prêts à enchérir pour des localisations éloignées du centre-ville malgré des coûts de transports plus importants ce qui traduit leur consentement-à-payer pour bénéficier de ces aménités**. **Cette non-monotonie peut expliquer l'apparition d'une forme fragmentée de développement résidentiel** (Yang et Fujita, 1983).

3.1.3. Rôle des aménités sur la structure sociale de l'espace urbain

En se capitalisant dans les prix du foncier, les aménités jouent un rôle fondamental dans la ségrégation sociale de la ville. Dans le modèle mono-centrique, les ménages les plus riches consomment plus d'espace résidentiel car c'est un bien normal dont la consommation augmente avec le revenu, mais ils ont aussi des coûts de transports plus élevés du fait d'un

[4] *Cf*. Zenou, Y., 2009. *Urban Labor Economics*. Cambridge University Press, 509 p. et Ioannides, Y.M., 2013. *From Neighborhoods to Nations: The Economics of Social Interactions*. Princeton University Press, 521 p. pour deux revues très complètes des liens entre structures urbaines et externalités sociales.

coût d'opportunité du temps plus important. Le premier effet pousse les ménages aisés à enchérir plutôt en périphérie où les prix du foncier sont moins élevés et où ils pourront en consommer plus. Mais le second les attire vers le centre-ville où ils économiseront plus sur les coûts de transports. La coexistence de villes où les ménages aisés se situent plutôt en ville ou plutôt en périphérie sans que l'on puisse l'attribuer à des différences notables de ces deux forces a conduit Brueckner *et al.* (1999) à proposer une explication fondée sur les aménités. Brueckner *et al.* (1999) construisent un modèle de ville dans lequel deux types d'aménités coexistent : des aménités culturelles et historiques situées en centre-ville et des aménités naturelles en périphérie. La localisation des ménages en fonction de leurs revenus dépend alors de la valeur relative des aménités aux yeux des différents groupes sociaux. Brueckner *et al.* (1999) prennent l'exemple de Paris et Détroit. A Paris, les ménages aisés sont localisés en centre-ville tandis que les plus pauvres se situent en périphérie. C'est l'inverse à Détroit. L'abondance d'aménités culturelles et historiques dans le centre-ville parisien représente un facteur d'attractivité fort. Paris bénéficie aussi d'aménités naturelles, comme la Seine, en son centre. A l'équilibre spatial cette valeur est capitalisée dans les prix du foncier et les plus pauvres sont évincés et repoussés en périphérie. Glaeser *et al.* (2001) montrent, pour les Etats-Unis et la France que **les aménités, notamment les biens et services culturels et récréatifs** (restaurants, théâtres, etc.) **ont joué un rôle majeur depuis 1980 dans la croissance des villes de même que l'ensemble des services publics** (qualité des écoles, criminalité, etc.). Ils suggèrent qu'elles devraient être au cœur des politiques d'attractivité des villes.

Beaucoup d'aménités sont ponctuelles et localisées. Wu (2001) et Wu et Plantinga (2003) montrent comment les ménages vont se répartir près des aménités ponctuelles (comme par exemple le long du littoral, d'une rivière ou d'un lac). **Du fait des prix plus élevés, la consommation d'espace des ménages y est moindre et les densités de développement plus élevées. En outre, les prix élevés du foncier engendreront de la ségrégation sociale**. Lorsque ces aménités sont localisées loin du centre-ville, ou comme dans le cas de Brueckner *et al.* (1999) les aménités du périurbain l'emportent, la forme de la ville va s'étendre vers les zones d'aménités (Kovacs et Larson, 2007), éventuellement de manière discontinue engendrant du mitage, comme le montrent Wu et Plantinga (2003). **La forme, la localisation et le type des aménités sont donc des éléments cruciaux pour comprendre les phénomènes d'artificialisation et de ségrégation**. Wu (2006) démontre que la protection de zones naturelles, pour limiter l'étalement urbain, peut en fait l'accentuer à proximité de ces zones protégées. Par ailleurs, la structure sociale de la population est fortement dépendante de la répartition spatiale des aménités. **Les ménages les plus aisés se localisant près des aménités, cela accroît la base fiscale de la communauté et favorisera la fourniture de biens et services publics locaux**. Ce phénomène est accentué quand la répartition des aménités est inégale entre les juridictions.

3.1.4. La mesure de la valeur des aménités par les prix du foncier

Les effets des aménités, restent pour la plupart d'entre-elles toutefois très localisés. Brander et Koetse (2011) ont récemment fait une recension des études sur **la valeur économique des espaces verts urbains**. Ils en ont également fait une exploitation statistique (une méta-analyse) visant à analyser les sources de variation de ces valeurs entre les études qu'ils ont pu recenser. Leur étude regroupe 12 études de prix hédoniques menées entre 1978 et 2008. Les résultats de Brander et Koetse (2011) suggèrent **une forte valorisation des espaces verts**. En moyenne, sur leurs 12 études utilisant la méthode des prix hédoniques, le prix d'un logement situé à 200 mètres d'un espace vert est 0,1% plus élevé que celui d'un logement situé 10 mètres (0,5%) plus loin. Cet effet est encore plus fort à proximité immédiate d'un espace vert mais s'atténue rapidement dès que l'on s'en éloigne. Brander et Koetse (2011) montrent également qu'**une part importante des différences de valorisation observées dans les études est due à des facteurs régionaux et qu'il existe donc une forte variabilité spatiale de ces effets**. Ahamada *et al.* (2007) montrent que sur Brest, la valeur des espaces verts s'estompe au-delà de 200 mètres. Choumert et Travers (2010) proposent une analyse complète de la proximité aux espaces verts incluant aussi des indicateurs de formes et de fragmentation de l'espace. Li et Brown (1980) ont aussi suggéré que **puisqu'il s'agit de biens publics, les espaces naturels et les parcs et jardins peuvent aussi être des désaménités sources de bruits, nuisances et délinquances. C'est en particulier vrai dans les quartiers les moins favorisés**. Dans une revue de littérature plus large que celle de Brander et Koetse (2011), Laïlle *et al.* (2013) montrent qu'en effet, près d'une étude hédonique sur six mesure des valeurs négatives pour les espaces naturels en ville.

Les effets très localisés des aménités constituent un résultat récurrent de la littérature. Par exemple, Tyrväinen (1997) ou encore Wu *et al.* (2004) montrent aussi cet effet pour l'accessibilité à des différentes aménités dont **les commerces**, **les forêts urbaines** ou **les cours d'eau**. Nelson (2004), également dans une méta-analyse, le mesure pour **les bruits liés aux aéroports**. Kim *et al.* (2003) montrent que **la pollution de l'air** à Séoul, en particulier celle aux oxydes de soufre, impacte négativement et fortement les prix immobiliers. Jim et Chen (2010) montrent qu'à Hong-Kong, la proximité aux parcs et jardins et les vues sont des facteurs structurants du marché immobilier. Récemment, Ahlfeldt et Holman (2016) ont montré que **les styles architecturaux** en Angleterre constituent aussi un déterminant important du prix des logements, notamment l'architecture victorienne, mais dont l'effet est très localisé. Morrow-Jones *et al.* (2004) montrent aux Etats-Unis les préférences des ménages pour un habitat néo-traditionnel lorsqu'il est accompagné de parcs et jardins et d'autres aménités résidentielles.

En dehors des lieux remarquables, **les aménités du périurbains** sont essentiellement **les aménités naturelles et agricoles** dont les résidents viennent chercher la proximité comme le décrivent Cavailhès *et al.*, (2003; 2004). **Habiter ces espaces c'est aussi les artificialiser et leur faire perdre leur valeur**. Irwin et Bockstael (2004) montrent que l'urbanisation d'une parcelle diminue la probabilité d'urbanisation des parcelles adjacentes car leur valeur d'usage résidentiel a diminué. Ainsi, les habitants du périurbains se nuisent les uns les autres par le biais de leur choix résidentiels. Il émerge donc une construction

des paysages périurbains qui résulte des choix de localisation des ménages, qui recherchent l'espace et la proximité aux paysages agricoles, et de la rentabilité de l'agriculture. **La valeur des vues sur les arbres et les espaces naturels** est aussi une composante importante de la valeur des biens immobiliers dans le périurbain (Cavailhes *et al.*, 2009 ; Cavailhès *et al.*, 2003; Cavailhès *et al.*, 2004). La valeur d'aménité des derniers espaces peut être suffisamment faible pour qu'ils ne soient pas urbanisés donnant naissance à un espace mixte résidentiel/agricole caractéristique des espaces périurbains mités par l'habitat individuel (Cavailhès *et al.*, 2003 ; Cavailhès *et al.*, 2004 ; Coisnon *et al.*, 2014). Bergström et Ready (2009) font une revue de littérature sur la valeur d'aménité des terres agricoles aux Etats-Unis dans laquelle ils montrent que cette valeur est très variable selon les contextes et les usages agricoles. Fleischer et Tsur (2009) trouvent des résultats similaires en Israël. L'agriculture intensive, en particulier l'élevage hors-sol génère des nuisances importantes. Ils montrent aussi que **la protection de la terre agricole contre son artificialisation future est très valorisée par les ménages voisins** qui pourront bénéficier de ces espaces naturels.

3.1.5. Interactions entre les aménités et les politiques de la ville

Les questions relatives à aux politiques publiques visent à améliorer la qualité de vie en ville et à contrôler son étendue sont largement décrites dans le (Cf. Chapitre 1 de la partie 2) et dans la section 4. Nous nous contenterons d'évoquer ici leur lien avec le fonctionnement des communautés. **La capitalisation des aménités dans les prix locaux du foncier a deux grandes conséquences sur la vie publique locale**. Tout d'abord cela à des **conséquences fiscales**. Les prix du foncier plus élevés et la concentration des ménages aisés dans les juridictions où les aménités sont le plus présentes accroissent la base fiscale des celles-ci. Elles sont alors plus à même de financer d'autres aménités, notamment des biens et services publics. Wu (2014) montre que ces effets sont potentiellement importants. Il montre que **même s'ils ne produisent pas d'aménités, les espaces naturels en ville peuvent contribuer à l'amélioration des services publics car** en réduisant la quantité de foncier disponible **ils contribuent à augmenter les prix du foncier** constructible ou bâti.

Ensuite, **les aménités ont des conséquences sur le fonctionnement de la vie politique locale**. La mise en œuvre de politiques publiques locales en faveur de la production d'aménités peut être guidée par des arbitrages d'ordre politique. L'économie politique offre plusieurs explications à cela. Une première explication est due à Fischel (2001) et est connue sous le nom de « homevoter hypothesis ». Elle stipule que les propriétaires ont intérêt à soutenir politiquement, par le vote, les équipes municipales qui mettent en place des politiques d'aménagement urbain contraignantes car cela augmente leur capital. Comme l'offre est alors moins élastique, cela les assure contre des chocs venant affecter la valeur de leur capital. Différents tests de cette hypothèse montrent qu'effectivement, les municipalités avec une large part de propriétaires tendent à mettre en place des politiques restrictives (Dehring *et al.*, 2008 ; Hilber et Robert-Nicoud, 2013; Solé-Ollé et Viladecans-Marsal, 2012). La deuxième explication, due initialement à Molotch (1976), est connue sous le nom de « growth machine hypothesis ». Cette explication repose sur l'idée que les promoteurs et les propriétaires de terrains non-bâtis exercent eux aussi une pression politique, mais pour des politiques d'aménagement urbain moins contraignantes. Ces deux forces politiques ont été identifiées comme des sources importantes de détermination des politiques d'aménagement urbain (Hilber et Robert-Nicoud, 2013). Enfin, Brueckner et Joo (1991) montrent que **les propriétaires auront tendance à soutenir la dépense publique locale en faveur des aménités car elles augmentent la valeur de leur capita**l. Brunner et Balsdon (2004) et Hilber et Mayer (2009) argumentent que **c'est une des raisons principales pour laquelle on observe un soutien politique élevé aux dépenses publiques locales pour les écoles aux Etats-Unis, y compris dans la frange de la population qui n'a pas d'enfants dans la localité**.

L'évolution des fondamentaux économiques (technologie de transports, revenus) **peut avoir des effets dynamiques qui passent par les aménités**. La baisse des coûts de transports individuels et la croissance des revenus accroissent la demande de foncier et d'aménités des ménages. Wu (2010) montre que l'évolution relative de ces fondamentaux entre les plus aisés et les plus pauvres peut dicter des configurations spatiales différentes, notamment parce que la relocalisation des ménages en fonction de leur revenu aura des impacts forts sur la base fiscale de la juridiction. Par exemple, si les ménages les plus aisés ont tendance à s'éloigner des centres urbains pour aller vivre dans les zones périurbaines, alors la réduction de la base fiscale aura pour conséquence de diminuer la fourniture locale de services publics et d'aménités accentuant le phénomène. La baisse de l'investissement privé dans l'entretien et le renouvellement du stock de foncier privé, par l'appauvrissement de la population du centre-ville peut aussi accentuer ce phénomène (Brueckner et Helsley, 2011). Comme Glaeser et Gyourko (2005) l'ont montré, une conséquence de la durabilité du capital immobilier est que les villes croissent plus vite qu'elles ne déclinent et en particulier que **les chocs d'attractivité positifs accroissent fortement la population mais peu les prix** tandis que **les chocs négatifs ont une forte tendance à déprimer le marché immobilier par des chutes de prix brutales avec des baisses modérées de population**.

3.2. Aménités et équilibre spatial inter-métropolitain

3.2.1. L'équilibre spatial entre les villes/régions

L'idée que les migrations inter-régionales traduisent le rééquilibrage des avantages à se localiser dans une région plutôt qu'une autre est ancienne. Pour expliquer l'exode rural, Harris et Todaro (1970) montrent que **les migrations de la campagne vers**

les villes sont motivées par des différences de revenu espéré. Dans leur analyse, le concept d'équilibre spatial se manifeste par le fait que le revenu espéré est le revenu nominal pondéré par la probabilité d'emploi. Des revenus nominaux plus élevés en ville engendrent des migrations qui en augmentant la main d'œuvre contribuent à la baisse des salaires et à la hausse du chômage urbain diminuant le revenu espéré en ville. Les migrations stoppent lorsque le revenu espéré en ville est identique à celui à la campagne. Toutefois, comme le notent Brueckner et Zenou (1999), le marché de l'emploi et les salaires ne sont pas la seule force de rééquilibrage des avantages relatifs de la ville en comparaison de la campagne. **Les migrations vers la ville augmentent la demande foncière et poussent à la hausse les prix du foncier urbain**. Ainsi, les migrations constituent la force de restauration de l'équilibre spatial par égalisation des niveaux de vie entre les campagnes et les villes. Ce rééquilibrage s'opère en termes réels, et non nominaux, car les migrations diminuent les salaires, augmentent le chômage et les prix du logement en ville.

La densité urbaine favorise l'apparition d'économies d'agglomération qui accroissent la productivité en permettant, notamment, un meilleur partage entre entreprises de facteurs de production coûteux, en améliorant la flexibilité du marché du travail, la division du travail et les appariements employé-employeur ou les appariements sur d'autres facteurs de production, et en favorisant la diffusion des technologies et des savoirs (Combes et Gobillon, 2015; Duranton et Puga, 2004 ; Puga, 2010 ; Rosenthal et Strange, 2001). **Cette productivité élevée se traduit par des salaires importants en ville, qui ne sont donc compensés que par des prix du foncier élevés**. Les différences spatiales de salaires et de prix du logement constituent alors ce que l'on appelle des **différentiels compensatoires** en ce sens que **des salaires plus élevés et des prix du logement plus faibles compensent les opportunités économiques moins importantes en monde rural**.

L'analyse économique du rôle joué par les aménités dans les migrations régionales et dans les choix de localisation inter-métropolitains s'analysent dans ce cadre. **Les différences spatiales de salaires et de prix du logement constituent alors des différentiels compensatoires du cadre de vie**. Ainsi, on peut utiliser ces différences pour reconstituer des indicateurs de qualité de la vie et qui **traduisent les efforts que consentent les ménages en acceptant des salaires plus faibles et des prix du logement élevés pour bénéficier d'un cadre de vie agréable**.

Essentiellement deux types de modèles ont été développés et estimés sur des données fondés sur le concept d'équilibre spatial. Le premier s'inscrit dans la tradition des modèles d'économie urbaine et géographique à la suite des travaux de Rosen (1979) et Roback (1982) visent à estimer les différentiels compensatoires pour reconstituer des indicateurs de la qualité de vie et offrir des mesures du rôle que jouent les aménités dans l'équilibre spatial. Il est généralement utilisé pour mesurer les différentiels compensatoires entre les métropoles. Le second, inspiré par les approches d'économie régionale s'appuie sur le modèle formalisé par Carlino et Mills (1987) et cherche à mesurer les déterminants des migrations analysant directement les variations de population entre des régions.

3.2.2. Rôle des aménités dans l'équilibre spatial entre les villes/régions

A la suite des travaux de Rosen (1979) et Roback (1982), **la modélisation hédonique de l'équilibre spatial consiste à estimer simultanément deux équations : une équation de salaire et une équation de prix de l'immobilier sur des déterminants du cadre de vie**. Ces modèles diffèrent donc des études de prix hédoniques mono-marchés, fondées sur l'étude seule des prix de l'immobilier. **Ces dernières qui ne capturent qu'une dimension des variations compensatrices ont donc tendance à sous-estimer la valeur des aménités** (Knapp et Graves, 1989) **même si toutefois elles se capitalisent plus dans les prix de l'immobilier que dans les salaires** (Buettner et Ebertz, 2009; Colombo *et al.*, 2014; Srinivasan et Stewart, 2004 ; Wu et Gopinath, 2008). Gyourko et *et al.* (1999) et Blomquist (2007) proposent une revue détaillée du modèle théorique sous-jacent à cette littérature.

Les équilibres sur le marché du travail et sur le marché foncier sont illustrés dans la Figure 2. Les entreprises peuvent réaliser le même profit en payant des salaires élevés et des prix du foncier faibles ou des salaires faibles et des prix du foncier élevés. Elles sont donc indifférentes aux différentes combinaisons de salaires et prix du foncier le long de la courbe (a) où leur profit est maintenu constant. Symétriquement, les ménages sont indifférents entre des localisations où ils paieraient des prix élevés du foncier et recevraient des salaires élevés et d'autres où les salaires seraient plus faibles mais les prix du foncier aussi. Ils sont donc indifférents aux différentes combinaisons de salaires et prix du foncier le long de la courbe (b) où leur utilité est maintenue constante. La confrontation des ménages et des entreprises sur les marchés de l'emploi et de l'immobilier aboutit à l'équilibre salaire – prix du foncier (w_0, p_0). Pour vivre dans une zone offrant plus d'aménités, les ménages sont prêts à payer des loyers plus chers et à recevoir des salaires plus faibles, à concurrence de la valeur qu'ils accordent à ces aménités. Les différentes combinaisons de salaires et prix du foncier qu'ils sont prêt à accepter en présence d'aménités sont représentées par la courbe (c) le long de laquelle leur utilité est également maintenue constante. On suppose ici que les entreprises sont parfaitement mobiles et insensibles aux aménités qui ne modifient par leur productivité. Elles sont indifférentes entre se localiser dans une région avec plus ou moins d'aménités et la courbe (a) décrit toujours leur arbitrage. Dans une région où les aménités sont importantes, à l'équilibre, les prix du foncier seront donc plus élevés (p_1) et les salaires moins élevés (w_1) ce qui assure l'indifférence des ménages, et des entreprises, à se localiser dans la région où les aménités sont les plus faibles (équilibre (a)-(b)) et celle où elles sont plus importantes (équilibre (a)-(c)). La valeur accordée aux aménités par les ménages est alors égale à la somme des différentiels de salaire et de prix du foncier soit $(w_0-w_1)+(p_1-p_0)$.

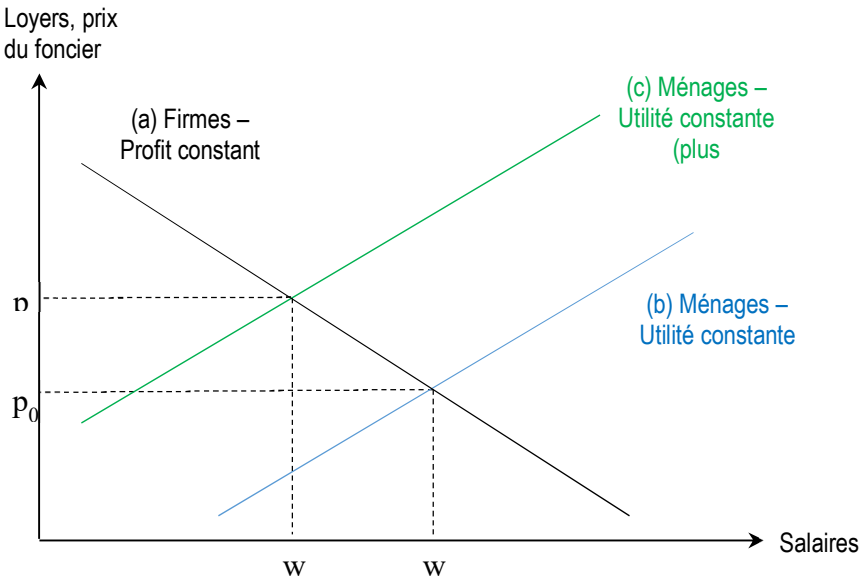


Figure 2. Equilibre spatial dans le modèle de Rosen-Roback

Blomquist *et al.* (1988) étudient la formation des prix du foncier et des salaires à l'échelle des comtés américains. En plus des déterminants classiques des prix des logements (caractéristiques intrinsèques des logements) et de ceux des salaires (caractéristiques des salariés), ils introduisent un certains nombres d'aménités, dont des **aménités climatiques** (précipitations, humidité, nombre de jours avec des températures élevés, avec des températures et l'ensoleillement), des **aménités naturelles** (la proximité à la côte), des **aménités urbaines** (la criminalité, le nombre d'enseignants par élève dans les écoles, l'accessibilité au services), des indicateurs de **pollution de l'air** (particules suspendues, visibilité) et de **proximité à des sites polluants ou dangereux** (installations classées, décharges). Leurs résultats montrent que **ces aménités sont des déterminants important de la qualité de la vie**. Par exemple, dans les métropoles ensoleillées, les prix des logements sont, toutes choses égales par ailleurs, plus élevés et les salaires moins importants ce qui traduit, comme nous l'avons évoqué, le consentement-à-payer des agents pour bénéficier de ces aménités. En général, les variables climatiques qui décrivent des climats froids et pluvieux ou particulièrement chauds engendrent des prix du logement plus faibles et salaires de salaires plus élevés qui sont les différentiels compensatoires pour vivre dans des zones peu prisées. La pollution et les sites industriels polluants et dangereux affectent négativement la qualité de vie tout comme la criminalité et l'éloignement aux services.

Blomquist *et al.* (1988) montrent qu'au total, **la qualité de vie joue un rôle important. Ils évaluent que le total des différentiels compensatoires dans les villes dont le mix d'aménités est le moins accueillant est de l'ordre de 1600 à 1800$ par personne et an par rapport à la ville moyenne américaine**. Ce sont essentiellement les comtés des villes de Détroit, Chicago ou Saint-Louis. A l'inverse, dans les villes dont le mix d'aménités est le plus favorable, ces différentiels compensatoires s'évaluent à un surcoût total (salaires moindres et prix des logements plus élevés) de plus de 2000$ par an. Ce sont essentiellement des villes du Colorado comme Denver et de Floride dans l'agglomération de Miami (Fort Lauderdale ou Palm Beach par exemple). Ceci signifie que les différentiels compensatoires de salaires et de prix des logements doivent être supérieurs à 4000$ par personne et par an pour qu'un individu soit indifférent entre vivre à Détroit et à Denver. Blomquist *et al.* (1988) montre que la variabilité intra-urbaine peut être également de grande ampleur. Par exemple, à Philadelphie, le différentiel compensatoire entre les beaux quartiers de Montgomery et les quartiers défavorisés de Camden est supérieur à 1000$. De nombreuses études ont confirmé ces résultats aux Etats-Unis (Chen et Rosenthal, 2008; Gabriel *et al.*, 2003; Gabriel et Rosenthal, 2004 ; Gyourko et Tracy, 1991 ; Kahn, 1995 ; Roback, 1988) tant qualitativement sur le rôle joué par les aménités que quantitativement dans l'ampleur des différentiels compensatoires mesurés. Albouy et Lue (2015) confirment aussi l'existence de fortes variations de qualité de vie intra-métropolitaine. Ils incluent également dans leur modèle **des aménités culturelles et récréatives** (bars, restaurants) et montrent qu'**elles ont aussi un rôle important**. Par ailleurs, leurs résultats suggèrent que si **les aménités naturelles et climatiques jouent un rôle important dans les arbitrages inter-métropolitains, à l'échelle de la métropole ce sont plutôt les aménités sociales, culturelles et récréatives qui définissent la qualité de vie**. **L'ensemble de ces études situent le différentiel compensatoire total entre les zones les mieux dotées en aménités et celles les moins bien dotées à environ 30% à 50% du revenu annuel moyen nominal** (Rappaport, 2008).

Les résultats obtenus pour les Etats-Unis diffèrent peu de ceux mesurés dans d'autres contextes. Berger *et al.* (2008) montrent les mêmes déterminants de la qualité de vie en Russie. Ils montrent également que les villes dont la qualité de vie est la plus importante sont les plus attractives pour les travailleurs qui décident de migrer. Srinivasan et Stewart (2004), Buettner et Ebertz (2009) et Colombo *et al.* (2014) confirment aussi le rôle crucial de ces mêmes aménités dans la constitution de la qualité de vie au Royaume-Uni, en Allemagne et en Italie respectivement. Ces trois études confirment par ailleurs que les aménités se traduisent plus dans les prix du foncier que dans les salaires.

3.2.3. Rôle des aménités sur les migrations et la croissance régionale

Si l'approche à la Rosen-Roback permet d'éclairer le rôle des aménités dans l'attractivité des villes, l'approche à la Carlino-Mills (1987); Boarnet (1994) permet d'analyser leur rôle sur la croissance de la population et de l'emploi. Le modèle de Carlino et Mills (1987) est construit sur l'analyse simultanée de **deux équations :** une équation de **population** (souvent exprimée en taux de croissance) et une d'**emploi** (*idem*). En plus de ces deux équations qui permettent d'expliquer la variation de la population et celle de l'emploi, certains auteurs y adjoignent des équations de variation des revenus (Carruthers et Mulligan, 2008 ; Carruthers et Vias, 2005; Deller *et al.*, 2008 ; Deller *et al.*, 2001 ; Henry *et al.*, 1997 ; Kim *et al.*, 2005 ; Wu et Mishra, 2008) ou de variation des inégalités (Kim *et al.*, 2005). Comme il s'agit de **modèles dynamiques**, par opposition aux approches précédentes, l'équation de croissance de la population dépend de la croissance de l'emploi à la période précédente et celle de croissance de l'emploi de la croissance de la population à la période précédente. Ainsi, ces modèles permettent aussi d'apporter des éléments de réponse à la question « Est-ce que ce sont les emplois qui attirent la population ou la croissance de la population qui génère des emplois ? ». Hoogstra *et al.* (2005; 2011) montrent que ce n'est pas un débat clos et dont la réponse dépend du contexte. Cependant, les études internationales en faveur de l'hypothèse que les emplois suivent la population sont plus nombreuses que l'inverse.

Les revues de littérature de Fleming *et al.* (2009) et Waltert et Schläpfer (2010) montrent que **l'effet des aménités sur la croissance de la population et de l'emploi sont au mieux mitigés**. Cela tient en partie au fait que **les déterminants des migrations ne sont probablement pas les même en zones rurale, périurbaine et urbaine**. Même si l'essentiel de la littérature est américaine, comme pour le cadre d'analyse à la Rosen-Roback, les résultats des études américaines sont confirmés par les études européennes (Rodriguez-Pose et Ketterer, 2012).

Contrairement à l'approche précédente à la Rosen-Roback, la façon de mesurer les aménités est très différente selon les études. Certaines se focalisent sur un certain nombre d'aménités comme Lewis *et al.* (2002) qui appliquent cette approche au nord des Etats-Unis. Ils incluent dans leur modèle des descripteurs des **aménités naturelles et rurales** (pourcentage des terres dans différents zonages de protection, usages agro-forestiers des sols), des **services publics** (hôpitaux, écoles, etc.), des **aménités culturelles et récréatives** (présence de stations de sports d'hiver) et d'opportunités économiques (chômage, infrastructures de transports). De manière à pouvoir inclure un grand nombre de descripteurs des aménités, d'autres études optent pour une réduction dimensionnelle par des méthodes d'analyses factorielles ou en composantes principales. Deller *et al.* (2001) regroupent ainsi les comtés américains selon 5 indicateurs des aménités climatiques, urbaines, liées à l'occupation des sols, aux opportunités de loisirs aquatiques et aux loisirs d'hiver. Chaque classe est la synthèse de plusieurs indicateurs obtenus par analyse factorielle. Par exemple, les aménités urbaines sont décrites à partir de 13 variables dont les parcs et jardins, les golfs, les parcs de loisir ou encore les piscines privées et publiques. Les aménités associées aux loisirs hivernaux regroupent le nombre de stations de sports d'hiver ou encore la part de différents usages des sols recouverts par plus de 60 cm de neige. Deller *et al.* (2001) montrent que l'ensemble de ces aménités jouent sur la croissance des emplois, de la population et des revenus dans les comtés américains. Ils montrent que **les aménités climatiques**, en particulier un climat clément, j**ouent la croissance de la population mais pas sur celles de l'emploi ou des revenus**, ce qu'ils interprètent comme l'impact des aménités climatiques sur les migrations de retraités. Il en va de même pour les aménités reflétant les loisirs liés à l'eau. Les aménités liées à l'occupation des sols semblent jouer un rôle moins important alors que les aménités urbaines impactent positivement la croissance de la population, de l'emploi et des revenus. Enfin, les aménités associées aux sports d'hiver ont également des impacts forts sur la croissance locale. A la suite de ces résultats, **Deller *et al.* (2001) suggèrent qu'il existe des liens tangibles et potentiellement importants entre croissance locale et aménités qui peuvent alimenter des politiques de développement local appuyées sur les aménités**. La dernière méthode consiste à utiliser un index global d'aménité. Le Département américain de l'Agriculture a ainsi construit un indice global d'aménités naturelles[5] qui est par exemple utilisé par Wu et Mishra (2008).

McGranahan (2008) étudie spécifiquement le rôle des **paysages naturels et agricoles**. Il montre qu'il peut aussi exister des **non-linéarités**. Un accroissement de la part de l'occupation forestière des sols accroît les migrations entrantes mais quand cette part dépasse les 50%, l'effet est inverse et l'accroissement du couvert forestier joue comme une désaménité.

Enfin, Partridge *et al.* (2008) montrent qu'**il existe une très forte hétérogénéité territoriale de l'effet des aménités**. Ils utilisent des techniques de régressions spatiales locales qui autorisent les paramètres estimés du modèle à varier dans l'espace. Ces variations spatiales expliquent en grande partie pourquoi Fleming *et al.* (2009) et Waltert et Schläpfer (2010) trouvent dans leurs revues de littérature que les effets de aménités ne sont pas systématiquement significatifs. En effet, Partridge *et al.* (Partridge *et al.*, 2008) montrent sur leurs données que les modèles qui ne tiennent pas compte de cette hétérogénéité spatiale peuvent aboutir à des résultats non significatifs voir opposés. Chi et Marcouiller (2013) montrent que les aménités naturelles ont un effet important sur les migrations vers les zones rurales à proximité des villes. Dans les zones du rural éloigné l'effet des aménités naturelles est dépendant des fondamentaux économiques.

[5] https://www.ers.usda.gov/data-products/natural-amenities-scale/

3.2.4. Cycle de vie et hétérogénéité entre les individus

En plus de l'hétérogénéité spatiale des effets des aménités sur la croissance de la population et de l'emploi, les effets sont également très variables entre les populations. Ils dépendent fortement de **la position des individus dans le cycle de vie**.

Graves and Knapp (1988) et Gabriel et Rosenthal (2004) montrent que **les retraités recherchent des localisations dans lesquelles les aménités sont plus capitalisées dans les salaires que dans les prix du foncier** donc des villes attractives et peu cher. Ils ne sont pas dépendants à l'emploi et donc aux salaires. Gabriel et Rosenthal (2004) montrent que **les préférences des retraités sont les mêmes que les entreprises, alors que celles des actifs diffèrent de celles des entreprises**. Les villes les plus attractives pour les entreprises le sont le moins pour les travailleurs. **Avec le vieillissement des populations, les villes et régions sont de plus en plus sensibles aux choix de localisation des retraités**. Gabriel et Rosenthal (2004) suggèrent que les économies d'agglomération, c'est-à-dire l'amélioration de la productivité avec la densité (sectorielle et/ou urbaine), s'accompagnent aussi des aménités culturelles que l'on retrouve dans les grandes villes mais également des nombreux désagréments comme une criminalité accrue, la congestion et la pollution de l'air.

Ferguson *et al.* (2007) analysent les comportements migratoires de différentes cohortes au Canada en milieu rural en fonction de déterminants économiques, de la taille des communautés et des aménités. Ils montrent que **les migrations des jeunes actifs sont fortement reliées aux déterminants économiques de l'emploi**. **Pour les cohortes les plus âgées, ce lien s'atténue et les aménités prennent plus d'importance**. En conséquence, **les politiques d'attractivité des plus jeunes dans les zones rurales devraient être centrées sur l'emploi**. Si a contrario les zones rurales souhaitent pouvoir accueillir les retraités, alors des politiques locales en faveur du cadre de vie, accompagnés de politiques de développement économique, sont à privilégier. Whisler *et al.* (2008) montrent que les choix de localisation des jeunes actifs qualifiés sont sensibles aux loisirs et aux aménités culturelles tandis que ceux les actifs qualifiés plus âgés préfèrent des localisations sûres avec des climats tempérés.

Le rôle des aménités dans l'attractivité des ménages est particulièrement important pour les ménages les plus mobiles : les étudiants, les jeunes actifs et les retraités. Clark et Hunter (1992) montrent que les choix de localisation des retraités américains sont plus dictés par les aménités que ceux des actifs. Le rôle du revenu est aussi important. Le rôle de la contrainte budgétaire appréciée sur toute la durée de la vie joue également. Par exemple, Black *et al.* (Black *et al.*, 2002) montrent que pour les hommes homosexuels les contraintes budgétaires familiales moindres augmentent leur revenu disponible et donc leur consommation d'aménités. Black *et al.* (2002) montrent que les populations homosexuelles masculines sont plus concentrées dans les villes qui offrent de nombreuses aménités que dans celles accueillantes[6] pour la communauté homosexuelle.

Les différences de revenus jouent aussi un rôle important. Comme le foncier, **les aménités sont un bien normal dont la consommation augmente avec le revenu**. Costa et Khan (2003) montrent que **la demande pour les aménités a augmenté** aux Etats-Unis depuis les années 1990. Du fait de l'équilibre spatial, cette demande se capitalise dans les prix du foncier qui s'accroissent engendrant une ségrégation forte des ménages, les plus riches étant surreprésentés dans les zones où la qualité de vie est la plus élevée. Ces effets directs sont potentiellement accentués par des effets indirects parce que, notamment, le soutien aux politiques publiques favorisant la production locale de services publics et d'aménités et limitant l'offre foncière est fort dans les communautés les plus aisées (*cf.* section 1.5).

3.2.5. Aménités et attractivité pour les entreprises et les entrepreneurs

Dans la littérature, il est rare de supposer que les aménités ont des effets directs sur les entreprises et les entrepreneurs. Cela vient du fait que les aménités n'affectent généralement pas directement leur production. En revanche, elles peuvent avoir des effets indirects via le prix du foncier, les salaires et l'abondance de main d'œuvre qualifiée. **Les arbitrages fondamentaux des choix de localisation des entreprises sont les prix et l'accès aux facteurs de production** (main d'œuvre et foncier notamment) **et les facteurs jouant sur les économies d'agglomérations liées à la densité** du secteur économique et de la population (main d'œuvre abondante, proximité à des firmes du même secteur, aux clients et fournisseurs). **Les économies d'agglomérations jouent un rôle fondamental dans la localisation des entreprises de services et de haute-technologie où elles sont particulièrement importantes**. Gottlieb (1994), Dalmazzo et de Blasio (2011) et Adamson *et al.* (2004) suggèrent que pour des villes de même taille, offrant les mêmes économies d'agglomération, les aménités peuvent avoir un rôle dans la croissance dans la mesure où elles permettent d'attirer la main d'œuvre qualifiée. Elles pourront offrir des salaires plus faibles mais devront acquitter des loyers plus élevés (*cf.* section 2.2 et Figure 1). **Les aménités résidentielles jouent** donc **un rôle dans l'attractivité des régions pour les entreprises** (Gottlieb, 1994). La croissance de la population et de l'emploi liée aux aménités peut avoir des effets indirects en attirant des travailleurs qualifiés ce qui induit la localisation de nouvelles entreprises sans effet direct sur les profits (Gottlieb, 1995).

La concentration des cadres et professions intellectuelles supérieures en ville a des effets d'entrainement sur l'économie locale qui passent par les aménités. D'abord, elles attirent les salariés qualifiés (Gottlieb, 1995). Ensuite, l'abondance de salariés qualifiés et aisés accroît la demande d'aménités et fournit la base fiscale nécessaire à leur production locale (cf. section 1.5). Shapiro (2006) étudie le lien entre croissance de la population de salariés qualifiés et croissance de l'emploi aux Etats-Unis.

[6] Mesuré par la part des habitants ayant une attitude non-négative vis-à-vis de l'homosexualité.

Ce lien peut s'expliquer par des gains de productivité (effet du capital humain sur la productivité) et par des effets d'attraction liés à la demande des salariés qualifiés pour les aménités. Shapiro (2006) estime qu'aux Etats-Unis près des deux tiers de la croissance de l'emploi due à l'accroissement de l'emploi qualifié est dû aux améliorations de productivité et qu'un tiers est lié aux aménités et à leurs effets induits.

Dans une enquête auprès d'entreprises installées récemment au Colorado, Love et Crompton (1999) montrent que **les petites entreprises mobiles**, car mobilisant peu de capital physique, **et employant du personnel qualifié perçoivent la qualité du cadre de vie comme un facteur important de leurs choix de localisation**, notamment parce qu'elles peuvent leur permettre d'attirer et retenir ces salariés qualifiés. Beyers et Lindahl (1996) montrent que les petites entreprises et les entrepreneurs de services (informatique, conseil), peuvent choisir de s'installer en zone rurale pour la qualité de vie. Cet effet est renforcé pour les entreprises pouvant utiliser les nouvelles technologies de l'information et de la communication. Les aménités sont aussi importantes pour retenir ces entreprises dans les zones rurales (Johnson et Rasker, 1995). Guimarães *et al.* (2015) montrent que **les aménités naturelles**, mesurées par l'indice du Département américain de l'Agriculture (*cf.* section 2.3), **jouent dans l'attractivité des inventeurs, tandis que les aménités culturelles**, appréciées par la part de l'emploi dans les industries culturelles, **n'en jouent pas**. McGranahan *et al.* (2011) montrent que la qualité de vie en milieu rural est un facteur d'attractivité de la « classe créative » (cf. Florida (2002), un résultat qui ne dépend pas des spécificités nord-américaines et est généralisable à l'Europe

Rosenthal et Ross (2010) montrent que la criminalité affecte la localisation des entreprises dans les métropoles. Les entreprises de détails (commerces, restaurants) sont plus négativement affectées que les grossistes (supérettes, grands magasins). Ils suggèrent que **les politiques de revitalisation des quartiers qui visent à attirer des activités culturelles et de loisir doivent être accompagnées par des politiques de contrôles de la criminalité et de la délinquance**.

Ainsi, les politiques d'attractivité des entreprises qui se fondent sur les aménités peuvent espérer attirer des entrepreneurs et inventeurs mobiles. Toutefois, le rôle déterminant des économies d'agglomération et des facteurs de production spécifiques rend complexe la mise en œuvre de telles politiques. Dans certains secteurs, comme la R&D, les entreprises sont relativement mobiles mais les économies d'agglomération y sont tellement importantes et localisées (Carlino et Kerr, 2015) qu'attirer ces entreprises sur la seule base d'une politique d'aménités est probablement voué à l'échec. Dorfman *et al*. (2011) montrent que les aménités jouent sur l'attractivité de la main d'œuvre qualifiée surtout dans les villes moyennes mais pas de manière décisive dans les grandes villes où les économies d'agglomération sont largement prépondérantes et ni en zone rurale où, au contraire, elles sont trop faibles pour être compensées par des aménités. Les aménités peuvent en revanche jouer un rôle d'accompagnement. En attirant de la main d'œuvre, notamment de la main d'œuvre qualifié, elles peuvent faciliter l'installation d'entreprises. Dans les zones denses où les économies d'agglomérations sont importantes, lutter contre les désaménités liées à la densité (congestion, délinquance, pollution de l'air, disparition des espaces naturels) peut s'avérer un complément aux politiques économiques d'attractivité.

3.3. Synthèse

Les liens entre aménités et artificialisation sont complexes. Les aménités jouent sur les deux facteurs de l'artificialisation : la demande de localisation des ménages et des entreprises (migrations) et la demande individuelle de foncier.

La mobilité croissante des ménages, des entreprises et des entrepreneurs font que les aménités deviennent un critère de choix de localisation de plus en plus important, même s'il reste moins important que les opportunités économiques. L'accroissement des revenus accroît la demande d'aménités et la demande de foncier individuel.

Le **concept d'équilibre spatial** utilisé dans des analyses théoriques et empiriques du rôle des aménités sur les facteurs d'artificialisation montre plusieurs choses.

D'abord, les différentiels d'aménités naturelles, sociales et culturelles jouent sur les choix de localisation des ménages et des entreprises à une échelle interrégionale (inter-métropolitaine) mais aussi à une échelle infrarégionale (intra-métropolitaine). Les aménités naturelles, notamment le climat, la proximité au littoral ou aux massifs de montagnes, jouent un rôle important dans l'attractivité et les migrations interrégionales. Les aménités, culturelles, les parcs et jardins, les monuments et l'architecture, les services publics et le contexte social, en particulier la criminalité et la délinquance, ont des effets très localisés. Elles influent plus particulièrement sur les choix de localisation à une échelle infrarégionale. La pression foncière est donc, toutes choses égales par ailleurs plus forte dans les zones où ces aménités sont présentes.

Ensuite, **à l'équilibre les avantages à la localisation se compensent**. Tant que des différentiels de qualité de vie existent qui ne sont pas comblés par des prix du foncier plus chers et par des salaires moins élevés, les migrations continuent. La demande de localisation fait augmenter les prix du foncier et l'augmentation de l'offre de travail fait baisser les salaires, toutes choses égales par ailleurs. **Les prix du foncier sont donc plus élevés dans les zones où les aménités sont importantes. Les salaires y sont plus faibles**. En outre, **l'augmentation de la pression foncière diminue la valeur certaines aménités** en créant de la congestion, en artificialisant les espaces naturels et, dans les zones à forte densité, en accroissant la délinquance et la criminalité. Selon les estimations, **les aménités qui constituent le cadre de vie peuvent engendrer des différentiels compensatoires comptant pour un tiers à la moitié du revenu nominal moyen.**

Par ailleurs, comme **les prix du foncier sont plus élevés** dans les zones bien dotées en aménités, **cela engendre de la ségrégation sociale**. Les ménages les plus pauvres ont moins accès à ces localisations où le cadre de vie est agréable. **Les ménages ayant des revenus plus importants ont aussi une demande foncière individuelle plus importante, ce qui accroît la pression foncière**. **Cela a des conséquences fiscales**. Dans ces zones les plus aisés, la base fiscale est plus importante et les décideurs publics locaux plus à même de financer des biens et services qui, par ailleurs, renforcent la ségrégation. **Cela a également des conséquences sur la vie politique locale**, les ménages les plus aisés, soutenant des politiques de restriction de l'offre foncière restrictives qui augmentent la valeur du foncier et donc celle de leur capital. Pour les mêmes raisons, ils soutiendront aussi plutôt des politiques ambitieuses en matière de production d'aménités. Il y a donc des effets de renforcement importants.

En outre, l'effet des aménités est très hétérogène. Il y a des non-linéarités importantes. En plus, l'effet des aménités n'est pas le même en fonction de la position des individus dans leur cycle de vie. Les ménages les plus mobiles, les étudiants, les jeunes actifs et les retraités, sont plus sensibles aux aménités.

Enfin, le rôle des aménités sur l'attractivité des entreprises est incertain. Pour la plupart des activités économiques, les choix de localisation sont essentiellement influencés par les fondamentaux économiques comme les prix du foncier, le marché de l'emploi (qualification et salaire), l'accessibilité aux facteurs de production et au marché et les économies d'agglomération (effets de densité et de co-localisation). Cependant, les aménités jouent un rôle indirect d'attractivité pour les entreprises qui passent essentiellement par l'attractivité pour la main d'œuvre qualifiée et donc aisée. Pour les petites entreprises et les entrepreneurs et les inventeurs, les aménités peuvent avoir un effet important dès lors qu'ils sont peu dépendants des fondamentaux économiques.

Pour les pouvoirs publics, les aménités peuvent être vues comme un levier de développement local. La littérature économique sur le sujet montre que c'est possible mais complexe. Comme pour les politiques publiques locales, le concept d'équilibre spatial rend peu crédible leur efficacité sociale (Cf. Chapitre 1 de la partie 2). Du fait de la capitalisation des avantages à la localisation dans les prix du foncier, ces politiques ont pour effet d'accroître le capital des propriétaires et de contribuer à la ségrégation sociale de l'espace, ce qui est rarement leur but. Elles ont de nombreux effets connexes ambigus qui doivent être pris en compte dans leur construction. Les aménités doivent donc être perçues plus comme un catalyseur des politiques de développement local que comme leur cœur.

Pour finir, **en modifiant l'équilibre spatial, le changement climatique aura des conséquences sur la distribution de la pression foncière**. Rappaport (2007) montre que les grands mouvements migratoires aux Etats-Unis sont largement reliés au climat et que cette tendance s'accentue du fait des revenus qui augmentent. Pour Kahn (2013), les villes auront un avantage comparatif grandissant avec le changement climatique. Selon lui, aux Etats-Unis, les villes de la Rust Belt comme Cleveland, Detroit ou Pittsburgh pourraient redevenir attractives comparativement aux villes de la Sun Belt si le changement climatique comme Phoenix ou Dallas si celles-ci deviennent exposées à de trop grandes chaleurs et périodes de sécheresse. Les aménités climatiques joueront certainement un rôle majeur dans l'évolution de la pression foncière dans le siècle à venir.

4. Politique publique et artificialisation en milieu rural

Auteurs : Ghislain Geniaux et Julien Salanié

« Land-use controls are hard to quantify because of their discretionary nature » (Bates et Santerre, 1994)

On s'intéresse dans ce chapitre aux politiques publiques visant à encadrer l'artificialisation des sols hors de la ville, c'est-à-dire en zone périurbaine et en zone rurale. Ces politiques publiques relèvent essentiellement de 3 principales classes d'instruments (Bengston *et al*., 2004) : 1/ l'acquisition publique, par exemple les propriétés du conservatoire du littoral, 2/ les instruments réglementaires, par exemple les zonages des plans d'urbanisme ou les aires protégées, et 3/ les instruments incitatifs, comme la fiscalité, les subventions ou les marchés de droits. Les aspects fiscaux sont traités dans leur ensemble dans le chapitre 1 de la partie 2 et ne méritent pas de développements particuliers pour leur application en zone rurale. En revanche, les outils de planification spatiale prennent une dimension spécifique hors de la ville et font l'objet d'une revue dans ce chapitre. Enfin, il faut mentionner que si la préemption et l'acquisition peuvent constituer un moyen pour la puissance publique de contrôler l'urbanisation par une maitrise complète du devenir de certains espaces, le coût de ce type d'instrument limite leur usage à des interventions ciblées sur des espaces naturels ou agricoles d'importance (espace côtier via le conservatoire du littoral, terres agricoles viables par l'action de la SAFER, les Espaces Naturels Sensibles par les départements, etc.) : ils seront évoqués dans ce chapitre sans pour autant leur dédier une section spécifique.

4.1. Le zonage

Parmi les outils de planification spatiale de l'urbanisation, la littérature distingue généralement d'un côté les frontières urbaines ou UGB (pour *urban growth boudary*) qui consistent à définir une limite extérieure à l'extension de la ville pour une durée moyenne généralement longue, entre 10 et 20 ans selon les pays, et d'un autre côté les ceintures vertes (Dempsey et

Plantinga, 2013 ; Gennaio *et al*., 2009). Dans l'aire urbaine considérée, l'urbanisation hors des limites d'une UGB est proscrite. Les ceintures vertes procèdent d'une logique comparable avec une zone entourant la ville qui n'autorise que les usages agricoles ou le maintien en zone naturelle (Longley *et al*., 1992). Dans ces deux cas, l'objectif est d'assurer une ville plus compacte et plus dense : ces outils sont utilisés dans les aires urbaines plutôt qu'en zones rurales. On distingue enfin les zonages d'urbanisme classiques que l'on va retrouver dans les plans zonaux des documents d'urbanisme et qui constituent le principal outil de régulation de l'occupation du sol (Fischel, 2001). D'un point de vue plus pragmatique, en France, et dans les pays ayant une gouvernance des usages du sol comparable (la plupart des pays européens avec un état unitaire et pratiquant une décentralisation importante du droit de l'urbanisme), on retrouve dans les documents d'urbanisme en cours de validité ou anciens (POS/POS/PLU/PLUI/CC[7] pour la France) des municipalités, intercommunalités ou districts, l'ensemble des contraintes zonales jouant sur la constructibilité des terrains, y compris celles liées à des normes supérieures. Par exemple les PLUs doivent se conformer aux contraintes de constructibilité des aires protégées ou les prescriptions sur les risques naturels. Ainsi, même si les objectifs d'aménagement de l'espace sont définis et atteints au moyen d'un ensemble hiérarchisé d'autres instruments (des plans-stratégiques, plans-cadres, plans-directeurs aux zonages d'urbanisme locaux) et de l'arsenal juridique et institutionnel qui les accompagne au niveau national et infranational (Silva et Acheampong, 2015), ces documents d'urbanisme, lorsqu'ils existent[8], contiennent l'essentiel de l'information pertinente sur les règles d'urbanisme délimitant les possibilités d'artificialisation du sol puisque ce sont ces documents qui font référence dans le droit de l'urbanisme et qui sont opposables au tiers (voir partie 2 chapitre 6). Certains pays, comme l'Angleterre, disposent d'outils où les règles d'urbanisme sont moins figées spatialement, plus indicatives et conservent une dimension plus négociable en fonction des acteurs et des enjeux : on ne considèrera pas ici ce type d'approche.

Les zonages environnementaux, de protection des paysages ou de gestion des risques (naturels ou industriels) administrés à d'autres échelles qui ont des conséquences sur les usages possibles des sols sont donc généralement pris en compte dans ces plans d'urbanisme à l'échelle communale ou intercommunale (Geniaux et Napoléone, 2011). Ils intègrent aussi les orientations et les principales contraintes imposées par les outils de régulation de l'urbanisme de niveau supérieur existant lors de leur conception avec lesquelles un rapport de compatibilité peut être nécessaire[9]. On va s'intéresser donc ici principalement aux zonages d'urbanisme opposables au tiers qui contiennent l'essentiel de l'information nécessaire pour identifier les zones où l'artificialisation est possible et sous quelle forme, exception faite des réseaux routiers dont la logique spatiale relève de dispositifs tout à fait différents.

4.1.1. Les motivations des choix en matière de zonage

Les zonages d'urbanisme ont initialement été utilisés avec comme objectif premier de permettre de séparer les usages du sol afin de réduire les impacts négatifs (Fischel, 2004) liés notamment à la proximité d'usages ou d'activités incompatibles (industrie et logements par exemple). Aujourd'hui, les pouvoir publics leur ont adjoint de nombreux autres objectifs, comme celui de contrôler les densités résidentielles, ou de servir de support à des politiques de taxation différentiées dans l'espace (McLaughlin, 2012), mais aussi des objectifs de contrôle des marchés fonciers ou immobiliers, de gestion du paysage architectural, etc. (Quigley et Rosenthal, 2005). Les objectifs du planificateur derrière l'utilisation d'un type de zonage plutôt qu'un autre sont donc plus complexes à définir a priori. Comme le rappelle Brueckner (2000), même la décision de recourir à une politique de zonage ne présume pas de la volonté de limiter l'étalement urbain : ça a été souvent le contraire en France dans les petites et moyennes communes (Leroux, 2010), et il est nécessaire de connaître les motivations du régulateur pour analyser les effets des zonages (Bengston *et al.*, 2004; Gennaio *et al*., 2009; Koomen *et al*., 2008).

La littérature identifie 8 principales motivations conditionnant les choix de zonages d'urbanisme, que l'on trouve déjà formalisées dans Fischel (1987) :

- Prévenir les externalités négatives ou préserver des aménités positives (paysages, espaces ouverts),
- Contrôler la dynamique démographique en stimulant ou limitant l'offre de terrains constructibles à des fins résidentielles,
- Stimuler le développement économique par l'offre de terrains constructibles à des fins commerciales ou industrielles,

[7] POS= Plan d'Occupation des Sols, PLU = Plan Local d'Urbanisme, PLUi = Plan Local d'Urbanisme intercommunal, CC= Carte Communale qui à la différence des autres documents peut ne couvrir qu'une partie d'une commune.

[8] Selon les contextes législatifs, l'élaboration d'un document d'urbanisme zoné, sur tout ou partie du territoire concerné, peut être obligatoire ou facultative. En France, les communes de plus de 10000 habitants sont dans l'obligation de disposer d'un tel document. Lorsque ces documents n'existent pas, ce sont les règles d'urbanisme nationales (RNU) qui s'appliquent selon des critères non zonaux. D'après la base DGALN-**SuDocUH©** 28 222 communes en France métropolitaine disposaient ou avaient disposé dans le passé d'un document d'urbanisme zonal (POS/POS/PLU/PLUI/CC) en fin 2016, soit 43 millions de km^2 : sur les 12 millions de km^2 restant le RNU s'appliquait alors (Ce chiffre est à revoir fortement à la hausse depuis le second trimestre 2017 suite à la perte de compétence en matière d'urbanisme des communes n'ayant pas élaboré dans les temps un PLU en 2017 - voir loi ALUR.). Ces règles peuvent cependant avoir des critères spatiaux qui peuvent délimiter assez clairement les espaces artificialisables à court ou moyen terme.

[9] Notamment, Directive territoriale d'aménagement et de développement durables (DTADD), Schéma de cohérence territoriale (SCOT), Charte de Parc Naturel Régional ou de Parc National, Plan de déplacements urbains (PDU), Programme local de l'habitat (PLH), Schéma directeur et le Schéma d'aménagements et de gestion des eaux (SDAGE), les schémas d'aménagements et de gestion des eaux, plan de gestion des risques d'inondation, Plan d'exposition au Bruit.

- Contrôler les finances locales en fonction des taxes levées (population, activité économique) et des équipements publics nécessaires qu'induisent les objectifs démographiques et économiques.
- Maximiser la rente des propriétaires locaux pour fidéliser son électorat,
- Accroitre ou réduire la mixité sociale en sélectionnant la population par le type d'offre de logements.

Les motivations liées à la dynamique de la population et des activités économiques sont en étroite interaction avec les politiques de taxation locale et ont été en partie discutées dans le chapitre 1 de la partie 2. La forte décentralisation de la décision en matière d'urbanisme en France et dans les autres pays ayant fait ce choix, a placé le rôle de la motivation électorale dans les choix de zonages au premier plan (Blöchliger *et al.*, 2017). On trouve une littérature abondante (voir Hilber et Robert-Nicoud (2007) et Schone *et al.* (Schone *et al.*, 2013) qui montre que les choix de zonages évoluent avec la composition sociale et la structure de la propriété foncière et immobilière de la commune, sur la base de la théorie (*homevoter hypothesis*)proposée par Fischel (Fischel, 2001) : dans les communes rurales ou péri-urbaines, les choix de zonage favoriseraient dans un premier temps les principaux propriétaires de foncier non-bâti (souvent agriculteurs ou forestiers) qui vont tirer une rente urbaine d'un accroissement des zonages constructibles : ce phénomène perdure alors jusqu'à ce que la composition sociale de la commune soit dominée par les nouveaux arrivants plus désireux de maintenir les aménités locales qui les ont attirés, et conduise à des choix électoraux privilégiant la préservation des espaces ouverts et l'urbanisation de basse densité. Si ce mécanisme est connu et a fait l'objet de nombreux travaux (Hilber et Robert-Nicoud, 2007), notamment monographiques (Delattre, 2011), son appréciation quantitative pour qualifier la situation spécifique de chaque commune dans ce processus reste très complexe. La rente attendue des propriétaires va évoluer en fonction du caractère bâti ou non bâti des propriétés et aussi de leur situation dans des zonages déjà constructibles ou pas. Pour satisfaire le plus grand nombre d'électeurs, cela peut conduire à des choix opposés en termes de zonage selon la structure de la propriété immobilière communale (Hilber et Robert-Nicoud, 2007) : par exemple des propriétaires de parcelles non construites en zones non constructibles vont préférer un agrandissement des zones constructibles, alors que les propriétaires de bâti vont plaider pour un malthusianisme foncier pour limiter l'offre et/ou conserver les aménités naturelles existantes dont bénéficie leurs propriétés. Dans cette littérature, le principal moyen d'éviter le phénomène de « homevoters » est de recentraliser la décision à des échelles plus grandes, notamment intercommunale, afin de limiter la pression faites sur les élus locaux (Blöchliger *et al.*, 2017).

4.1.2. Les zonages empêchent-il l'urbanisation ?

Le fait que les zonages d'exclusion strictement non constructibles (y compris les UGB) limitent l'urbanisation (Gennaio *et al.*, 2009; Kline, 2005 ; Wassmer, 2006 ; Woo et Guldmann, 2014 ; Wu et Cho, 2007) ne fait pas vraiment débat dans la plupart des pays développés ayant les moyens d'assurer un niveau suffisant d'observance de la réglementation en matière de droit de l'urbanisme(Colantoni *et al.*, 2016), si ce n'est autour de problématiques liées à la « cabanisation » de certains sites de loisirs (Cadoret et Lavaud-Letilleul, 2013). Ils permettent d'assurer la quasi-absence d'artificialisation à des fins de nouvelles résidences en dehors de la limite des zones constructibles pendant leur durée de validité. Paulsen (2013) et Howell-Moroney (2007) montrent aux USA que seuls les zonages vraiment stricts[10] permettent d'être vraiment efficace en la matière. Paulsen (2013), parmi de nombreux autres (Fischel, 2004 ; Munneke, 2005 ; Wu et Cho, 2007), a montré dans le cas des USA, que cela peut déplacer l'urbanisation et favoriser la consommation globale de foncier : les zonages sont efficaces sur les territoires qu'ils concernent mais peuvent repousser l'urbanisation plus loin et avoir des effets indirects contreproductifs dans certains contextes institutionnels. Dans le cas de la France, Geniaux et Napoléone (2011) montrent clairement que seuls les zonages environnementaux stricts (équivalent aux catégories I à IV de l'UICN[11]) de s'assurer qu'aucun nouveau logement n'apparaissent à moins de 10 ans. Les zonages non constructibles classiques des documents d'urbanisme permettent de maintenir des niveaux de densité très bas, et sont donc très efficaces à ce titre, mais les extensions sur constructions existantes et les autorisations exceptionnelles génèrent un flux de nouveaux logements faible mais non négligeable, et sont de plus beaucoup plus souvent modifiées que les zonages issus de normes environnementales supérieures.

Cette efficacité peut ainsi être mise à mal par des modifications de ces zonages d'exclusion trop fréquentes Dans le cas de la France, on peut analyser ce rythme d'évolution des documents d'urbanisme à partir des données de la base DGALN-SuDocUH © qui recense les procédures d'évolution des documents d'urbanisme pour 28 222 communes disposant ou ayant disposé d'un document d'urbanisme zonal (POS/POS/PLU/PLUI/CC) fin 2016. Pour la France, on observe sur la période 1980-2016 une fréquence de « mise à jour » de 6 ans, de « modification » de 7 ans et de « révision » de 10 ans et 8 mois (Estimation faite pour l'ESCO). Les fréquences de modification sont beaucoup plus importantes pour les communes de plus de 10 000 habitants (4 ans et 9 mois) ou de plus de 50 000 habitants (3 ans et 6 mois). Si on considère les petites communes de moins

[10] Les règles sont telles que la conversion à des usages résidentiels est totalement proscrite et les changements des classes de zonages à court ou moyen terme rendue administrativement difficile.

[11] Les catégories d'aires protégées de l'UICN sont définies en fonctions des objectifs assignés :
I Fins scientifiques (a : réserve naturelle intégrale ; b : zone de nature sauvage)
II Protection des écosystèmes et fins récréatives (parc national)
III Conservation d'éléments naturels (monument naturel)
IV Conservation avec intervention au niveau de la gestion (aire de gestion des habitats et des espèces)
V Conservation des paysages terrestres ou marins et fins récréatives (paysage terrestre ou marin protégé)
VI Utilisation durable des écosystèmes naturels (aires protégées de ressources naturelles gérées)

de 10000 habitants qui composent l'essentiel de l'espace rural, il y en a plus de 25% (resp. 10%) qui modifient leurs zonages d'urbanisme avec une fréquence de 2 ans et demi (resp. 4 ans). Outre leur effet direct sur l'offre de terrain constructible qui peut élargir les surfaces artificialisés, les modifications de ces zonages d'exclusion trop fréquentes peuvent générer des anticipations qui perturbent le marché foncier agricole à la hausse (voir chapitre 1) et conduisent *via* la théorie de Fischel à s'autoréaliser *via* le vote. De nombreux auteurs ont démontré l'effet prix haussier de ces anticipations sur le marché des terres agricoles (Cavailhès et Wavresky, 2003 ; Geniaux *et al.*, 2011; Plantinga et Miller, 2001).

McLaughlin (2012) reconnait l'intérêt du zonage d'exclusion qui permet de maintenir des espaces non construits, mais, à l'instar de nombreux autres, Glaeser et Gyourko (2008) regrettent que les zonages soient utilisés aussi pour contrôler les densités : une libre expression du marché pour ces auteurs conduirait à plus de densification des espaces constructibles et à ce titre réduirait la pression exercée sur les zonages non constructibles. A l'origine, certains zonages de très basses densités ont été instauré pour empêcher l'urbanisation (Fischel, 1989), mais ils ont rapidement été détourné dans tous les pays les pratiquant pour mettre en place de la ségrégation socio-spatiale et/ou pour lever de l'impôt, souvent sous le couvert d'un objectif de préservation de l'environnement ou du paysage. Les zonages de basses densités sont quasiment unanimement décriés dans la littérature aussi bien par les auteurs plaidant pour plus de régulations zonales que par ceux plaidant pour moins de régulation de l'urbanisme.

4.2. Offre foncière constructible et effets prix

Au-delà des effets directs des zonages, une large littérature s'intéresse aux effets prix des politiques de contrôle de l'urbanisation via ses conséquences en termes de contraction de l'offre de logements : des effets à la hausse des prix sont avérés dans le cas de plusieurs pays (Ihlanfeldt, 2007 ; Quigley et Rosenthal, 2005 ; Saiz, 2010) et ont été discuté dans le chapitre 1 de la partie 2. En revanche, ces travaux ne permettent pas de statuer clairement si ces effets prix relèvent d'un effet d'accroissement des aménités (conséquence positive en terme de bien-être) ou d'un effet lié à la seule contraction de l'offre (conséquence négative en terme de bien-être, Jaeger et Plantinga (2007)). Dans le cas de la France, Geniaux *et al.* (2015) montrent à partir d'estimations de l'offre foncière réglementairement et physiquement constructible s'appuyant sur des bases de données spatiales et des méthodes économétriques beaucoup plus fiables que celles utilisées dans la littérature internationale (Quigley et Rosenthal, 2005 ; Saiz, 2010), que celle-ci a plutôt un effet inflationniste que l'inverse dans le cas d'une région française sous forte tension foncière (région PACA ; figure 3).

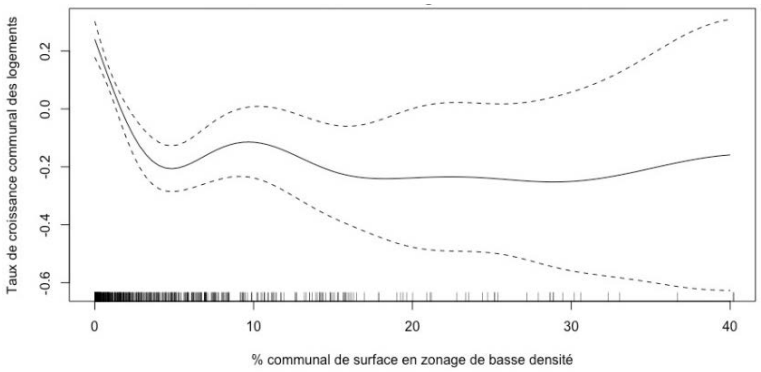


Figure 3. Relation entre part (%) de surface en zonage de basse densité (zones NB des anciens POS en vigueur au 1er janvier 1999) et taux de croissance des logements entre 1999 et 2009.
Estimation semi-paramétrique menée à partir de 381 POS Numérisés en Région PACA où le taux de croissance médian des logements sur la période pour ces communes est de 0,25642 ; sources INSEE, Urbansimul 2016.

Les travaux internationaux en économie urbaine font généralement l'amalgame entre offre foncière constructible et niveaux de production de logement dans l'interprétation de leurs résultats. C'est un écueil fréquent dans l'évaluation des effets de l'offre foncière qui peut amener à recommander l'ouverture de nouvelles zones constructibles afin d'accroitre l'offre foncière pour réduire les prix des logements. Or, la relation entre les volumes d'offre foncière et la production de logements qu'on peut en attendre n'est en rien une simple équivalence, comme l'illustre les nombreux travaux sur les zonages de basses densités (voir encadré zones NB). Gottlieb *et al.* (2012) et Pendall (1999) montrent, par exemple pour les USA, que l'accroissement des surfaces constructibles en zonage de basse densité (avec règle de surface minimale) conduit à une baisse de l'offre de logement à terme et à ce titre à une hausse des prix. En région PACA, les premières estimations menées dans le cadre du projet URBANISMUL sur les effets des zonages « NB » (https://urbansimul.paca.inra.fr/urbansimul/faq.php#refFAQ1a) permettent de montrer clairement que la part des zonages de ce type (zone NB) en 1999 a été un facteur important de réduction de l'offre de logements.

Par manque de données sur les règles urbanistiques des zonages qui définissent les possibilités constructives des parcelles, la littérature en économie urbaine a longtemps occulté les distorsions entre disponibilité foncière et production de logements. Les travaux en géographie urbaine illustrent plus clairement les distorsions entre surfaces artificialisées, formes urbaines et

production de logement (Castel, 2007; Charmes, 2013), mais s'intéressent finalement peu aux effets prix. Un autre facteur de distorsion relatif à la rétention foncière[12] a longtemps été négligé, également par manque de données, dans les études quantitatives. Bien connu des prospecteurs fonciers, ce phénomène est très dépendant des caractéristiques des propriétaires et notamment de l'âge, du statut de la propriété, du nombre de propriétaires et du portefeuille foncier et immobilier du ou des propriétaires. Cependant des modèles micro-économiques doivent être développés car les approches purement statistiques peinent à modéliser ce type de comportements (voir pour une tentative récente Cerema (2016)).

Maintenant que les données micro-spatiales sur les cadastres, la propriété et les politiques d'urbanisme sont disponibles, de nouvelles études micro-économétriques à l'échelle de l'ensemble du territoire national doivent être menées pour évaluer les effets prix des choix de zonages en prenant explicitement en compte les capacités constructives associées aux différents choix de zonages, ainsi que les caractéristiques des propriétaires pouvant contribuer au phénomène de rétention.

4.3. Les zonages et leur changement

Dans la dynamique concrète de l'artificialisation résidentielle, on peut distinguer principalement 2 phases : une phase où celle-ci prend place dans les zones règlementairement constructibles et une phase où la règlementation change, principalement pour modifier les densités autorisées ou ouvrir de nouvelles zones à l'urbanisation. Cette étape de modification des zonages est incontournable dans le cas français pour permettre la construction à terme sur un terrain actuellement en zone agricole ou naturelle, sauf autorisation exceptionnelle. Les déterminants des changements des zonages constituent donc une part importante de la dynamique de l'étalement urbain. Ainsi pour modéliser la dynamique d'étalement urbain à des échelles fines, on est alors face à deux philosophies : « zoning follows market » ou « market follows zoning » (Munneke, 2005; Wallace, 1988). La littérature internationale avance en règle générale que les zonages sont pilotés à long terme par les marchés (Pogodzinski et Sass, 1991 ; York et Munroe, 2010), exception faite des formes de zonages qui ne modifient pas ou peu les capacités constructives (Pogodzinski et Sass, 1994), et des aires protégées et des zonages de gestion des risques qui s'imposent aux gouvernements et propriétaires locaux. Dans cette philosophie, si les zonages sont extrêmement influencés à moyen et long terme par les préférences des individus, on peut alors s'affranchir de l'analyse des déterminants des zonages pour déterminer la dynamique d'étalement urbain et s'appuyer principalement sur les déterminants des conversions résidentielles et des prix pour expliquer l'étalement urbain. Entre ces deux philosophies, McMillen et McDonald (1993), dans une analyse très connue des premiers zonages à Chicago dans les années 1920, montrent que les deux phénomènes sont endogènes et liés entre eux, et doivent donc être étudiés conjointement. Hilber et Robert-Nicoud (2013) montrent que le marché, sans forcément dicter les choix de politiques d'urbanisme, influence les choix de zonage car l'effort de lobbying des propriétaires est proportionnel aux bénéfices attendus des changements du zonage. D'autres travaux reconnaissent plus d'autonomie au processus de choix des zonages et placent le rôle du marché au second plan (Wallace, 1988). Ainsi, si à l'inverse, les gouvernements locaux pilotent l'urbanisation en privilégiant des objectifs d'intérêt public dépassant leur simple réélection et en s'affranchissant des pressions des propriétaires terriens et des aménageurs privés, alors les zonages suivent des dynamiques propres qu'il convient d'étudier spécifiquement.

Comme dans la plupart des questions de cette nature, les deux explications coexistent et interagissent séquentiellement. Si le pilotage à long terme par la demande de la croissance urbaine ne fait pas vraiment débat et que l'approche « zoning follows market » domine dans les travaux qui s'intéressent au moyen et long terme, quand on s'intéresse à l'urbanisation discontinue, l'influence des zonages devient déterminante, notamment dans l'organisation spatiale de l'urbanisation. Or force est de constater que la littérature sur les déterminants des zonages et de leur organisation spatiale reste pauvre (Delattre, 2011 ; Gyourko et Molloy, 2015), bien que le problème d'endogénéité des entre-choix de zonages et marché ait été identifié il y a fort longtemps (Rolleston, 1987). De même, Pogodsinky et Sass (1991) identifiaient déjà trois manques pour traiter cette question : précision et couverture des bases de données sur les marchés fonciers, utilisation de descripteurs imprécis sur les zonages, endogénéité entre prix et zonages ; on peut malheureusement constater que les travaux scientifiques n'ont pas vraiment comblé les deux derniers manques, et on ne dispose pas d'évaluation quantitative des effets sur différentes modalités de choix de zonage (choix de densité, hauteurs, règles de recul). Essentiellement les effets des frontières d'urbanisation et des zonages avec surface minimale (MLS) ont été largement étudiés : les zonages avec surface minimale (MLS) sont aujourd'hui unanimement reconnus comme à proscrire dans la littérature en économie urbaine et en géographie. Geshkov et DeSalvo (2012) montrent sur 182 aires urbaines des USA que les zonages avec surface minimale et/ou limite de hauteur contribuent à l'étalement urbain en utilisant des indicateurs relativement pauvres de présence/absence de zonage avec surface minimale. Mills (2005) montre comment ce type de zonages contribue à l'objectif de maintenir les bas salaires hors des banlieux résidentielles. Sur le plan des impacts environnementaux, Müller et Munroe (Müller et Munroe, 2005) montrent que les communes qui ne recourent pas à ce type de zonage et privilégient des zones plus densément peuplées permettent de limiter la fragmentation des paysages à l'échelle de la parcelle comme à une échelle agrégée, et contribuent à mieux maintenir les services écosystémiques.

Ce manque de résultats quantifiés sur les effets des zonages s'explique principalement par un manque de données sur les politiques d'urbanisme et leur évolution (Fischel, 2015 ; McLaughlin, 2012 ; Zabel et Dalton, 2011). Ceci dit, si les influences du marché ou la théorie du *homevoter* sont avérées sur l'organisation spatiale des nouveaux zonages constructibles, elles

[12] La rétention foncière est la part du foncier a priori mobilisable (i.e. constructible) qui n'a pas mutée, i.e ni construit ni échangé à cette fin depuis plusieurs années.

prennent généralement place sans remettre en cause le principe de continuité de l'habitat et à ce titre le principal déterminant à cette échelle reste la distance aux noyaux villageois et/ou aux zonages déjà constructibles. En France, les évolutions de zonages en zones rurales se font principalement par extension des zonages existants avec une forte dépendance au réseau routier secondaire existant (Martinetti et Geniaux, 2017).

La littérature s'accorde aussi sur le fait que l'échelle de décentralisation est centrale dans le processus d'évolution des zonages en zone rurale : plus la taille de l'échelle de régulation est petite, plus les électeurs et les lobbys locaux vont pouvoir avoir d'influence sur les choix de zonages et plus cela peut générer des compétitions entre gouvernements locaux pour attirer certains emplois et ressources fiscales (Blöchliger *et al.*, 2017) : ce phénomène s'observe en France aussi bien en zone périurbaine qu'en zones de déprises agricoles. Certains auteurs voient dans l'hétérogénéité des choix de zonages décentralisés à l'échelle communale une des causes de l'étalement urbain aux USA (Brueckner et Sridhar, 2012), certains promoteurs partant plus loin des centres urbains à la recherche de territoires aux régulations plus clémentes. Ces compétitions entre territoires sont susceptibles par ailleurs de générer un surdimensionnement à l'échelle intercommunale de certains types de zonages constructibles, notamment sur les zonages d'activités (commerce, artisanat, industrie). Pour ces raisons, les récentes lois françaises (SRU, Grenelle, ALUR) visent à amorcer un mouvement de recentralisation : la mise en place des SCOT répond à cette logique, et plus encore les PLUi ou Plan Locaux d'Urbanisme intercommunaux qui font monter d'un cran l'échelle spatiale des zonages opposables au tiers : un des principaux déterminants de la capacité des zonages à mieux contrôler l'étalement urbain en zones périurbaines et rurales à moyen et long terme est donc à chercher dans le rythme de mise en place des nouveaux documents qui actent le changement d'échelle dans la gestion urbaine en milieu rural.

Les documents évoluent avec des rythmes qui dépendent par ailleurs de l'intensité de croissance de la commune et éventuellement des groupes d'intérêt (Blöchliger *et al.*, 2017). Les changements sous forme de modification ou de révision (voir chapitre 6 de la partie 2) qui s'opèrent pour permettre l'urbanisation concernent, sauf cas exceptionnels (projets d'intérêt économique majeur), les sols naturels et agricoles ne faisant pas partie d'un classement de protection dans les zonages d'ordre supérieur relevant de la protection de la faune et de la flore, du paysage ou de la gestion des risques naturels et industriels (encadré 1) (Geniaux *et al.*, 2011). Quand on s'intéresse à la dynamique de l'artificialisation à moyen et long terme, l'articulation entre ces deux grands types de zonages qui ont des stabilités dans le temps différentes est donc essentielle (Bengston *et al.*, 2004).

Encadré 1. L'exemple des zonages de basse densité en France

L'exemple des zonages de basse densité en France illustre parfaitement comment différentes motivations peuvent entrer en synergie pour produire de l'étalement urbain et impacter le foncier agricole. Ce type de zonage que l'on retrouve dans les zones « NB » des anciens POS français favorise la maison individuelle sur grand terrain par l'usage souvent couplé d'un COS faible et d'une surface de terrain minimale pour obtenir un droit de construire, et par l'imposition d'un système de traitement des eaux usées individuelles. Il a été largement utilisé entre 1981 et 2001, parfois sur de très grandes parties des communes, car il est à la convergence des intérêts de plusieurs groupes d'acteurs. Il permet de distribuer de la rente urbaine aux propriétaires de foncier (notamment agricole) non bâti dans ces zones (Hilber et Robert-Nicoud, 2007 ; Solé-Ollé et Viladecans-Marsal, 2012), il attire plutôt les hauts revenus (Irwin et Bockstael, 2004 ; Melot et Bransiecq, 2016) et permet de sélectionner les populations des nouveaux arrivants dont les taxes vont alimenter les finances de la commune, sans forcer cette dernière à engager des travaux de nouveaux réseaux d'assainissement (Burchell et al., 2002 ; Burchell et al., 1998 ; Melot et Bransiecq, 2016), et sans subir des taux de croissance de la population trop importants (Bates et Santerre, 1994). Il permet par ailleurs de conserver les aménités liées aux espaces ouverts et à la qualité paysagère liée à l'habitat diffus bénéficiant à la dernière génération d'arrivants (Fischel, 1987 ; Fischel, 2001) et de maintenir des prix immobiliers hauts (Zabel et Dalton, 2011).

Depuis la loi SRU de 2001 et les lois GRENELLE I et II qui ont suivi en France, le recours à ce type de zonage avec des seuils importants de surface minimale est proscrit. Les nouveaux plans d'urbanisme (PLU) imposent de répartir ces anciennes zones d'habitat diffus soit en zonages urbains constructibles plus denses nécessitant un raccordement aux réseaux, soit en zonages naturels non constructibles. Les finances des communes ne permettent pas de conserver tous ces espaces en zones constructibles denses raccordées au réseau pour satisfaire leur base électorale, ce qui conduit à d'âpres négociations et des situations de blocage : la date butoir de 2017 pour passer d'un POS à un PLU n'a pas pu être respectée pour de nombreuses communes rurales et périurbaines qui risquent de perdre leur compétence en matière d'urbanisme, ce qui pourrait avoir des conséquences importantes sur l'évolution des zonages. Comme il est par ailleurs complexe de densifier de telles zones, ces reclassements en zone constructible dense ne permettent pas forcément de produire du logement à court ou moyen terme et s'accompagnent par l'ouverture de nouvelles zones à urbaniser sur des espaces naturels ou agricoles tout en affichant un accroissement global des classements en zones naturelles, qui n'ont de naturel que le nom car déjà urbanisées (Geniaux et al., 2011 ; Melot et Bransiecq, 2016). Ce type de retour en arrière, s'il est fréquent en France ou aux USA (Adelaja et Gottlieb, 2016), n'est pas toujours possible selon la législation du pays (Alterman, 1997). Pour certaines frontières urbaines surdimensionnées, il y a quelques décennies en Suisse (Gennaio et al., 2009), il n'a pas été possible de déclasser les espaces constructibles sans indemniser les propriétaires et les conséquences des choix d'urbanisation faits à cette époque risquent de perdurer. En France, la date butoir de 2017 va permettre de solder les conséquences de ces choix anciens.

4.4. La protection des zones agricoles et naturelles

Les zonages environnementaux sont donc plus efficaces pour contrôler l'artificialisation et ne sont pas voués à évoluer à court terme. La dynamique d'instauration de ces zonages depuis les années 1970 en France est allée dans le sens d'une emprise toujours croissante (Geniaux et Napoléone, 2011 ; Salanié et Coisnon, 2016), mais reste à des niveaux qui n'altèrent pas la capacité à dégager du foncier constructible (Denning *et al.*, 2010 ; Geniaux et Napoléone, 2011). Les zonages relevant du droit de l'environnement ou d'application de conventions internationales ou directives européennes sont très nombreux[13] avec des degrés divers de protection contre l'artificialisation ou à l'encontre du reclassement de ces espaces en zones constructibles. Les zonages apparentés aux catégories I à III du classement de l'UICN permettent d'assurer une totale inconstructibilité à court et long terme. Ils représentent 7/200 des zonages environnementaux (Martinez, 2007). Geniaux et Napoléone (2011) considèrent également des zonages de catégories IV permettant d'assurer l'inconstructibilité de long terme et montrent qu'en PACA ils permettent de retirer du processus d'artificialisation 8% du territoire et qu'ils sont présents dans un quart des communes. La logique des zonages plus souples[14] (qui dans le cas de PACA couvrent un espace 5 fois plus important que les zonages apparentés aux catégories I à IV, avec 43% en moyenne des surfaces communales), est un principe d'empilement[15] dont l'accumulation permet de construire un gradient de protection autour des zones emblématiques. C'est sans doute une des raisons pour laquelle ces auteurs ne retrouvent pas en France les effets de bord identifiés à l'échelle internationale, qui indiquent que l'artificialisation peut être plus intense dans le voisinage proche des zonages stricts (Towe, 2010). Malgré l'importance en surface des catégories IV, V et VI de l'UICN, notamment en Europe, celles-ci n'ont guère fait l'objet d'études empiriques (Salanié et Coisnon, 2016).

Il n'existe pas d'équivalent de zonage de protection des espaces agricoles de long terme en France ni d'outils réglementaires ou incitatifs permettant de capturer efficacement les rentes d'urbanisation qui alimentent la disparition des terres agricoles en zones péri-urbaine. Les *Zones Agricoles Protégées* (ZAP) et *Périmètres de protection des espaces agricoles et naturels périurbains* (PAEN) permettent d'assurer une protection à plus long terme, sans avoir le même statut que les réserves naturelles, mais leur application reste anecdotique[16] (Levesque, 2009) comparativement aux pays qui ont une plus longue expérience de ce type d'outils (Portugal, Abrantes *et al.* (2016), Colombie Britannique, Nixon et Newman(2016)), et on ne dispose ni du recul nécessaire ni d'études empiriques sérieuses en France sur leur efficacité. Les seuls outils permettant d'assurer une protection véritablement de long terme passent par la maitrise foncière par les collectivités territoriales de certaines terres agricoles (Merlin, 1995). Certains instruments peuvent être efficaces pour assurer la protection des espaces agricoles s'ils sont couplés à une stratégie de veille foncière et d'intervention en amont des effets du marché, comme par exemple les zones d'aménagement différés qui permettent de limiter les effets spéculatifs et de découpler les marché agricoles et résidentiels. Ils demandent cependant des compétences et des moyens en ingénierie de la planification urbaine dont ne disposent souvent pas les petites communes rurales. Le versement pour sous-densité, issu du Grenelle de l'Environnement, qui est très simple à utiliser et qui permet à la fois de lutter contre l'étalement urbain et d'accroitre les rentrées budgétaires des collectivités territoriales, n'est que très peu utilisé par les communes rurales (Guelton et Leroux, 2016).

4.5. Conclusion

Apprécier les effets potentiels d'une politique de planification est on l'a vu très complexe, car de nombreux instruments, complémentaires ou pas, sont utilisés en même temps, et les transpositions des évaluations empiriques de ces effets entre pays sont à proscrire, à moins de contrôler de nombreux paramètres. Par exemple, de nombreux auteurs ont montré dans le cas des USA que certains zonages restrictifs, comme les UGB, en limitant l'offre pouvaient produire de l'étalement urbain, car certains promoteurs ou propriétaires avaient intérêt à sortir de l'aire urbaine (incorporated area) pour aller vers des communes rurales proches (non incorpoated area) où l'urbanisation est moins réglementée. Or la notion d'*incorporated area* n'existe pas en France, car hors des communes zonées disposant d'un document d'urbanisme (POS[17]/PLU[18]/CC[19]), le RNU s'applique avec des règles qui permettent de contrôler l'étalement urbain et de le contrôler très strictement si tel est son souhait. Si certains mécanismes sont comparables et ont été présentés ici, apprécier quantitativement les effets potentiels sur les prix et/ou sur la densification d'une disposition zonale demande de disposer de situations contrefactuelles comparables entre pays : la spécificité de l'arsenal réglementaire français en matière d'urbanisme, son niveau de décentralisation des compétences en matière d'urbanisme, et notre droit foncier réduisent les pays candidats à une peau de chagrin. Cela plaide pour systématiser la mise en place d'études empiriques en France pour statuer véritablement sur les possibles déterminants

[13] Il y a plus d'une centaine de types de zonages relevant du droit de l'environnement dans la base CARMEN - CARtographie du ministère de l'Environnement. http://carmen.naturefrance.fr

[14] C'est-à-dire les zonages sortant des catégories I à IV de l'UICN et n'impliquant pas une totale inconstructibilité des terres, ou autorisant certaines activités productives ou encore, étant susceptibles de voir leur emprise rediscuter dans le cas d'émergence d'un projet économique d'intérêt majeur.

[15] Les zonages environnementaux se recouvrent spatialement entre eux et on trouve des espaces emblématiques ou à forte valeur écologique couverts par plus d'une dizaine de zonages différents.

[16] D'après les données du ministère de l'agriculture, on dénombrait en 2014 en France 42 ZAPs couvrant au total moins de 30 000 ha.

[17] Plan d'occupation des sols.

[18] Plan local d'Urbanisme.

[19] Carte communale.

et effets des zonages et rappeler systématiquement que tout travail de modélisation des changements d'occupation des sols doivent considérer avec le plus de précisions possible les informations sur les zonages d'urbanisme passés et présents (Onsted et Chowdhury, 2014).

Les 4 principales recommandations générales que l'on pourrait cependant avancer :

- Accélérer le rythme de recentralisation et doter les échelles intermédiaires d'outils de connaissance fins du foncier pour permettre une politique de veille et de réserve foncière plus efficace (Encadré 2),
- Une utilisation plus soutenue du versement de sous-densité,
- À défaut d'une taxation adaptée, ou d'un système de capture de la rente agricole comme aux Pays Bas (Halleux *et al.*, 2012), une utilisation plus fréquente des ZAD pour casser les anticipations,
- Introduire une hiérarchisation des terres non constructibles en termes de qualité environnementales et/ou agricoles à une échelle intercommunale pour influer sur les désignations futures des zonages constructibles, éventuellement avec des principes de compensation. A défaut de consensus scientifique sur cette hiérarchisation, elle pourrait être arbitrée *via* un rôle de la Commission départementale de la nature des sites et des paysages (CDNPS) et de la Commission départementale d'orientation de l'agriculture (CDOA).

Encadré 2. Les perspectives de modélisation ouvertes par la nouvelle génération de données cadastrales

La nouvelle génération de données vectorielles sur le cadastre permet désormais en France d'avoir une couverture quasi-exhaustive des contours des parcelles et des polygones bâtis (Données des Plans Cadastraux Informatisés ou PCI et BDPARCELLAIRE© de l'IGN). Ces données sont disponibles annuellement depuis plusieurs années avec une couverture grandissante. Par exemple, en région PACA seules 30 communes sur 973 n'ont pas encore de PCI. D'ici 2 ans au maximum, l'intégralité des communes devrait être couverte en France et il est prévu que ces données passent en open source sur le Géoportail de l'Urbanisme[20] l'an prochain. La plupart des services géomatiques des collectivités territoriales qui s'intéressent à la mesure de l'étalement urbain et à la production de MOS, améliorent les couches issues de données satellitales types CLC, en utilisant ces données pour mieux évaluer et qualifier la consommation d'espace relative à l'urbanisation[21]. Ces données cadastrales peuvent être liées aux fichiers fonciers de l'Etat communément appelés fichiers MAJIC[22] qui regroupent chaque année des informations très détaillées sur les propriétaires de biens fonciers et immobiliers, ainsi que sur les caractéristiques des biens bâtis et des parcelles. Ces fichiers fonciers font partie du référentiel habituel des communes et de leurs groupements pour la gestion de l'urbanisme (gestion des dossiers d'acquisitions ou de ventes foncières, application du droit des sols, étude d'urbanisme...) et pour la gestion des installations d'assainissement non collectif. Geniaux et al. (2009) montraient en 2009 que pour seulement 2,75% des parcelles, le lien entre les parcelles numérisées et le parcellaire de la matrice littérale n'était pas réalisable à partir de l'identifiant parcellaire. La possibilité désormais de s'appuyer sur plusieurs millésimes du PCI permet d'atteindre un taux d'erreur inférieur à 0,01% (projet Urbansimul). Coupler ces deux sources de données permet de distinguer les types de bâtis entre logements et locaux professionnels, de qualifier la propriété et les propriétaires qui, comme on l'a vu, sont des variables centrales de la dynamique d'artificialisation. Ces données permettent également de distinguer bâti dur et bâti léger, qui peuvent être très utiles pour apprécier la réversibilité des constructions. Enfin, comme le montrent Geniaux et al. (2009) et Le Berre et al. (2016), elles permettent de faire de l'analyse rétrospective de l'urbanisation en utilisant l'information sur les dates de construction renseignées dans les fichiers fonciers de l'Etat. Il est même envisageable d'étudier à grande échelle le rôle des évolutions des contours des parcellaires (fusion/extension) dans le processus d'urbanisation. Il est également possible d'analyser les interactions avec les marchés fonciers et immobiliers à cette échelle puisque les récentes données DVF (Demande de Valeur Foncière, DGFIP) sont fournies avec les informations nécessaires sur les références cadastrales.

Autres sources vectorielles récentes, les documents d'urbanisme au format CNIG/COVADIS au 1/5000e, calées sur le cadastre qui constituent la nouvelle norme pour la production de ces données par les bureaux d'études en urbanisme et une condition pour leur subventionnement par les régions et/ou départements, permettent de qualifier non seulement le caractère constructible des parcelles, mais également pour chaque parcelle de connaître les règles précises de constructibilité en vigueur (hauteur, densité, règle de recul, servitude…). Ces documents couvrent le territoire français avec une couverture très hétérogène, mais qui évolue très rapidement (en PACA en 2017, plus de 50% des communes couvertes au format CNIG/COVADIS, et 40% des communes restant avec des formats moins précis).

L'utilisation croisée de ces données vectorielles permet d'analyser le processus d'artificialisation à l'échelle de l'unité spatiale de décision, c'est-à-dire la parcelle ou le lot de parcelles, tout en disposant des principaux descripteurs des biens et des propriétaires et en permettant l'analyse des interactions avec les zonages d'urbanisme qui sont censés réguler le phénomène et le marché foncier et immobilier.

[20] https://www.geoportail-urbanisme.gouv.fr

[21] Les routes, comme le bâti diffus, sont difficilement repérables avec de la télédétection sans passer par de la très haute résolution. Les données vectorielles issues de BDTOPO fournissent une des autres principales sources de données complémentaire pour prendre en compte ce type d'artificialisation et sont fréquemment utilisées par les services d'urbanisme des collectivités territoriales pour l'amélioration des MOS.

[22] On parle également de documentation foncière ou de documentation littérale du cadastre.

5. Politiques agricoles et dynamiques territoriales de l'artificialisation

Auteures : Ségolène Darly, Pauline Marty

Généralement destinée à l'encadrement sectoriel de l'agriculture, les politiques agricoles[23] ne sont pas sans conséquence sur les dynamiques d'occupation du territoire. D'un côté, les orientations impulsées vont influencer le niveau de la rente agricole et donc indirectement les choix d'allocation des ressources foncières par les exploitants, d'un autre côté, certaines mesures d'action orientent directement la maîtrise de l'emprise spatiale de l'activité, à travers les outils de gel des terres, la modification des normes de la construction agricole, ou encore l'introduction des référentiels de l'éco-conditionnalité ou d'autres mesures agro-environnementales. Elles peuvent enfin affirmer les objectifs de préservation du foncier en affirmant le rôle des représentants du secteur au sein des processus d'arbitrage des projets d'artificialisation des sols. Une littérature spécifique est ainsi dédiée à l'analyse des conséquences territoriales de ces différentes mesures de politiques agricoles. Une première recension de la littérature sur la base de mots clefs spécifiques soumis à des moteurs de recherche scientifiques a eu pour objectif de sélectionner les articles faisant explicitement référence aux conséquences en termes d'artificialisation des sols. Sur un premier corpus issus de cette recherche automatique, il est apparu que seul un article traite explicitement de relations de causalité entre politiques agricoles et dynamiques d'artificialisation des sols : (Grădinaru *et al.*, 2015) dans le cas de l'urbanisation des périphéries de Bucarest en Roumanie, illustrative du contexte des villes de l'ancien bloc soviétique. Nous y avons ajouté l'article de Philippe Madeline qui traite des dynamiques de la construction agricole sur le territoire français sur la base d'une analyse des permis de construire délivrés (Madeline, 2006).

Cette liste a été complétée sur la base de critères de recherche aux variables pouvant être considérées comme des facteurs de *risque* d'artificialisation en contexte de forte pression urbaine. Un corpus plus conséquent issu de cette seconde recherche nous apporte en effet un éclairage approfondi sur les dynamiques plus larges d'évolution des usages des sols (pas uniquement en termes d'artificialisation), parmi lesquelles les problématiques de la déprise agricole des terres (« *land abandonment* » dans la littérature anglo-saxonne) et de la cessation d'activité agricole (« *farm exit* ») ont retenu notre attention. La déprise agricole désigne un processus d'abandon de l'exploitation agricole des terres ou bien leur « sous-utilisation », qui désigne les cas de figure où la terre reste partiellement « travaillée » afin qu'elle puisse être utilisée facilement à d'autres usages, pour continuer à obtenir des subventions agricoles ou pour pouvoir la vendre en réalisant une rente foncière (Grădinaru *et al.*, 2015). Elle est l'expression spatiale d'un processus de marginalisation où l'exploitation agricole du foncier cesse d'être rentable, généralement pour des petites structures en système extensif de production (Renwick *et al.*, 2013). Bien que l'ampleur du phénomène au sein de l'UE ne puisse être évaluée en l'absence d'outils de mesure pertinent à cette échelle, (Renwick *et al.*, 2013) affirment qu'il ne s'agit pas d'un phénomène négligeable, notamment pour les territoires ruraux en dépeuplement. Dans certains conditions, elle peut clairement constituer le point de départ de dynamiques d'urbanisation et d'étalement urbain, notamment dans les périphéries urbaines des pays de l'ancien bloc soviétique, comme l'a bien démontré (Grădinaru *et al.*, 2015).

Les travaux relatifs à la déprise agricole insistent sur ses liens avec le phénomène de cessation d'activité agricole. Les enquêtes à l'échelle des fermes exploitées par Raggi *et al.* (2013) établissent qu'en majorité, les ménages qui déclarent arrêter bientôt l'activité agricole n'envisagent pas pour autant de vendre leurs terres lorsqu'ils en sont propriétaires (ils privilégient alors la location ou la transmission du foncier au sein de la famille). Il n'en reste pas moins que pour un tiers, l'arrêt de l'activité agricole devrait s'accompagner de la vente du foncier pour 27% d'entre eux dans un scenario de continuité des soutiens de la PAC, et jusqu'à 35% dans un scenario d'absence de PAC (il s'agit alors des ménages avec un faible niveau de revenu agricole). La décision de vendre le foncier agricole est considérée comme l'une des premières étapes d'un processus d'artificialisation lorsque l'acheteur n'est pas exploitant. Le lien entre arrêt de l'activité agricole et risque d'artificialisation des terres n'est donc pas négligeable, c'est pourquoi nous avons choisi de nous intéresser aux recherches portant sur l'évolution de la démographie agricole, généralement mesurée en nombre de fermes, sous l'effet des modifications des modalités de soutien des agriculteurs.

Cet élargissement du périmètre de nos recherches bibliographiques nous a conduites à constituer un corpus final de 44 articles relatifs à des contextes géographiques situés principalement en Europe (UE, France, Italie, Allemagne, Suède, Pays-Bas, Espagne) mais aussi aux Etats-Unis, au Japon et en Amérique du Sud. Les articles faisant état de résultats jugés non transposables au cas européen ou français n'ont pas été retenus (5 articles). Une des premières conclusions issues de la lecture transversale de ce corpus est que les dynamiques territoriales de déprise agricole et d'artificialisation sont le résultat d'un emboîtement de facteurs dont les politiques agricoles constituent un élément important mais dont on ne peut que difficilement isoler l'influence spécifique. Plus précisément, les écrits convergent pour mettre d'abord en évidence l'influence des dynamiques sectorielles qui agissent sur les facteurs externes et internes de la restructuration agricole. Après avoir rappelé les principaux arguments de ce préalable dans la Section 1 de ce texte, nous détaillons dans la section 2 les effets de modulation de ces grandes tendances attribuables à l'influence des politiques agricoles. Enfin, nous rendons compte dans la section 3 de l'attention particulière portée à la spécificité de ces effets de modulation dans le cas de deux contextes territoriaux: le périurbain et les zones de montagne.

[23] Le périmètre de politique agricole a ici été compris comme, d'une part la PAC (et ses équivalents régionaux, très sectorielles donc) et la politique agricole française encadrée par les LOA et L de Modernisation de l'agriculture qui renforce le volet foncier des interventions publiques dans le domaine agricole. Les impacts des mesures sectorielles sont analysés dans les parties 1 et 2 ; le lien avec les mesures relatives à la gestion du foncier et de l'alimentation (plutôt dans la LOA et LMA), observés à une échelle plus locale, plutôt dans la partie 3.

5.1. Impacts des facteurs sectoriels de la restructuration agricole

Dans cette partie, nous tentons de faire le point sur les facteurs conduisant à la déprise agricole et à la cessation d'activité, celle-ci étant identifiée comme un facteur d'abandon des sols. Le lien est très rarement fait dans la littérature entre ces phénomènes et l'artificialisation des sols (Primdahl, 2014), aussi avons-nous fait le détour qui consiste à étudier déprise et cessation d'activité comme des facteurs de risque d'artificialisation – sans préjuger de la destination finale des terres.

Les articles étudiés ici recouvrent une certaine diversité d'approche : revues de littérature, études empiriques sur la base de statistiques ou sondages directs auprès des exploitants agricoles, cas d'études monographiques, approches empiriques et modèles théoriques. Ils visent de façon générale à expliciter et agencer les facteurs conduisant à la déprise agricole et/ou à la cessation d'activité, ainsi qu'à tester le poids relatif de ces différents facteurs.

Le processus de déprise agricole tient à une diversité de facteurs biophysiques et socio-économiques qui se conjuguent, se combinent, et sont en grande partie interdépendants (Osawa *et al.*, 2016; van Vliet *et al.*, 2015). S'y ajoutent des effets de *feedback* et de dépendance au sentier qui démontrent le poids des affectations du sol passées dans l'éventail possible des affectations futures, par exemples des parcelles ayant fait l'objet d'une trop forte intensification par le passé qui sont dégradées puis abandonnées (van Vliet *et al.*, 2015). Les revues de littérature (Lasanta *et al.*, 2017; van Vliet *et al.*, 2015) indiquent que plus particulièrement, les facteurs dits externes, communs à l'ensemble du secteur agricole, lancent le processus de déprise agricole, et que les facteurs régionaux ou locaux, spécifiques aux contextes territoriaux, ainsi que les facteurs internes, spécifiques aux exploitations et aux exploitants, déterminent la dynamique de ce processus et sa configuration spatiale, accentuant ou amenuisant l'effet des facteurs externes. Ce sont donc la diversité des facteurs socio-économiques territoriaux et des caractéristiques des exploitations qui permettent d'expliquer la diversité spatio-temporelle du processus d'abandon des terres agricoles (Lasanta *et al.*, 2017).

5.1.1. Les facteurs externes conduisant à la déprise agricole

Le premier des facteurs externes soulignés est la rentabilité de l'activité agricole (Breustedt et Glauben, 2007; Simpson *et al.*, 1994; Strijker, 2005). Si celle-ci est mise en relation avec les évolutions des prix agricoles, la globalisation des marchés agricoles et les aides publiques à l'agriculture (Lasanta *et al.*, 2017; Nainggolan *et al.*, 2012; van Vliet *et al.*, 2015), et elle aussi mise en lien avec la démographie agricole. Deux phénomènes jouent : d'une part la formidable augmentation du coût du travail au cours du XXe siècle par rapport aux autres intrants agricoles (Strijker, 2005) et d'autre part les migrations rural-urbain et l'augmentation des opportunités de travail hors agriculture (Lasanta *et al.*, 2017). Ces deux phénomènes ont eu pour effet un abandon des terres difficiles à cultiver (principalement en montagne), en même temps qu'une intensification de l'agriculture sur les terres les plus fertiles, avec une augmentation de la taille des exploitations concomitante avec la réduction de leur nombre (Lasanta *et al.*, 2017; Simpson *et al.*, 1994; Strijker, 2005). Intensification et abandon de l'agriculture ont donc été concomitants au cours du XXe siècle, mais surtout peuvent avoir lieu au sein d'un même ensemble régional, via la disparition et concentration des petites exploitations, allant de pair avec l'abandon des terres les moins productives au profit d'une intensification des cultures sur les autres (Lasanta *et al.*, 2017; van Vliet *et al.*, 2015). Le deuxième jeu de facteurs externes déterminant se situe du côté des politiques de soutien et d'orientation de l'agriculture.

5.1.2. Les facteurs régionaux et locaux jouant sur la dynamique de la déprise agricole

Hormis les facteurs spécifiques aux zones de montagne, abordées dans le paragraphe 3.2, certains facteurs spécifiques aux territoires jouent sur la déprise agricole et la cessation d'activité des exploitants, et surtout permettent d'expliquer les variations spatiales de ces processus.

À l'échelle régionale, l'état du marché foncier et la dynamique démographique semblent être les principaux facteurs jouant sur la déprise agricole. Un marché foncier réduit, impliquant des difficultés pour louer ou acheter des terres pour l'agrandissement des exploitations, accentuera le processus d'abandon des terres, surtout si la région en question connaît une concurrence forte pour l'utilisation des terres pour d'autres activités (Lasanta *et al.*, 2017). La concurrence foncière entre agriculture et urbanisation est aussi soulignée comme un facteur d'abandon des terres en tant qu'elle implique, dans les régions à forte densité de population, un coût d'opportunité d'occupation des terres plus important, et donc défavorable à l'occupation agricole (Breustedt et Glauben, 2007). Il est cependant à noter que dans l'analyse des variations entre comtés des taux de cessation d'activité des exploitants agricoles en Allemagne de l'Ouest dans les années 1990 (Glauben *et al.*, 2006) le degré d'urbanisation semble ne pas jouer sur les différences constatées entre comtés. Au-delà de la dynamique d'urbanisation qu'elle induit, c'est bien la densité de population régionale et surtout de population active, en tant qu'indicateur de la dynamique économique régionale, qui est soulevée comme facteur influant la déprise et la cessation d'activité agricole. La dynamique de la population active régionale peut jouer dans plusieurs sens : d'un côté réduire le processus de déprise en tant qu'une forte densité de population représente des opportunités de marché importantes (Glauben *et al.*, 2006) ou même engage le démarrage d'activité agricole (Nainggolan *et al.*, 2012). D'un autre côté la population active, en tant qu'indicateur de la dynamique économique régionale, conditionne les opportunités de travail hors de l'agriculture et peut faciliter les cessations d'activité et abandon de terres (Mishra *et al.*, 2014).

5.1.3. Les facteurs spécifiques aux exploitations et exploitants jouant sur la dynamique de déprise et d'abandon agricole

Les exploitants agricoles sont, par leurs décisions d'affectation des sols et de maintien ou non de leur activité, des modérateurs importants dans les processus de déprise et d'abandon agricole (Bittner et Sofer, 2013; Lasanta *et al.*, 2017; van Vliet *et al.*, 2015). Ces effets modérateurs ou tampons sont dû à un ancrage diversifié des prises de décisions des agriculteurs dans des préoccupations économiques, mais aussi sociales, culturelles, familiales, voire émotionnelles. Ce sont les caractéristiques spécifiques aux exploitations (abordées en premier dans ce paragraphe) qui gouvernent en premier lieu les facteurs économiques modulant les processus de déprise et d'abandon, tandis que les caractéristiques des exploitants, et particulièrement celles qui influent la prise de décision, sont ancrées dans des facteurs très variés, ayant trait tant à l'exploitant qu'à sa famille. L'effet modérateur des prises de décision des exploitants peuvent entraîner des variations spatiales et temporelles dans le processus de déprise ou d'abandon, et des régions soumises aux mêmes facteurs externes ou aux mêmes dynamiques régionales ne connaissent pas les mêmes processus parce que les exploitants et les exploitations, aux caractéristiques différentes, entraînent des trajectoires d'affectation des sols différentes (van Vliet *et al.*, 2015).

Les facteurs spécifiques aux exploitations qui jouent sur le processus de déprise agricole ou d'abandon d'activité affectent essentiellement la rentabilité de l'exploitation, et jouent en tant que tels sur les prises de décision des agriculteurs. Nous abordons ici ces facteurs économiques, à l'exception de ceux liés à la politique agricole, abordés plus loin.

En premier lieu, les caractéristiques des exploitations relevées par les revues ou les cas d'études portent sur les facteurs biophysiques et agro-écologiques des parcelles composant l'exploitation, avec des effets parfois plus importants sur les décisions des agriculteurs que des facteurs socio-économiques (Lasanta *et al.*, 2017). Le processus d'abandon des terres à l'échelle de l'exploitation (souvent concomitant avec une intensification sur les terres les plus fertiles) est contrôlé en premier lieu par la qualité agronomique des sols, et notamment leur capacité de rétention d'eau, la topographie des parcelles et leur accessibilité ; les parcelles cumulant de faibles aptitudes étant abandonnées en premier (Lasanta *et al.*, 2017 ; Nainggolan *et al.*, 2012; Simpson *et al.*, 1994; van Vliet *et al.*, 2015). En deuxième lieu, c'est la capacité des parcelles à supporter ou non le travail mécanique qui conditionne le processus d'abandon – et donc la topographie et l'accessibilité des parcelles, mais surtout leur taille, devant être suffisante pour rentabiliser la mécanisation (Lasanta *et al.*, 2017; van Vliet *et al.*, 2015).

Le deuxième groupe de caractéristique des exploitations jouant en termes économiques sur les décisions des exploitants a trait à la taille des exploitations et la propriété des terres. En effet, nombreuses revues et cas d'études soulignent que la petite taille des exploitations, entravant leur rentabilité, est un facteur majeur à la fois d'abandon des terres et/ou de l'activité agricole (Breustedt et Glauben, 2007; Glauben *et al.*, 2006; Lasanta *et al.*, 2017; Osawa *et al.*, 2016). La grande taille des exploitations, si elle est en majorité des cas un facteur de ralentissement de cessation d'activité, peut cependant dans certains cas avoir l'effet contraire, en tant qu'une grande exploitation a une grande valeur foncière, que l'exploitant peut choisir de mobiliser par la location ou la vente des terres, particulièrement lorsque la retraite approche (Breustedt et Glauben, 2007) ou lorsque l'exploitant veut cesser son activité alors que les opportunités de travail hors agriculture sont faibles dans la région (Glauben *et al.*, 2006). Ensuite, la part des terres possédées en propre par l'exploitant joue sur le choix de cessation d'activité : plus les terres sont possédées par l'exploitant, moins la cessation d'activité est probable, car sont impliqués d'une part des liens émotionnels à la terre, et d'autre part une meilleure capacité de crédit et d'investissement (Breustedt et Glauben, 2007). Encore une fois cependant, une grande part de terres possédées peut avoir l'effet contraire à l'approche de la retraite, car elle augmenter l'opportunité des gains à la vente du foncier (Breustedt et Glauben, 2007).

Enfin, l'orientation de l'exploitation en production animale ou végétale est un déterminant de la cessation d'activité. En effet, en cas de cessation d'activité, les coûts irrécupérables sont plus importants en production animale, aussi est-il constaté que les régions dominées par les exploitations spécialisées en élevage sont moins sujettes aux cessations d'activité, à caractéristiques régionales socio-économiques équivalentes, que les régions spécialisées en production végétale (Breustedt et Glauben, 2007).

Les caractéristiques spécifiques aux exploitants qui vont influer sur l'ampleur de la mise en œuvre des processus de déprise agricole et de cessation d'activité sont principalement liées à la situation socio-économique de l'exploitant et de sa famille. Celles-ci sont en effet essentielles dans les modalités de prise de décision des exploitants, mais avant de les aborder il convient de préciser qu'elles ne sont pas les facteurs uniques. Les prises de décision des exploitants sont en effet ancrées dans une plus grande diversité de facteurs notamment non économiques, où les liens émotionnels à l'exploitation (Breustedt et Glauben, 2007), les préoccupations sociales et culturelles liées au lieu et au mode de vie (Lasanta *et al.*, 2017; Primdahl, 2014; Strijker, 2005) et la motivation pour l'activité agricole (van Vliet *et al.*, 2015) ont aussi leur part. La motivation pour l'activité agricole apparaît ainsi dans une *review* comme le principal facteur de décision de cessation ou de continuation d'activité (van Vliet *et al.*, 2015).

Pour les caractéristiques socio-économiques de l'exploitant, un premier faisceau de facteurs a trait aux engagements financiers de l'exploitant – hors de la question des revenus secondaires, assez controversées, qui est abordée par la suite. En effet, les coûts d'ajustements ou coûts d'opportunités requis pour le changement d'activité (vente des actifs mobiliers et immobiliers, inadéquation de la formation professionnelle pour une activité autre qu'agricole, etc.) influent largement sur les décisions des exploitants à cesser leur activité (Breustedt et Glauben, 2007). Des études soulignent que des facteurs ayant traits à l'économie des exploitants mais qui ne sont pas toujours quantifiables influent aussi, tels que les incertitudes liées au potentiel changement d'activité de l'exploitant et les dépendances au sentier, qui ralentissent ou accélèrent la sortie de l'activité

existante (Strijker, 2005). Enfin, la situation financière de l'exploitant et notamment son endettement semblent jouer fortement sur la volonté de cesser l'activité agricole, en effet les dettes, plus elles sont importantes et plus elles sont récentes, augmentent la probabilité de cessation d'activité agricole (Mishra *et al.*, 2014). Un deuxième faisceau de facteurs socio-économiques de cessation d'activité a lieu à l'âge de l'exploitant et son niveau d'étude. Une année d'étude supplémentaire représente statistiquement une moindre probabilité de cessation d'activité, notamment parce que les exploitants les mieux formés seraient ceux à la tête des exploitations les plus rentables (Mishra *et al.*, 2014). Il semble ensuite que l'âge de l'exploitant joue fortement, bien que les études abordant cette question en tirent des conclusions opposées. Pour Mishra et *al.* (2014) et Glauben et *al.* (2006), la probabilité de cessation d'activité augmente avec l'âge, de même que la déprise agricole pour Osawa *et al.* (2016). Breustedt et Glauben (2007), au contraire, indiquent que les taux de cessation d'activité sont plus faibles dans les régions comportant les parts d'exploitants âgés de plus de 45 ans les plus importantes. Pour ces auteurs, l'âge joue principalement en lien avec la situation financière de l'exploitant : un âge peu avancé indique la capacité à s'endetter pour l'exploitation tout autant que la capacité à se reconvertir dans une autre activité économique, aussi les cessations d'activités interviennent-elles d'abord en début de carrière, et principalement pour raison financières. Il semble qu'une fois passée la barre des 45 ans les exploitants ont donc moins de probabilité de cesser leur activité.

Enfin, les caractéristiques socio-économiques de la famille de l'exploitant sont aussi intégrées dans les décisions de celui-ci (Glauben *et al.*, 2006; Mishra *et al.*, 2014). Deux facteurs notamment augmentent la probabilité de cessation d'activité (Mishra *et al.*, 2014) : le travail du conjoint à temps-plein hors de l'exploitation d'une part, et d'autre part, le fait que les deux conjoints aient été eux-mêmes élevés dans une exploitation agricole. La cessation d'activité apparaît alors dans ce dernier cas comme la meilleure chance d'éviter à leurs enfants une carrière dans l'agriculture. D'autres facteurs cependant jouent sur le maintien de l'activité, et notamment la présence d'enfants dans la famille de l'exploitant, surtout si ceux-ci sont adolescents (la probabilité de reprise de l'exploitation par un enfant augmentant avec son âge) (Mishra *et al.*, 2014)

Autre facteur majeur de maintien ou de cessation d'activité, les possibilités de reprises ou de successions de l'exploitation jouent très largement sur les décisions des exploitants en fin de carrière (Breustedt et Glauben, 2007; Glauben *et al.*, 2006; van Vliet *et al.*, 2015). Tout d'abord, la perspective d'un repreneur ou d'un successeur engage un délai entre l'apparition des facteurs sectoriels et régionaux de cessation d'activité et la prise de décision de l'exploitant, illustrant bien le rôle modérateur de celui-ci (van Vliet *et al.*, 2015). De façon générale, une perspective de reprise solide de l'exploitation, via un successeur déclaré, réduit très fortement la probabilité de cessation d'activité (Glauben *et al.*, 2006; van Vliet *et al.*, 2015).

Enfin, la question des revenus secondaires de l'exploitant, issus d'une activité autre qu'agricole est relativement controversée dans ses effets sur la décision de cesser son activité (Breustedt et Glauben, 2007). Précisons en premier lieu que nous discutons ici les revenus générés par une activité non agricole, exercée hors de l'exploitation, différente des revenus secondaires provenant d'une diversification de l'exploitation (tourisme, par exemple), qui eux jouent favorablement sur le maintien d'activité (Glauben *et al.*, 2006). Liés à un âge avancé de l'exploitant, les revenus hors exploitation seraient un facteur important de déprise agricole (Osawa *et al.*, 2016). Cependant, plusieurs revues de littérature font état d'un phénomène à deux facettes : soit les revenus hors exploitations sont un premier pas vers le changement d'activité, auquel cas leur existence accélère la cessation d'activité car ils réduisent les coûts d'opportunité à partir, soit ils sont un phénomène stable au cours de la carrière des exploitants, auquel cas leur existence contribue au maintien du ménage de l'exploitant sur l'exploitation et donc de son activité, (Breustedt et Glauben, 2007 ; Glauben *et al.*, 2006) notamment pour les petites exploitations peu rentables (Lasanta *et al.*, 2017) et les exploitations spécialisées en élevage bovin (Mishra *et al.*, 2014).

Une revue s'intéressant particulièrement à ce phénomène en conclue qu'en Europe de l'Ouest il s'agit d'un phénomène stable, qui participe à réduire les taux de cessation d'activité dans les régions où il est le plus présent, mais qu'il augmente les taux de cessation d'activité dans des régions déjà fortement touchées par la déprise agricole (Glauben *et al.*, 2006). Une autre revue lie la déprise agricole avec la quantité de temps de travail consacrée à l'exploitation : l'abandon de parcelles serait plutôt le fait d'exploitants à temps partiel, bien que cet abandon prenne le plus souvent la forme d'une gestion moins intensive (augmentation des jachères) ou environnementale de l'exploitation (van Vliet *et al.*, 2015).

5.2. Modulations attribuables aux politiques agricoles

Dans cette partie, nous avons spécifiquement ciblé les travaux portant sur l'impact de certains dispositifs de politiques agricoles, essentiellement à partir de travaux menés sur la Politique Agricole Commune et d'autres politiques appliquées au sein des pays de l'Union Européenne, que sont venus compléter des cas aux Etats-Unis.

Ces publications s'inscrivent fortement dans une démarche d'aide à la décision publique et cherchent à confronter l'adéquation entre les effets observés ou modélisés et les objectifs fondamentaux des politiques évaluées : augmentation de la production, soutien des revenus agricoles et respects des engagements internationaux, notamment en matière de non-influence des marchés (cet aspect est particulièrement saillant dans les travaux sur les effets de la politique agricole aux Etats-Unis).

En termes de méthodes mobilisées, deux approches sont privilégiées :

- Des réflexions prospectives sur les évolutions prévisibles en l'absence de politique agricole ou de modification des modalités de mise en œuvre. Il s'agit souvent d'approches par la méthode des scenarios qui incluent un scenario très libéral avec suppression des instruments de politique agricole. Les modèles sont alors construits à partir de la littérature et à dire d'experts, ou encore à dire d'acteurs, à partir d'enquêtes auprès d'agriculteurs.

– Des tests ex-post réalisés suite à une modification majeure de la nature des instruments de politique agricole. Si l'on retient les références les plus récentes, il s'agit du découplage des aides[24], mais aussi des instruments de politique agri-environnementale (comme les mesures spatialisées de paiements pour services environnementaux ou mesures d'éco-conditionnalité). Ces recherches reprennent et permettent de mettre en perspective les hypothèses mobilisées par la première catégorie de travaux citée ci-dessus.

La majorité de ces travaux sont fondés sur la construction de modèles à partir de revues de littérature. Ils constituent donc une base bibliographique riche sur laquelle nous pouvons nous appuyer pour comprendre comment les politiques agricoles interfèrent avec d'autres variables pour influencer les dynamiques d'usage des terres.

5.2.1. Politiques de soutien à la production agricole et régulation de la libération de terres constructibles

Les effets de la politique agricole sur la cessation d'activité et la déprise agricole des terres

Les travaux réalisés à partir de mesures empiriques de l'évolution du nombre de fermes au sein de l'UE entre 1993 et 1997 renforcent l'hypothèse que l'augmentation des aides et des prix ralentit significativement le rythme de disparition des exploitations agricoles et freine la restructuration du secteur agricole imposée par l'évolution du marché (Breustedt et Glauben, 2007). Par ailleurs, l'hypothèse émise par ces derniers selon laquelle le découplage des aides de la réforme de 2003 aurait aussi un effet de ralentissement de la cessation d'activité a été confirmée par Kazukauskas *et al.* (2013) à partir de méthodes empiriques similaires mais pour la période 2000-2007 cette fois, notamment parce que le versement des aides étant toujours associé à la déclaration de terres cultivées, l'arrêt de l'activité est moins probable une fois la réforme mise en place.

Les politiques agricoles ne constituent cependant qu'un facteur parmi d'autres de la restructuration agricole. Si les modalités de soutien actuelles n'en constituent pas un facteur aggravant, il reste que la proportion de fermes ayant diminué en superficie de SAU (Surface agricole utile) augmente au sein de l'UE sur la période 2000-2007 (Kazukauskas *et al.*, 2013). Lorsque cette variation n'est pas compensée par une augmentation de la productivité du travail agricole et en l'absence de marché de niche permettant un accroissement de la valeur ajoutée agricole, la baisse quantitative du travail agricole est susceptible d'accroître le phénomène de déprise agricole dans les territoires ruraux car les ressources foncières ainsi libérées ne trouvent pas de « repreneurs » chez les travailleurs restants.

La politique de soutien à la production n'est pas le seul facteur influençant la dynamique de déprise mais elle joue un rôle clé dans l'évolution de ce phénomène multidimensionnel provoqué par la combinaison de l'effet des contraintes naturelles, la dégradation des sols, des facteurs socio-économiques, un changement dans la structure démographique des territoires et, enfin le cadre institutionnel de l'activité, dont la PAC (Renwick *et al.*, 2013). Afin de démontrer l'effet d'une libéralisation totale (suppression totale des aides du 1er pilier et arrêt des mesures de soutien des marchés en Europe) ou partielle (conformément aux propositions faites dans le cadre des négociations de l'OMC), plusieurs scenarios d'évolution de la PAC ont été testés et une attention particulière a été portée sur leur impact en termes de déprise agricole (Renwick *et al.*, 2013).

Leurs calculs prédisent une augmentation limitée de la déprise dans le cas d'une libéralisation partielle (-0,16% de SAU), et plus significative (-9 à 7% de SAU à l'échelle de l'UE) dans le cas d'une libéralisation poussée du secteur agricole. Projeté dans l'espace, ce dernier résultat, présenté sous forme d'une carte des zones potentielles de déprise (Figure 4) montre l'apparition de zones de forte concentration (« *hot spots* ») et permet d'analyser les corrélations observables avec d'autres phénomènes géographiques. Ainsi, selon les modèles utilisés par ces auteurs, et en adéquation avec les études de cas basées sur des observations empiriques, les principales zones de déprise sont localisées dans les régions de montagnes de l'UE, et au sein de celles-ci, sur les versants escarpés alors que les vallées et les plateaux sont moins touchés.

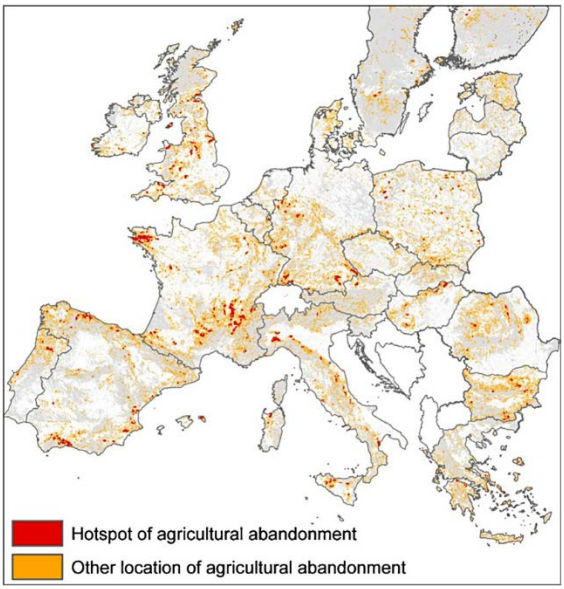


Figure 4. Aires projetées de déprise agricole selon un Scenario de Libéralisation de l'agriculture et des politiques commerciales à l'intérieur de l'UE.
En rouge, les principales zones où la déprise agricole devrait être importante (extrait de Renwick et al. 2013)

[24] Suite aux réformes de 2003 et 2013 de la PAC, les aides ne sont plus liées à la production agricole, elles sont dites « découplées », mais sont allouées à un exploitant agricole sous forme de « paiement unique » (single payment scheme). Elles appartiennent aux mesures de la « Boîte Verte » dans les règlements de l'OMC, c'est-à-dire qu'elles ne causent qu'un minimum de distorsion de concurrence Michalek, J.; Ciaian, P.; Kancs, d.A., 2014. Capitalization of the Single Payment Scheme into Land Value: Generalized Propensity Score Evidence from the European Union. *Land Economics*, 90 (2): 260-289. http://dx.doi.org/10.3368/le.90.2.260

Lors de la réforme de la PAC de 2003, instituant le principe de « découplage » des aides de la production, certaines prévisions annonçaient l'abandon d'une grande partie des terres agricoles en réponse à la fixation d'un « revenu » unique versé annuellement quelle que soit la production menée à bien et non asujettis à l'obligation de mise en culture d'un certain nombre d'hectares. Kazukauskas *et al.* (2013), qui ont testé cette hypothèse à partir de données empiriques recensées à l'échelle des fermes au sein de l'UE, ne la valident que partiellement et restent très réservé sur ce résultat. De même, elle n'est que partiellement vérifiée par Trubins dans le cas de la Suède (Trubins, 2013), où la concentration des cultures sur les meilleures terres ne s'est pas accompagnée d'un abandon massif mais plutôt d'une réaffectation des autres secteurs vers des usages moins intensif des sols.

De la libération du foncier à l'artificialisation des sols

A partir de données collectées à l'échelle de l'aire urbaine de Bucarest en Roumanie et d'une analyse diachronique du territoire, Grădinaru *et al.* (2015) montrent que le lien entre délaissement et artificialisation est particulièrement fort dans les secteurs bien desservis en transport et connectés à des aménités urbaines, mais aussi là où les structures d'exploitation sont les plus petites et les systèmes de culture les moins intensifs. Cependant, hormis cet article faisant un lien direct entre les deux phénomènes, trop rares sont les publications qui le font pour que l'on puisse affirmer définitivement que la déprise conduise automatiquement à l'artificialisation. Si les facteurs de déprise sont bien connus, nous identifions un manque dans la recherche sur les potentiels d'artificialisation des terrains ainsi libérés.

Par ailleurs, en observant finement les corrélations spatiales entre leur modèle spatial de déprise agricole (dont on suppose qu'elle entraîne une augmentation de l'index d'Abondance Moyenne des Espèces) et la variation de l'index de biodiversité, Renwick *et al.* (2013) soulignent, sans pour autant préciser où elles se situent, qu'ils ont identifié des zones où l'index diminue malgré la déprise. Pour eux, ces cas témoignent de l'existence de zones où la déprise s'accompagne d'une artificialisation des sols, responsables d'une diminution drastique du niveau de biodiversité et de la fragmentation des habitats (Renwick *et al.*, 2013). Ces propos sont cohérents avec leur carte de localisation des zones de déprise (figure 4).

5.2.2. Débats sur les effets indésirables d'artificialisation des politiques agro-environnementales

Les études disponibles renforcent l'hypothèse que la désintensification ou l'extensification et la mise en place d'une gestion plus environnementale du foncier agricole n'amène pas automatiquement à l'abandon des terres. D'une part, hors des incitations directes des politiques agricoles, les pratiques d'extensification sont en priorité adoptées par des exploitants de type *gentleman farmers* pour qui l'extensification correspond à une gestion plus environnementale des sols, mais qui n'est pas un abandon (Primdahl, 2014; van Vliet *et al.*, 2015).

D'autre part, les études qui lient l'adoption de pratiques plus extensives d'exploitation des terres avec la mise en place de mesures (obligatoires ou sur volontariat) font certes état d'un délaissement des terres conjoint à l'adoption de ces mesures, mais de façon temporaire. Trubins (Trubins, 2013), pour le sud de la Suède, et McGranahan *et al.* (2015) pour trois cantons ruraux de l'Iowa aux Etats-Unis démontrent en effet que la dynamique d'extensification, voire de délaissement de l'entretien agricole d'une terre, est fortement corrélée à l'introduction dans les politiques agricoles de mesures d'obligation de mise en jachère (liées à des politiques de régulation des niveaux de production et de conservation des agro-écosystèmes). Mais on constate plutôt un retour fréquent à l'exploitation agricole lorsque les mesures de conservation sont supprimées.

Dans une autre perspective, l'article de Coisnon *et al.* (2014) aborde directement l'hypothèse d'une corrélation spatiale entre mise en place de politiques de soutien de mesures agro-environnementales et leurs effets indésirables d'artificialisation des sols. Pour ces auteurs, l'établissement d'un périmètre géographique à l'intérieur duquel les aides publiques préservent les aménités rurales (lacs, rivières et marais notamment) des externalités négatives de l'agriculture influence les choix de localisation des ménages et par conséquence les dynamiques d'urbanisation des parcelles. Ils se fondent sur deux affirmations étayées par la littérature scientifique : Premièrement, la valeur plus élevée des terres à la frange urbain-rural que dans l'espace rural adjacent, entraînerait une compensation du déficit en ressource foncière qui se traduirait par l'introduction d'autres intrants (non fonciers) et par l'intensification des systèmes. Il en résulterait alors des impacts sur le fonctionnement des écosystèmes et sur les paysages ruraux périurbains. Deuxièmement, l'adoption de politiques agro-environnementales améliore la qualité des agro-écosystèmes et augmente l'attractivité des parcelles aux yeux des ménages. Il peut en découler un effet collatéral d'artificialisation. Le modèle proposé n'est cependant pas testé à partir de données empiriques et les conclusions qui en sont tirées nous semblent donc très difficilement généralisables. Elles invitent cependant à approfondir les observations relatives à ces effets indésirables des politiques agro-environnementales en termes d'urbanisation. Ces résultats renvoient par ailleurs à la littérature sur les déterminants des choix de localisation des ménages traités dans un autre chapitre de ce rapport.

Enfin, les travaux de Madeline (2006) apportent un éclairage sur la dynamique des constructions agricoles qui nous semble tout à fait centrale pour compléter notre compréhension des dynamiques d'artificialisation des sols dans les contextes territoriaux de prédominance des systèmes d'élevage en France. La part des surfaces du secteur primaire pour lesquelles un permis de construire a été obtenu entre 1980 et 2003 peut en effet y atteindre entre 55% et 71% du total des constructions non-résidentielles (c'est le cas de la pointe de la Bretagne, de la Normandie, d'une partie du massif central par exemple). Dans ces régions, le rythme de construction de nouveaux ouvrages est à peine perturbé par l'évolution des aides à la production (quotas laitiers de 1984 ou réforme de 1992). La forte diminution du nombre de structures s'accompagne en effet d'un

agrandissement constant des cheptels qui exigent le renouvellement des lieux de vie des animaux. 14 000 ouvrages sortent ainsi de terre chaque année entre 1980 et 1997. Sous l'effet de la restructuration, si le nombre de construction diminue, le volume de m² total lui ne faiblit pas et reflète une corrélation toujours forte entre restructuration agricole (notamment dans le secteur laitier) et artificialisation des sols pour usage agricole.

Cependant, depuis 1993, le nombre cumulé de m² construits dépasse les 600 ha/an (avec un pic au-delà de 1 300 ha entre 1999 et 2000) (Madeline, 2006) L'auteur associe notamment ce phénomène à l'entrée en application du Programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole (PMPOA) dès 1993, dont les aides n'étaient pourtant pas destinées à la construction de bâtiments neufs mais qui tout de même conduit certains exploitants à repenser l'organisation du travail vers une plus grande productivité et délaisser les rénovations de fortune au profit de nouvelles constructions, jugées plus conformes à ces nouvelles orientations.

5.3. Effets de modulation spécifiques à certains contextes territoriaux

5.3.1. Effets de modulations observées dans le périurbain

Le contexte périurbain implique des modulations dans les facteurs qui conduisent à la déprise agricole, ainsi que des effets spécifiques, positifs et négatifs, liés à la proximité urbaine, tant en terme de pression foncière que de proximité à des bassins d'emplois denses et aux populations urbaines – et à leur pouvoir d'achat. Mais au-delà des questions foncières, il semble que les modalités d'intégration de ces exploitations au système agro-alimentaire, dont dépendent leurs revenus, soient tout aussi importantes. Nous tentons dans les paragraphes suivants de faire le point sur ces effets.

Les effets de la proximité de la ville sur la fragmentation des terres agricoles et leur abandon

De façon générale, la proximité de la ville amène une pression foncière sur les espaces périurbains qui renforcent les effets poussant à la déprise agricole. Si cette déprise agricole due à l'artificialisation des sols pour des usages urbains principalement résidentiels se fait en premier lieu dans les zones proches des villes, il semble cependant qu'elle soit plus en lien avec la densité de population de ces zones que leur distance aux centres urbains (Zasada *et al*., 2011). Il reste que ces effets de la proximité des villes remettent grandement en cause l'effet des facteurs de déprise observés plus haut : ainsi, dans les zones périurbaines de Copenhague, le maintien des exploitations face à l'urbanisation n'est pas lié à la fertilité des sols mais uniquement à des contextes socio-économiques (densité de population et son pouvoir d'achat, par exemple) (Zasada *et al.*, 2011). L'étude de Nainggolan *et al.* dans le sud de l'Espagne (2012) indique une courbe en U de l'artificialisation des sols agricoles dans le périurbain : au-delà d'une certaine distance aux villages (5 km) et aux routes (2,5 km), les chances d'abandon des terres augmentent pour des raisons uniquement liées à la rentabilité des exploitations, et ces terres ne partent pas à l'urbanisation. Au sein de la zone proche, les parcelles les plus proches des villages (0 à 1,2 km) et des routes (moins de 2,5 km) sont celles où l'abandon de l'agriculture liée à la vente des terrains pour des usages urbains sont les plus forts, mais il remarque par ailleurs que sur ces mêmes parcelles, la pression foncière se traduit aussi par une incitation à l'intensification des usages agricoles. Les zones les plus sujettes à l'artificialisation ne se situent alors pas dans la proximité immédiate des villages, car les exploitations y entament en partie un processus d'intensification qui maintien les usages agricoles, mais dans les zones médianes, entre 1,2 à 5 km des villages. On constate aussi une évolution non linéaire de l'artificialisation dans le périurbain. Lorsque l'artificialisation commence, les effets de fragmentation des exploitations agricoles sont très importants et amplifient le processus commencé d'artificialisation – Qiu *et al.*, qui étudient ce phénomène au Canada (2015) y voient les effets de voisinage, qui incitent les exploitations voisines de celles qui ont abandonnés des parcelles à l'artificialisation à le faire à leur tour. Au bout d'un certain taux d'artificialisation et de fragmentation des exploitations agricoles se lance alors un processus de concentration des exploitations et de diminution de leur nombre, qui freine très largement le processus d'artificialisation voire l'arrête (Qiu *et al*., 2015). Le même phénomène est perçu dans les plaines viticoles du sud français par Abrantes *et al.* (2010) : une artificialisation rapide dans les zones à dominante agricole, qui ralentit au-delà d'un certain taux d'urbanisation, jusqu'à une reprise quelques années plus tard lorsque la densité urbaine se renforce pour arriver à l'étape définitive de la déprise (dans cet exemple l'arrachage des vignes). Les études sont peu nombreuses sur le sujet, mais semblent donc confirmer l'existence d'un pallier, spatial et / ou temporel, où l'abandon agricole et partant, l'urbanisation, se ralentit dans les zones périurbaines. Ce pallier pourrait être lié à l'attrait qu'exerce pour les résidents périurbains le maintien des exploitations résiduelles, et des politiques foncières engagées pour les protéger (Qiu *et al*., 2015) d'une part, et d'autre part aux formes particulières de résistance développées par les exploitations périurbaines, que nous abordons par la suite.

Les formes de résistance des exploitations agricoles dans le périurbain : les adaptations multifonctionnelles

Pour de nombreux auteurs, traitant de contextes périurbains aussi bien en Europe (Abrantes *et al.*, 2010; Bertoni et Cavicchioli, 2016; Lange *et al.*, 2013; Nainggolan *et al.*, 2012; Paül et McKenzie, 2013; Péres, 2009; Perrin, 2013; Wästfelt et Zhang, 2016; Zasada *et al*., 2011), qu'en Amérique du nord (Kornfeld, 2014; Newman *et al*., 2015; Vallianatos *et al.*, 2004), en Australie (James, 2016) ou en Israël (Bittner et Sofer, 2013; Qiu *et al*., 2015), la résistance des fermes périurbaines fait partie des facteurs de lutte contre l'étalement urbain, et témoigne d'une grande diversité de stratégies qui peuvent être regroupées dans le cadre d'adaptations multifonctionnelles au contexte périurbain.

En premier lieu, les revenus hors agriculture des ménages agricoles sont très présents en contexte périurbain, profitant de la proximité à des bassins d'emplois denses. Les études sur les exploitations périurbaines et notamment le cas des fermes horticoles en Italie (Bertoni et Cavicchioli, 2016) infirment en partie l'hypothèse selon laquelle la proximité d'un bassin d'emplois mieux rémunérés encouragerait les propriétaires à se détourner de l'activité agricole. Selon leurs tests, au-delà d'un certain seuil de revenus non-agricoles, donc de pouvoir d'achat plus élevé, on voit au contraire apparaître un effet positif sur la reprise des exploitations qui s'appuie alors sur l'ouverture d'opportunités commerciales liées à de nouvelles habitudes alimentaires des ménages aisés. Cette situation a aussi pour effet, confirmé à la fois par Lange *et al.* (2013) en Allemagne, Wästfelt et Zhang en Suède (Wästfelt et Zhang, 2016) et en Bittner et Sofer en Israël (Bittner et Sofer, 2013), de rendre ces petites structures périurbaines moins dépendantes aux aides à la production de la PAC et donc plus résistantes à leur abandon progressif dans le cadre des réformes successives.

Au-delà des revenus secondaires, les exploitations périurbaines ont développé des adaptations très diverses pour se maintenir, mais qui ont pour trait commun des modalités d'intégration dans le système agro-alimentaire qui s'appuient justement sur la proximité urbaine. L'attrait des consommateurs urbains et périurbains pour les produits et services proposés par ces fermes joue d'ailleurs, et paradoxalement, comme une incitation au développement résidentiel de ces espaces (Qiu *et al.*, 2015). Dans le cas des petites structures, cela passe par le passage à des systèmes de culture à haute, voire très haute valeur ajoutée comme dans certains vignobles réputés (Péres, 2009), ou pour certains marchés urbains dits « de niche » (Bertoni et Cavicchioli, 2016; Bittner et Sofer, 2013), par la valorisation économique et sociale de la multifonctionnalité de l'agriculture (Recasens *et al.*, 2016; Rogge *et al.*, 2016) et enfin, ou encore, et il s'agit certainement de la voie la plus courante, par l'augmentation de la vente directe (James, 2016; Vallianatos *et al.*, 2004), avec ou sans le soutien des institutions. On constate ainsi le développement d'exploitations, ou d'activités nouvelles dans les exploitations périurbaines destinées aux publics périurbains : fermes équines, serres horticoles, production biologique (Zasada *et al.*, 2011). Il s'agit bien pour ces exploitations de valoriser produits, services et aménités rurales à destination d'un public périurbain actif et à fort pouvoir d'achat. Pour preuve, ces adaptations ne sont pas observées là où la population ne dispose pas de tels revenus, comme par exemple les zones prisées par les retraités ou encore les zones d' « urbanisation cachée », c'est-à-dire où la population est d'origine rurale et adopte un mode de vie urbain sans en avoir les revenus (Zasada *et al.*, 2011).

Dans ce contexte, on voit de plus apparaître des effets spécifiques de modulation des grandes tendances sectorielles par l'influence des politiques agricoles. Dans le contexte européen, l'effet le plus marquant est certainement celui des politiques de protection des appellations d'origine. Ainsi, Péres (2009) rappelle que pour le cas de la viticulture périurbaine le classement AOC des parcelles est un facteur de résistance supplémentaire de la rente agricole face à la pression urbaine, considérant qu'il existe « un différentiel de prix important et durable en faveur des produits AOC en comparaison avec les produits hors AOC » (Péres, 2009 ; Perrin, 2013). Dans le cas des vignes sous appellation protégée Alella en périphérie de Barcelone, Recasens *et al.* (2016) montrent que l'identité ainsi créée peut par ailleurs devenir le support d'une diversification des fonctions de l'activité agricole sur laquelle peut s'appuyer une meilleure valorisation commerciale de la production.

En référence au contexte spécifique des Etats-Unis et de l'Australie en matière de liens urbain-rural, Vallianatos et al. et James insistent à plusieurs reprises sur l'importance croissante du nombre des marchés de producteurs (traditionnellement plus présents dans le contexte européens) et du volume des ventes qu'ils représentent (James, 2016; Vallianatos *et al.*, 2004). Dans le contexte américain, 70% des 200 producteurs fermiers présents sur les marchés new-yorkais considèrent ces marchés comme essentiels pour leurs revenus (Kornfeld, 2014). Dans le cas australien, l'efficacité de l'établissement de marché des producteurs comme levier d'action reste cependant, selon l'auteur, à mieux évaluer si l'on réalise que seuls 7% de la production de fruits et légumes frais sont vendus, contre 50% en supermarché (James, 2016).

On constate donc une grande diversité d'adaptations des exploitations dans le contexte périurbain, s'appuyant ou non sur les politiques publiques. Ces adaptations visent d'une part à s'appuyer sur les demandes et les revenus des populations périurbaines, et d'autre part consolident largement les revenus des exploitations, leur permettant en partie de résister à la pression foncière spécifique de ces espaces. Surtout, il semble que de telles adaptations aient pour effet de protéger en partie ces exploitations des évolutions sectorielles en liant directement leurs revenus aux populations urbaines et périurbaines. En effet, on constate la disparition de certaines exploitations périurbaines à cause des évolutions sectorielles, alors même qu'elles se situent sur du foncier agricole protégé, à cause de la crise viticole du sud-ouest français par exemple (Abrantes *et al.*, 2010) ou de la crise oléicole dans le nord de l'Italie (Perrin, 2013). Ainsi, à côté des effets de la protection du foncier agricole en contexte périurbain, la question des modalités d'insertion de ces exploitations dans le système agro-alimentaire apparaît comme point saillant et levier potentiel de leur maintien.

En plus de la protection foncière : intégrer les exploitations périurbaines aux projets alimentaires urbains

La protection du foncier agricole s'avère non suffisante pour le maintien des exploitations périurbaines, qui voient leur survie très fortement liée aux modalités de leur insertion dans le système agro-alimentaire et partant leurs revenus. Une nouvelle voie de renforcement des revenus des exploitations apparaît depuis une à deux décennie avec le développement ou la montée en puissance de politiques locales, portées par gouvernements municipaux qui se présentent comme des innovateurs des systèmes alimentaires et intègrent la question agricole, avec la question alimentaire, à l'agenda urbain, tels que les stratégies alimentaires urbaines (Sonnino, 2016). Ces programmes, nés Outre-Atlantique, mettent en avant l'idée d'un *foodshed* (zone géographique qui fournit l'alimentation d'une ville) idéal, qui n'est pas toujours inscrit précisément dans la géographie autre que dans la proximité de la ville, mais au sein de laquelle les liens urbain-rural sont renforcés, les pratiques agricoles tournées

vers la durabilité et les relations économiques entre consommateurs urbains et producteurs ruraux et périurbains sont fructueuses (Sonnino, 2016). Ces programmes représentent une formidable opportunité pour le renforcement économique des exploitations périurbaines, et ce d'autant que les programmes développent plusieurs logiques conjointes : une planification spatiale visant à protéger le foncier agricole proche des villes, des programmes d'approvisionnement public local, mais surtout le développement d'infrastructures de connexion entre l'agriculture et la ville, particulièrement les marchés fermiers (Morgan et Sonnino, 2010; Sonnino, 2016). Ainsi les marchés fermiers de New York, créés au cours des années 1970, ont été récemment revitalisés dans le cadre de la stratégie alimentaire de la ville en y introduisant le paiement par *food stamps* (bons d'aide alimentaire pour les plus démunis). Le but premier de faciliter l'accès aux produits frais pour les populations les plus fragiles a eu aussi pour effet une augmentation du volume de transactions sur ces marchés qui étaient en perdition depuis les années 2000, et ont permis l'installation de 60 exploitations maraîchères en 5 ans (Kornfeld, 2014).

Dans ce contexte, les programmes d'approvisionnement local des cantines (farm to school program) ont été perçus plus tôt (surtout aux USA) comme une extension de ce phénomène et un levier plus puissant (Vallianatos *et al.*, 2004). C'est aussi selon ce principe que le gouvernement brésilien étaye toute sa politique de soutien du modèle d'agriculture familiale grâce à la mise en place de différents programmes d'approvisionnement des marchés alimentaires urbains dont le dispositif d'approvisionnement local des cantines constitue l'un des piliers (Rocha *et al.*, 2012 ; Soares *et al.*, 2017). Peu d'articles évoquent cependant l'évaluation empirique de leurs effets sur le maintien des structures agricoles. Des enquêtes ont cependant été menées aux Etats-Unis auprès d'agriculteurs y participant et montrent que le dispositif ne leur offre pas forcément un meilleur revenu, sauf lorsqu'ils sont fournisseurs principaux (Vallianatos *et al.*, 2004), mais il leur permet néanmoins d'éviter la cessation d'activité en diversifiant les stratégies commerciales (Izumi *et al.*, 2010).

Cependant, force est de constater que si ces stratégies alimentaires urbaines et autres programmes intègrent de fait la question agricole à l'agenda urbain, les modalités de cette intégration semble encore lacunaires aujourd'hui (Perrin, 2013). Certaines dimensions de l'agriculture périurbaine sont intégrées de façon privilégiée à l'agenda urbain (fonctions culturelle et paysagère, par exemple), au détriment notamment de la fonction productive de l'agriculture, au risque de laisser celle-ci totalement dépendante des évolutions sectorielles (Perrin, 2013). Les stratégies alimentaires urbaines ont de plus tendance à mettre l'accent sur les produits agricoles bons pour la santé – quelle place donc pour la viticulture, l'oléiculture ou l'élevage ? Les évaluations des projets en cours, certes peu nombreuses, plaident néanmoins pour une intégration multifonctionnelle de l'agriculture dans ces projets urbains (Perrin, 2013).

Enfin, ces politiques alimentaires et agricoles locales réinterrogent l'usage des outils de planification, incapables de protéger l'agriculture face aux évolutions sectorielles. Il semble que sur ce point, la protection de l'agriculture périurbaine soit plus efficace via des instruments de planification librement mobilisés par les communes plutôt qu'imposés tels que PLU et POS, notamment car ils signalent une gouvernance locale mobilisée autour de la protection de l'agriculture, autour d'un projet agri-urbain de développement agricole qui se traduit, ensuite, par une volonté de protection du foncier agricole (Perrin, 2013). L'intégration des exploitations périurbaines à des projets agri-urbains apparaît aujourd'hui comme un puissant levier de protection des exploitations périurbaines, à condition qu'il intègre l'agriculture existante sur les territoires dans sa dimension multifonctionnelle.

5.3.2. Modulations dues à la situation de montagne

L'abandon agricole dans les montagnes est, en France, une caractéristique très importante et qui a commencé au début du XIXe siècle, en raison de l'effondrement des sociétés montagnardes et des migrations urbain-rural. Du début du XIXe siècle à aujourd'hui, on compte que 90 % des terres agricoles ont été abandonnées dans les Alpes, 20 % dans les pré-Alpes, et jusqu'à 85 % dans les Pyrénées (Lasanta *et al.*, 2017). S'y ajoute, ces dernières années, une importante cessation d'activité, avec 40 % de sortie d'activité des exploitants alpins entre 1980 et 2000 (Lasanta *et al.*, 2017). Au cours du XXe siècle, le facteur majeur d'abandon est le manque de compétitivité des agricultures de montagne face à des marchés agricoles se globalisant (Lasanta *et al.*, 2017) et les facteurs biophysiques et économiques (notamment la distance au marché) rendant moins rentable l'agriculture de montagne que celle de plaine (Hinojosa *et al.*, 2016; MacDonald *et al.*, 2000).

Les montagnes européennes sont aujourd'hui perçues comme des *hot-spot* de l'abandon des terres agricoles, avec trois cas possibles : des abandons dus à l'extensification des pratiques agricoles (notamment en raison d'autres opportunités économiques représentées par exemple par le tourisme), des abandons dus à l'utilisation trop intensive de certaines terres aux conditions biophysiques fragiles, enfin des abandons dus à la pression urbaine, manifestement forte dans certaines vallées des Pyrénées (Lasanta *et al.*, 2017) et des Alpes (Delattre *et al.*, 2005). Du fait de l'urbanisation en moyenne altitude, on constate que les pâturages d'altitude sont moins susceptibles d'être abandonnés que ceux de moyenne altitude. Une étude dans la région PACA indique même une corrélation importante entre les forts niveaux d'abandon dans les moyennes montagnes et le développement de résidences secondaires (Hinojosa *et al.*, 2016).

Face à ces dynamiques, on perçoit cependant des formes d'adaptation des exploitants : pluriactivité (de l'exploitant ou du ménage), diversification à la ferme et surtout production de qualité (et de revenus) supérieure (MacDonald *et al.*, 2000).

En plus de la nombreuse présence d'AOC dans les montagnes françaises qui change la puissance de certains facteurs d'abandon des terres, deux caractéristiques sont à noter pour les exploitations montagnardes, qui modulent l'effet des facteurs sectoriels et spécifiques des exploitations par rapport aux agricultures de plaine. D'une part, il semble que l'âge de l'exploitant joue plus significativement dans les décisions d'abandon des sols : les jeunes investissent et modernisent leur exploitation,

tandis que les exploitants plus âgés arrêtent plus vite d'investir qu'en agriculture de plaine et « vivotent » plus longtemps (Lasanta *et al*., 2017). D'autre part, la question des revenus secondaires à l'exploitation sont spécifique en montagne en ceci qu'ils relèvent principalement du tourisme. Dans les montagnes touristiques, une compétition pour la main d'œuvre disponible apparaît, notamment au cours de l'année (les temps forts touristiques ne correspondant pas toujours aux temps faibles de l'année agricole). On y perçoit une rupture de la continuité dans la transmission des exploitations, notamment par ce qu'un exploitant en milieu de carrière et avec une famille maintiendra son exploitation, tandis que les exploitants jeunes et sans famille ont plus de chance d'abandonner leur activité en tout début de carrière au profit de l'activité touristique (Lasanta *et al.*, 2017). Néanmoins, la présence d'une activité touristique permet d'un côté une possibilité de diversifier l'exploitation pour profiter de la manne touristique (accueil à la ferme, vente directe par exemple) (Hauwuy *et al.*, 2006; MacDonald *et al*., 2000), et d'un autre côté assure via l'exploitant ou son conjoint un apport financier qui stabilise l'exploitation, particulièrement les plus petites (Hauwuy *et al*., 2006). Ainsi, on a pu voir dans le développement touristique un effet positif léger sur le maintien des terres en cultures dans les montagnes touristiques françaises, contrairement à la Suisse (Lasanta *et al*., 2017).

Enfin et surtout, l'existence de zones AOP/IGP nombreuses change les conditions de rentabilité des exploitations montagnardes, en assurant un meilleur revenu particulièrement sur le lait (pour la fabrication de fromage) qu'en agriculture de plaine, de l'ordre de 50% (Hauwuy *et al*., 2006). Les exploitations de montagnes qui produisent sous appellation affichent en effet un bilan économique meilleur que celui des autres exploitations de montagne (moins d'aides publiques par emploi) et proche celui des exploitations laitières de plaine (Delattre *et al*., 2005; Hauwuy *et al.*, 2006). Les zones sous AOP/IGP semblent en effet mieux résister à l'abandon et à la pression urbaine que les autres, même si cela passe par une plus forte diminution des exploitations non laitières, donc non associées à ces productions, que dans les autres zones de montagne (Hauwuy *et al.*, 2006). Autres signes, la pluriactivité liée au tourisme est plus faible dans les zones AOP/IGP que dans les autres, et les exploitations plus petites que la moyenne s'y maintiennent (Hauwuy *et al*., 2006). La baisse du cheptel dans les Alpes est plus importante dans les cantons urbains et périurbains que les cantons ruraux (baisse de 35% du cheptel entre 1988 et 2000 contre 25%), mais beaucoup moins que dans les cantons urbains et périurbains hors des zones AOP/IGP (65%) (Delattre *et al*., 2005). Même si elles résistent mieux que les autres, les exploitations sous AOP/IGP dans les contextes urbains et périurbains doivent cependant engager des adaptations techniques importantes, liées d'une part à la présence d'animaux d'élevage à proximité de zones résidentielles : maîtrise des nuisances sonores et olfactives, gestion des flux d'animaux et délocalisation des bâtiments d'élevage (Delattre *et al.*, 2005). D'autre part, une modification du système d'alimentation est souvent engagée avec une augmentation du fourrage au détriment du pâturage, en raison d'une limitation des déplacements d'animaux et des pâturages disponibles, adaptation qui peut devenir contradictoire avec les cahiers des charges des AOP/IGP (Delattre *et al.*, 2005). Ainsi, si les AOP/IGP participent grandement au maintien d'exploitation en moyenne montagne dans des contextes de forte urbanisation, leur avenir paraît en partie compromis par les effets des restrictions foncières. En terme de levier d'action, l'intégration des périmètres des zones AOP/IGP dans les documents de planification pourrait permettre une sécurisation du foncier assurant le maintien de ces exploitations face à la pression foncière (Delattre *et al.*, 2005).

5.4. Conclusion

Rappel des élements de contexte

La rente agricole n'égale qu'en de très rares situations (certains vignobles urbains) la rente urbaine. De ce fait, dans les zones géographiques attractives où la concurrence pour l'espace est forte (périurbain, littoraux, moyenne altitude en montagne), le risque qu'un terre « libérée » par la déprise agricole soit urbanisée est toujours élevé. Cependant, le lien entre abandon des terres, cessation de l'activité agricole et artificialisation est très peu présent en tant que tel dans la littérature sur les cas hors de ces territoires, et nous avons du faire un détour par les facteurs de déprise et de cessation d'activité pour aborder d'abord la question de la « libération » des terres, sans pouvoir dans tous les contextes présupposer leur usage futur.

Les facteurs structurels engageant ou ralentissant l'abandon des terres agricoles et la cessation d'activité sont en premier lieu liés aux facteurs biophysiques et d'accessibilité des parcelles, qui conditionnent en grande partie la rentabilité des exploitations – ainsi, la déprise agricole a été particulièrement forte en montagne. Les évolutions de l'agriculture (modernisation, mécanisation, globalisation des marchés) ont aussi joué, avec un processus d'intensifcation des terres concomitant à l'abandon agricole, au sein d'une même région ou d'une même exploitation. Interviennent ensuite des facteurs régionaux et locaux, qui expliquent les variations temporelles et spatiales de l'abandon des terres. La densité de population active dans la région par exemple, indique à la fois la force de la pression foncière et les opportunités économiques de travail hors agriculture. Enfin interviennent les facteurs spécifiques à l'exploitation et à l'exploitation. Pour l'exploitation, la taille importante de celle-ci est un facteur important de maintien en activité, de même que l'accessibilité des parcelles et leur potentiel de mécanisation. Pour l'exploitant et sa famille, les caractéristiques socio-économiques jouent largement, et notamment l'importance des revenus secondaires qui, si ils sont un phénomène stable, contribuent au maintien des exploitations. Il est important de noter que les exploitants sont de véritables modérateurs face aux facteurs externes de déprise et de cessation d'activité, par leurs prises de décisions qui sont ancrées dans une grande diversité de facteurs (économiques, mais aussi sociaux, culturels, relatifs à la qualité de vie, etc.).

Les politiques agricoles, dans leur dimension sectorielle ou foncière, font partie des multiples facteurs qui influencent indirectement l'artificialisation parce qu'elles modulent l'intensité (volume) et la nature (transfert de ressources productives) de la restructuration des exploitations et donc de la déprise agricole.

Dans certains cas de figure, elles vont accentuer des processus de déprise :

- Par l'intégration au marché commun et la mise en concurrence des systèmes les plus vulnérables dans des secteurs géographiques peu attractifs pour les investissements agricoles (périurbain post-soviétique, montagne, terroirs les moins productifs)

Plus généralement, on constate dans la littérature qu'elles freinent la déprise dans les secteurs attractifs pour l'investissement agricole :

- En assurant la transmission ou l'agrandissement des structures par le soutien des revenus et des investissements,
- En protégeant les ressources foncières de l'artificialisation avant la reprise par un nouvel exploitant,
- En soutenant les stratégies de diversification commerciale.

Paradoxalement, certaines mesures de lutte contre la déprise auront aussi un effet d'artificialisation lorsqu'elles soutiennent la modernisation des bâtiments et l'urbanisme agricole.

Enfin, deux espaces spécifiques ont attirés notre attention en ceci que l'agencement des facteurs de déprise et de cessation d'activité ainsi que leurs forces varient : les espaces périurbains et les espaces de montagne.

Dans les espaces périurbains, la pression foncière est particulièrement importante, et a des effets majeurs de fragmentation des espaces agricoles, qui condamnent à moyen terme le maintien d'un nombre important d'exploitation. Cependant, la proximité urbaine est un aussi un facteur positif, et apparaissent de nombreuses adaptations qui permettent une résistance des exploitations, en s'appuyant sur les potentiels économiques apportés par la proximité aux populations urbaines à fort revenus et en demande d'aménités agricoles (qui vont dans ce cadre des paysages aux produits issus des circuits courts en passant par les activités à la ferme). Cette grande diversité d'aptations multifonctionnelles des exploitations périurbaines permet la résistance des exploitations périurbaines car elle signale une intégration efficace au système agro-alimentaire, qui protège le maintien des exploitations bien plus que la seule protection foncière (qui, elle, ne protège pas des crises sectorielles). Les exploitations périurbaines sont aussi de plus en plus concernées par des projets agro-urbains ou de relocalisation alimentaires portés par les villes, qui cherchent à allier protection du foncier agricole et intégration économique des exploitations dans l'ensemble urbain – si ces projets sont récents et leurs effets mals connus, il représentent une opportunité intéressante, à condition qu'y soient bien alliés ces deux dimensions.

Ensuite, les espaces de montagne sont des hot-spots de l'abandon agricole, particulièrement en moyenne altitude où la pression foncière est intense. Les revenus secondaires liés au tourisme, mais surtout des produits à plus forte valeur ajoutée via des zonages AOP/IGP permettent cependant aux exploitations (principalement laitières) de se maintenir. La poussée de l'urbanisation peut cependant remettre en cause cet équilibre en impliquant une intensification fourragère contradictoire avec les cahiers des charges AOP/IGP

Leviers d'action

- Combiner au sein des politiques transversales des outils de préservation du foncier à vocation agricole libéré par la resstructuration agricole et des outils « sectoriels » assurant la diversification des circuits commerciaux et des revenus garant de la transmission des structures.
- Dans le périurbain : allier protection du foncier agricole par la planification et intégration économique des exploitations périurbaines à l'ensemble urbain, via notamment des nouveaux modes de gouvernance (projets alimentaires locaux par exemple)
- En montagne : intégrer les zonages AOP/IGP dans les documents de planification pour protéger l'accès des exploitations aux ressources nécessaires au maintien de ces appelations.

Références bibliographiques citées

Introduction

Antrop, M., 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67 (1-4): 9-26. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4

Black, D.; Henderson, V., 2003. Urban evolution in the USA. *Journal of Economic Geography*, 3 (4): 343-372. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbg017

Brueckner, J.K., 2000. Urban sprawl: diagnosis and remedies. *International regional science review*, 23 (2): 160-171. http://dx.doi.org/10.1177/016001700761012710

Burchfield, M.; Overman, H.G.; Puga, D.; Turner, M.A., 2006. Causes of sprawl: A portrait from space. *Quarterly Journal of Economics*, 121 (2): 587-633. http://dx.doi.org/10.1162/qjec.2006.121.2.587

Camagni, R.; Gibelli, M.C.; Rigamonti, P., 2002. Urban mobility and urban form: the social and environmental costs of different patterns of urban expansion. *Ecological Economics*, 40 (2): 199-216. http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00254-3

Capozza, D.; Li, Y., 1994. The intensity and timing of investment: The case of land. *The American Economic Review*, 84 (4): 889-904.

Capozza, D.R.; Helsley, R.W., 1990. The stochastic city. *Journal of Urban Economics*, 28 (2): 187-203. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(90)90050-W

Carrion-Flores, C.; Irwin, E.G., 2004. Determinants of residential land-use conversion and sprawl at the rural-urban fringe. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (4): 889-904. http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00641.x

Cavailhès, J.; Wavresky, P., 2003. Urban influences on periurban farmland prices. *European Review of Agricultural Economics*, 30 (3): 333-357. http://dx.doi.org/10.1093/erae/30.3.333

Chakir, R.; Madignier, A.-C., 2006. Analyse des changements d'occupation des sols en France entre 1992 et 2003. *Economie rurale*, 6: 59-68.

Charmes, E., 2013. L'artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif? *Etudes foncières*, 162: 23-28.

Fischel, W.A., 2001. *The homevoter hypothesis: How home values influence local government taxation, school finance, and land-use policies*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 344 p.

Fontes-Rousseau, C.; Jean, R., 2015. ge. *Agreste Primeur*, 326: 6 p.

Geniaux, G.; Ay, J.S.; Napoleone, C., 2011. A spatial hedonic approach on land use change anticipations. *Journal of Regional Science*, 51 (5): 967-986. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.2011.00721.x

Geniaux, G.; Napoléone, C., 2011. Évaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Economie et statistique*, 444 (1): 181-199. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2011.9650

Geniaux, G.; Napoléone, C.; Leroux, B., 2015. Les effets prix de l'offre foncière. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, mai (1): 273-320. http://dx.doi.org/10.3917/reru.151.0273

Guillén, J.; Palanques, A., 1997. A historical perspective of the morphological evolution in the lower Ebro river. *Environmental Geology*, 30 (3-4): 174-180. http://dx.doi.org/10.1007/s002540050144

Hilber, C.A.L.; Robert-Nicoud, F., 2013. On the origins of land use regulations: Theory and evidence from US metro areas. *Journal of Urban Economics*, 75: 29-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2012.10.002

Irwin, E.G.; Bell, K.P.; Bockstael, N.E.; Newburn, D.A.; Partridge, M.D.; Wu, J., 2009. The economics of urban-rural space. *Annual Review of Resource Economics*, 1: 435-459. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.resource.050708.144253

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2002. Interacting agents, spatial externalities and the evolution of residential land use patterns. *Journal of Economic Geography*, 2 (1): 31-54. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/2.1.31

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2007. The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (52): 20672-20677. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0705527105

Irwin, E.G.; Isserman, A.M.; Kilkenny, M.; Partridge, M.D., 2010. A century of research on rural development and regional issues. *American Journal of Agricultural Economics*, 92 (2 (Special Issue)): 522-553. http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaq008

Masero, J.; Fontes-Rousseau, C.; Cébron, D., 2014. Utilisation du territoire en France métropolitaine. *Agreste Primeur*, 313: 8 p. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur313.pdf

McLaughlin, R.B., 2012. Land use regulation: Where have we been, where are we going? *Cities*, 29 (Special Issue, supplement 1): S50-S55. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2011.12.002

Mieszkowski, P.; Mills, E.S., 1993. The causes of metropolitan suburbanization. *The Journal of Economic Perspectives*, 7 (3): 135-147.

O'Kelly, M.; Bryan, D., 1996. Agricultural location theory: von Thunen's contribution to economic geography. *Progress in Human Geography*, 20 (4): 457-475. http://dx.doi.org/10.1177/030913259602000402

Pendall, R., 1999. Do land-use controls cause sprawl? *Environment and Planning B: Planning and Design*, 26 (4): 555-571. http://dx.doi.org/10.1068/b260555

Pointereau, P.; Coulon, F., 2009. Abandon et artificialisation des terres agricoles. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 57: 109-120.

Pouyanne, G., 2014. Théorie économique de la ville discontinue. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (4): 587-611. http://dx.doi.org/10.3917/reru.144.0587

Provansal, M.; Morhange, C.; Vella, C., 1995. Impacts anthropiques et contraintes naturelles sur les sites portuaires antiques de Marseille et de Fos. Acquis méthodologiques. *Méditerranée*, 82 (3): 93-100. http://dx.doi.org/10.3406/medit.1995.2906

Reux, S., 2016. Étalement et émiettement urbains. *Revue d'Économie Régionale \ Urbaine*, 3: 587-618.

Ricardo, D., 1817. Principles of political economy and taxation.

Saiz, A., 2010. The geographic determinants of housing supply. *The Quarterly Journal of Economics*, 125 (3): 1253-1296. http://dx.doi.org/10.1162/qjec.2010.125.3.1253

Simeoni, U.; Corbau, C., 2009. A review of the Delta Po evolution (Italy) related to climatic changes and human impacts. *Geomorphology*, 107 (1-2): 64-71. http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.11.004

Solé-Ollé, A.; Viladecans-Marsal, E., 2012. Lobbying, political competition, and local land supply: Recent evidence from Spain. *Journal of Public Economics*, 96 (1-2): 10-19. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2011.08.001

Turner, M.A., 2005. Landscape preferences and patterns of residential development. *Journal of Urban Economics*, 57 (1): 19-54. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2004.08.005

Waltert, F.; Schläpfer, F., 2010. Landscape amenities and local development: A review of migration, regional economic and hedonic pricing studies. *Ecological Economics*, 70 (2): 141-152. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.09.031

Wolff, W.J., 1992. The End of a Tradition: 1000 Years of Embankment and Reclamation of Wetlands in the Netherlands. *Ambio*, 21 (4): 287-291. http://dx.doi.org/10.2307/4313944

Wu, J.J.; Plantinga, A.J., 2003. The influence of public open space on urban spatial structure. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 288-309. http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696(03)00023-8

Zabel, J.; Dalton, M., 2011. The impact of minimum lot size regulations on house prices in Eastern Massachusetts. *Regional Science and Urban Economics*, 41 (6): 571-583. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2011.06.002

1. Qualité agricole des terres et artificialisation

Aksoy, E.; Gregor, M.; Schroder, C.; Lohnertz, M.; Louwagie, G., 2017. Assessing and analysing the impact of land take pressures on arable land. *Solid Earth*, 8 (3): 683-695. http://dx.doi.org/10.5194/se-8-683-2017

Ay, J.-S., 2011. *Hétérogénéité de la terre et rareté économique*. Ph.D. thesis. Université de Bourgogne.

Barthélémy, D., 1985. Comment mesurer la valeur des terres. *Etudes foncières*, 28: 1-9.

Brueckner, J.K., 2001. Urban sprawl: Lessons from urban economics. *Brookings-Wharton Papers on Urban Affairs*, 2001 (1): 65-97. http://dx.doi.org/10.1353/urb.2001.0003

Bunce, M., 1998. Thirty years of farmland preservation in North America: Discourses and ideologies of a movement. *Journal of Rural Studies*, 14 (2): 233-247. http://dx.doi.org/10.1016/s0743-0167(97)00035-1

Chakravorty, U.; Krulce, D.; Roumasset, J., 2005. Specialization and non-renewable resources: Ricardo meets Ricardo. *Journal of Economic Dynamics & Control*, 29 (9): 1517-1545. http://dx.doi.org/10.1016/j.jedc.2004.08.009

Curran-Cournane, F.; Vaughan, M.; Memon, A.; Fredrickson, C., 2014. Trade-offs between high class land and development: Recent and future pressures on Auckland's valuable soil resources. *Land Use Policy*, 39: 146-154. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.02.020

d'Amour, C.B.; Reitsma, F.; Baiocchi, G.; Barthel, S.; Guneralp, B.; Erb, K.H.; Haberl, H.; Creutzig, F.; Seto, K.C., 2017. Future urban land expansion and implications for global croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114 (34): 8939-8944. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1606036114

Fischel, W.A., 1982. The urbanization of agricultural land - a review of the national agricultural lands study. *Land Economics*, 58 (2): 236-259. http://dx.doi.org/10.2307/3145899

Gardner, B.D., 1977. The economics of agricultural land preservation. *American Journal of Agricultural Economics*, 59 (5): 1027-1036.

Helms, D., 1992. Readings in the history of the Soil Conservation Service. *Historical notes (USA)*, 1: 174 p. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1043484.pdf

Lynch, L.; Duke, J.M., 2007. *Economic benefits of farmland preservation: Evidence from the United States*. College Park: The University of Maryland, Department of Agricultural and Resource Economics, (WP 07-04), 25 p. http://pdfs.semanticscholar.org/c774/b517173c927d00490eba8e0bc4143f5d43ff.pdf

Malucelli, F.; Certini, G.; Scalenghe, R., 2014. Soil is brown gold in the Emilia-Romagna region, Italy. *Land Use Policy*, 39: 350-357. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.01.019

Mueller, L.; Schindler, U.; Mirschel, W.; GrahamShepherd, T.; Ball, B.C.; Helming, K.; Rogasik, J.; Eulenstein, F.; Wiggering, H., 2010. Assessing the productivity function of soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3): 601-614. http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009057

Nelson, A.C., 1990. Economic critique of United-States prime farmland preservation policies - towards state policies that influence productive, consumptive, and speculative value components of the farmland market to prevent urban sprawl and foster agricultural production in the United-States. *Journal of Rural Studies*, 6 (2): 119-142. http://dx.doi.org/10.1016/0743-0167(90)90001-o

Panagos, P.; Van Liedekerke, M.; Jones, A.; Montanarella, L., 2012. European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. *Land Use Policy*, 29 (2): 329-338. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.003

Pease, J.R.; Coughlin, R.E., 1996. *Land Evaluation and Site Assessment: A Guidebook for Rating Agricultural Lands* Ankeny, IA: Soil and Water Conservation Society, 240 p.

Reboul, C., 1989. *Monsieur le Capital et Madame la Terre: fertilité agronomique et fertilité économique*. Paris: Editions de l'Atelier-INRA, 283 p.

Ricardo, D., 1817. Principles of political economy and taxation.

Satterthwaite, D.; McGranahan, G.; Tacoli, C., 2010. Urbanization and its implications for food and farming. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1554): 2809-2820. http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2010.0136

Schneider, A.; Friedl, M.A.; Potere, D., 2009. A new map of global urban extent from MODIS satellite data. *Environmental Research Letters*, 4 (4). http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/044003

Storie, R.E., 1933. *An index for rating the agricultural value of soils*. Berkeley: Agricultural Experiment Station, 41 p. https://archive.org/stream/indexforratingag556stor/indexforratingag556stor_djvu.txt

Toth, G., 2012. Impact of land-take on the land resource base for crop production in the European Union. *Science of The Total Environment*, 435: 202-214. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.103

Toth, G.; B'odis, K.; Ivits, E.; Máté, F.; Montanarella, L., 2011. *Productivity component of the proposed new european agri-environmental soil quality indicator. Land quality and land use information in the European Union*. Luxembourg: Keszthely Publishing, 399 p.

Toth, G.; Stolbovoy, V.; Montanarella, L., 2007. *Soil quality and sustainability evaluation-an integrated approach to support soil-related policies of the european union*. Luxembourg: European Communities, Institute for Environment and Sustainability, Scientific and Technical Research Reports, (EUR 22721 EN), 40 p. http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC36872/EUR%2022721.pdf

2. La rente agricole et ses facteurs

Adelaja, A.; Sullivan, K.; Hailu, Y.G., 2011. Endogenizing the Planning Horizon in Urban fringe agriculture. *Land Use Policy*, 28 (1): 66-75. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.05.002

Alston, J.M., 1986. An analysis of growth of US farmland prices, 1963?82. *American Journal of Agricultural Economics*, 68 (1): 1-9.

Armsworth, P.R.; Daily, G.C.; Kareiva, P.; Sanchirico, J.N., 2006. Land market feedbacks can undermine biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103 (14): 5403-5408.

Ashenfelter, O.; Storchmann, K., 2010. Using hedonic models of solar radiation and weather to assess the economic effect of climate change: the case of Mosel valley vineyards. *The Review of Economics and Statistics*, 92 (2): 333-349.

Ay, J.-S., 2011. *Hétérogénéité de la terre et rareté économique*. Ph.D. thesis. Université de Bourgogne.

Ay, J.-S., 2015. Information sur l'hétérogénéité de la terre et délégation de la régulation foncière. *Revue d'économie politique*, 125 (3): 453-474.

Ay, J.-S.; Brayer, J.-M.; Cavailhès, J.; Curmi, P.; Hilal, M.; Ubertosi, M., 2012. *La valeur des attributs naturels des terres agricoles de Côte-d'Or* INRA UMR CESAER Working Papers 2012/1. unpublished.

Ay, J.-S.; Chakir, R.; Doyen, L.; Jiguet, F.; Leadley, P., 2014. Integrated models, scenarios and dynamics of climate, land use and common birds. *Climatic Change*, 126 (1-2): 13-30.

Ay, J.-S.; Latruffe, L., 2017. The Informational Content of Land Price and its Relevance for Environmental Issues. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 1 (in press).

Barbier, E.B., 2011. *Scarcity and frontiers: how economies have developed through natural resource exploitation*. Cambridge University Press.

Barnard, C.H.; Butcher, W.R., 1989. Landowner characteristics: A basis for locational decisions in the urban fringe. *American Journal of Agricultural Economics*, 71 (3): 679-684.

Barnard, C.H.; Whittaker, G.; Westenbarger, D.; Ahearn, M., 1997. Evidence of capitalization of direct government payments into US cropland values. *American Journal of Agricultural Economics*, 79 (5): 1642-1650.

Barré, A., 1997. Le réseau autoroutier français : Un outil rapidement valorisé, des effets controversés. *Annales de Geographie*, 106 (593): 81-106. http://dx.doi.org/10.3406/geo.1997.20766

Bastian, C.T.; McLeod, D.M.; Germino, M.J.; Reiners, W.A.; Blasko, B.J., 2002. Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, 40 (3): 337-349.

Boinon, J.-P., 2011. Les politiques foncières agricoles en France depuis 1945. *Economie et statistique*, 444 (1): 19-37.

Boisvert, R.N.; Schmit, T.M.; Regmi, A., 1997. Spatial, productivity, and environmental determinants of farmland values. *American Journal of Agricultural Economics*, 79 (5): 1657-1664.

Borchers, A.; Ifft, J.; Kuethe, T., 2014. Linking the Price of Agricultural Land to Use Values and Amenities. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (5): 1307-1320

Boyd, J.; Ringold, P.; Krupnick, A.; Johnston, R.J.; Weber, M.A.; Hall, K., 2016. Ecosystem Services Indicators: Improving the Linkage between Biophysical and Economic Analyses. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 8 (3-4): 359-443.

Brueckner, J.K.; Fansler, D.A., 1983. The economics of urban sprawl - Theory and evidence on the spatial sizes of cities. *Review of Economics and Statistics*, 65 (3): 479-482. http://dx.doi.org/10.2307/1924193

Buck, S.; Auffhammer, M.; Sunding, D., 2014. Land Markets and the Value of Water: Hedonic analysis using repeat sales of farmland. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (4): 953-969. http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aau013

Burt, O.R., 1986. Econometric modeling of the capitalization formula for farmland prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 68 (1): 10-26. http://dx.doi.org/10.2307/1241645

Campbell, J.Y.; Shiller, R.J., 1987. Cointegration and Tests of Present Value Models. *The Journal of Political Economy*, 95 (5): 1062-1088.

Capozza, D.R.; Helsley, R.W., 1989. The fundamentals of land prices and urban-growth. *Journal of Urban Economics*, 26 (3): 295-306. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(89)90003-x

Carleton, T.A.; Hsiang, S.M., 2016. Social and economic impacts of climate. *Science*, 353 (6304): 9837.

Cavailhès, J.; Hilal, M.; Wavresky, P., 2011. L'influence urbaine sur le prix des terres agricoles et ses conséquences pour l'agriculture. *Economie et statistique*, 444 (1): 99-125.

Cavailhès, J.; Wavresky, P., 2007. Les effets de la proximité de la ville sur les systèmes de production agricoles. *Agreste Cahiers*, 2: 41-47.

Chavas, J.-P.; Thomas, A., 1999. A dynamic analysis of land prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (4): 772-784.

Choi, S.W.; Sohngen, B.; Alig, R., 2011. An assessment of the influence of bioenergy and marketed land amenity values on land uses in the Midwestern US. *Ecological Economics*, 70 (4): 713-720. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.11.005

Clark, J.S.; Fulton, M.; Scott, J.T., 1993. The inconsistency of land values, land rents, and capitalization formulas. *American Journal of Agricultural Economics*, 75 (1): 147-155.

Cline, W., 2007. *Global warming and agriculture: Impact estimates by country*. Columbia University Press.

Colwell, P.F., 1990. Power Lines and Land Value. *Journal of Real Estate Research*, 5 (1): 117-128.

Cross, R.; Plantinga, A.J.; Stavins, R.N., 2011. What is the Value of Terroir? *American Economic Review*, 101 (3): 152.

Cunningham, C.R., 2006. House price uncertainty, timing of development, and vacant land prices: Evidence for real options in Seattle. *Journal of Urban Economics*, 59 (1): 1-31.

Darwin, R., 1999. A farmer?s view of the Ricardian approach to measuring agricultural effects of climatic change. *Climatic Change*, 41 (3-4): 371-411.

De Fontnouvelle, P.; Lence, S.H., 2002. Transaction costs and the present value "puzzle" of farmland prices. *Southern Economic Journal*, 68 (3): 549-565. http://dx.doi.org/10.2307/1061717

Deininger, K.; Feder, G., 2001. Land institutions and land markets. *Handbook of Agricultural Economics*, 1: 287-331.

Dunford, R.W.; Marti, C.E.; Mittelhammer, R.C., 1985. A case study of rural land prices at the urban fringe including subjective buyer expectations. *Land Economics*, 61 (1): 10-16.

Egan, L.M.; Watts, M.J., 1998. Some costs of incomplete property rights with regard to federal grazing permits. *Land Economics*, 74 (2): 171-185. http://dx.doi.org/10.2307/3147049

Ehui, S.K.; Hertel, T.W., 1989. Deforestation and agricultural productivity in the côte d'ivoire. *American Journal of Agricultural Economics*, 71 (3): 703-711. http://dx.doi.org/10.2307/1242026

Elad, R.L.; Clifton, I.D.; Epperson, J.E., 1994. Hedonic estimation applied to the farmland market in Georgia. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 26 (02): 351-366.

Erickson, K.; Mishra, A.K.; Moss, C.B., 2008. Cash Rents, Imputed Returns, and the Valuation of Farmland Revisited. In: Moss, C.; Schmitz, A., eds. *Government Policy and Farmland Markets: The Maintenance of Farmer Wealth*. Iowa State Press, 223-235.

Ervin, D.E.; Mill, J.W., 1985. Agricultural land markets and soil erosion: policy relevance and conceptual issues. *American Journal of Agricultural Economics*, 67 (5): 938-942.

Evans, A.W., 2008. *Economics, Real Estate and the Supply of Land*. (*Economics, Real Estate and the Supply of Land*). http://dx.doi.org/10.1002/9780470698860

Falk, B., 1991. Formally testing the present value model of farmland prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 73 (1): 1-10.

Faux, J.; Perry, G.M., 1999. Estimating irrigation water value using hedonic price analysis: A case study in Malheur County, Oregon. *Land Economics*, 75 (3): 440-452. http://dx.doi.org/10.2307/3147189

Ferez, A.P.C.; Campoe, O.C.; Mendes, J.C.T.; Stape, J.L., 2015. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 350: 40-45. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.015

Fezzi, C.; Bateman, I., 2015. The impact of climate change on agriculture: Nonlinear effects and aggregation bias in Ricardian models of farmland values. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 2 (1): 57-92.

Floyd, J.E., 1965. The effects of farm price supports on the returns to land and labor in agriculture. *The Journal of Political Economy*, 73 (2): 148-158. http://dx.doi.org/10.1086/259003

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; others, 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734): 570-574.

Folland, S.T.; Hough, R.R., 1991. Nuclear power plants and the value of agricultural land. *Land Economics*, 67 (1): 30-36.

Gardi, C.; Panagos, P.; Van Liedekerke, M.; Bosco, C.; De Brogniez, D., 2015. Land take and food security: assessment of land take on the agricultural production in Europe. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58 (5): 898-912. http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2014.899490

Gardner, K.; Barrows, R., 1985. The impact of soil conservation investments on land prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 67 (5): 943-947.

Geniaux, G.; Napoléone, C., 2011. Évaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Economie et statistique*, 444 (1): 181-199. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2011.9650

Gergaud, O.; Ginsburgh, V., 2008. Natural Endowments, Production Technologies and the Quality of Wines in Bordeaux. Does Terroir Matter? *The Economic Journal*, 118 (529): 142.

Goodwin, B.K.; Mishra, A.K.; Ortalo-Magné, F., N., 2003. What's Wrong with Our Models of Agricultural Land Values? *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (3): 744-752. http://www.jstor.org/stable/1245006

Gordon, M.J.; Shapiro, E., 1956. CAPITAL EQUIPMENT ANALYSIS - THE REQUIRED RATE OF PROFIT. *Management Science*, 3 (1): 102-110. <Go to ISI>://WOS:A1956CKK9500009

Guiling, P.; Brorsen, B.W.; Doye, D., 2009. Effect of urban proximity on agricultural land values. *Land Economics*, 85 (2): 252-264.

Gutierrez, L.; Westerlund, J.; Erickson, K., 2007. Farmland prices, structural breaks and panel data. *European Review of Agricultural Economics*, 34 (2): 161-179.

Henderson, J.; Gloy, B.A., 2009. The impact of ethanol plants on cropland values in the great plains. *Agricultural Finance Review*, 69 (1): 36-48.

Henderson, J.; Moore, S., 2006. The capitalization of wildlife recreation income into farmland values. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 38 (03): 597-610.

Hornbeck, R., 2010. Barbed wire: Property rights and agricultural development. *The Quarterly Journal of Economics*, 125 (2): 767-810.

Hornbeck, R., 2012. Nature versus Nurture: The Environment?s Persistent Influence through the Modernization of American Agriculture. *The American Economic Review*, 102 (3): 245-249.

Hornbeck, R.; Keskin, P., 2014. The historically evolving impact of the ogallala aquifer: Agricultural adaptation to groundwater and drought. *American Economic Journal: Applied Economics*, 6 (1): 190-219.

Horsch, E.J.; Lewis, D.J., 2009. The effects of aquatic invasive species on property values: evidence from a quasi-experiment. *Land Economics*, 85 (3): 391-409.

Jaramillo, J.; Setamou, M.; Muchugu, E.; Chabi-Olaye, A.; Jaramillo, A.; Mukabana, J.; Maina, J.; Gathara, S.; Borgemeister, C., 2013. Climate Change or Urbanization? Impacts on a Traditional Coffee Production System in East Africa over the Last 80 Years. *Plos One*, 8 (1). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0051815

Jiang, L.; Deng, X.Z.; Seto, K.C., 2013. The impact of urban expansion on agricultural land use intensity in China. *Land Use Policy*, 35: 33-39. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.04.011

Kirwan, B.E., 2009. The incidence of US agricultural subsidies on farmland rental rates. *Journal of Political Economy*, 117 (1): 138-164.

Knaap, G.J.; Ding, C.; Hopkins, L.D., 2001. Do plans matter?: The effects of light rail plans on land values in station areas. *Journal of Planning Education and Research*, 21 (1): 32-39.

Kostov, P., 2010. Do buyers? characteristics and personal relationships affect agricultural land prices? *Land Economics*, 86 (1): 48-65.

Koundouri, P.; Pashardes, P., 2003. Hedonic price analysis and selectivity bias. *Environmental and Resource Economics*, 26 (1): 45-56.

Latruffe, L.; Le Mouël, C., 2009. Capitalization of government support in agricultural land prices: What do we know? *Journal of Economic Surveys*, 23 (4): 659-691.

Lawley, C.; Towe, C., 2014. Capitalized costs of habitat conservation easements. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (3): 657-672.

Le Goffe, P.; Salanié, J., 2005. Le droit d?épandage a-t-il un prix?: Mesure sur le marché foncier. *Cahiers d?économie et sociologie rurales*, 77: 36-63.

Lence, S.H.; Miller, D.J., 1999. Transaction costs and the present value model of farmland: Iowa, 1900?1994. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (2): 257-272.

Lence, S.H.; Mishra, A.K., 2003. The impacts of different farm programs on cash rents. *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (3): 753-761.

Libecap, G.D.; Lueck, D., 2011. The demarcation of land and the role of coordinating property institutions. *Journal of Political Economy*, 119 (3): 426-467.

Livanis, G.; Moss, C.B.; Breneman, V.E.; Nehring, R.F., 2006. Urban sprawl and farmland prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 88 (4): 915-929.

Ma, S.; Swinton, S.M., 2011. Valuation of ecosystem services from rural landscapes using agricultural land prices. *Ecological Economics*, 70 (9): 1649-1659.

Maddison, D., 2000. A hedonic analysis of agricultural land prices in England and Wales. *European Review of Agricultural Economics*, 27 (4): 519-532.

Martin, E.; Vaitkeviciute, J., 2016. Mesure de l'impact du changement climatique sur l'agriculture de Côte-d'Or. *Economie rurale*, (5): 2148.

McGrath, D.T., 2005. More evidence on the spatial scale of cities. *Journal of Urban Economics*, 58 (1): 1-10. <Go to ISI>://WOS:000230237300001

Mendelsohn, R.; Nordhaus, W.D.; Shaw, D., 1994. The impact of global warming on agriculture: a Ricardian analysis. *The American Economic Review*, 84 (4): 753-771.

Michalek, J.; Ciaian, P.; Kancs, d.A., 2014. Capitalization of the Single Payment Scheme into Land Value: Generalized Propensity Score Evidence from the European Union. *Land Economics*, 90 (2): 260-289. http://dx.doi.org/10.3368/le.90.2.260

Miranowski, J.A.; Hammes, B.D., 1984. Implicit prices of soil characteristics for farmland in Iowa. *American Journal of Agricultural Economics*, 66 (5): 745-749.

Nickerson, C.; Morehart, M.; Kuethe, T.; Beckman, J.; Ifft, J.; Williams, R., 2012. *Trends in US farmland values and ownership*: US Department of Agriculture, Economic Research Service, (Paper 1598), 48 p. http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=2603&context=usdaarsfacpub

Nickerson, C.J.; Lynch, L., 2001. The effect of farmland preservation programs on farmland prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (2): 341-351.

Nickerson, C.J.; Zhang, W., 2014. Modeling the determinants of farmland values in the United States. In: Duke, J.M.; Wu, J., eds. *The Oxford Handbook of Land Economics*. USA: OUP, 111-138.

Palmquist, R.B.; Danielson, L.E., 1989. A hedonic study of the effects of erosion control and drainage on farmland values. *American Journal of Agricultural Economics*, 71 (1): 55-62.

Pardew, J.B.; Shane, R.L.; Yanagida, J.F., 1986. Structural hedonic prices of land parcels in transition from agriculture in a western community. *Western Journal of Agricultural Economics*, 11 (1): 50-57.

Péres, S., 2009. La résistance des espaces viticoles à l'extension urbaine Le cas du vignoble de Bordeaux. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, janvier (1): 155. http://dx.doi.org/10.3917/reru.091.0155

Perrin, C., 2013. Regulation of Farmland Conversion on the Urban Fringe: From Land-Use Planning to Food Strategies. Insight into Two Case Studies in Provence and Tuscany. *International Planning Studies*, 18 (1): 21-36. http://dx.doi.org/10.1080/13563475.2013.750943

Perry, G.M.; Robison, L.J., 2001. Evaluating the influence of personal relationships on land sale prices: a case study in Oregon. *Land Economics*, 77 (3): 385-398.

Peterson, W., 1986. Land quality and prices. *American Journal of Agricultural Economics*, 68 (4): 812-819.

Phipps, T.T., 1984. Land prices and farm-based returns. *American Journal of Agricultural Economics*, 66 (4): 422-429.

Pines, D.; Weiss, Y., 1976. Land improvement projects and land values. *Journal of Urban Economics*, 3 (1): 1-13.

Plantinga, A.J.; Lubowski, R.N.; Stavins, R.N., 2002. The effects of potential land development on agricultural land prices. *Journal of Urban Economics*, 52 (3): 561-581. http://dx.doi.org/10.1016/s0094-1190(02)00503-x

Plantinga, A.J.; Miller, D.J., 2001. Agricultural land values and the value of rights to future land development. *Land Economics*, 77 (1): 56-67. http://dx.doi.org/10.2307/3146980

Pope, J.C., 2008. Do seller disclosures affect property values?: Buyer information and the hedonic model. *Land Economics*, 84 (4): 551-572.

Reinsborough, M.J., 2003. A Ricardian model of climate change in Canada. *Canadian Journal of Economics/Revue canadienne d'économie*, 36 (1): 21-40.

Salois, M.; Moss, C.; Erickson, K., 2012. Farm income, population and farmland prices: A relative information approach. *European Review of Agricultural Economics*, 39 (2): 289-307.

Sanghi, A.; Mendelsohn, R., 2008. The impacts of global warming on farmers in Brazil and India. *Global Environmental Change*, 18 (4): 655-665.

Seagraves, J.A., 1969. Capitalized Values of Tobacco Allotments and the Rate of Return to Allotment Owners. *American Journal of Agricultural Economics*, 51 (2): 320-334.

Seo, S.N.; Mendelsohn, R., 2008. Measuring impacts and adaptations to climate change: a structural Ricardian model of African livestock management. *Agricultural Economics*, 38 (2): 151-165.

Shi, Y.J.; Phipps, T.T.; Colyer, D., 1997. Agricultural land values under urbanizing influences. *Land Economics*, 73 (1): 90-100. http://dx.doi.org/10.2307/3147079

Shultz, S.D.; Taff, S.J., 2004. Implicit prices of wetland easements in areas of production agriculture. *Land Economics*, 80 (4): 501-512.

Song, J.; Ye, J.; Zhu, E.; Deng, J.; Wang, K., 2016. Analyzing the impact of highways associated with farmland loss under rapid urbanization. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 5 (6): 17 p. http://dx.doi.org/10.3390/ijgi5060094

Sunding, D.; Zilberman, D., 2001. The agricultural innovation process: Research and technology adoption in a changing agricultural sector. *Handbook of Agricultural Economics*, 1 (Chapter 4): 207-261.

Swinnen, J.; Van Herck, K.; Vranken, L., 2016. The Diversity of Land Markets and Regulations in Europe, and (Some of) Its Causes. *Journal of Development Studies*, 52 (2): 186-205. http://dx.doi.org/

Taylor, M.R.; Brester, G.W., 2005. Noncash income transfers and agricultural land values. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 27 (4): 526-541.

Tegene, A.; Kuchler, F., 1993. A regression test of the present value model of US farmland prices. *Journal of Agricultural Economics*, 44 (1): 135-143.

Uematsu, H.; Khanal, A.R.; Mishra, A.K., 2013. The impact of natural amenity on farmland values: A quantile regression approach. *Land Use Policy*, 33: 151-160.

Van Passel, S.; Massetti, E.; Mendelsohn, R., 2016. A Ricardian Analysis of the Impact of Climate Change on European Agriculture. *Environmental and Resource Economics*: 1-36.

Vukina, T.; Wossink, A., 2000. Environmental policies and agricultural land values: Evidence from the Dutch nutrient quota system. *Land Economics*, 76 (3): 413-429.

Wang, J.; Mendelsohn, R.; Dinar, A.; Huang, J.; Rozelle, S.; Zhang, L., 2009. The impact of climate change on China?s agriculture. *Agricultural Economics*, 40 (3): 323-337.

Wästfelt, A.; Zhang, Q., 2016. Reclaiming localisation for revitalising agriculture: A case study of peri-urban agricultural change in Gothenburg, Sweden. *Journal of Rural Studies*, 47: 172-185. http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.07.013

Weersink, A.; Clark, S.; Turvey, C.G.; Sarker, R., 1999. The effect of agricultural policy on farmland values. *Land Economics*, 75 (3): 425-439. http://dx.doi.org/10.2307/3147188

Williams, A.M.; Shaw, G., 2009. Future play: tourism, recreation and land use. *Land Use Policy*, 26 (SUPPL. 1): S326-S335. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.10.003

Wiltshaw, D.G., 1985. The supply of land. *Urban Studies*, 22 (1): 49-56.

Woestenburg, A.; van der Krabben, E.; Spit, T., 2014. Institutions in rural land transactions: Evidence from The Netherlands. *Journal of European Real Estate Research*, 7 (2): 216-238.

Wu, J.; Fisher, M.; Pascual, U., 2011. Urbanization and the viability of local agricultural economies. *Land Economics*, 87 (1): 109-125.

Wu, J.; Lin, H., 2010. The effect of the conservation reserve program on land values. *Land Economics*, 86 (1): 1-21.

Xu, F.; Mittelhammer, R.; Barkley, P.W., 1993. Measuring the Contributions of Site Characteristics to the Value of Agricultural Land. *Land Economics*, 69 (4): 356-369.

3. Aménités et pression foncière le long du continuum urbain-rural

Adamson, D.W.; Clark, D.E.; Partridge, M.D., 2004. Do urban agglomeration effects and household amenities have a skill bias? *Journal of Regional Science*, 44 (2): 201-223. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-4146.2004.00334.x

Ahamada, I.; Flachaire, E.; Lubat, M., 2007. Prix des logements et autocorrélation spatiale: une approche semi-paramétrique. *Economie publique: Etudes et recherches= Public economics*, (20): 131-145. http://halshs.archives-ouvertes.fr/docs/00/26/63/33/PDF/Ahamada_Flachaire_Lubat_06-1.pdf

Ahlfeldt, G.M.; Holman, N., 2016. Distinctively Different: A New Approach to Valuing Architectural Amenities. *The Economic Journal*, in press: n/a-n/a. http://dx.doi.org/10.1111/ecoj.12429

Albouy, D.; Lue, B., 2015. Driving to opportunity: Local rents, wages, commuting, and sub-metropolitan quality of life. *Journal of Urban Economics*, 89: 74-92. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2015.03.003

Alonso, W., 1964. *Location and Land Use. Toward a General Theory of Land Rent*. Havard University Press, 204 p.

Baccaïni, B.; Sémécurbe, F., 2009. La croissance périurbaine depuis 45 ans. Extension et densification. *INSEE première*, 1240: 4 p.

Berger, M.C.; Blomquist, G.C.; Peter, K.S., 2008. Compensating differentials in emerging labor and housing markets: Estimates of quality of life in Russian cities. *Journal of Urban Economics*, 63 (1): 25-55. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.01.006

Bergstrom, J.C.; Ready, R.C., 2009. What Have We Learned from Over 20 Years of Farmland Amenity Valuation Research in North America ? *Review of Agricultural Economics*, 31 (1): 21-49. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9353.2008.01424.x

Beyers, W.B.; Lindahl, D.P., 1996. Lone eagles and high fliers in rural producer services. *Rural Development Perspectives*, 11: 2-10.

Bisault, L., 2009. La maison individuelle grignote les espaces naturels. *Agreste Primeur*, 219: 4 p. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur219.pdf

Black, D.; Gates, G.; Sanders, S.; Taylor, L., 2002. Why do gay men live in San Francisco? *Journal of Urban Economics*, 51 (1): 54-76. http://dx.doi.org/10.1006/juec.2001.2237

Blomquist, G.C., 2007. Measuring Quality of Life. In: Arnott, J.; McMillen, D.P., eds. *A Companion to Urban Economics*. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd, 483-501. http://dx.doi.org/10.1002/9780470996225.ch28

Blomquist, G.C.; Berger, M.C.; Hoehn, J.P., 1988. New estimates of quality of life in urban areas. *American Economic Review*, 78 (1): 89-107.

Boarnet, M.G., 1994. An empirical model of intrametropolitan population and employment growth. *Papers in Regional Science*, 73 (2): 135-152. http://dx.doi.org/10.1111/j.1435-5597.1994.tb00607.x

Brander, L.M.; Koetse, M.J., 2011. The value of urban open space: Meta-analyses of contingent valuation and hedonic pricing results. *Journal of Environmental Management*, 92 (10): 2763-2773. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.019

Brueckner, J.K., 1987. The structure of urban equilibria: A unified treatment of the Muth-Mills model. In: Mills, E.S., ed. *Handbook of regional and urban economics*. Amsterdam: Urban Economics. North Holland, 821-845.

Brueckner, J.K.; Fansler, D.A., 1983. The economics of urban sprawl - Theory and evidence on the spatial sizes of cities. *Review of Economics and Statistics*, 65 (3): 479-482. http://dx.doi.org/10.2307/1924193

Brueckner, J.K.; Helsley, R.W., 2011. Sprawl and blight. *Journal of Urban Economics*, 69 (2): 205-213. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2010.09.003

Brueckner, J.K.; Joo, M.S., 1991. Voting with capitalization. *Regional Science and Urban Economics*, 21 (3): 453-467. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(91)90067-w

Brueckner, J.K.; Thisse, J.F.; Zenou, Y., 1999. Why is central Paris rich and downtown Detroit poor? An amenity-based theory. *European Economic Review*, 43 (1): 91-107. http://dx.doi.org/10.1016/s0014-2921(98)00019-1

Brueckner, J.K.; Zenou, Y., 1999. Harris-Todaro models with a land market. *Regional Science and Urban Economics*, 29 (3): 317-339. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(98)00040-4

Brunner, E.; Balsdon, E., 2004. Intergenerational conflict and the political economy of school spending. *Journal of Urban Economics*, 56 (2): 369-388. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2004.05.001

Buettner, T.; Ebertz, A., 2009. Quality of life in the regions: results for German Counties. *Annals of Regional Science*, 43 (1): 89-112. http://dx.doi.org/10.1007/s00168-007-0204-9

Burchfield, M.; Overman, H.G.; Puga, D.; Turner, M.A., 2006. Causes of sprawl: A portrait from space. *Quarterly Journal of Economics*, 121 (2): 587-633. http://dx.doi.org/10.1162/qjec.2006.121.2.587

Carlino, G.; Kerr, W.R., 2015. Agglomeration and Innovation. *Handbook of Regional and Urban Economics*: 349.

Carlino, G.A.; Mills, E.S., 1987. The determinants of county growth. *Journal of Regional Science*, 27 (1): 39-54. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1987.tb01143.x

Carruthers, J.I.; Mulligan, G.F., 2008. A locational analysis of growth and change in American metropolitan areas. *Papers in Regional Science*, 87 (2): 155-171. http://dx.doi.org/10.1111/j.1435-5957.2007.00162.x

Carruthers, J.I.; Vias, A.C., 2005. Urban, suburban, and exurban sprawl in the Rocky Mountain West: Evidence from regional adjustment models. *Journal of Regional Science*, 45 (1): 21-48. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-4146.2005.00363.x

Cavailhes, J.; Brossard, T.; Foltete, J.C.; Hilal, M.; Joly, D.; Tourneux, F.P.; Tritz, C.; Wavresky, P., 2009. GIS-Based Hedonic Pricing of Landscape. *Environmental & Resource Economics*, 44 (4): 571-590. http://dx.doi.org/10.1007/s10640-009-9302-8

Cavailhès, J.; Peeters, D.; Sékeris, E.; Thisse, J.-F., 2003. La ville périurbaine. *Revue Economique*, 54 (1): 5-23. http://dx.doi.org/10.3917/reco.541.0005

Cavailhès, J.; Peeters, D.; Sekeris, E.; Thisse, J.F., 2004. The periurban city: why to live between the suburbs and the countryside. *Regional Science and Urban Economics*, 34 (6): 681-703. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsiurbeco.2003.08.003

Chen, Y.; Rosenthal, S.S., 2008. Local amenities and life-cycle migration: Do people move for jobs or fun? *Journal of Urban Economics*, 64 (3): 519-537. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2008.05.005

Chi, G.; Marcouiller, D.W., 2013. Natural amenities and their effects on migration along the urban-rural continuum. *Annals of Regional Science*, 50 (3): 861-883. http://dx.doi.org/10.1007/s00168-012-0524-2

Choumert, J.; Travers, M., 2010. La capitalisation immobilière des espaces verts dans la ville d'Angers: Une approche hédoniste. *Revue Economique*, 61 (5): 821-836. http://dx.doi.org/10.3917/reco.615.0821

Clark, D.E.; Hunter, W.J., 1992. The impact of economic-opportunity, amenities and fiscal factors on age-specific migration rates. *Journal of Regional Science*, 32 (3): 349-365. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1992.tb00191.x

Coisnon, T.; Oueslati, W.; Salanie, J., 2014. Urban sprawl occurrence under spatially varying agricultural amenities. *Regional Science and Urban Economics*, 44: 38-49. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2013.11.001

Colombo, E.; Michelangeli, A.; Stanca, L., 2014. La Dolce Vita: Hedonic Estimates of Quality of Life in Italian Cities. *Regional Studies*, 48 (8): 1404-1418. http://dx.doi.org/10.1080/00343404.2012.712206

Combes, P.-P.; Gobillon, L., 2015. Chapter 5 - The Empirics of Agglomeration Economies. In: Duranton, G.; Henderson, J.V.; Strange, W., C., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 247-348. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59517-1.00005-2

Costa, D.L.; Kahn, M.E., 2003. The rising price of nonmarket goods. *American Economic Review*, 93 (2): 227-232. http://dx.doi.org/10.1257/000282803321947092

Dalmazzo, A.; de Blasio, G., 2011. Amenities and skill-biased agglomeration effects: Some results on Italian cities. *Papers in Regional Science*, 90 (3): 503-527. http://dx.doi.org/10.1111/j.1435-5957.2010.00327.x

de Bartolome, C.A.M.; Ross, S.L., 2003. Equilibria with local governments and commuting: income sorting vs income mixing. *Journal of Urban Economics*, 54 (1): 1-20. http://dx.doi.org/10.1016/s0094-1190(03)00021-4

Dehring, C.A.; Depken, C.A.; Ward, M.R., 2008. A direct test of the homevoter hypothesis. *Journal of Urban Economics*, 64 (1): 155-170. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2007.11.001

Deller, S.C.; Lledo, V.; Marcouiller, D.W., 2008. Modeling regional economic growth with a focus on amenities. *Review of Urban & Regional Development Studies*, 20 (1): 1-21. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-940X.2008.00139.x

Deller, S.C.; Tsai, T.H.; Marcouiller, D.W.; English, D.B.K., 2001. The role of amenities and quality of life in rural economic growth. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (2): 352-365. http://dx.doi.org/10.1111/0002-9092.00161

Deng, X.; Huang, J.; Rozelle, S.; Uchida, E., 2008. Growth, population and industrialization, and urban land expansion of China. *Journal of Urban Economics*, 63 (1): 96-115. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.12.006

Dorfman, J.H.; Partridge, M.D.; Galloway, H., 2011. Do Natural Amenities Attract High-tech Jobs? Evidence From a Smoothed Bayesian Spatial Model. *Spatial Economic Analysis*, 6 (4): 397-422. http://dx.doi.org/10.1080/17421772.2011.610811

Duranton, G.; Puga, D., 2004. Micro-Foundations of Urban Agglomeration Economies. In: Henderson, V.; Thisse, J.-F., eds. *Handbook of Regional and Urban Economic*. Elsevier 2063–2117 http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(04)80005-1

EEA, 2006. *Urban sprawl in Europe: the ignored challenge:*. Copenhagen: EEA, (EEA Report No 11/2016), 56 p. http://dx.doi.org/10.2800/143470

Ferguson, M.; Ali, K.; Olfert, M.R.; Partridge, M., 2007. Voting with their feet: Jobs versus amenities. *Growth and Change*, 38 (1): 77-110. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-2257.2007.00354.x

Fischel, W.A., 2001. *The homevoter hypothesis: How home values influence local government taxation, school finance, and land-use policies*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 344 p.

Fleischer, A.; Tsur, Y., 2009. The amenity value of agricultural landscape and rural-urban land allocation. *Journal of Agricultural Economics*, 60 (1): 132-153. http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2008.00179.x

Fleming, D.A.; McGranahan, D.A.; Goetz, S.J., 2009. *Natural amenities and rural development: the role of land-based policies*. Pennsylvania State University: Northeast Regional Center for Rural Development, Rural Development Paper, 21 p.

Florida, R., 2002. *The rise of the creative class: and how it's transforming work, leisure, community and everyday life*. Basic Books (*New York*).

Fujita, M., 1989. *Urban economic theory: land use and city size*. Cambridge university press, 366 p.

Fujita, M.; Ogawa, H., 1982. Multiple equilibria and structural transition of non-monocentric urban configurations. *Regional Science and Urban Economics*, 12 (2): 161-196. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(82)90031-x

Gabriel, S.A.; Mattey, J.P.; Wascher, W.L., 2003. Compensating differentials and evolution in the quality-of-life among US states. *Regional Science and Urban Economics*, 33 (5): 619-649. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-0462(02)00007-8

Gabriel, S.A.; Rosenthal, S.S., 2004. Quality of the business environment versus quality of life: Do firms and households like the same cities? *Review of Economics and Statistics*, 86 (1): 438-444. http://dx.doi.org/10.1162/003465304774201879

Galster, G.; Hanson, R.; Ratcliffe, M.R.; Wolman, H.; Coleman, S.; Freihage, J., 2001. Wrestling sprawl to the ground: Defining and measuring an elusive concept. *Housing Policy Debate*, 12 (4): 681-717.

Glaeser, E.L.; Gyourko, J., 2005. Urban decline and durable housing. *Journal of Political Economy*, 113 (2): 345-375.

Glaeser, E.L.; Kolko, J.; Saiz, A., 2001. Consumer city. *Journal of Economic Geography*, 1 (1): 27-50. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/1.1.27

Gottlieb, P.D., 1994. Amenities as an economic development tool: is there enough evidence? *Economic Development Quarterly*, 8 (3): 270-285. http://dx.doi.org/10.1177/089124249400800304

Gottlieb, P.D., 1995. Residential amenities, firm location and economic development. *Urban Studies*, 32 (9): 1413-1436. http://dx.doi.org/10.1080/00420989550012320

Graves, P.E.; Knapp, T.A., 1988. Mobility behavior of the elderly. *Journal of Urban Economics*, 24 (1): 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(88)90042-3

Guimaraes, P.; Munn, J.; Woodward, D., 2015. Creative clustering: The location of independent inventors. *Papers in Regional Science*, 94 (1): 45-U790. http://dx.doi.org/10.1111/pirs.12052

Gyourko, J.; Kahn, M.; Tracy, J., 1999. Chapter 37 Quality of life and environmental comparisons. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 1413-1454. http://dx.doi.org/10.1016/S1574-0080(99)80006-6

Gyourko, J.; Tracy, J., 1991. The structure of local public-finance and the quality-of-life. *Journal of Political Economy*, 99 (4): 774-806. http://dx.doi.org/10.1086/261778

Harris, J.R.; Todaro, M.P., 1970. Migration, unemployment and development: a two-sector analysis. *The American Economic Review*, 60 (1): 126-142.

Henry, M.S.; Barkley, D.L.; Bao, S.M., 1997. The hinterland's stake in metropolitan growth: Evidence from selected southern regions. *Journal of Regional Science*, 37 (3): 479-501. http://dx.doi.org/10.1111/0022-4146.00065

Hilber, C.A.L.; Mayer, C., 2009. Why do households without children support local public schools? Linking house price capitalization to school spending. *Journal of Urban Economics*, 65 (1): 74-90. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2008.09.001

Hilber, C.A.L.; Robert-Nicoud, F., 2013. On the origins of land use regulations: Theory and evidence from US metro areas. *Journal of Urban Economics*, 75: 29-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2012.10.002

Hoogstra, G.; Van Dijk, J.; Florax, R.J., 2005. Do jobs follow people or people follow jobs? A meta-analysis of Carlino-Mills studies. *ERSA 2005, 45th Congress of the European Regional Science Association: "Land Use and Water Management in a Sustainable Network Society"*. Amsterdam, The Netherlands, 23-27 August 2005, 25 p. http://www.econstor.eu/bitstream/10419/117811/1/ERSA2005_737.pdf

Hoogstra, G.J.; van Dijk, J.; Florax, R., 2011. Determinants of Variation in Population-Employment Interaction Findings: A Quasi-Experimental Meta-Analysis. *Geographical Analysis*, 43 (1): 14-37. http://dx.doi.org/10.1111/j.1538-4632.2010.00806.x

Hoque, M.A.; Hoque, M.M.; Ahmed, K.M., 2007. Declining groundwater level and aquifer dewatering in Dhaka metropolitan area, Bangladesh: causes and quantification. *Hydrogeology Journal*, 15 (8): 1523-1534. http://dx.doi.org/10.1007/s10040-007-0226-5

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2004. Land use externalities, open space preservation, and urban sprawl. *Regional Science and Urban Economics*, 34 (6): 705-725. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2004.03.002

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2007. The evolution of urban sprawl: Evidence of spatial heterogeneity and increasing land fragmentation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (52): 20672-20677. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0705527105

Jim, C.Y.; Chen, W.Y., 2010. External effects of neighbourhood parks and landscape elements on high-rise residential value. *Land Use Policy*, 27 (2): 662-670. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.08.027

Johnson, J.D.; Rasker, R., 1995. The role of economic and quality of life values in rural business location. *Journal of Rural Studies*, 11 (4): 405-416. http://dx.doi.org/10.1016/0743-0167(95)00029-1

Kahn, M.E., 1995. A revealed preference approach to ranking city quality-of-life. *Journal of Urban Economics*, 38 (2): 221-235. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1995.1030

Kahn, M.E., 2013. *Climatopolis: How Our Cities Will Thrive in the Hotter Future*. Basic Books, 288 p.

Kim, C.W.; Phipps, T.T.; Anselin, L., 2003. Measuring the benefits of air quality improvement: a spatial hedonic approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45 (1): 24-39.

Kim, K.K.; Marcouiller, D.W.; Deller, S.C., 2005. Natural amenities and rural development: Understanding spatial and distributional attributes. *Growth and Change*, 36 (2): 273-297. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-2257.2005.00277.x

Knapp, T.A.; Graves, P.E., 1989. On the role of amenities in models of migration and regional-development. *Journal of Regional Science*, 29 (1): 71-87. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1989.tb01223.x

Kovacs, K.F.; Larson, D.M., 2007. The influence of recreation and amenity benefits of open space on residential development patterns. *Land Economics*, 83 (4): 475-496.

Laïlle, P.; Provendier, D.; Colson, F.; Salanié, J., 2013. *Les bienfaits du végétal en ville* Synthèse des travaux scientifiques et méthode d'analyse, Angers, Plante & Cité, 34 p. http://www.plante-et-cite.fr/data/fichiers_ressources/pdf_fiches/experimentation/Note_Cercle_Cite_Verte.pdf

Lewis, D.J.; Hunt, G.L.; Plantinga, A.J., 2002. Public conservation land and employment growth in the northern forest region. *Land Economics*, 78 (2): 245-259.

Li, M.M.; Brown, H.J., 1980. Micro-neighborhood externalities and hedonic housing prices. *Land Economics*, 56 (2): 125-141. http://dx.doi.org/10.2307/3145857

Love, L.L.; Crompton, J.L., 1999. The role of quality of life in business (re)location decisions. *Journal of Business Research*, 44 (3): 211-222. http://dx.doi.org/10.1016/s0148-2963(97)00202-6

Mackun, P.J.; Wilson, S.; Fischetti, T.R.; Goworowska, J., 2011. *Population distribution and change: 2000 to 2010*: US Department of Commerce, Economics and Statistics Administration, US Census Bureau, 11 p. http://www.census.gov/content/dam/Census/library/publications/2011/dec/c2010br-01.pdf

McGranahan, D.A., 2008. Landscape influence on recent rural migration in the US. *Landscape and Urban Planning*, 85 (3-4): 228-240. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.12.001

McGranahan, D.A.; Wojan, T.R.; Lambert, D.M., 2011. The rural growth trifecta: outdoor amenities, creative class and entrepreneurial context. *Journal of Economic Geography*, 11 (3): 529-557. http://dx.doi.org/10.1093/jeg/lbq007

McGrath, D.T., 2005. More evidence on the spatial scale of cities. *Journal of Urban Economics*, 58 (1): 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2005.01.003

Mills, E.S.; Future, R.f.t., 1972. *Studies in the structure of the urban economy*. Johns Hopkins Press, 151 p.

Molotch, H., 1976. The City as a Growth Machine: Toward a Political Economy of Place. *American Journal of Sociology*, 82 (2): 309-332. http://dx.doi.org/10.1086/226311

Morrow-Jones, H.A.; Irwin, E.G.; Roe, B., 2004. Consumer preference for neotraditional neighborhood characteristics. *Housing Policy Debate*, 15 (1): 171-202.

Mueser, P.R.; Graves, P.E., 1995. Examining the role of economic-opportunity and amenities in explaining population redistribution. *Journal of Urban Economics*, 37 (2): 176-200. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1995.1010

Muth, R.F., 1969. *Cities and housing: the spatial pattern of urban residential land use*. Chicago: University of Chicago Press, 355 p.

Nechyba, T.J.; Walsh, R.P., 2004. Urban sprawl. *Journal of Economic Perspectives*, 18 (4): 177-200. http://dx.doi.org/10.1257/0895330042632681

Nelson, P., 2004. Meta-analysis of airport noise and hedonic - property values - problems and prospects. *Journal of Transport Economics and Policy*, 38: 1-27.

ONU, 2009. *World population prospects - The 2007 revision. Economic & Social Affairs*. Paris: United Nations.

Papageorgiou, G.J.; Casetti, E., 1971. Spatial equilibrium residential land values in a multicenter setting. *Journal of Regional Science*, 11 (3): 385-389. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1971.tb00269.x

Partridge, M.D.; Rickman, D.S.; Ali, K.; Olfert, M.R., 2008. The geographic diversity of US nonmetropolitan growth dynamics: A Geographically Weighted Regression approach. *Land Economics*, 84 (2): 241-266.

Patacchini, E.; Zenou, Y., 2009. Urban sprawl in Europe. *Brookings-Wharton Papers on Urban Affairs*, 2009 (1): 125-149.

Polinsky, A.M.; Shavell, S., 1976. Amenities and property-values in a model of an urban area. *Journal of Public Economics*, 5 (1-2): 119-129.

Puga, D., 2010. The magnitude and causes of agglomeration economies. *Journal of Regional Science*, 50 (1): 203-219. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.2009.00657.x

Rappaport, J., 2008. Consumption amenities and city population density. *Regional Science and Urban Economics*, 38 (6): 533-552. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2008.02.001

Richardson, H.W., 1976. The new urban economics: An evaluation. *Socio-Economic Planning Sciences*, 10 (4): 137-147. http://dx.doi.org/10.1016/0038-0121(76)90014-8

Richardson, H.W., 1977. On the possibility of positive rent gradients. *Journal of Urban Economics*, 4 (1): 60-68. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(77)90030-4

Roback, J., 1982. Wages, rents, and the quality of life. *Journal of Political Economy*, 90 (6): 1257-1278. http://dx.doi.org/10.1086/261120

Roback, J., 1988. Wages, rents, and amenities - differences among workers and regions. *Economic Inquiry*, 26 (1): 23-41.

Rodriguez-Pose, A.; Ketterer, T.D., 2012. Do local amenities affect the appeal of regions in Europe for migrants? *Journal of Regional Science*, 52 (4): 535-561. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.2012.00779.x

Rosen, S., 1974. Hedonic prices and implicit markets - Product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*, 82 (1): 34-55. http://dx.doi.org/10.1086/260169

Rosen, S., 1979. Wage-based indexes of urban quality of life. In: Mieszkowski, P.; Straszheim, M., eds. *Current issues in urban economics*. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press, 324-345.

Rosenthal, S.R.; Strange, W.C., 2001. The Determinants of Agglomeration. *Journal of Urban Economics*, 50: 191-229. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1006/juec.2001.2230

Rosenthal, S.S.; Ross, A., 2010. Violent crime, entrepreneurship, and cities. *Journal of Urban Economics*, 67 (1): 135-149. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2009.09.001

Shapiro, J.M., 2006. Smart cities: Quality of life, productivity, and the growth effects of human capital. *Review of Economics and Statistics*, 88 (2): 324-335. http://dx.doi.org/10.1162/rest.88.2.324

Solé-Ollé, A.; Viladecans-Marsal, E., 2012. Lobbying, political competition, and local land supply: Recent evidence from Spain. *Journal of Public Economics*, 96 (1-2): 10-19. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2011.08.001

Srinivasan, S.; Stewart, G., 2004. The quality of life in England and Wales. *Oxford Bulletin of Economics and Statistics*, 66 (1): 1-22. http://dx.doi.org/10.1046/j.0305-9049.2003.00081.x

Thisse, J.F.; Wildasin, D.E., 1992. Public facility location and urban spatial structure - Equilibrium and welfare analysis. *Journal of Public Economics*, 48 (1): 83-118. http://dx.doi.org/10.1016/0047-2727(92)90043-f

Tiebout, C.M., 1956. A pure theory of local expenditures. *Journal of Political Economy*, 64 (5): 416-424.

Tyrvainen, L., 1997. The amenity value of the urban forest: An application of the hedonic pricing method. *Landscape and Urban Planning*, 37 (3-4): 211-222. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(97)80005-9

Waltert, F.; Schläpfer, F., 2010. Landscape amenities and local development: A review of migration, regional economic and hedonic pricing studies. *Ecological Economics*, 70 (2): 141-152. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.09.031

Wheaton, W.C., 1998. Land use and density in cities with congestion. *Journal of Urban Economics*, 43 (2): 258-272. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1997.2043

Whisler, R.L.; Waldorf, B.S.; Mulligan, G.F.; Plane, D.A., 2008. Quality of life and the migration of the college-educated: A life-course approach. *Growth and Change*, 39 (1): 58-94. http://dx.doi.org/10.1111/j.1468-2257.2007.00405.x

Wu, J., 2010. Economic fundamentals and urban-suburban disparities. *Journal of Regional Science*, 50 (2): 570-591. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.2010.00665.x

Wu, J.; Gopinath, M., 2008. What causes spatial variations in economic development in the United States? *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (2): 392-408.

Wu, J.; Mishra, S., 2008. Natural Amenities, Human Capital and Economic Growth: An Empirical Analysis. *Frontiers in Resources and Rural Economics*. Washington, DC: RFF Press, 94-107.

Wu, J.J., 2001. Environmental amenities and the spatial pattern of urban sprawl. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (3): 691-697. http://dx.doi.org/10.1111/0002-9092.00192

Wu, J.J., 2006. Environmental amenities, urban sprawl, and community characteristics. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52 (2): 527-547. http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2006.03.003

Wu, J.J., 2014. Public open-space conservation under a budget constraint. *Journal of Public Economics*, 111: 96-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2013.12.008

Wu, J.J.; Adams, R.M.; Plantinga, A.J., 2004. Amenities in an urban equilibrium model: Residential development in Portland, Oregon. *Land Economics*, 80 (1): 19-32. http://dx.doi.org/10.2307/3147142

Wu, J.J.; Plantinga, A.J., 2003. The influence of public open space on urban spatial structure. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 288-309. http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696(03)00023-8

Yang, C.H.; Fujita, M., 1983. Urban spatial structure with open space. *Environment and Planning A*, 15 (1): 67-84. http://dx.doi.org/10.1068/a150067

Yinger, J., 1976. Racial prejudice and racial residential segregation in an urban model. *Journal of Urban Economics*, 3 (4): 383-396. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(76)90037-1

4. Politique publique et artificialisation en milieu rural

Abrantes, P.; Fontes, I.; Gomes, E.; Rocha, J., 2016. Compliance of land cover changes with municipal land use planning: Evidence from the Lisbon metropolitan region (1990-2007). *Land Use Policy*, 51: 120-134. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.023

Adelaja, A.O.; Gottlieb, P.D., 2016. The Political Economy of Downzoning. *Agricultural and Resource Economics Review*, 38 (2): 181-199. http://dx.doi.org/10.1017/S1068280500003191

Alterman, R., 1997. The challenge of farmland preservation - Lessons from a six-nation comparison. *Journal of the American Planning Association*, 63 (2): 220-243. http://dx.doi.org/10.1080/01944369708975916

Bates, L.J.; Santerre, R.E., 1994. The determinants of restrictive residential zoning - some empirical-findings. *Journal of Regional Science*, 34 (2): 253-263. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.1994.tb00866.x

Bengston, D.N.; Fletcher, J.O.; Nelson, K.C., 2004. Public policies for managing urban growth and protecting open space: policy instruments and lessons learned in the United States. *Landscape and Urban Planning*, 69 (2-3): 271-286. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.007

Blöchliger, H.; Hilber, C.; Schöni, O.; von Ehrlich, M., 2017. *Local taxation, land use regulation, and land use*. Paris: OECD Publishing, OECD Economics Department Working Papers, (n°1375), 27 p. http://dx.doi.org/10.1787/52da7c6a-en

Brueckner, J.K., 2000. Urban sprawl: diagnosis and remedies. *International regional science review*, 23 (2): 160-171. http://dx.doi.org/10.1177/016001700761012710

Brueckner, J.K.; Sridhar, K.S., 2012. Measuring welfare gains from relaxation of land-use restrictions: The case of India's building-height limits. *Regional Science and Urban Economics*, 42 (6): 1061-1067. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2012.08.003

Burchell, R.W.; Lowenstein, G.; Dolphin, W.R.; Galley, C.C.; Downs, A.; Seskin, S.; Still, K.G.; Moore, T., 2002. *Costs of Sprawl -- 2000*. Washington: Transportation Research Board,, (Transit Cooperative Research Program (TCRP) Report 74), 605 p. http://www.trb.org/Publications/Blurbs/Costs_of_Sprawl_2000_160966.aspx

Burchell, R.W.; Shad, N.A.; Listokin, D.; Phillips, H.; Downs, A.; Seskin, S.; Davis, J.S.; Moore, T.; Helton, D.; Gall, M., 1998. *The costs of sprawl-revisited*. Washington: Transportation Research Board, TCRP Report, n°39, (Project H-10 FY'95), 276 p. http://onlinepubs.trb.org/onlinepubs/tcrp/tcrp_rpt_39-a.pdf

Cadoret, A.; Lavaud-Letilleul, V., 2013. Des «cabanes» à la «cabanisation»: la face cachée de l'urbanisation sur le littoral du Languedoc-Roussillon. *Espace populations sociétés. Space populations societies*, 2013 (1-2): 125-139. http://dx.doi.org/10.4000/eps.5378

Castel, J.-C., 2007. De l'étalement urbain à l'émiettement urbain. Deux-tiers des maisons construits en diffus. *Les Annales de la recherche urbaine*, 102 (1): 88-96. http://www.persee.fr/doc/aru_0180-930x_2007_num_102_1_2697

Cavailhès, J.; Wavresky, P., 2003. Urban influences on periurban farmland prices. *European Review of Agricultural Economics*, 30 (3): 333-357. http://dx.doi.org/10.1093/erae/30.3.333

Cerema, 2016. *Approche de la rétention foncière dans le Pas-de-Calais Phase 2 : modélisation des comportements*. Lille: Direction Territoriale des Territoires et de la Mer du Pas-de-Calais (DDTM62), 19 p. http://www.nord-picardie.cerema.fr/IMG/pdf/retention_fonciere_modelisation_final_cle24b91b.pdf

Charmes, E., 2013. L'artificialisation est-elle vraiment un problème quantitatif? *Etudes foncières*, 162: 23-28.

Colantoni, A.; Grigoriadis, E.; Sateriano, A.; Venanzoni, G.; Salvati, L., 2016. Cities as selective land predators? A lesson on urban growth, deregulated planning and sprawl containment. *Science of The Total Environment*, 545: 329-339. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.170

Delattre, L., 2011. *Analyse des déterminants des choix de préservation des espaces agricoles et naturels dans les politiques locales d'urbanisme : apports d'une approche multi-méthodes*. Thèse de doctorat. Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris. 255 p.

Dempsey, J.A.; Plantinga, A.J., 2013. How well do urban growth boundaries contain development? Results for Oregon using a difference-in-difference estimator. *Regional Science and Urban Economics*, 43 (6): 996-1007. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2013.10.002

Denning, C.A.; McDonald, R.I.; Christensen, J., 2010. Did land protection in Silicon Valley reduce the housing stock? *Biological Conservation*, 143 (5): 1087-1093. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.025

Fischel, W.A., 1987. *The Economics of Zoning Laws: A Property Rights Approach to American Land Use Controls*. Johns Hopkins University Press, 400 p.

Fischel, W.A., 1989. *Do growth controls matter?: A review of empirical evidence on the effectiveness and efficiency of local government land use regulation*. Cambridge: Lincoln Institute Land Policy Lincoln Institute of Land Policy working papers, 68 p.

Fischel, W.A., 2001. *The homevoter hypothesis: How home values influence local government taxation, school finance, and land-use policies*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 344 p.

Fischel, W.A., 2004. An economic history of zoning and a cure for its exclusionary effects. *Urban Studies*, 41 (2): 317--340. http://dx.doi.org/10.1080/0042098032000165271

Fischel, W.A., 2015. The Politics and Economics of Metropolitan Sprawl. *Zoning Rules! The Economics of Land Use Regulation*. Cambridge, Mass: Lincoln Institute of Land Policy. http://papers.ssrn.com/sol3/Delivery.cfm/SSRN_ID2552918_code184559.pdf?abstractid=2552918&mirid=1

Geniaux, G.; Ay, J.S.; Napoleone, C., 2011. A spatial hedonic approach on land use change anticipations. *Journal of Regional Science*, 51 (5): 967-986. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.2011.00721.x

Geniaux, G.; Napoléone, C., 2011. Évaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Economie et statistique*, 444 (1): 181-199. http://dx.doi.org/10.3406/estat.2011.9650

Geniaux, G.; Napoléone, C.; Leroux, B., 2015. Les effets prix de l'offre foncière. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, mai (1): 273-320. http://dx.doi.org/10.3917/reru.151.0273

Geniaux, G.; Podjleski, C.; Leroux, B., 2009. Les données MAJIC et leur valorisation au service de l'observation foncière. *Etudes foncières*, 139: 28-32.

Gennaio, M.P.; Hersperger, A.M.; Bürgi, M., 2009. Containing urban sprawl-Evaluating effectiveness of urban growth boundaries set by the Swiss Land Use Plan. *Land Use Policy*, 26 (2): 224-232. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.02.010

Geshkov, M.V.; DeSalvo, J.S., 2012. The effect of land-use controls on the spatial size of us urbanized areas. *Journal of Regional Science*, 52 (4): 648-675. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9787.2012.00763.x

Glaeser, E.L.; Gyourko, J.; Saiz, A., 2008. Housing supply and housing bubbles. *Journal of Urban Economics*, 64 (2): 198-217. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2008.07.007

Gottlieb, P.D.; O'Donnell, A.; Rudel, T.; O'Neill, K.; McDermott, M., 2012. Determinants of local housing growth in a multi-jurisdictional region, along with a test for nonmarket zoning. *Journal of Housing Economics*, 21 (4): 296-309. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhe.2012.08.003

Guelton, S.; Leroux, B., 2016. La sur-taxation des terrains constructibles non bâtis. *Revue Foncière*, janvier-février (9): 29-33.

Gyourko, J.; Molloy, R., 2015. Chapter 19 - Regulation and Housing Supply. In: Gilles Duranton, J.V.H.; William, C.S., eds. *Handbook of Regional and Urban Economics*. Elsevier, 1289-1337. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-444-59531-7.00019-3

Halleux, J.M.; Marcinczak, S.; van der Krabben, E., 2012. The adaptive efficiency of land use planning measured by the control of urban sprawl. The cases of the Netherlands, Belgium and Poland. *Land Use Policy*, 29 (4): 887-898. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.01.008

Hilber, C.A.L.; Robert-Nicoud, F., 2007. *Homeownership and land use controls: a dynamic model with voting and lobbying*. London, UK: Geography and Environment Department, London School of Economics and Political Science, Research papers in environmental and spatial analysis, n° 119, 24 p. http://eprints.lse.ac.uk/4382/1/Homeownership_and_land_use_controls.pdf

Hilber, C.A.L.; Robert-Nicoud, F., 2013. On the origins of land use regulations: Theory and evidence from US metro areas. *Journal of Urban Economics*, 75: 29-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2012.10.002

Howell-Moroney, M., 2007. Studying the effects of the intensity of US state growth management approaches on land development outcomes. *Urban Studies*, 44 (11): 2163-2178. http://dx.doi.org/10.1080/00420980701518958

Ihlanfeldt, K.R., 2007. The effect of land use regulation on housing and land prices. *Journal of Urban Economics*, 61 (3): 420-435. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2006.09.003

Irwin, E.G.; Bockstael, N.E., 2004. Land use externalities, open space preservation, and urban sprawl. *Regional Science and Urban Economics*, 34 (6): 705-725. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2004.03.002

Jaeger, W.K.; Plantinga, A.J., 2007. *How have land-use regulations affected property values in Oregon?* Corvallis, Or: Oregon State University, Extension Service, Special Report 1077, 87 p. http://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/bitstream/handle/1957/8264/sr1077-e.pdf?sequence=4

Kline, J.D., 2005. Forest and farmland conservation effects of Oregon's (USA) land-use planning program. *Environmental Management*, 35 (4): 368-380. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-004-0054-5

Koomen, E.; Dekkers, J.; van Dijk, T., 2008. Open-space preservation in the Netherlands: Planning, practice and prospects. *Land Use Policy*, 25 (3): 361-377. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.09.004

Le Berre, I.; Maulpoix, A.; Theriault, M.; Gourmelon, F., 2016. A probabilistic model of residential urban development along the French Atlantic coast between 1968 and 2008. *Land Use Policy*, 50: 461-478. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.007

Leroux, B., 2010. *La planification spatiale aux prises avec le droit: le travail d'élaboration des schémas de cohérence territoriale*. Thèse de doctorat : Aménagement de l'espace, urbanisme. Paris Est.

Levesque, R., 2009. Pour une nouvelle politique foncière. *Déméter 2009 : Economie et stratégies agricoles*. 151-170. https://s1.membogo.com/company/CPYeQ23lLcPYvZ9GTj339cZ7/asset/files/pour_une_nouvelle_politique_fonciere.pdf

Longley, P.; Batty, M.; Shepherd, J.; Sadler, G., 1992. Do Green Belts Change the Shape of Urban Areas? A Preliminary Analysis of the Settlement Geography of South East England. *Regional Studies*, 26 (5): 437-452. http://dx.doi.org/10.1080/00343409212331347101

Martinetti, D.; Geniaux, G., 2017. Approximate likelihood estimation of spatial probit models. *Regional Science and Urban Economics*, 64 (Supplement C): 30-45. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166046217300546

Martinez, C., 2007. *Analyse du dispositif français des aires protégées au regard du Programme de travail «Aires protégées» de la Convention sur la diversité biologique. Etat des lieux et propositions d'actions*. Paris: Comité français de l'UICN, 92 p. http://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/09/UICN_France_-_aires_protegees_francaises_et_CDB.pdf

McLaughlin, R.B., 2012. Land use regulation: Where have we been, where are we going? *Cities*, 29 (Special Issue, supplement 1): S50-S55. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2011.12.002

McMillen, D.P.; McDonald, J.F., 1993. Could zoning have increased land values in Chicago. *Journal of Urban Economics*, 33 (2): 167-188. http://dx.doi.org/10.1006/juec.1993.1012

Melot, R.; Bransiecq, M., 2016. Règles d'urbanisme et choix politique: les observations de l'État sur les projets locaux. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, octobre (4): 767-798. http://dx.doi.org/10.3917/reru.164.0767

Merlin, P., 1995. *Les techniques de l'urbanisme*. Paris: Puf (*coll. "Que sais-je?"*), 127 p.

Mills, E.S., 2005. Why do we have urban density controls? *Real Estate Economics*, 33 (3): 571-585. http://dx.doi.org/10.1111/j.1540-6229.2005.00130.x

Müller, D.; Munroe, D.K., 2005. Tradeoffs between rural development policies and forest protection: Spatially explicit modeling in the Central Highlands of Vietnam. *Land Economics*, 81 (3): 412--425. http://dx.doi.org/10.3368/le.81.3.412

Munneke, H.J., 2005. Dynamics of the urban zoning structure: An empirical investigation of zoning change. *Journal of Urban Economics*, 58 (3): 455-473. http://dx.doi.org/10.1016/j.jue.2005.07.001

Nixon, D.V.; Newman, L., 2016. The efficacy and politics of farmland preservation through land use regulation: Changes in southwest British Columbia's Agricultural Land Reserve. *Land Use Policy*, 59: 227-240. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.004

Onsted, J.A.; Chowdhury, R.R., 2014. Does zoning matter? A comparative analysis of landscape change in Redland, Florida using cellular automata. *Landscape and Urban Planning*, 121: 1-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.007

Paulsen, K., 2013. The Effects of Growth Management on the Spatial Extent of Urban Development, Revisited. *Land Economics*, 89 (2): 193-210. http://dx.doi.org/10.3368/le.89.2.193

Pendall, R., 1999. Do land-use controls cause sprawl? *Environment and Planning B: Planning and Design*, 26 (4): 555-571. http://dx.doi.org/10.1068/b260555

Plantinga, A.J.; Miller, D.J., 2001. Agricultural land values and the value of rights to future land development. *Land Economics*, 77 (1): 56-67. http://dx.doi.org/10.2307/3146980

Pogodzinski, J.M.; Sass, T.R., 1991. Measuring the effects of municipal zoning regulations - A survey. *Urban Studies*, 28 (4): 597-621. http://dx.doi.org/10.1080/00420989120080681

Pogodzinski, J.M.; Sass, T.R., 1994. The theory and estimation of endogenous zoning. *Regional Science and Urban Economics*, 24 (5): 601-630. http://dx.doi.org/10.1016/0166-0462(94)02059-0

Quigley, J.; Rosenthal, L., 2005. The Effects of Land Use Regulation on the Price of Housing: What Do We Know? What Can We Learn? . *Cityscape: A Journal of Policy Development and Research*, 8 (1): 69-137.

Rolleston, B.S., 1987. Determinants of restrictive suburban zoning - An empirical-analysis. *Journal of Urban Economics*, 21 (1): 1-21. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(87)90019-2

Saiz, A., 2010. The geographic determinants of housing supply. *The Quarterly Journal of Economics*, 125 (3): 1253-1296. http://dx.doi.org/10.1162/qjec.2010.125.3.1253

Salanié, J.; Coisnon, T., 2016. *Environmental Zoning and Urban Development*. Paris: OECD Publishing, OECD Environment Working Papers, n°110, 41 p. http://dx.doi.org/10.1787/19970900

Schone, K.; Koch, W.; Baumont, C., 2013. Modeling local growth control decisions in a multi-city case: Do spatial interactions and lobbying efforts matter? *Public Choice*, 154 (1-2): 95-117. http://dx.doi.org/10.1007/s11127-011-9811-1

Silva, E.A.; Acheampong, R.A., 2015. *Developing an inventory and typology of land-use planning systems and policy instruments in oecd countries*. Paris: OECD Publishing, OECD Environment Working Papers, n°94, 51 p. http://dx.doi.org/10.1787/19970900

Solé-Ollé, A.; Viladecans-Marsal, E., 2012. Lobbying, political competition, and local land supply: Recent evidence from Spain. *Journal of Public Economics*, 96 (1-2): 10-19. http://dx.doi.org/10.1016/j.jpubeco.2011.08.001

Towe, C., 2010. Testing the Effect of Neighboring Open Space on Development Using Propensity Score Matching. *2010 Annual Meeting*. Denver, Colorado, July 25-27. Agricultural and Applied Economics Association, 39 p. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/61512/1/Towe_AAEA2010.pdf

Wallace, N.E., 1988. The market effects of zoning undeveloped land - Does zoning follow the market. *Journal of Urban Economics*, 23 (3): 307-326. http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(88)90021-6

Wassmer, R.W., 2006. The influence of local urban containment policies and statewide growth management on the size of united states urban areas. *Journal of Regional Science*, 46 (1): 25-65. http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-4146.2006.00432.x

Woo, M.; Guldmann, J.M., 2014. Urban containment policies and urban growth. *International Journal of Urban Sciences*, 18 (3): 309-326. http://dx.doi.org/10.1080/12265934.2014.893198

Wu, J.; Cho, S.H., 2007. The effect of local land use regulations on urban development in the Western United States. *Regional Science and Urban Economics*, 37 (1): 69-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2006.06.008

York, A.M.; Munroe, D.K., 2010. Urban encroachment, forest regrowth and land-use institutions: Does zoning matter? *Land Use Policy*, 27 (2): 471-479. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.06.007

Zabel, J.; Dalton, M., 2011. The impact of minimum lot size regulations on house prices in Eastern Massachusetts. *Regional Science and Urban Economics*, 41 (6): 571-583. http://dx.doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2011.06.002

5. Politiques agricoles et dynamiques territoriales de l'artificialisation

Abrantes, P.; Soulard, C.; Jarrige, F.; Laurens, L., 2010. Dynamiques urbaines et mutations des espaces agricoles en Languedoc-Roussillon (France). *CyberGeo*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.22869

Bertoni, D.; Cavicchioli, D., 2016. Farm succession, occupational choice and farm adaptation at the rural-urban interface: The case of Italian horticultural farms. *Land Use Policy*, 57: 739-748. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.002

Bittner, C.; Sofer, M., 2013. Land use changes in the rural–urban fringe: An Israeli case study. *Land Use Policy*, 33: 11-19. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.11.013

Breustedt, G.; Glauben, T., 2007. Driving Forces behind Exiting from Farming in Western Europe. *Journal of Agricultural Economics*, 58 (1): 115-127. http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2007.00082.x

Coisnon, T.; Oueslati, W.; Salanie, J., 2014. Spatial targeting of agri-environmental policy and urban development. *Ecological Economics*, 101: 33-42. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.013

Delattre, F.; Hauwuy, A.; Perron, L., 2005. The AOC label for Savoyard cheeses : past dynamics, achievements and challenges in the today's changing context (CAP, urban development). *Revue de géographie alpine*, 93 (4): 119-126. http://dx.doi.org/10.3406/rga.2005.2375

Glauben, T.; Tietje, H.; Weiss, C., 2006. Agriculture on the move: Exploring regional differences in farm exit rates in Western Germany. *Jahrbuch für Regionalwissenschaft*, 26 (1): 103-118. http://dx.doi.org/10.1007/s10037-004-0062-1

Grădinaru, S.R.; Iojă, C.I.; Onose, D.A.; Gavrilidis, A.A.; Pătru-Stupariu, I.; Kienast, F.; Hersperger, A.M., 2015. Land abandonment as a precursor of built-up development at the sprawling periphery of former socialist cities. *Ecological Indicators*, 57: 305-313. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.009

Hauwuy, A.; Delattre, F.; Roybin, D.; Coulon, J.B., 2006. Conséquences de la présence de filières fromagères bénéficiant d'une Indication Géographique sur l'activité agricole des zones considérées : l'exemple des Alpes du Nord. *Productions Animales*, 19 (5): 371-379.

Hinojosa, L.; Napoleone, C.; Moulery, M.; Lambin, E.F., 2016. The "mountain effect" in the abandonment of grasslands: Insights from the French Southern Alps. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 115-124. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.032

Izumi, B.T.; Wynne Wright, D.; Hamm, M.W., 2010. Market diversification and social benefits: Motivations of farmers participating in farm to school programs. *Journal of Rural Studies*, 26 (4): 374-382. http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2010.02.002

James, S.W., 2016. Beyond 'local' food: how supermarkets and consumer choice affect the economic viability of small-scale family farms in Sydney, Australia. *Area*, 48 (1): 103-110. http://dx.doi.org/10.1111/area.12243

Kazukauskas, A.; Newman, C.; Clancy, D.; Sauer, J., 2013. Disinvestment, Farm Size, and Gradual Farm Exit: The Impact of Subsidy Decoupling in a European Context. *American Journal of Agricultural Economics*, 95 (5): 1068-1087. http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat048

Kornfeld, D., 2014. Bringing Good Food In. *Journal of Urban History*, 40 (2): 345-356. http://dx.doi.org/10.1177/0096144213510162

Lange, A.; Piorr, A.; Siebert, R.; Zasada, I., 2013. Spatial differentiation of farm diversification: How rural attractiveness and vicinity to cities determine farm households' response to the CAP. *Land Use Policy*, 31: 136-144. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.010

Lasanta, T.; Arnáez, J.; Pascual, N.; Ruiz-Flaño, P.; Errea, M.P.; Lana-Renault, N., 2017. Space–time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*, 149: 810-823. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.024

MacDonald, D.; Crabtree, J.R.; Wiesinger, G.; Dax, T.; Stamou, N.; Fleury, P.; Gutierrez Lazpita, J.; Gibon, A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59 (1): 47-69. http://dx.doi.org/10.1006/jema.1999.0335

Madeline, P., 2006. L'évolution du bâti agricole en France métropolitaine: un indice des mutations agricoles et rurales. *L'information géographique*, 70 (3): 33-49.

McGranahan, D.A.; Brown, P.W.; Schulte, L.A.; Tyndall, J.C., 2015. Associating conservation/production patterns in US farm policy with agricultural land-use in three Iowa, USA townships, 1933–2002. *Land Use Policy*, 45: 76-85. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.002

Mishra, A.K.; Fannin, J.M.; Joo, H., 2014. Off-Farm Work, Intensity of Government Payments, and Farm Exits: Evidence from a National Survey in the United States. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 62 (2): 283-306. http://dx.doi.org/10.1111/cjag.12027

Morgan, K.; Sonnino, R., 2010. The urban foodscape: world cities and the new food equation. *Cambridge Journal of Regions, Economy and Society*, 3 (2): 209-224. http://dx.doi.org/10.1093/cjres/rsq007

Nainggolan, D.; de Vente, J.; Boix-Fayos, C.; Termansen, M.; Hubacek, K.; Reed, M.S., 2012. Afforestation, agricultural abandonment and intensification: Competing trajectories in semi-arid Mediterranean agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159: 90-104. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.023

Newman, L.; Powell, L.J.; Wittman, H., 2015. Landscapes of food production in agriburbia: Farmland protection and local food movements in British Columbia. *Journal of Rural Studies*, 39: 99-110. http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2015.03.006

Osawa, T.; Kohyama, K.; Mitsuhashi, H., 2016. Multiple factors drive regional agricultural abandonment. *Sci Total Environ*, 542 (Pt A): 478-83. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.067

Paül, V.; McKenzie, F.H., 2013. Peri-urban farmland conservation and development of alternative food networks: Insights from a case-study area in metropolitan Barcelona (Catalonia, Spain). *Land Use Policy*, 30 (1): 94-105. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.02.009

Péres, S., 2009. La résistance des espaces viticoles à l'extension urbaine Le cas du vignoble de Bordeaux. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, janvier (1): 155. http://dx.doi.org/10.3917/reru.091.0155

Perrin, C., 2013. Regulation of Farmland Conversion on the Urban Fringe: From Land-Use Planning to Food Strategies. Insight into Two Case Studies in Provence and Tuscany. *International Planning Studies*, 18 (1): 21-36. http://dx.doi.org/10.1080/13563475.2013.750943

Primdahl, J., 2014. Agricultural Landscape Sustainability under Pressure: Policy Developments and Landscape Change. *Landscape Research*, 39 (2): 123-140. http://dx.doi.org/10.1080/01426397.2014.891726

Qiu, F.; Laliberté, L.; Swallow, B.; Jeffrey, S., 2015. Impacts of fragmentation and neighbor influences on farmland conversion: A case study of the Edmonton-Calgary Corridor, Canada. *Land Use Policy*, 48: 482-494. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.06.024

Raggi, M.; Sardonini, L.; Viaggi, D., 2013. The effects of the Common Agricultural Policy on exit strategies and land re-allocation. *Land Use Policy*, 31: 114-125. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.12.009

Recasens, X.; Alfranca, O.; Maldonado, L., 2016. The adaptation of urban farms to cities: The case of the Alella wine region within the Barcelona Metropolitan Region. *Land Use Policy*, 56: 158-168. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.023

Renwick, A.; Jansson, T.; Verburg, P.H.; Revoredo-Giha, C.; Britz, W.; Gocht, A.; McCracken, D., 2013. Policy reform and agricultural land abandonment in the EU. *Land Use Policy*, 30 (1): 446-457. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.005

Rocha, C.; Burlandy, L.; Maluf, R., 2012. Small farms and sustainable rural development for food security: The Brazilian experience. *Development Southern Africa*, 29 (4): 519-529. http://dx.doi.org/10.1080/0376835x.2012.715438

Rogge, E.; Kerselaers, E.; Prové, C., 2016. Envisioning Opportunities for Agriculture in Peri-Urban Areas. 161-189. http://dx.doi.org/10.1108/s1057-192220160000023008

Simpson, J.W.; Boerner, R.E.J.; DeMers, M.N.; Berns, L.A.; Artigas, F.J.; Silva, A., 1994. Forty-eight years of landscape change on two contiguous Ohio landscapes. *Landscape Ecology*, 9 (4): 261-270. http://dx.doi.org/10.1007/bf00129237

Soares, P.; Davo-Blanes, M.C.; Martinelli, S.S.; Melgarejo, L.; Cavalli, S.B., 2017. The effect of new purchase criteria on food procurement for the Brazilian school feeding program. *Appetite*, 108: 288-294. http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2016.10.016

Sonnino, R., 2016. The new geography of food security: exploring the potential of urban food strategies. *The Geographical Journal*, 182 (2): 190-200. http://dx.doi.org/10.1111/geoj.12129

Strijker, D., 2005. Marginal lands in Europe - causes of decline. *Basic and Applied Ecology*, 6 (2): 99-106. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.001

Trubins, R., 2013. Land-use change in southern Sweden: Before and after decoupling. *Land Use Policy*, 33: 161-169. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.018

Vallianatos, M.; Gottlieb, R.; Haase, M.A., 2004. Farm-to-School: Strategies for Urban Health, Combating Sprawl, and Establishing a Community Food Systems Approach. *Journal of Planning Education and Research*, 23 (4): 414-423. http://dx.doi.org/10.1177/0739456x04264765

van Vliet, J.; de Groot, H.L.F.; Rietveld, P.; Verburg, P.H., 2015. Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 133: 24-36. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.001

Wästfelt, A.; Zhang, Q., 2016. Reclaiming localisation for revitalising agriculture: A case study of peri-urban agricultural change in Gothenburg, Sweden. *Journal of Rural Studies*, 47: 172-185. http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.07.013

Zasada, I.; Fertner, C.; Piorr, A.; Nielsen, T.S., 2011. Peri-urbanisation and multifunctional adaptation of agriculture around Copenhagen. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, 111 (1): 59-72. http://dx.doi.org/10.1080/00167223.2011.10669522

Chapitre 2. Qualité physico-chimique des sols artificialisés

Auteurs : Sophie Cornu (coord.), Cécile Delolme (coord.), Laure Beaudet-Vidal, Catherine Keller, Christophe Schwartz

1. Introduction

1.1. La caractérisation des sols artificialisés : une approche encore très récente

En Europe, la surface occupée par les villes a augmenté de 78% depuis 1950. On estime que 2,3% du territoire européen est imperméabilisé, ce qui représente l'équivalent de 200 m^2 par citoyen (European Union, 2012).

La caractérisation physico-chimique des sols artificialisés croise des approches provenant principalement de la pédologie, de la géotechnique et de la géochimie. Les sols articialisés étudiés par ces disciplines peuvent être regroupés en grandes catégories en fonction des usages dont ils sont le support. Ce sont les SUITMA *(Soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas)* définis comme tels en 1998 par l'IUSS (the International Union od Soil Sciences) qui présentent différents degrés d'artificialisation. Les propriétés physiques et physico-chimiques de ces sols sont étudiées depuis un peu plus de 25 ans et les connaissances sont donc encore récentes, peu consolidées et généralisées. Préalablement, les sols en milieu urbanisés étaient principalement la préoccupation des géotechniciens avec des caractérisations essentiellement axées sur leurs propriétés mécaniques et physiques et leurs capacités à répondre à des exigences techniques (*e.g.* stabilités mécaniques, résistance à la compression, perméabilité/imperméabilité). Les sols miniers, quant à eux, étaient principalement considérés par rapport à leurs propriétés géochimiques et l'extractabilité des éléments minéraux recherchés.

Le déclin de l'activité industrielle et minière en Europe a laissé en héritage de nombreux sites pollués à gérer (années 1990) et a permis la prise de conscience des risques sanitaires et environnementaux associés aux sols qui sont des intégrateurs des activités humaines de surface. Ces sols ont donc été caractérisés quasi exclusivement par rapport aux risques de contamination de l'environnement et des risques sanitaires qu'ils pouvaient présenter, avec un focus sur les sites miniers et les sites industriels. Parallèlement, le développement de l'hydrologie urbaine a conduit à reconsidérer le rôle essentiel des sols en milieu urbain dans la gestion du cycle de l'eau et des matières en suspensions et polluants associés. Les caractérisations développées par rapport à ces différentes préoccupations ont été centrées presque uniquement sur les mesures de concentrations en éléments traces (métalliques et organiques), à partir de méthodes de prélèvements et de mesures empruntées à la géochimie de l'environnement ou à la science du sol avec peu de prise en compte de la spécificité des horizons étudiés (*e.g.* hétérogénéité spatiale, mélanges d'éléments technogéniques et naturels).

La recherche bibliographique a permis de constituer un corpus de 44 références portant sur les caractéristiques pédologiques et physico-chimiques des différents SUITMA (Tableau A1 en annexe). Son analyse montre que les approches pédologiques associées à des sols miniers ont débuté dans les années 1990, suite à l'abandon des sites miniers et à la nécessité de les restaurer. L'analyse pédologique des autres types de sols artificialisés est plus tardive : elle débute au milieu des années 1990 pour les sols urbains, et pas avant 2005 pour les sols industriels pour lesquels le nombre d'étude reste restreint (Figure 1). Ces études portent rarement sur des sites français, en revanche, prêt d'un tiers d'entre elles sont réalisées sur des sites européens quel que soit le mode d'artificialisation considéré. L'Asie du Sud Est et les Etats-Unis sont fortement étudiés pour les sols des infrastructures de transport et des zones récréatives d'une part et les zones urbaines et minières d'autre part (Figure 2).

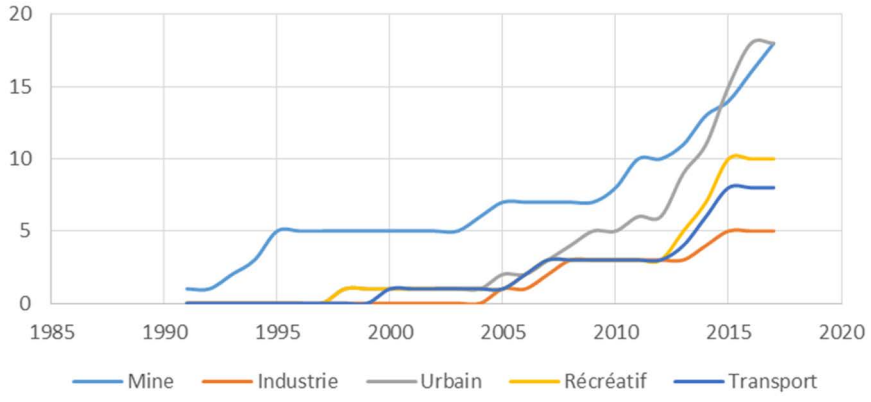


Figure 1. Nombre cumulé depuis 1990 des études sur les caractéristiques pédologiques et physico-chimiques des différents SUITMA. Analyse portant sur 44 articles (listés dans le Tableau A1 en annexe)

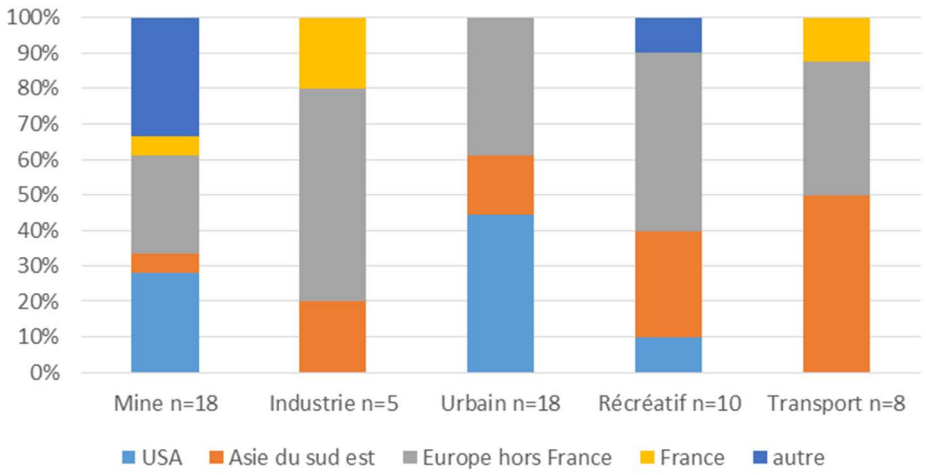


Figure 2. Distribution géographique des études sur les paramètres pédologiques pour différents modes d'artificialisation des sols. Analyse portant sur 44 articles (listés dans le Tableau A1 en annexe)

Depuis 10 ans maintenant, les approches pluridisciplinaires sont plus largement développées. Les sciences du sol (physique, chimie, écologie des sols) se sont emparées de l'étude de ces interfaces artificialisées, la géochimie urbaine se développe, devient une discipline à part entière et fait l'objet de sessions spécifiques dans des congrès de géosciences internationaux. Il existe même le congrès bisannuel SUITMA-IUSS dédié exclusivement à ces sols. Les fonctions des sols en milieu artificialisés sont identifiées et doivent donc être garanties : cycle de l'eau, filtre et échange des polluants, stockage de carbone, production de biomasse végétale, support de biodiversité en particulier au sein des trames vertes. La production scientifique a donc évolué dans ce sens ces dernières années mais est encore peu développée sur certains thèmes.

1.2. Traitement du corpus bibliographique

Le corpus issu de l'interrogation des bases de données bibliographiques internationales comportait, après élimination des articles associés à des thématiques traitées par d'autres groupes d'experts de l'ESCo, 246 références, qui ont été réparties auprès des 5 experts suivant des thématiques définies par le groupe en fonction des compétences de chacun. Ces sous-corpus ont ensuite été enrichis par chacun des experts par des recherches complémentaires. Le corpus final analysé contient 343 réferences.

Le groupe a convenu de la nécessité de ne pas présenter la synthèse des connaissances sur les propriétés physico-chimiques des sols artificialisés suivant les différents types d'usages (*e.g.* urbains, industriels, miniers, routiers, jardins), mais plutôt suivant différents axes transversaux et propose de :

1- faire une typologie des sols artificialisés suivant le niveau d'impact des activités humaines et la proportion de matériaux technogéniques,

2- regrouper les connaissances sur les caractéristiques et propriétés en lien avec les principales fonctions des sols,

3- analyser les indicateurs de la qualité des sols artificialisés,

4- explorer la potentielle réversibilité de l'artificialisation.

2. Typologie des sols artificialisés et classification

2.1. Préambule

« Selon Eurostat, les sols artificialisés recouvrent les sols bâtis et les sols revêtus et stabilisés (routes, voies ferrées, parkings, chemins...) ». Le ministère de l'Agriculture en France retient une définition plus large, qui recouvre également d'autres « sols artificialisés », comme les chantiers, les terrains vagues, et les espaces végétalisés artificiels. L'artificialisation correspond à un changement d'utilisation, laquelle n'est pas nécessairement irréversible. L'artificialisation du territoire a des conséquences sur la nature. Elle engendre une perte de ressources en sol pour l'usage agricole et pour les espaces naturels. Elle imperméabilise certains sols, ce qui accroît la vulnérabilité aux inondations, et a également un impact sur la biodiversité. Dans l'idéal, il faudrait disposer d'un indicateur qui puisse synthétiser les caractéristiques locales de l'artificialisation. Les dommages occasionnés par l'artificialisation sont en effet très différents, selon qu'elle soit émiettée ou continue, et selon le contexte environnemental.

Ce constat sous-entend que la couverture pédologique est continue sur les territoires et que les sols sont le support de différents usages souvent très contrastés. Au-delà des milieux forestiers et agricoles, les sols sont également présents dans des zones urbaines et industrielles, réalité loin d'être communément admise il y a encore quelques décennies. Il apparaît alors la nécessité de décrire les méthodes et les approches qui permettent de spécifier les gradients d'artificialisation des sols, quels que soient les usages, au sein d'un gradient d'anthropisation.

Une question majeure est celle de la typologie des sols artificialisés. Développer un langage commun qui permette de décrire les sols artificialisés est en effet un enjeu fort, en particulier si l'objectif est d'associer à des types de sols présentant des caractéristiques communes, des fonctions, voire des services écosystémiques potentiellement rendus. Historiquement et depuis le début du XIXe siècle, les sols artificialisés ont été très majoritairement décrits et classés suivant les usages dont ils sont le support. Les premiers sols urbains décrits de manière plus approfondie étaient d'ailleurs les Hortisols destinés à de la production alimentaire dans des jardins potagers urbains. Jusqu'à aujourd'hui, l'essentiel des travaux de recherche font alors mention des usages des sols en les qualifiant de sols urbains, industriels ou encore péri-urbains et plus récemment de SUITMA (soils of urban, industrial, trafic, mining and miltary areas). Cette manière de présenter les sols artificialisés reste dominante dans la littérature scientifique et ne peut de toute évidence pas décrire les sols artificialisés sans aboutir à des *a priori* ou à des généralisations abusives quant à la qualité des sols en lien avec des usages donnés. Eu égard à la très forte hétérogénéité de genèse, de constitution et d'évolution des sols très anthropisés, il est bien évident que tous les sols urbains ou tous les sols industriels ne peuvent se résumer à des valeurs moyennes d'état des sols de chacun de ces groupes. Certains sols urbains ont en effet des caractéristiques de sols agricoles ou forestiers (*e.g.* sols urbains pseudo-naturels) alors que certains sols forestiers ou agricoles peuvent présenter les caractéristiques de sols urbains ou industriels (*e.g.* sols forestiers de zones de conflits). Tout n'est que question de variabilité des propriétés des SUITMA dont nous n'avons pas encore la pleine mesure.

Ce n'est que depuis une quinzaine d'années que des référentiels des sols fortement anthropisés émergent aux échelles nationales et internationale et que la recherche s'attache à produire des éléments d'observation, de description et de caractérisation plus précis des sols artificialisés qui permettent d'affiner leur classification et de proposer des référentiels. Il demeure que dans les territoires artificialisés, la dénomination des sols selon un référentiel reconnu au niveau international n'est pas chose acquise. Pour preuve, il n'existe quasiment pas de cartes des sols en dehors des territoires agricoles et forestiers. Il est alors utile de faire un état des lieux des principales approches en terme de typologie, référentiel et classification des sols artificialisés résultant de l'effet plus ou moins intense d'activités humaines contrastées sur des « sols naturels ».

2.2. Spécificité des sols artificialisés

Dans les approches pédologiques « traditionnelles » qui se sont historiquement attachées à décrire la diversité des sols forestiers, un sol résulte de l'évolution de la roche mère sous l'influence du climat, du couvert végétal et de conditions topographiques données. La pédogenèse repose sur trois processus fondamentaux que sont l'altération, le transport et l'accumulation de matériaux. Interface entre la biosphère et la géosphère, le sol est alors constitué de différentes couches ou horizons constitués d'associations organo-minérales complexes. Ces sols remplissent les fonctions essentielles de support des plantes et de la biodiversité en général, de réservoir en eau et en éléments nutritifs (filtre et échanges). Si des conditions climatiques contrastées, des roches mères et des situations topographiques variées conduisent à une diversité très large et bien décrite des « sols naturels », des questionnements scientifiques récents visent à savoir si les sols artificialisés échappent à cette analyse ou non ?

2.2.1. Evolution des sols : l'approche urbaine, industrielle et minière

Dans les sols artificialisés, on distingue deux grandes classes de natures différentes : des sols en place, qui subissent les conséquences de l'artificialisation (ex : dépôts atmosphériques ou *via* les écoulements d'éléments traces métalliques, ETM) et des sols qui ont été modifiés par l'Homme qui vient se surimposer aux autres facteurs déterminants de la pédogenèse naturelle des sols (roche mère, climat…). A l'évidence, pour ces derniers, la caractéristique fondamentale qui les distingue des autres sols est l'influence marquée et prédominante du facteur « Homme » par rapport aux autres facteurs classiquement décrits. Les activités humaines vont agir sur la nature des roches mères ou plus justement des substrats des sols urbains (souvant constitués de matériaux téchnogéniques) et sur leur évolution pédogénétique. L'acteur principal des premiers stades de la formation des sols urbains est ainsi l'Homme qui (1) transforme (altération), par mélange, compactage ou aération des couches de matériaux, (2) excave (transport) les matériaux des sols conduisant à leur tronquage partiel ou total et (3) apporte (accumulation) des matériaux exogènes terreux ou technogéniques (minéraux, gravats, divers déchets par exemple). La cinétique des transformations et de l'évolution des matériaux sous l'influence humaine est très rapide.

2.2.2. Complexité de la pédologie urbaine

La pédogénèse des sols aboutit progressivement à la différenciation du sol en horizons ce qui se traduit par l'appauvrissement ou l'accumulation relative de composants comme la matière organique, les argiles, les carbonates ou les oxydes (Scholtus, 2003). Un sol est ainsi constitué de différentes couches architecturées, appelées horizons, eux-mêmes constitués d'associations organo-minérales complexes à l'origine d'une structure plus ou moins poreuse, permettant la circulation de gaz

et de la solution du sol. Les sols subissent des processus pédogénétiques eux-mêmes déterminés par les facteurs écologiques. Compte tenu de l'évolution permanente des facteurs écologiques, ces mécanismes réactionnels sont bien entendus dynamiques. Leurs cinétiques dépendent directement des interactions entre le sol et son environnement, c'est à dire des moteurs de cette évolution : nature des matériaux parents, climat, végétation, faune, micro-organismes, position topographique.

En ce qui concerne les sols artificialisés, comme mentionné précédemment, on observe deux grandes classes de natures différentes : des sols en place, qui subissent les conséquences de l'artificialisation et des sols qui ont été modifiés pour lesquels le facteur pédogénétique prédominant est l'Homme. En effet, étant très souvent construites sur leurs propres déchets, les villes, et les activités industrielles associées, se sont développées sur des dépôts successifs, témoins des activités humaines passées. Par analogie avec des contextes naturels, nous sommes en quelque sorte en présence de dépôts de matériaux sédimentaires (Zalasiewicz *et al.*, 2017). Chaque type de matériau correspond à un sol urbain, généralement peu évolué mais marqué par l'activité de l'homme et qui a été ensuite recouvert par des matériaux nouveaux, exogènes. Ainsi, un sol urbain peut être apparenté à un sol polycyclique, qui correspond dans ce cas à une superposition d'un ensemble de sols jeunes, parfois peu évolués. L'exhaussement des villes qui se construisent sur des résidus des activités humaines induit alors des processus synlithogéniques de formation des sols. Cette forme de pédogenèse est typique des sols artificialisés (urbains et industriels) et ne se retrouve en milieu naturel que pour des sols alluviaux, colluviaux ou volcaniques. Les sols artificialisés, comme les sols naturels sont soumis à une pédogénèse sous l'influence de facteurs environnementaux. Aux facteurs naturels (la nature de matériaux parents, le climat, le temps, l'érosion, l'accumulation de matériaux et la végétation) vient se rajouter le facteur anthropique (Huot *et al.*, 2017). Le facteur humain est devenu prépondérant dans la pédogénèse de nombreux sols et pas uniquement en milieu artificialisé. En effet, dans les sols agricoles les processus anthropo-pédogénétiques (fort travail du sol, fertilisation, irrigation, apports de matières exogènes) interfèrent fortement dans les processus naturels. Dans les sols artificialisés, l'action de l'homme peut être alors considérée comme le facteur principal de la pédogénèse puisque par ses actions il détermine ou influence (i) la nature des matériaux parents, le mode de mise en place (*e.g.* sol imperméabilisé, Kida et Kawahigashi (2015), (ii) le microclimat avec une élévation de la température du sol (Scalenghe et Marsan, 2009), (iii) l'abondance, la diversité et l'activité des micro-organismes du sol en modifiant notamment les paramètres chimiques et physiques qui inhibent le développement des organismes du sol (Burghardt, 1994 ; Neel *et al.*, 2003) et (iv) la topographie donc les risque d'érosion (Echevarria et Morel, 2015).

Les principaux phénomènes opérant dans les sols urbains sont alors le transport et le dépôt de matériaux sur des périodes plus ou moins longues, les mélanges de matériaux technogéniques ou non et l'imperméabilisation. La nature et le mode de dépôt des matériaux parents vont alors conditionner les processus d'altération de ces sols artificialisés. Après le dépôt ou l'incorporation des matériaux technogéniques, on observe une rapide différentiation de couches (Leguédois *et al.*, 2016; Séré *et al.*, 2010). Leguédois *et al.* (2016) ont montré que les processus pédogénétiques observés et mesurés dans les sols artificialisés sont similaires à ceux des autres sols avec cependant des caractéristiques particulières :

- une cinétique rapide des réactions physiques, chimiques et biologiques due principalement à un déséquilibre fort entre les matériaux parents anthropiques et leur environnement. Les variations de pH et les conditions redox sont très fluctuantes et provoquent par exemple des mobilisations, transports ou précipitation des oxydes de fer et manganèse en concrétions, films ou couches dures (*e.g.* dépôts de fer industriel, (Huot *et al.*, 2014). Un pH acide favorise la dissolution et le lessivage des carbonates qui peuvent former dans un deuxième temps après une précipitation de la calcite des croûtes ou revêtements (Bragina et Gerasimova, 2014 ; Huot *et al.*, 2014).
- des réactions simultanées d'altération des constituants minéraux du sol construit sans analogie dans les sols naturels (par exemple coexistence de réactions de décarbonatation et de dissolution de phases de gypse). Les transports de particules fines et le lessivage des fractions solubles sont très fréquents même sous des surfaces imperméabilisées (Kida et Kawahigashi, 2015). Dans les sols artificialisés, on observe souvent, au cours des cinq premières années, une accumulation en surface de la matière organique, liée à la présence de végétation (Šourková *et al.*, 2005 ; Wessolek *et al.*, 2011). La matière organique peut aussi s'accumuler en profondeur lors de la mise en place de couche organo-minérale. La structuration du sol par les agrégats et la porosité évoluent au cours du temps sous l'action des sollicitations mécaniques (compaction) et de l'activité biologique des racines et de la faune (Bouzouidja *et al.*, 2016; Jangorzo *et al.*, 2013). La stabilité des agrégats formés par les mélanges de matières minérales et organiques provenant souvent de déchets urbains dépend fortement du type de matière organique sélectionnée (Grosbellet *et al.*, 2011 ; Vidal-Beaudet *et al.*, 2016).

Les sols artificialisés contemporains, interfaces actuelles entre lithosphère et biosphère, présentent alors des caractéristiques très contrastées (latéralement et verticalement) en fonction de l'âge du site, des successions d'usages dont ils sont le support, de l'intensité des apports de matériaux technogéniques et des procédés de « génie pédologique » parfois mis en œuvre pour leur donner de nouvelles fonctions ou restaurer des fonctions perdues.

2.3. Sols artificialisés et développement d'une typologie partagée : l'exemple des sols urbains

La problématique de typologie des sols artificialisés porte sur les sols pour lesquels le facteur pédologique principal est l'homme, et ne concerne pas les sols dont le profil naturel est conservé et qui sont décrits par des classifications déjà

existantes. Des exemples sont choisis permettant d'illustrer la problématique des sols urbains et de montrer l'intérêt pour le pédologue et, plus généralement, l'agronome, aux côtés des autres acteurs du fonctionnement urbain, de s'investir dans ces milieux afin de mettre à disposition des gestionnaires (i) une typologie commune qui permette de parler d'objets, (ii) une approche intégrant plus fortement la biologie.

Cinétiques d'évolution des sols dans les zones urbaines - Les technologies mises en œuvre par l'Homme lui permettent d'opérer des transformations extrêmement rapides de son milieu. La construction d'une maison d'habitation, par exemple, ne nécessite que quelques semaines qui conduisent à un changement radical et irréversible de la nature des matériaux et, par conséquent, du sol. Dans ces opérations de génie civil, la nature du sol actuel et celle du sol qui va en résulter sont cependant rarement prises en compte. Il y a souvent inversion des horizons, mélange et apport de matériaux de construction divers (plâtre, plastiques, métaux), et parfois même de matériaux provenant d'autres sites aux propriétés souvent mal connues.

Hétérogénéité des sols urbains - Une difficulté importante et majeure à lever dans le futur pour une étude valable des sols urbains est leur très grande hétérogénéité tant horizontale que verticale. En effet, le sol urbain montre des contrastes forts avec le sol naturel par une disposition non nécessairement horizontale des horizons ou plus exactement couches. De plus, au sein d'un même horizon, l'hétérogénéité est considérable. Alors la notion de terre, matériau constitutif de l'horizon, prend un sens différent. Ceci pose des questions méthodologiques cruciales au pédologue : Quel profil observer ? Quelle longueur ? Quelle profondeur ? Quel volume de terre pour constituer un échantillon représentatif ? De plus, cette hétérogénéité varie très rapidement sous l'influence des activités humaines. Contrairement aux périodes anciennes de construction ou de reconstruction des villes durant lesquelles les moyens ne permettaient pas aux matériaux de couvrir de longues distances, les remblais sont aujourd'hui assurés par des matériaux de toutes sortes ayant des origines diverses et quelques fois très lointaines. Cette situation rend très complexe une interprétation à partir de l'observation d'un profil.

Localisation des pollutions dans les profils - Les sols urbains recèlent des indices de l'histoire des villes et contiennent localement ou de façon dispersée des déchets et des substances minérales ou organiques à caractère polluant. Sous l'influence des actions anthropiques et de l'évolution pédogénétique des sols, ces pollutions peuvent évoluer rapidement et s'avérer dangereuses pour la santé humaine et les ressources naturelles. Leur localisation, identification et évolution (potentialité de transformation et de transfert) doivent faire l'objet d'investigations approfondies.

Obstacles à l'implantation de végétaux - L'installation de l'arbre dans la ville, l'aménagement de parcs et jardins, le développement des pratiques d'agriculture urbaine posent le problème de l'aptitude des sols urbains à l'implantation et au développement des végétaux. Dans le cas d'espèces ligneuses, la pérennité est un critère essentiel. Elle va dépendre beaucoup des propriétés du support. Celui-ci, par ses propriétés peut favoriser ou, au contraire, limiter l'enracinement. Dans le cas des espèces potagères consommées, la biodisponibilité des polluants des sols urbains sera un facteur clé du diagnostic des risques de transferts dans la chaîne alimentaire.

2.4. La prise en compte des sols artificialisés dans les classifications

Les modes de formation et d'évolution des sols artificialisés (SUITMA) pour lesquels le facteur pédologique principal est l'homme et leurs caractéristiques particulières les distinguent des sols traditionnellement étudiés et qualifiés de « plus naturels », comme les sols forestiers ou agricoles. Cette distinction est reconnue dans des classifications nationales et internationales des sols, parfois dans des groupes de premier rang. Une classification morphogénétique n'a pas réellement été développée pour les sols artificialisés qui ne font alors pas l'objet de classifications hiérarchisées. Ce sont plutôt des référentiels pédologiques qui sont proposés. Nous allons essentiellement traiter du RPF (Référentiel Pédologique Français) et de la WRBSR (World Reference Base for Soil Resources), pour lesquels on reste toutefois dans un mode de pensée morphogénétique.

2.4.1. L'approche française

« Le Référentiel Pédologique Français (RPF) » n'est pas une classification. Ses auteurs ont cherché à établir une typologie qui soit à la fois scientifique et pragmatique, précise et souple, et qui ne comporte que deux catégories : les références et les types, subdivisions d'une référence par adjonction d'un ou plusieurs qualificatifs. Cette typologie tient compte : de la morphologie des solums ; des propriétés de comportement et de fonctionnement ; des processus pédogénétiques. La morphologie des solums (au sens large, incluant aussi par exemple les données analytiques et minéralogiques) constitue la base essentielle sur laquelle se fonde le rattachement des solums aux références, en privilégiant cependant les caractères qui jouent un rôle majeur vis-à-vis des comportements et fonctionnements (*e.g.* textures, épaisseurs, différenciations structurales). Les propriétés de comportement (agronomiques, sylvicoles, géotechniques) et de fonctionnement (*e.g* régimes, fonctionnements hydrique, structural) ont été prises en compte le plus possible pour distinguer et définir les références. Les processus pédogénétiques ont été présentés lorsqu'ils sont suffisamment bien connus. Ils constituent le cadre idéal pour l'interprétation générale des solums et des pédopaysages. En effet, dans certains cas, la morphologie et les propriétés actuelles des sols découlent étroitement de l'action de la pédogenèse. Dans d'autres cas, au contraire, l'évolution pédogénétique est encore modeste et le solum reflète surtout les propriétés de la roche-mère (héritage). Lorsque l'on sait que plusieurs cycles de pédogenèse se sont succédés, priorité sera donnée aux évolutions les plus récentes ».

Dans le RPF, les auteurs regroupent sous le vocable d'Anthroposols, les sols d'origine naturelle tellement transformés par des processus anthropo-génétiques que le solum originel n'est plus reconnaissable ou bien a acquis de nouvelles morphologies et propriétés qui ne permettent plus son rattachement à d'autres références (Anthroposols transformés) et des sols au sens plus large entièrement fabriqués par l'Homme, suite à des apports de matériaux artificiels (Anthroposols artificiels) ou terreux (Anthroposols reconstitués). Dans sa dernière édition, le RPF englobe aussi la notion d'Anthroposol construit par l'Homme, à partir de matériaux techniques. Toute une série de qualificatifs relatifs à l'anthropisation sont utilisés pour préciser et compléter les trois références ainsi distinguées. Il est également fait appel à ces qualificatifs pour désigner des sols moins anthropisés et rattachés à d'autres références. A noter que le projet WRB 2006 (*cf.* paragraphe suivant) concernant les sols très anthropisés allait dans le même sens, les Technosols regroupant en première approximation les Anthroposols artificiels et reconstitués.

2.4.2. Quelle prise en compte des sols urbains et quelle classification au niveau international ?

Le WRBSR (World Reference Base for Soil Resources) (IUSS Working Group et WRB, 2006) est un référentiel international destiné à harmoniser et coordonner entre elles les classifications existantes. Il n'a donc pas pour but de proposer une classification très détaillée jusqu'au niveau le plus bas, mais au contraire de fournir un cadre admissible par tous en déterminant et quantifiant les critères clés. La WRBSR propose une vision large des sols à travers les Anthrosols et surtout la création d'un nouveau groupe de référence, les Technosols (IUSS Working Group et WRB, 2006; Lehman, 2006 ; Rossiter, 2004 ; 2005). Cette proposition a émergé de plusieurs travaux mettant en évidence, d'une part la nécessité de prendre en considération les surfaces fortement modifiées par l'Homme, d'autre part la position privilégiée des pédologues pour étudier ces objets dont le fonctionnement, les propriétés et l'évolution sont proches des sols.

Le concept d'Anthrosol est repris avec quelques modifications dans la base mondiale de référence et constitue l'un des trente groupes majeurs distingués. Le terme d'Anthrosol a été introduit dans la légende de la carte mondiale des sols pour désigner les sols dans lesquels les activités humaines ont causé de profondes modifications aux horizons originels ou les ont enfouis ; par exemple enlèvement ou perturbation des horizons de surface, déblais ou remblais, apports séculaires de matières organiques, irrigation de longue durée. Les Anthrosols ont ainsi été subdivisés en quatre unités pédologiques principales définies à partir de propriétés ou horizons diagnostiques : (1) les Anthrosols ariques qui présentent des restes d'horizons diagnostiques disloqués par des labours profonds ; (2) les Anthrosols cumuliques qui présentent une accumulation de sédiments fins de plus de 50 cm d'épaisseur résultant d'une irrigation de longue durée ou du rehaussement artificiel de la surface du sol ; (3) les Anthrosols fimiques qui possèdent un horizon fimique c'est à dire un horizon diagnostique de surface d'au moins 50 cm d'épaisseur résultant de l'application de fumures organiques pendant une longue durée : (4) les Anthrosols urbiques où apparaissent sur une profondeur de plus de 50 cm des remblais variés résultant d'activités industrielles ou urbaines.

Ainsi apparaît une différence de conception entre la légende révisée de la carte mondiale et le WRBSR en ce qui concerne la définition des Anthrosols. Le référentiel mondial porte presque exclusivement l'accent sur les phénomènes anthropogénétiques, surtout observés dans les zones de vieilles traditions agricoles. Il définit certes des matériaux diagnostiques. Ce sont des matériaux minéraux ou organiques non consolidés, d'origines diverses, produits par des activités humaines et soumis aux différents facteurs du milieu pendant un laps de temps trop court pour qu'une expression significative des processus pédogénétiques apparaisse. Cependant le référentiel mondial ne reconnaît pas ces matériaux comme générateurs de véritables sols à moins qu'ils n'aient été soumis à la pédogenèse suffisamment longtemps. Il est proposé de rattacher ces matériaux au groupe majeur des Régosols pour en faire des Régosols anthropiques.

Des lacunes dans la description des sols très anthropisés ayant été constatées, un groupe de travail a été chargé de proposer pour 2006 au Comité WRB un projet de classification prenant mieux en compte leur diversité. Ainsi il a été convenu de créer un nouveau groupe de référence, celui des Technosols. Ce sont des sols dont les propriétés et la pédogenèse sont dominées par leur origine technique, c'est à dire anthropique. Ils se caractérisent soit par de fortes quantités de matériaux artificiels (définis comme des artefacts) soit par un scellement anthropique en surface ou en profondeur (IUSS Working Group WRB (2006)). Pour la première fois, des couches de matériaux présents sur des surfaces occupées par des décharges, des terrils miniers, des stockages de déchets ou sous-produits et des voies de communication sont appréhendées comme des sols.

Les Technosols rassemblent tous les sols dont les propriétés et la pédogenèse sont dominées par la présence de matériaux artificiels ou de matériaux transportés par l'Homme de façon intentionnelle en dehors de leur lieu d'origine. On distingue sept qualificatifs principaux, de premier ordre :

- les Technosols scellés avec deux variantes : les Technosols scellés en surface (Technosols ékraniques) et les Technosols scellés à moins d'un mètre de profondeur et/ou latéralement (Technosols liniques)
- les Technosols urbiques qui comprennent plus de 20% en volume de matériaux technogéniques avec plus de 35% de déchets issus d'activités urbaines, entre 0 et 100 cm de profondeur
- les Technosols spoliques qui comprennent plus de 20% en volume de matériaux technogéniques avec plus de 35% de déchets issus d'activités industrielles, entre 0 et 100 cm de profondeur
- les Technosols garbiques qui comprennent plus de 20% en volume de matériaux technogéniques avec plus de 35% de déchets organiques, entre 0 et 100 cm de profondeur

- les Technosols isolatiques présentant au-dessus d'un matériau technologique induré, d'une géomembrane ou d'un horizon continu composé d'artéfacts à une profondeur de moins de 100 cm depuis la surface, un matériau terreux contenant de la terre fine sans aucun contact avec d'autres matériaux terreux contenant de la terre fine
- les Technosols réductiques présentant des conditions réductrices dans plus de 25% du volume de terre fine sur une profondeur de 100 cm, causées par des émissions gazeuses ou des apports liquides autres que de l'eau.

Il faut noter que les principes de la WRB sont proches de ceux du RPF.

RPF 2008	**WRB 2006**
Anthroposols transformés	Anthrosols
Anthroposols artificiels	Technosols
Anthroposols reconstitués	non pris en compte
Anthroposols construits	Technosols (transportic)
Anthroposols archéologiques	non pris en compte

2.5. Vers une nécessaire proposition de typologie ?

Une difficulté importante rencontrée dans cette analyse de la littérature scientifique vient de la grande diversité des situations traitées et de l'absence fréquente de caractérisation précise des modalités d'artificialisation et des types de sols analysés dans les articles. S'il semble évident que les deux grandes catégories de sols, à profil naturel versus Anthroposol, ont des propriétés très différentes, les éléments disponibles dans la littérature ne permettent pas toujours de rattacher les sols étudiés à ces deux grandes catégories. En outre, l'utilisation quasi-exclusive des types d'usages des sols dans la littérature scientifique amène à proposer des classes d'usages. Mais la classification SUITMA semble trop grossière. Une manière de prendre en compte la diversité de ces usages serait notamment de différencier les classes suivantes :

- espaces végétalisés (*e.g.*, parcs et jardins, espaces verts, jardins collectifs)
- espaces bâtis (*e.g.*, habitat individuel, habitat collectif)
- infrastructures de transport (*e.g.*, routes, chemin de fer)
- mines
- industries
- décharges (*e.g.*, déchets urbains, déchets industriels)

En effet les caractéristiques des sols dépendent beaucoup des pratiques, les sols de jardin, par exemple, étant globalement très fertiles, riches en matière organique, et contaminés en certains polluants spécifiques (pesticides) alors que les sols en abords de bâtiments sont beaucoup moins fertiles et généralement compactés. De même les impacts des pollutions seront radicalement différents avec des risques de contamination des aliments dans les jardins et une absence de risque de contamination de l'eau superficielle ou de contamination des aliments pour les sols bâtis ou revêtus, etc. Néanmoins, cette distinction n'a pas été possible au vue de la littérature disponible dans laquelle les sols sont en grande majorité qualifiés d'« urbains », ou « en zone résidentielle », sans plus ample information.

Au-delà de la classification des sols selon des usages, il sera incontournable de généraliser des descriptions des sols artificialisés selon des référentiels pédologiques et si possible selon un modèle accepté au niveau international. La WRB s'impose alors comme un cadre consensuel pour la classification des sols très anthropisés. Au niveau européen, le Bureau européen des sols a recommandé l'utilisation de la WRB dès 1998 dans son manuel de procédures et le projet de directive européenne pour la protection des sols la mentionne comme critère d'identification.

L'enjeu sera certainement à l'avenir de croiser les approches de description par les usages avec celles de classification *via* des référentiels « morphogénétiques ». Ces derniers seront amenés à évoluer fortement dans les années à venir, en fonction des nouveaux acquis de la recherche. Ce constat est d'autant plus vrai pour les SUITMA qui ne font l'objet de classification que depuis 35 ans. Il devient essentiel que l'ensemble des travaux sur les SUITMA à l'échelle internationale donnent accès aux usages des sols étudiés et aux types de sols décrits a minima suivant la WRB. Ceci impose d'étudier des profils et de ne pas se limiter à des horizons de surface. Il faudra certainement encore des années de recherche afin de dégager des données génériques fiables, prenant en compte la variabilité verticale et latérale très forte des sols artificialisés. Un point supplémentaire sera de savoir prédire et de prendre en compte l'évolution temporelle très rapide des sols artificialisés.

A défaut, dans la présente expertise, nous avons regroupé les résultats en grandes catégories d'usages des sols (les SUITMA définis ci-dessous) en essayant toutefois de distinguer, lorsque cela était possible, le degré de perturbation et/ou de contamination et le niveau de végétalisation présent (jardins, espaces verts…) ou envisagé dans le cas des sols réhabilités. Cette catégorisation est largement insuffisante pour répondre à l'ensemble des questions posées car elle conduit à mélanger des situations très différentes. Nous proposons une ébauche de classification combinant usage et caractérisation pédologique (Tableau 1) qui pourrait servir d'intermédiaire à une vraie typologie des sols, mais reste à consolider, cette question étant effectivement identifiée comme un besoin de recherche prioritaire. Le tableau 1 croise la classification des sols artificialisés en France avec les différents SUITMA.

Type de sol RPF / SUITMA	Sols naturels non transformés	Anthroposols transformés	Anthroposols reconstitués ou construits	Anthroposols artificiels ouverts	Sols scellés
Zone urbaine	jardins, enclaves agricoles résiduelles	jardins privés ou publics, agriculture urbaine	espaces verts créés, végétalisation de zones bâties	friches urbaines	surfaces bâties, voirie, trottoirs, places, parkings
Zone industrielle	enclaves naturelles		abords végétalisés des installations industrielles	friches industrielles, centre d'enfouissement de déchets	bâtiments et infrastructures industriels et logistiques
Infrastructure de transport			abords végétalisés des voies	voies ferroviaires, remblais bruts, chemins non revêtus	voirie, aéroports, installations portuaires
Zone minière/ carrières	enclaves naturelles	zones affectées par des retombées d'activités minières ou carrières	terrils et carrières réhabilités	terrils et carrières abandonnés	zone de tri, de stockage, pistes
Zone militaire		terrains de manœuvre militaires			infrastructures militaires

Tableau 1. Catégories de SUITMA et types de sols définis par le Référentiel Pédologique Français 2008 (Baize et al., 2009)

3. Caractéristiques et propriétés des sols en milieu artificialisé

Dans les sols naturels ou agricoles, les dégradations physiques, chimiques et mécaniques peuvent être d'origine naturelle ou anthropique et ont été abondamment décrites dans la littérature des sciences du sol. Pour les sols artificialisés, les connaissances sur leurs caractéristiques et leurs propriétés sont réduites. Cependant, les approches classiques de la science du sol peuvent être utilisées pour décrire, comprendre et prédire les propriétés, fonctions et processus de formation et d'évolution des sols urbains (Béchet *et al.*, 2009 ; Pickett et Cadenasso, 2009). Ainsi les concepts de description des constituants ou des propriétés des sols naturels sont une bonne base pour caractériser les sols urbains et estimer leurs potentialités. Le corpus analysé présente des descriptions ou analyses de sol), dont la majorité concerne la caractérisation de la fertilité initiale des sols, son évolution avec le temps et/ou son amélioration par ingénierie pédologique.

Certains auteurs distinguent les propriétés inhérentes à la formation du sol et les propriétés dynamiques héritées du mode de gestion du sol (Dominati *et al.*, 2010; Robinson *et al.*, 2009). Les propriétés inhérentes correspondant à la nature des argiles, la profondeur et la capacité d'échange sont considérées comme constantes si on ne leur apporte pas des modifications conséquentes. Or les propriétés inhérentes du sol artificialisé ne sont souvent plus naturelles mais artificielles dans les cas où l'Homme, en choisissant les matériaux parents du sol, devient acteur principal des étapes de formation du sol. Les propriétés dynamiques (teneur en matière organique, teneur en éléments fertilisants, macroporosité) sont modifiées pour améliorer les potentialités du sol en lien avec les propriétés inhérentes à sa composition. Dominati *et al.* (2010) et Pouyat *et al.* (2007) ont montré que parmi les paramètres servant à caractériser les propriétés d'un sol urbain, la masse volumique apparente, le pH, le phosphore et le potassium constituaient un jeu de paramètres permettant de distinguer les sols en fonction de leur usage et de leur couvert végétal. Les concentrations en azote et phosphore sont mesurées relativement fréquemment, mais sous des formes et avec des méthodes très variables, plus rarement d'autres éléments nutritifs sont considérés (K, Mg, S). La multiplicité des méthodes analytiques rencontrées dans la littérature limite souvent l'exercice de comparaison pour ces éléments qui n'ont donc pas été étudiés plus avant dans ce travail. L'ensemble de ces paramètres est souvent comparé à une référence considérée comme non artificialisée qui peut être agricole (20 à 30% des cas) ou sous une végétation naturelle. Néanmoins, l'occupation de ces sols de référence n'est pas décrite dans plus de la moitié des cas (Figure 3). Pourtant, le mode d'occupation du sol a un impact important sur un certain nombre de ses caractéristiques comme le montre très clairement Joimel *et al.* (2016) pour les sols français. Ainsi, l'analyse des modifications des caractéristiques des sols liées à l'artificialisation ne sera pas la même selon que l'on considère comme référence un sol forestier ou agricole. Peu d'articles proposent une référence aux deux types d'occupation pour les sols de référence (*e.g.* Schleuß *et al.* 1998, et Ahirwal et Maita 2016).

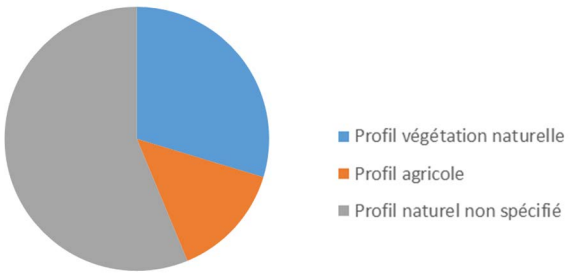


Figure 3. Occupation des sols de référence dans les 44 études considérées (Tableau A1 en annexe)

3.1. Caractéristiques pédologiques des sols en milieu artificialisé

3.1.1. Nature pédologiques des sols en milieu artificialisés

Les sols artificialisés étant définis par une occupation, ils recouvrent une large gamme de réalités pédologiques allant de sols naturels localisés dans des zones artificialisés (parcs dans certains cas, jardins ouvriers, agriculture péri-urbaine ou péri industrielle ou minière), à des anthroposols, en passant par des sols plus ou moins tronqués et/ou plus ou moins enrichis en matériaux technogéniques comme nous l'avons évoqué dans la partie précédente. Nous avons ainsi tenté sur le corpus de 44 références (Abel *et al.*, 2015a ; Adeli *et al.*, 2013 ; Ahirwal et Maiti, 2016; Bretzel *et al.*, 2016 ; Capilla *et al.*, 2006 ; Chichester et Hauser, 1991 ; Doichinova *et al.*, 2006 ; Fu *et al.*, 2011 ; Greinert, 2015 ; Haering *et al.*, 2004 ; Hiller, 2000 ; Howard *et al.*, 2013a ; Howard et Olszewska, 2011 ; Howard et Orlicki, 2015; Jim, 1998a ; Johnson et Skousen, 1995 ; Kida et Kawahigashi, 2015 ; Kundu et Ghose, 1994 ; Langner *et al.*, 2013 ; Li *et al.*, 2013 ; Lilic *et al.*, 2014 ; Martínez-Toledo *et al.*, 2016 ; Montgomery *et al.*, 2016 ; Murolo *et al.*, 2005 ; Nehls *et al.*, 2013 ; Nikiforova *et al.*, 2014 ; Norra *et al.*, 2008 ; Oliveira *et al.*, 2014 ; Pascaud *et al.*, 2017 ; Pedrol *et al.*, 2010 ; Pellegrini *et al.*, 2016 ; Pouyat *et al.*, 2015 ; Pouyat *et al.*, 2007 ; Prosser et Roseby, 1995 ; Puskás et Farsang, 2009 ; Remon *et al.*, 2005 ; Sarah *et al.*, 2015 ; Schaaf et Hüttl, 2005; Schleuß *et al.*, 1998 ; Shrestha et Lal, 2011 ; Swiercz, 2008 ; Varela *et al.*, 1993 ; Wang *et al.*, 2007 ; Yang *et al.*, 2014a) une première analyse du lien entre type d'artificialisation et grande classe de nature du sol sur la base d'une classification simplifiée, les sols n'étant pas suffisamment décrits pour pouvoir utiliser une classifiaction fine de type WRB ou RP. Nous proposons donc d'utiliser a minima la grille de classification suivante : sols scellés ou non, et parmis les sols non scellés, des profils tronqués ou non et des profils sur matériaux remaniés ou d'origine anthropique (Figure 4).

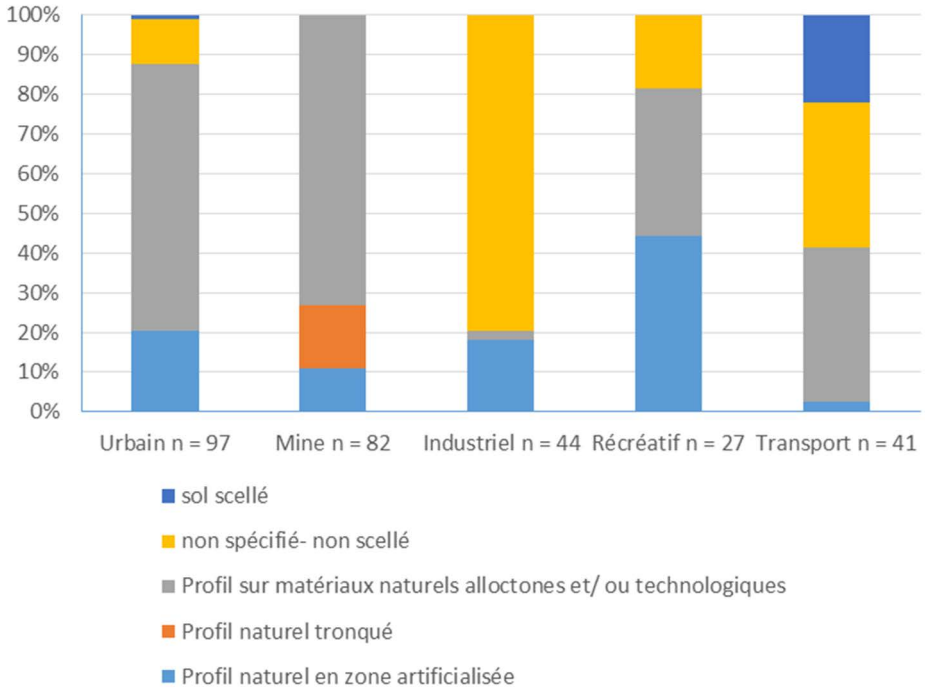


Figure 4. Nature des sols en milieu artificialisé selon le mode d'artificialisation pour l'ensemble des 44 études considérées

Ainsi pour les études analysées, les sols étudiés sont principalement des Anthroposols sur matériaux allochtones ou technologiques dans le cas des sols miniers et urbains (Figure 4). Pour les sols liés aux activités minières ou urbaines, il reste souvent des incertitudes quant à l'origine exacte de ces sols. En effet, uniquement les deux tiers (pour le contexte minier) et 20% (pour les sols urbains) des études donnent un nom à ces sols et encore moins les identifient comme Technosols. Comme l'ensemble du profil est rarement étudié et les différents horizons nommés, il est difficile de savoir s'il s'agit bien d'un Technosol ou d'un sol « naturel » impacté par la pollution issue de la mine ou de l'activité urbaine via des dépôts atmosphériques, des lixiviats (drainage acide miniers) ou des dépôts solides de surface. Il est en fait très souvent fait mention de « sol minier ou sols urbains » sans plus de spécification. Les supports des sols des sites miniers métallifères notamment sont très divers et en général non caractérisés : il peut s'agir de boues de décantation, de terrils de déchets de mine (stériles), terrils de déchets de fonderie quand elle est associée aux mines ou de sols « non perturbés physiquement » mais considérés comme des récepteurs de particules atmosphériques issues de l'extraction minière ou des fonderies associées, ou impactés par des drainages miniers acides (tableau A2 en annexe). Il s'agit dans ce dernier cas de sols forestiers ou agricoles. Malheureusement, ainsi que mentionné précédemment, la distinction entre sols « artificiels » et sols « naturels » n'est pas toujours clairement faite dans la bibliographie et il y a potentiellement toute la gradation possible entre ces différents cas (par ex. Ullrich *et al.* (1999). Certains sols ont été remédiés mais beaucoup sont en « self-restoration » car ils datent de plusieurs siècles (en Italie, Pologne, Chine…) avec ou non de la végétation native (tableau A2 en annexe).

Enfin les sols artificialisés sont souvent caractérisés par une extrême variabilité spatiale liée à la complexité de leur historique récent. En effet, en contexte non artificialisé, la couverture pédologique est naturellement hétérogène horizontalement et verticalement. Lors de l'artificialisation, les sols subissent des historiques complexes d'artificialisation successive qui se superposent à cette hétérogénéité et peuvent générer une hétérogénéité supplémentaire. La variabilité spatiale devient métrique à centimétrique dans le cas extrême du développement de sol dans les joints des pavés (Burghardt et von Bertrab, 2016).

3.1.2. Caractéristiques morphologiques des sols en milieu artificialisé

Les caractéristiques morphologiques des sols artificialisés dépendent de leur nature. On peut distinguer deux grandes familles. Des sols présentant une horizonation naturelle, éventuellement tronquée en surface. C'est le cas de ce que nous avons respectivement appelé les sols naturels en zone artificialisée et les profils tronqués. L'horizonation est alors dépendante de la nature des sols présents naturellement dans la zone d'étude.

Des Anthroposols caractérisés la plupart du temps par une structure perturbée, des couches souvent très marquées par leur formation et par une forte pierrosité (Figure 5), notamment en profondeur. C'est souvent le cas des sols miniers, et de ceux des infrastructures de transport ou encore de certaines villes. Par exemple, Jim (1998b) montre que les sols urbains de Hong Kong sont extrêmement pierreux. Enfin, les matériaux parentaux des Anthroposols peuvent être ou pas de nature très différente des matériaux naturels et différer ou pas verticalement dans le profil. Le développement pédogénétique y est souvent assez limité avec un profil de type A/C (Murolo *et al.*, 2005).

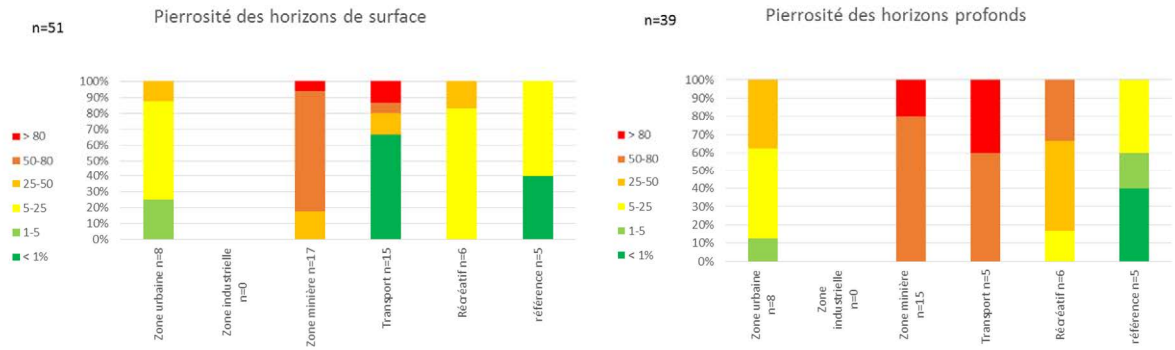


Figure 5. Pierrosité en % des sols artificialisés selon leur mode d'artificialisation.
L'analyse est faite pour deux profondeurs : l'horizon de surface qui recouvre des réalités variables (0-10, 0-20 ou 0-30 cm) et un horizon plus profond choisi autour de 40 cm.
Données issues de 17 études listées dans le tableau A1 en annexe.

3.1.3. Nature des matériaux allochtones rencontrés dans les sols artificialisés

Quelques grandes classes de types de matériaux allochtones sont classiquement rencontrés dans les sols artificialisés : les matériaux de démolition (brique, mortier, clous, verre, bois, platre), qui sont particulièrement fréquents en Europe suite à la seconde guerre mondiale (Abel *et al.*, 2015a) ; les déchets de décharge, les résidus des mines et carrières dont la nature peut être très variée (charbon, carrières, mines de métaux). La nature de ces matériaux est assez dépendante du type d'artificialisation. Alors que les sols urbains contiennent une forte diversité de matériaux [matériaux de construction (Greinert, 2015 ; Howard *et al.*, 2013a; Schleuß *et al.*, 1998), cendres, charbons, scories, asphalt et résidues ferreux (Howard *et al.*, 2013a), dépôts industriels (Greinert, 2015), déchets municipaux (Greinert, 2015 ; Schleuß *et al.*, 1998), sédiments d'assenissement pluvial (Badin *et al.*, 2008 ; Clozel *et al.*, 2006 ; El-Mufleh *et al.*, 2014b) du fait de leur historique souvent long et complexe, les autres SUITMA renferment des matériaux plus spécifiques à leur usage :

- Des matériaux de construction (Abel *et al.*, 2015a) ou de remblais naturels (Jim, 1998a) pour les sols à usage récréatifs perturbés ;
- Des matériaux de construction, des cendres, charbons, scories, balast (Hiller, 2000), remblais naturel (Kida et Kawahigashi, 2015) pour les sols des infrastructures de transport ou encore des sédiments de dragage dans le cas des sols à proximité des voies d'eaux (Capilla *et al.*, 2006) ; De débris de roche de granulométrie plus ou moins fine dans le cas des carrières (Fu *et al.*, 2011);
- de boues de décantation, de terrils de déchets de mine (stériles) (Pellegrini *et al.*, 2016) dans le cas des sols miniers métallifères voire des déchets de fonderie quand elle est associée aux mines ;
- de différents types de déblais pour les sols développés sur les matériaux extraits des mines de charbon et lignite (Adeli *et al.*, 2013 ; Ahirwal et Maiti, 2016 ; Clouard *et al.*, 2014 ; Kolodziej *et al.*, 2016 ; Kundu et Ghose, 1994 ; Pedrol *et al.*, 2010; Shankar *et al.*, 1993). Néanmoins, la spécificité commune à ces sols est la présence d'une proportion plus ou moins grande, mais souvent inconnue de carbone fossile. Ainsi, les sols des terrils/déblais miniers

laissés sans réhabilitation et contenant du lignite ont été étudiés notamment pour estimer l'intérêt d'ajouter du lignite pour améliorer les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols dégradés eux-mêmes issus des activités minières, en particulier lorsqu'il s'agissait de mines à ciel ouvert (Chodak *et al*., 2009; Frouz *et al*., 2011; Nii-Annang *et al.*, 2009; Rumpel *et al*., 2001; Rumpel *et al.*, 1998; Rumpel et Kogel-Knabner, 2004; Rumpel *et al.*, 2000). Il a ainsi été démontré l'impact du lignite apporté par voie atmosphérique ou issu de la roche encaissante constituant le corps des déblais, sur la quantité et la qualité de la matière organique (Rumpel *et al.*, 1998). Le lignite impacte également le pH, la composition minéralogique (Ogala *et al*., 2012) et les communautés microbiennes (Chodak *et al*., 2009; Rumpel et Kogel-Knabner, 2004), ce qui a fait dire à Rumpel et Kögel-Knabner (2002) et Schaaf et Hüttl (2005) que la présence de lignite favorisait la formation de sol lors de la pédogénèse précoce. Son importance en tant que substrat semble décroître avec l'âge croissant du sol et l'enrichissement progressif en matière organique plus labile issue des retombées de litière de la végétation (Clouard *et al.*, 2014; Rumpel *et al*., 2001 ; Rumpel et Kogel-Knabner, 2004 ; Rumpel et Kögel-Knabner, 2002).

3.2. Propriétés physiques

La détermination des propriétés physiques des sols anthropiques est compliquée car ces sols sont très hétérogènes horizontalement et verticalement. Il n'existe pas de jeu de paramètres des propriétés physiques pour ce type de sols. Greinert (2015) a montré sur plus de 100 profils de sol que les propriétés peuvent varier fortement en l'espace de quelques mètres pour un même usage de sol et les processus d'altération y sont très intenses et rapides (Baumgartl, 1998). L'hétérogénéité des sols en lien avec leur composition texturale peut faire varier rapidement les propriétés physiques et hydrauliques. Les changements des propriétés sont dus aux facteurs hydrauliques (humectation-dessiccation) et mécaniques (gonflement-retrait) qui évoluent à court terme et modifient l'organisation de l'espace poral et la stabilité mécanique (Baumgartl, 1998). Les caractéristiques des sols fortement compactés sont (i) une porosité totale réduite, (ii) peu de pores grossiers et un grand pourcentage de pores fins (Baumgartl, 1998) ce qui induit (iii) une faible aération, (iv) un drainage peu efficace (Jim, 1998b) et augmente (v) les risques de ruissellement et d'érosion. Les volumes disponibles pour la croissance des végétaux sont limités par les nombreux réseaux souterrains (Jim, 1998b) et les nombreux artefacts constituent des barrières impénétrables pour les racines. Ces matériaux grossiers ne facilitent pas les associations entre particules du sol pour former des assemblages stables (Jim, 1998b).

Du fait de leur grande variabilité, il est difficile de définir des classes de sols urbains à partir des propriétés de la couche de surface. Pouyat *et al.* (2007) ont montré que parmi les paramètres physico-chimiques servant à caractériser les propriétés d'un sol urbain, la masse volumique apparente, le pH, le phosphore et le potassium constituaient un jeu de paramètre permettant de distinguer les sols en fonction de leur usage et de leur couvert végétal.

3.2.1. Masse volumique apparente et organisation de l'espace poral

La compaction des sols artificialisés est un corollaire du mode d'usage de ces sols (construction d'infrastructures, de bâtiments) et pour les sols ouverts du type de couvert végétal en place. Le sol de surface est souvent décapé, compacté, transporté, stocké, remblayé. Ainsi, les couches de surface et de profondeur présentent souvent des masses volumiques apparentes très élevées (Tableau A3 en annexe et figure 6). La densité apparente des SUITMA varie en fonction du mode d'artificialisation mais aussi de la nature du sol (profil naturel versus profil construit). Ainsi d'une manière générale, alors que les sols de référence ont une masse volumique apparente de surface généralement inférieure à 1,55 g.cm^{-3}, des masses volumiques apparentes supérieures à cette valeur sont rencontrées dans plus de 25% des cas pour tous les SUITMA, avec des densités supérieures à 1,8 g.cm^{-3} dans le cas des sols des zones récréatives et des zones d'infrastructure de transport. Ces masses volumiques extrêmement élevées sont retrouvées en profondeur pour ces deux types de SUITMA, ainsi que pour les sols miniers dans une moindre mesure (Figure 6). Jim (1998b) décrit, dans la ville de Hong Kong, des sols urbains d'arbres d'alignement souvent très compactés (1,4 à 2,2 g.cm^{-3}) et constitués de couches de matériaux fins mélangés avec des artéfacts grossiers. Deux tiers de ces sols présentent une masse volumique apparente supérieure à 1,6 g.cm^{-3} qui est quasiment le seuil limite pour le développement racinaire (Hanks et Lewandowski, 2003). Ce sont l'usage du sol urbain et sa fréquentation qui influencent principalement la valeur de masse volumique apparente. Edmondson *et al.* (2011) ont montré que les sols urbains de la ville de Leicester (136 sites, classe médiane de masse volumique apparente 0,81-1 g.cm^{-3}) étaient moins compacts que ceux des sols agricoles environnants (28 sites, classe médiane de masse volumique 1,01-1,20 g.cm^{-3}). Dans la ville de Baltimore, les densités varient entre 0,71-1,74 g.cm^{-3} avec une valeur médiane de 1,18 g.cm^{-3} (Pouyat *et al.*, 2007). Scharenbroch *et al.* (2005) ont montré que la masse volumique dépend aussi de l'âge du site avec des valeurs plus fortes en zones résidentielles récentes (1,73 g.cm^{-3}) en comparaison avec des zones résidentielles anciennes (1,41 g.cm^{-3}), des arbres d'alignement et des parcs (1,39 g.cm^{-3}). Dans le cas des sols des zones récréatives, les études montrent une extrême variabilité spatiale des masses volumiques apparentes dans la couche de surface en lien avec les zones de piétinement plus ou moins intenses (Cakir *et al*., 2010; Jim, 1998a).

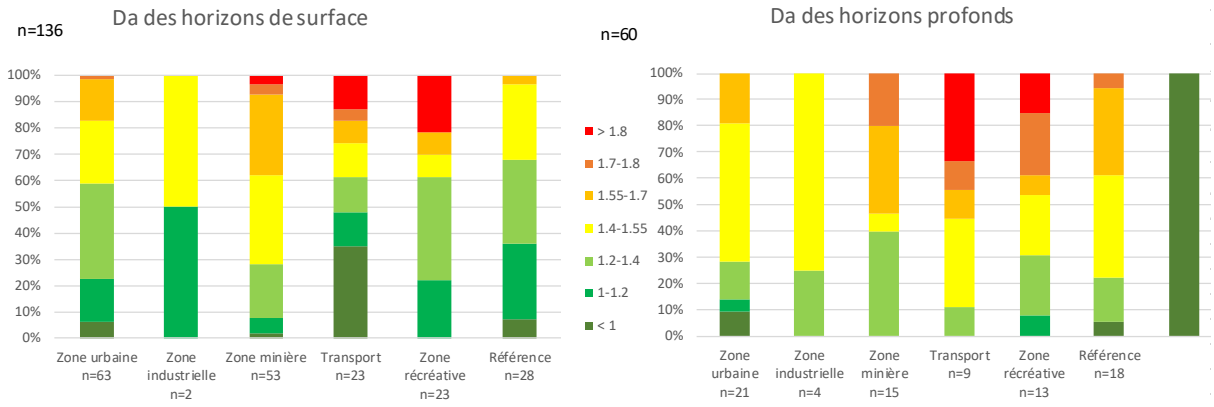


Figure 6. Classes de densité apparente en g.cm^{-3} pour les sols artificialisés selon leur occupation et les références naturelles. L'analyse est faite pour deux profondeurs : l'horizon de surface qui recouvre des réalités variables (0-10, 0-20 ou 0-30 cm) et un horizon plus profond choisi autour de 40 cm. Classes construites sur la base des limites rencontrées dans la littérature (Jim, 1998a). Données issues de 18 études listées dans le tableau A1 en annexe.

3.2.2. Agrégation

Les sols construits sont très vulnérables et restent très sensibles à la compression tant qu'ils ne sont pas stabilisés (Kaufmann *et al.*, 2009). Les pratiques de l'aménagement urbain - déplacer la terre de surface pour la remettre en place sur un autre site - diminue en moyenne de 29% la proportion des macro-agrégrats d'une bonne terre agricole. Du fait du remaniement permanent des sols artificialisés urbains, les macro-agrégats sont détruits et transformés en fractions plus fines qui sont responsables d'une conductivité hydraulique plus faible sur les 30 premiers centimètres du sol et exposent aussi la matière organique du sol qui devient plus sensible à la dégradation avec des pertes importantes de C (Chen *et al.*, 2014).

3.2.3. Capacités d'infiltration, propriétés hydrodynamiques

Les sols artificialisés sont pour 70% imperméabilisés (European Union, 2012) ce qui diminue leur capacité d'infiltration (Scalenghe et Marsan, 2009). La bonne connaissance de la capacité d'infiltration d'un sol est importante surtout pour les sols susceptibles d'être compactés par les activités d'aménagement. En effet une surestimation de l'infiltration d'un sol peut conduire à une sous-estimation du ruissellement lié à un espace artificialisé et donc à une sous-estimation des risques d'inondation (Gregory *et al.*, 2006).

De la même manière que pour la masse volumique apparente, l'âge du sol intervient sur la perméabilité du sol. Woltemade (2010) a montré sur une centaine de parcelles de lotissements, âgées de 3 à 65 ans, d'une petite ville américaine, que la conductivité hydraulique à saturation est 69% plus réduite dans un lotissement jeune par rapport à un lotissement âgé. De plus, les propriétés hydrauliques des sols artificialisés dépendent des techniques de gestion et de management qui peuvent avoir une forte influence sur les mouvements d'eau dans le sol (Chen *et al.*, 2014). La profondeur de la nappe, la masse volumique apparente, la distribution de pores, et la consommation d'eau par la végétation liée à la profondeur d'enracinement ont un rôle important sur la dynamique de l'eau dans les sols urbains. Wiesner *et al.* (2016) ont montré que les variations de teneur en eau du sol durant la période de croissance sont plus marquées dans les 30 premiers centimètres de sol sous une prairie que sous une végétation arborée. En fonction des villes étudiées et des études réalisées, certains auteurs ont observé que les matériaux grossiers des anthroposols influencent le fonctionnement hydrodynamique du sol (Nehls *et al.*, 2006), alors que d'autres ont mesuré que les supports anthropiques non scellés n'ont pas forcément un rôle plus marqué sur le régime hydrique que « les sols urbains naturels » (Wiesner *et al.*, 2016). Pour favoriser l'infiltration de l'eau, les surfaces scellées peuvent être remplacées par des surfaces semi-perméables dont les joints sont remplis de matériaux perméables type sables riches en matière organique. Ce système joue un rôle de filtre des eaux pluviales et favorisent les échanges de flux entre la surface et le sol (Nehls *et al.*, 2006).

3.3. Erosion des sols en milieu artificialisé

L'artificialisation des sols conduit le plus souvent à une destruction de la couverture végétale protectrice des sols et à un remaniement, parfois un décapage des horizons de surface qui en fragilise la structure et les expose directement à l'action de la pluie et du ruissellement. Ces différents processus entrainent une augmentation, au moins temporaire, du risque d'érosion hydrique, avant qu'un nouvel équilibre s'installe. La construction de Technosols imperméabilisés conduit de son côté à un accroissement local du ruissellement qui peut être à son tour à l'origine d'une érosion accélérée des sols environnants.

Une dizaine d'articles issus du corpus global évoquaient les phénomènes d'érosion des sols. Une recherche bibliographique complémentaire basée sur le croisement des mots clés « soil erosion » avec l'un des termes « urban* OR "industrial area" OR

infrastructure OR mine » a donné une centaine d'articles complémentaires après un tri initial. Ces articles ont pu être répartis en 2 groupes à peu près équivalents d'une cinquantaine de références chacun - le premier relatif à l'érosion des sols liée à l'urbanisation et aux infrastructures, le second consacré à l'érosion liée aux mines et carrières - dont les plus pertinentes sont analysées ci-dessous.

L'origine géographique de ces études est assez diversifiée, avec cependant une majorité de papiers relatifs à la Chine et aux Etats-Unis, aussi bien pour les aspects urbains que miniers.

3.3.1. Erosion des sols liée à l'urbanisation et aux infrastructures

L'analyse du corpus du premier groupe « sols urbains & infrastructures » montre que les études portent essentiellement sur deux thèmes principaux : le premier concerne la mesure et l'étude des mécanismes de production, de transport et de piégeage de sédiments en milieu urbanisé, le second thème concerne l'analyse de méthodes anti-érosives, en particulier appliquées aux chantiers en milieu urbain et sera abordé dans la partie remédiation.

3.3.2. Production, transport et piégeage de sédiments en milieu urbanisé

L'une des approches utilisées pour étudier l'impact de l'urbanisation sur l'érosion des sols peut être qualifiée de globale, et consiste à mesurer les flux de sédiments à l'échelle des bassins versants en comparant des bassins avec des taux d'urbanisation variables : (Brett *et al.*, 2005) qui ont comparé les flux de sédiments et nutriments de 17 petits BV de la région de Seattle avec des taux d'urbanisation (22-87%)/forêt (6-73%) variables, ne trouvent pas de corrélations significatives entre l'occupation du sol et les concentrations totales en sédiments. Cependant, ils trouvent une faible corrélation entre taux d'urbanisation et turbidité et une corrélation très significative entre taux d'urbanisation et concentration en phosphore dans les flux de ruissellement. Ils notent toutefois que ces concentrations en phosphore restent plus faibles que celles mesurées sur des bassins versants agricoles. Erskine *et al.* (2003) de leur côté, ont comparé les flux de sédiments de plusieurs petits BV de la région de Sydney dans des environnements similaires mais avec des taux d'urbanisation/agriculture/forêt variables. Ils observent que les taux moyens annuels d'érosion des bassins à dominance urbaine sont au même niveau que ceux des bassins dominés par les sols cultivés alors que les valeurs sont 2 à 3 fois inférieurs pour les bassins en forêt et/ou patures. Renwick *et al*. (2005) ont comparé l'évolution des taux d'érosion entre les années 1950 et la période actuelle pour des groupes de bassins versants respectivement majoritairement agricoles et urbains de l'Ohio. Ils montrent que les taux d'érosion restent constants et sont plus élevés pour les bassins urbanisés alors qu'ils ont tendance à diminuer pour les bassins agricoles. Ils attribuent cette diminution à la mise en place de pratiques agricoles anti-érosives. Ils observent par ailleurs que les taux d'érosion des bassins agricoles ont tendance à diminuer avec l'augmentation de la taille des bassins, ce qui est la tendance normale du fait du dépôt progressif des sédiments dans le paysage, alors que ça n'est pas le cas pour les bassins urbains, ce qui pourrait s'expliquer par le manque d'éléments paysagers de piégeage des sédiments le long des cours d'eau urbains.

D'autres études reposent sur des approches plus locales, comme celle de Allen *et al*. (2015) qui ont analysé le devenir des sédiments dans les fossés végétalisés, souvent considérés comme des aménagements efficaces pour la maitrise des transferts de polluants d'origine urbaine associés aux sédiments. Ils montrent que l'efficacité du piégeage dans ces ouvrages diminue avec le temps et qu'une part importante des sédiments initialement piégés peut être remise en suspension et transportée à l'aval par les ruissellements suivants. Ces aménagements font toutefois partie des pratiques recommandées pour limiter la distance de transfert des sédiments. Zhang *et al.* (2013) qui ont étudié le ruissellement et l'érosion dans un parc péri-urbain de l'agglomération de Pékin, indiquent qu'il existe une période de forte vulnérabilité temporaire des espaces végétalisés après leur aménagement, avant que les sols ne se stabilisent et que la végétation ne s'établisse et les protège. Ils montrent une forte hétérogénéité spatiale et pointent la nécessité d'adapter localement les pratiques anti-érosives, avec un rôle particulièrement important des réseaux de fossés de drainage qui peuvent jouer à la fois un rôle sur la réinfiltration et sur le piégeage des sédiments.

Dans un autre contexte, Graebig *et al.* (2010) ont estimé l'impact de la construction de fermes photovoltaiques sur l'érosion des sols dans le cadre d'une analyse comparative de l'impact environnemental entre les cultures de biocarburants et le photovoltaique. Ils considèrent que l'érosion peut être réduite à des taux négligeables avec des pratiques de conservation adaptées comme l'enherbement permanent sous les panneaux solaires.

3.3.3. Erosion des sols liée aux mines et carrières

Une cinquantaine d'articles traite des risques d'érosion et des méthodes de remédiation sur les sols de sites miniers ou de carrières. Cependant, un grand nombre d'entre eux ne concerne que l'application de méthodes de modélisation développées dans d'autres contextes et ne serons pas analysés. La plupart des autres articles traite de l'efficacité de la réhabilitation des sols miniers vis-à-vis de la limitation de l'érosion, dans un contexte où cette érosion peut être à l'origine de graves pollutions (mines d'uranium, métaux lourds, etc). Espigares *et al.* (2011) montrent par exemple en milieu Méditerranéen que l'érosion peut sérieusement compromettre la dynamique de revégétalisation de sols en cours de réhabilitation.

3.4. Caractéristiques physico-chimiques des sols artificialisés

Dans ce qui suit, nous présentons les données physico-chimiques selon des classes de qualités des sols définies par Keller *et al.* (soumis) pour la CEC (capacité d'échange cationique), le pH eau et la conductivité électrique (EC), paramètres souvent rencontrés dans les études (Tableau A1 en annexes). La teneur en $CaCO_3$ a aussi été prise en compte, comme une donnée explicative du pH, sur la base de classes proposées pour les carbonates par Baize (1988).

3.4.1. Le pH des sols artificialisés

Alors que le pH des sols non artificialisés varie sur une très large gamme avec des sols plutôt acides sous forêt et prairie, plutôt neutres en agriculture et plutôt basiques pour les vergers et les vignes, le pH des sols artificialisés est majoritairement basique (Joimel *et al.*, 2016). Des pH souvent supérieurs à 7 sont observés pour les sols urbains et ceux des infrastructures de transport (Figure 7 ; Jim (1998a ; 1998b); Howard et Olricki (2015) ;Greinert (2015)) du fait 1) de la présence de matériaux technologiques carbonatés fréquents dans les sols artificialisés, urbains notamment ; 2) des microartéfacts carbonatés, siliceux et issus de la combustion de carbone fossile décrits par Howard et Olricki (2015) dont les pH sont compris entre 8 et 12 pour la plupart ; 3) et/ou l'utilisation de produits de salage des routes l'hiver (Nikiforova *et al.*, 2014) qui peut dans certains cas être à l'origine de la formation de sols salés en contexte urbain froid (Nikiforova *et al.*, 2014). Les sols artificialisés renferment donc souvent des taux de carbonates supérieurs à ceux des sols naturels, particulièrement en surface (Figure 8). La figure 7 montre aussi l'existence de sol artificialisés acides, notamment en ce qui concerne les sols miniers et industriels qui peuvent même présenter des pH très acides dans plus de 40% des cas (Figure 7). Néanmoins, contrairement aux sols des zones minières métallifères, pour les sols issus de mines de charbon et de lignite, les environnements sont majoritairement neutres à alcalins, les pH pouvant parfois être très bas (inférieur à 4) lorsqu'il y a de la pyrite dans les déblais (Rivas-Pérez *et al.*, 2016; Schaaf et Hüttl, 2005).

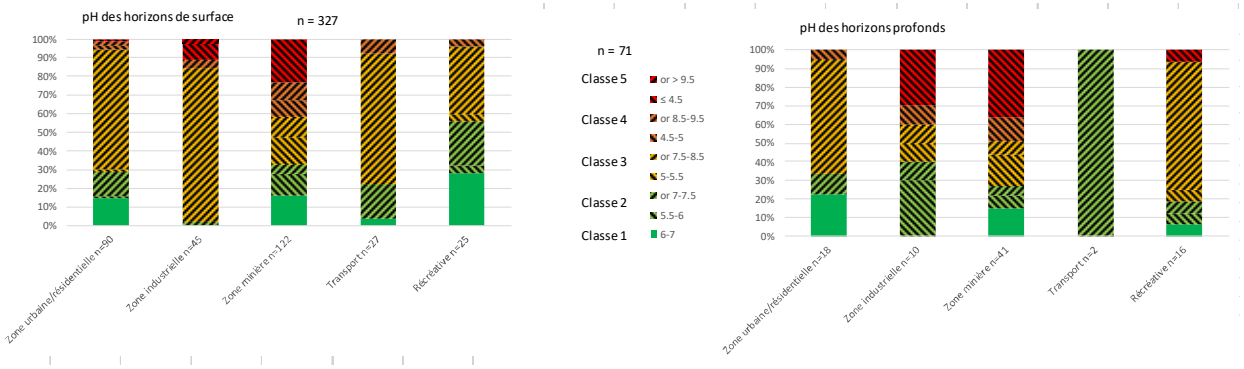


Figure 7. Classes de pH d'après les indices de qualité des sols définis par Keller et al. (soumis) pour les sols artificialisés selon leur mode d'artificialisation. L'analyse est faite pour deux profondeurs : l'horizon de surface qui recouvre des réalités variables (0-10, 0-20 ou 0-30 cm) et un horizon plus profond choisi autour de 40 cm.
Données issues de 42 études listées dans le tableau A1 en annexe.

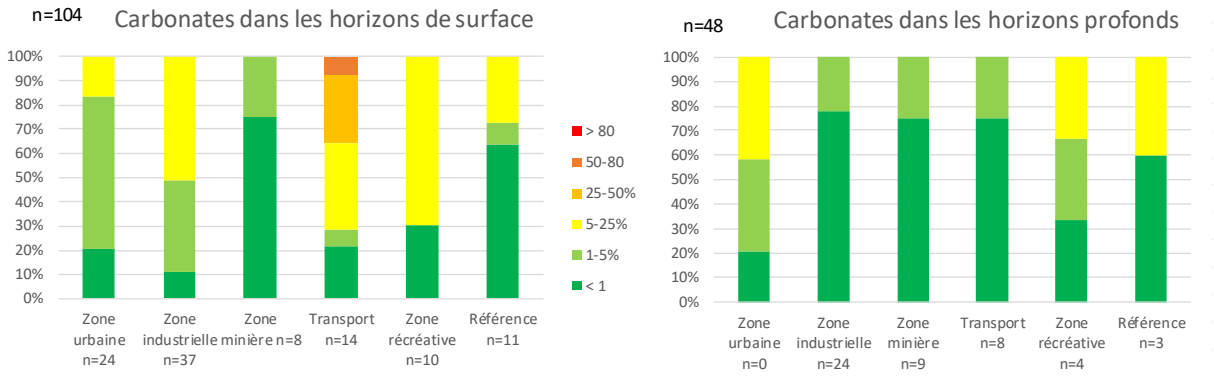


Figure 8. Classes de taux de carbonates en % pour les sols artificialisés selon leur mode d'artificialisation. L'analyse est faite pour deux profondeurs : l'horizon de surface qui recouvre des réalités variables (0-10, 0-20 ou 0-30 cm) et un horizon plus profond choisi autour de 40 cm. Données issues des études listées dans le tableau A1 en annexe.

3.4.2. La CEC des sols artificialisés

Les classes de CEC des SUITMA sont peu différentes en surface de celles des sols de référence pour les sols des zones minières et des zones récréatives, voire plutôt plus élevées pour les sols urbains et ceux des zones des infrastructures de transport. En profondeur, les différences sont moins marquées (Figure 9). Dans le cas des sols scellés, les CEC observées

sont plutôt légèrement inférieures à celle des sols de référence : Jim (1998b) montre que pour 100 échantillons de sol urbains scellés échantillonnés à Hong Kong (entre 10 cm et 1 m de profondeur), 90% ont des CEC comprises entre 6 et 15 $cmol^{+}/kg$. Néanmoins ces CEC sont mesurées pour la fraction inférieure à 2 mm du sol qui dans le cas des Technosols peut représenter une fraction assez faible du sol de leur forte pierrosité évoquée précédemment.

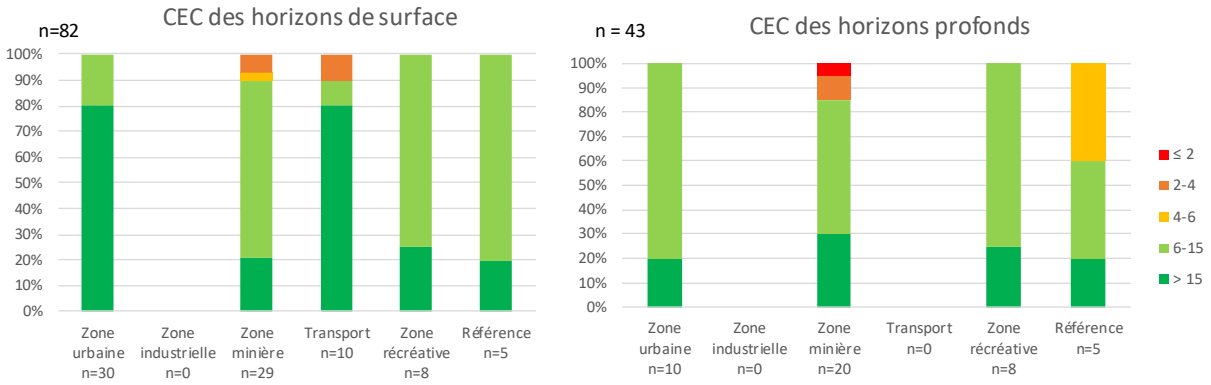


Figure 9. Classes de CEC en $cmol^{+}.kg^{-1}$ d'après les indices de qualité des sols définis par Keller et al. (soumis) pour les sols artificialisés selon leur occupation et les références naturelles. L'abondance est donnée en pourcentage des échantillons analysés du fait de grosses disparités de nombres entre les différentes classes de sols. L'analyse est faite pour deux profondeurs : l'horizon de surface qui recouvre des réalités variables (0-10, 0-20 ou 0-30 cm) et un horizon plus profond choisi autour de 40 cm. Données issues de 16 études listées dans le tableau A1 en annexe.

3.4.3. Conductivité électrique des sols artificialisés

La conductivité électrique des SUITMA est inférieure à 2 $mS.cm^{-1}$ comme pour les sols de référence, à l'exception de 15% des sols miniers.

3.5. Carbone organique

Le carbone organique du sol joue un rôle majeur car il a un effet direct sur les fonctions du sol tels que la capacité de rétention en eau, la réserve de nutriments, le cycle de l'azote et du carbone, le développement des végétaux et a un effet indirect sur les fonctions de régulation des flux hydriques et du climat local par la réduction de l'émission de gaz à effet de serre. Les sols urbains contribuent ainsi à des apports de biens et de services en stockant notamment de grandes quantités de carbone (Lorenz et Lal, 2015). L'apport de matière organique en une seule application initiale d'une grande quantité ou de façon régulière lorsque l'espace artificialisé le permet semble être une solution efficace pour maintenir ou construire des stocks de C dans les sols urbains (Beesley, 2014).

3.5.1. Comparaison avec les sols non-urbains

Sur le territoire français, plusieurs études nationales correspondant à 2 451 sites (0-30 cm), ont montré que la concentration moyenne en carbone est de 9 g $C.kg^{-1}$ dans les vignes et vergers, 14,9 g $C.kg^{-1}$ dans les sols cultivés, 24,8 g $C.kg^{-1}$ dans les prairies, 26,2 g $C.kg^{-1}$ dans les jardins, 26,8 g $C.kg^{-1}$ dans les forêts et 37,3 g $C.kg^{-1}$ dans les sols urbains et industriels (Joimel *et al.*, 2016). A Leicester (Grande Bretagne) Edmondson *et al.* (2014) ont établi que les sols cultivés et les prairies présentent des teneurs en C plus faibles que les sols urbains. Pouyat *et al.* (2002) ont mesuré que les quartiers résidentiels ont les stocks de C identiques voire supérieurs à celui des forêts américaines (15,5 $kg.m^{-2}$ pelouses, 16,2 $kg.m^{-2}$ forêt de nord-est et 11,2 $kg.m^{-2}$ forêt sous climat atlantique). Ces différences sont notamment du fait des jardins collectifs, jardins potagers développés et gérés par des jardiniers dans les zones urbaines (Schwartz, 2013 ; Schwartz C. (coord.), 2013), dont le nombre se développe dans le monde entier, en particulier dans les grandes villes de nombreux pays industriels. Ainsi les SUITMA présentent des concentrations en carbone organiques supérieures à celles observées dans les vignes et vergers, sols agricoles et sols sous prairies français. Cette différence est moins marquée avec les sols sous forêt. Par contre, leur analyse montre que la variabilité de la teneur en C organique des SUITMA est bien supérieure à celle observée pour les autres occupations des sols et cela sans doute du fait de réalités très différentes au sein des SUITMA selon l'occupation du sol considérée.

L'analyse des données disponibles dans les publications étudiées, révèle que les teneurs en matières organiques des sols artificialisés sont plus faibles dans la couche de surface que celles observées dans les sols naturels pour les sols des zones minières et récréatives, mais plus élevées pour les sols des infrastructures de transports et des zones industrielles (Tableau A4 en annexe et figure 10). Les concentrations en C organique observées dans les 30 premiers centimètres des sols urbains sont en général aussi plus élevées que dans les sols agricoles (Lorenz et Lal, 2009; Pouyat *et al.*, 2006 ; Vasenev *et al.*, 2014).

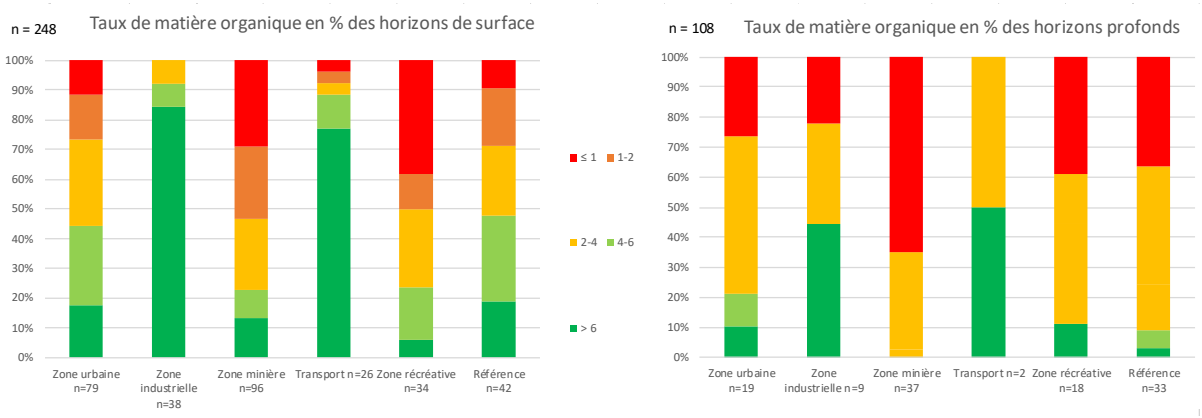


Figure 10. Classes de matière organique en % d'après les indices de qualité des sols définis par Keller et al. (soumis) pour les sols artificialisés et les références naturelle. L'analyse est faite pour deux profondeurs : l'horizon de surface qui recouvre des réalités variables (0-10, 0-20 ou 0-30 cm) et un horizon plus profond choisi autour de 40 cm. Figure basée sur les données du tableau A4 en annexe.

Les résultats précédents ont été obtenus sur des sols ouverts et peu d'études se sont intéressées à la concentration en C des sols imperméabilisés alors qu'ils représentent 70% des surfaces artificialisés.

Enfin, la difficulté de cette analyse réside dans une profondeur d'échantillonnage très variable des horizons de surface qui s'échelonne entre 5 et 30 cm selon les auteurs. Cette variabilité induit probablement un biais de comparaison dans la mesure où le carbone organique décroit exponentiellement avec la profondeur sur les 50 premiers centimètres du sol. En profondeur, les différences sont moins marquées entre SUITMA, certains sols artificialisés présentant néanmoins des concentrations plus élevées que les sols de référence sans doute du fait de l'enfouissement des horizons organiques des sols d'origine sous des couches de remblais.

3.5.2. Carbone organique et usage des sols

Les teneurs en C organique des sols urbains varient en fonction de l'histoire des sites et de leur usage (Pouyat *et al.*, 2006). Ainsi au sein de la ville de Stuttgart en Allemagne, les concentrations en C organique dans les sols sont très variables de 5 à 207 g $C.kg^{-1}$ (Lorenz *et al.*, 2006). Pouyat *et al.* (2002) ont mesuré à New York des stocks de C de 28,5 $kg.m^{-2}$ dans un golf et de seulement 1,4 $kg.m^{-2}$ dans un remblai vieux de 100 ans. Mais pour un même usage de quartiers résidentiels, au sein de différentes villes américaines (Baltimore, Chicago et Moscou), ils ont trouvé des valeurs similaires d'environ 15,5 $kg.m^{-2}$. Les pratiques culturales pour un même usage ont aussi un impact sur la concentration en C. Les jardins plantés d'arbres ont des teneurs plus élevées que celles des jardins communautaires non plantés ou que celles des espaces végétalisés urbains non domestiques plantés d'arbres ou de pelouses (Edmondson *et al.*, 2014).

Cependant, d'autres auteurs ont montré que l'urbanisation, par le changement d'usage des sols et la suppression du couvert végétal, crée des zones critiques de forte diminution des stocks de carbone de l'ordre de 30% en 25 ans concernant le stock total dans une ville à croissance exponentielle telle que Changzhou (187 km² en 1980, 1 871 km² en 2000, Tao *et al.* (2015)). Wei *et al.* (2014) ont déterminé que l'imperméabilisation d'un sol induit la diminution du stock de C de moitié (2,35 $kg.m^{-2}$ sol scellé, 4,52 $kg.m^{-2}$ sol ouvert) en quelques années. Raciti *et al.* (2012) ont mesuré dans la ville de New York que les stocks en C dans les 15 premiers centimètres des sols imperméabilisés sont 66 % plus faibles que ceux des sols adjacents ouverts (2,29 $kg.m^{-2}$ et 6,67 $kg.m^{-2}$ respectivement). Dans cette étude, la matière organique du sol semblait constituée en grande partie de composés peu accessibles à la dégradation et les processus de dégradation de cette matière organique recouverte seraient particuliers. Pour Wei *et al.* (2014), cette diminution des stocks de C en zone imperméabilisée pourrait être due à une concentration en N plus faible et une activité microbienne ralentie. Au moment de la mise en place du sol artificiel ou de la conversion d'un sol non urbain, les liaisons organo-minérales sont moins nombreuses et moins stables ce qui favorise une dégradation rapide du C organique (Chen *et al.*, 2013). Cette étude a montré que l'apport de compost, sur 60 cm de profondeur dans la modalité sol construit, permet après 4 années la formation, entre 15 et 30 cm, d'agrégats stables dans lesquels la matière organique est protégée.

Il semblerait cependant que les variations des concentrations en C des sols urbains en général soient moins importantes que les variations dans les sols natifs à l'échelle régionale ou plus globale (Pouyat *et al.*, 2006).

Ainsi, l'imperméabilisation d'un sol peut diminuer le stock de C car elle se traduit par un décapage de la couche de surface en général plus organique et par l'absence d'introduction de matière organique fraiche. A l'inverse, elle peut protéger des couches organiques profondes constituées lors d'usages antérieurs ayant abouti à la formation du sol.

3.5.3. Le cas spécifique des sols de jardins en milieu urbain

Les sols de jardins situés en milieu urbain peuvent être localisés dans des secteurs urbains, industriels, de trafic, miniers ou militaires (ils s'apparentent donc à des SUITMA) et peuvent aussi être qualifiés de sols agricoles très spécifiques (Morel et Schwartz, 1999 ; Schwartz, 2000) sur lesquels les jardiniers produisent des légumes à des fins de consommation domestique ou des plantes d'ornement. A partir de travaux menés ces dernières décennies, souvent très localisés géographiquement (Alloway, 2004 ; Crößman et Wüsteman, 1992 ; Davies, 1978 ; El Hamiani *et al.*, 2010 ; El Khalil *et al.*, 2013 ; Jean-Soro *et al.*, 2015 ; Kahle, 2000 ; Mitchell *et al.*, 2014 ; Moir et Thornton, 1989), nous savons que les propriétés physico-chimiques des sols de jardins sont fortement modifiées par rapport à ceux d'autres sols consacrés à la production de biomasse alimentaire (Schwartz *et al.*, 2017). Si de nombreux travaux ont mis en avant la contamination potentielle des sols de jardins, il faut aussi mettre en avant des résultats démontrant que les sols des jardins sont principalement fertiles. Le jardinage est très souvent une agriculture très intensive, générant des sols très fertiles et contrastés, selon une infinité de pratiques. Ils sont principalement de couleur sombre et présentent en moyenne un horizon de surface profond (20 à 40 cm). Leur teneur en matières organiques sont en moyenne supérieures à 40 $g.kg^{-1}$, tandis que celles des sols agricoles varient entre 10 et 30 $g.kg^{-1}$. Des pratiques de jardinage intenses et fréquentes entraînent des changements dans le fonctionnement du sol : la structure du sol est optimisée et l'activité microbienne est favorisée. Contrairement aux sols agricoles, les sols de jardins présentent dans 70% des cas des teneurs en éléments nutritifs très élevées (par exemple, les teneurs en azote et en phosphore en moyenne trois fois plus élevées que les besoins des plantes (Girardin, 1994). Il s'ensuit que les sols de jardins sont classés comme Anthrosols ou Technosols hortics (IUSS Working Group, 2015)

3.5.4. Carbone organique et évolution dans le temps

La teneur en MO dans les sols urbains augmente avec l'âge du site. Si elle a tendance à diminuer dans les premiers temps après la conversion du site naturel ou agricole vers un espace artificialisé, à moyen terme cette teneur augmente à moyen terme. Les pertes de C liés à la conversion seront compensées au bout de 70 à 100 ans par de nouvelles accumulations de C dans les sols urbains (Zhang *et al.*, 2012). Golubiewski (2006) a montré que dans des quartiers résidentiels installés sur d'anciennes prairies du Colorado, les sols perturbés retrouvent leur stock en C initial au bout de 20 ans et dépassent largement les stocks initiaux au bout de 40 ans. En effet, la matière organique est plus élevée de 35% dans un lotissement ancien (> 50 ans) par rapport à un lotissement récent (< 10 ans) dans lequel l'activité des micro-organismes est plus réduite du fait de la compaction du sol (Scharenbroch *et al.*, 2005). L'état dominant de la matière organique dépend de l'âge du site urbain avec des composants de litières libres pour des sites de 10 à 20 ans et une incorporation dans la matrice humique pour des sites de plus de 100 ans (Beyer *et al.*, 1996).

3.5.5. Carbone organique et profondeur

En général, la concentration en carbone organique des sols artificialisés diminue avec la profondeur. Dans certains sols remaniés de New York, les concentrations sont de 160 g $C.kg^{-1}$ à 40 cm de profondeur et encore de 80 g $C.kg^{-1}$ à 1 m (Huot *et al.*, 2017). La profondeur de stockage semblerait liée à l'histoire de l'usage qui détermine en fait les variations temporelles de stock de C (Bae et Ryu, 2015). Dans une forêt urbaine récente de Séoul (10 ans), 90% des stocks de carbone organique sont situés dans les 10 à 30 premiers centimètres de sol. Ces valeurs décroissent ensuite rapidement avec la profondeur sauf dans les zones humides (Bae et Ryu, 2015). Vasenev *et al.* (2014) observent à Moscou les mêmes proportions de répartitions entre la couche supérieure de sol et le sous-sol quel que soit le type d'usage du sol urbain. Beyer *et al.* (2001) ont mesuré à Rostock des teneurs en C de 3 g $C.kg^{-1}$ entre 10-27 cm de profondeur, et de 115 g $C.kg^{-1}$ entre 50-75 cm de profondeur. Le mode de construction du sol détermine aussi les zones de stockage. Une couche de 10 cm de sol de surface fraîchement étalée sur un sol compact contient moins de C organique que le même sol non perturbé (Chen *et al.*, 2013).

La compaction peut affecter le cycle de C dans les sols urbains puisque en limitant le développement racinaire des arbres, elle limite leur apport au stock de C (Nowak et Crane, 2002). La présence de la macrofaune joue aussi un rôle important dans la teneur en C organique des différents horizons du sol urbain. En effet, les vers de terre, introduits par l'activité humaine, accélèrent la décomposition de la MO et augmente la teneur en C du premier horizon minéral de sol (0-15 cm). En absence de vers, la MO s'accumule en surface du sol et forme une litière de moins bonne qualité ce qui laisse à penser que les sols urbains auraient une capacité à séquestrer et stocker plus de C que les zones rurales pour un même couvert végétal (Pouyat *et al.*, 2002).

3.5.6. Carbone organique et couvert végétal

Le type de végétation en relation avec le type d'usage joue un rôle important sur la teneur en C des sols. Dans les aménagements urbains, le remplacement de la végétation native par des espèces exotiques altère la quantité et la qualité de la litière organique ce qui modifie le cycle de C et de l'azote. Les stocks de C potentiels dépendent du type de couvert végétal et seront plus élevés dans une forêt urbaine mixte en comparaison avec une forêt uniquement de feuillus ou de résineux (Bae et Ryu, 2015). Schmitt-Harsh *et al.* (2013) ont montré, dans des parcelles résidentielles individuelles, l'influence de l'âge des arbres de la forêt urbaine (10 à 60 ans) sur les stocks de C dans 15 premiers cm du sol et aussi dans les arbres. Les valeurs

sont d'environ 6 kg.m^{-2} de C dans des sols plantés en 1970 et de 4 kg.m^{-2} dans des sols plantés en 2000. De plus, quel que soit l'âge de la parcelle, les sols stockent deux fois plus de carbone que les arbres.

Weissert *et al.* (2016) ont mesuré des concentrations en C entre 10 et 30 cm plus élevées dans un sol sous pelouse de parc que dans un sol de forêt urbaine. Ces résultats seraient liés à la forte biomasse du système racinaire des graminées en comparaison de celle des arbres dans les 30 premiers cm de sol (Campbell *et al.*, 2014 ; Weissert *et al.*, 2016). La masse volumique apparente des pelouses de parcs est aussi plus élevée dans les premiers centimètres ce qui augmente les valeurs de stock. Enfin, le mode de gestion des espaces enherbés (tonte, arrosage, fertilisation) augmente la production racinaire, le stock de C et renforce cette différence entre les valeurs de stocks de C sous une pelouse de parc et une forêt urbaine (Pouyat *et al.*, 2002).

3.6. Eléments traces métalliques et métalloïdes

Il n'existe pas de publication faisant un bilan des données existantes permettant de décrire l'impact de l'urbanisation ou plus généralement de l'artificialisation sur les concentrations en métaux lourds dans les sols. Les approches menées sont très centrées sur des problématiques locales, associées à la question principale du niveau de contamination et donc du risque sanitaire et environnemental associé à la présence de ces éléments dans les sols. Dans le cas des sols miniers, il est généralement postulé que les mines de charbon ou lignite ne sont pas à l'origine de contaminations inorganiques majeures. Les concentrations en éléments toxiques inorganiques font ainsi rarement l'objet d'investigation. Certaines études sur les sols de terrils ou les sols agricoles des alentours ne montrent pas de contamination avérée en ETM, sauf éventuellement en As (Liu *et al.*, 2017 ; You *et al.*, 2016). Pourtant de rares études sur les minéraux présents dans les terrils (avant ou après auto-combustion) laissent penser que certains éléments traces métalliques pourraient se retrouver en concentrations significatives dans les sols développés sur les terrils eux-mêmes (Masalehdani *et al.*, 2007 ; Masalehdani *et al.*, 2009 ; Masalehdani et Potdevin, 2012). Enfin, les contextes géographiques, climatiques, géologiques, sociaux et politiques dans lesquels s'insèrent les articles analysés dans cette partie sont très variés, ce qui rend la synthèse relativement délicate.

3.6.1. Des approches diagnostic de surface sur des zones urbaines et minières réalisées dans le monde entier

L'essentiel des publications associées à ce domaine traite de la pollution par les métaux lourds de façon très ciblée. Les études publiées sur la question de l'effet de l'urbanisation traitent essentiellement de la répartition spatiale de la concentration en métaux lourds sur des zones concernant jusqu'à plusieurs km^2 couvrant des zones urbaines, des zones industrielles, des zones péri-urbaines et des zones "témoin" non influencées par la ville. De nombreuses zones urbanisées dans le monde ont ainsi été caractérisées par rapport à la teneur en métaux lourds dans les sols à l'occasion d'une campagne de prélèvements: Berlin (Abel *et al.*, 2015b), New-York (Burt *et al.*, 2014), Détroit (Howard *et al.*, 2013b), Vienne (Pfleiderer *et al.*, 2012), des villes de l'Europe de l'Est (Bezuglova *et al.*, 2016; Doichinova *et al.*, 2014; Jankauskaite *et al.*, 2008; Meuser, 2010; Swiercz, 2008), plusieurs ville en Chine dont Shangai (Bai *et al.*, 2016; Fang *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2016), Marrakech (El Khalil *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2013), Delhi (Kaur et Rani, 2006), Islamabad (Ali et Malik, 2011). Il existe peu de publications sur la pollution par les métaux lourds dans des zones urbaines françaises. On peut citer l'étude de Cakir *et al.* (2010) qui ont travaillé sur des sols dans zones urbaines et des jardins ouvriers à Nantes. D'autres études financées dans le cadre du programme GESSOL (www.gessol.fr) ont permis de caractériser les teneurs en métaux lourds dans des contextes particuliers (ancienne commune minière et zone urbaine d'une commune agricole du Sud de la France (Keller *et al.*, 2012; Robert, 2012), zones urbaines utilisées pour la réinfiltration des eaux pluviales à Lyon (Winiarski, 2014)). Des résultats de caractérisation de terres de surfaces de sols urbains français ont récemment été compilés et comparés à des sols sous usages forestiers et agricoles (Joimel *et al.*, 2016).

La grande majorité des 25 publications associées aux sols en milieu urbanisé concernent la caractérisation des horizons de surfaces (0-10 à 20 cm). Il y a, en général, très peu d'informations pédologiques et historiques relatives aux zones de prélèvements.

Par ailleurs, les zones minières ont été passablement étudiées. Les activités minières (poly)métalliques peuvent être assorties ou non d'activité de fonderie, élargissant les types possibles de déchets et déblais et donc de source et nature de contamination. Nombreuses sont les mines dont l'activité remonte à plusieurs siècles et a évolué au cours du temps (Bini et Gaballo, 2006 ; Ciarkowska *et al.*, 2016; Flynn *et al.*, 2003). L'interprétation des sols présents s'en trouve compliquée par manque d'information sur le contexte de mise en place de ces sols et les éventuelles phases d'activité qui s'y sont succédé. Le nombre d'articles pris en compte dans cette partie, initialement de 11, a été porté à 41 dont 20 sont présentés dans le tableau A5 en annexe.

Dans la majorité des articles sur les sols issus de mines métallifères, les concentrations en ETMM sont mesurées uniquement dans l'horizon de surface dont l'épaisseur est fixée à 5, 10, 15, 20 ou 30 cm selon les auteurs, sans véritable justification de la profondeur choisie. Dans certains cas l'épaisseur de cet horizon n'est pas donnée (Chung *et al.*, 2005 ; Flynn *et al.*, 2003 ; Lottermoser *et al.*, 1999 ; Wahsha *et al.*, 2016) et dans de très rares cas, les horizons sont décrits mais leur profondeur n'est pas spécifiée, ce qui ne permet pas non plus de comparaison (Mittermuller *et al.*, 2016 ; Wahsha *et al.*, 2017).

Seules quelques publications abordent la question de la qualité des sols urbains et de la concentration en métaux lourds sur des profils allant jusqu'à 5 mètres de profondeur (Abel *et al.*, 2015b; Bezuglova *et al.*, 2016; Swiercz, 2008). Les horizons sont alors décrits précisément, et le lien entre la typologie de l'horizon, son niveau d'anthropisation, le pourcentage de matériaux technogéniques et le type de matériaux présents, sont utilisés pour expliquer les concentrations en métaux lourds. La prise en compte d'aspects historiques de l'évolution de l'occupation du sol, de l'urbanisation est utilisée pour expliquer les évolutions des caractéristiques chimiques. De la même façon, très peu d'articles présentent des profils de concentrations en ETMM pour les sols issus de mines métallifères. Lorsque c'est le cas, le profil ne présente pas de distribution des ETMM typique. En fait, le profil résulte à la fois des caractéristiques du(des) substrat(s) (successifs) (Chrastny *et al.*, 2012), des conditions physico-chimiques ayant permis ou non la migration des contaminants (pH, TOC, minéralogie) (Chrastny *et al.*, 2012), de la présence ou non d'une couche cimentée issue de re-précipitations (Pellegrini *et al.*, 2016 ; et bibliographie incluse (Yin *et al.*, 2016) et du temps (Bini et Gaballo, 2006).

3.6.2. Une caractérisation essentiellement multimétallique, sans recherche a priori de sources ou de marqueurs spécifiques

Les études publiées et citées précédemment caractérisent en majorité la concentration d'un ensemble de métaux lourds (10 à 15 éléments) pour les sols urbains. Certains auteurs ciblent les métaux lourds qui sont "caractéristiques" de la pollution urbaine et routière comme Zn, Cu, Pb, Cd et Ni (El-Mufleh *et al.*, 2014b). Ce sont principalement les teneurs totales, ou pseudo-totales qui sont déterminées. Elles sont parfois associées à des mesures de concentrations de métaux échangeables ou assimilables via différents extractants classiques dans les études de spéciation de métaux lourds. La justification du choix des métaux analysés est très rarement faite et le lien avec des sources de contamination est très peu réalisé et souvent à posteriori au moment de l'interprétation des données dans la discussion des études.

Les concentrations en ETMM pour les sols issus de mines métallifères sont quasi systématiquement mesurées afin d'évaluer le niveau de contamination général et les risques de transfert dans la chaîne alimentaire ainsi que les possibilités d'installation de végétation pour stabiliser les terrains pollués. C'est donc le paramètre le plus couramment disponible. Les concentrations totales sont encore celles le plus souvent estimées : elles sont mesurées après par digestion acide totale (avec HF) ou partielle (le plus souvent), parfois par XRF (Lilic *et al.*, 2014 ; Pellegrini *et al.*, 2016). Il s'en suit des seuils de détection divers qui parfois ne permettent de mesurer que des concentrations déjà anormalement élevées, en particulier pour des éléments comme Cd, Sb, Ni, Hg (Alvarez *et al.*, 2003; Lottermoser *et al.*, 1999). Encore trop nombreux sont les auteurs qui ne mentionnent pas la technique d'extraction ni celle de détection de l'élément.

Ces mesures peuvent être associées à des mesures de pH du sol, de la MO, et la concentration d'éléments majeurs mais ces paramètres sont ensuite peu associés à l'exploitation et l'interprétation des résultats sur les métaux lourds. Pour les sols issus de mines métallifères, d'autres paramètres que les concentrations en ETMM sont parfois mesurés dans le but de tracer la contamination. La susceptibilité magnétique a été utilisée dans les zones minières historiques (Magiera *et al.*, 2016) pour mettre en évidence la présence d'artefacts datant de plus de 1000 ans sur une épaisseur de 25 cm. Cette approche a déjà été utilisée en archéologie ainsi que sur des zones contaminées en métaux ferro-magnétiques (Lecoanet *et al.*, 2003; Lecoanet *et al.*, 1999). La relation entre concentrations en ETMM et susceptibilité magnétique n'est pas simple et ne permet pas toujours de caractériser complètement les terrils miniers (Hernandez-Bernal *et al.*, 2016). Les activités enzymatiques et la respiration du sol sont également utilisées comme paramètres d'alerte précoce de la contamination et perturbation des écosystèmes (Wahsha *et al.*, 2017).

3.6.3. L'artificialisation conduit à l'enrichissement des sols en métaux lourds sur des surfaces importantes autour des zones impactées

Les niveaux de concentrations mesurées dans les surfaces urbaines montrent un enrichissement en métaux lourds principalement à la surface des sols par rapport à des zones "témoins" (zones agricoles, parcs éloignés de la ville, sols de forêt ou fonds géochimiques pris dans la littérature) à partir des facteurs d'enrichissement. Que ce soit en surface ou en profondeur, on peut dire que globalement il y a un lien entre la densité de l'urbanisation, la rapidité d'urbanisation et la concentration en métaux dans les sols.

Il faut alors distinguer deux types de sols ou de contextes différents :

1. Un contexte de **pollution diffuse**, où un enrichissement en surface est observé sur des sols peu remaniés et contenant peu de matériaux technogéniques. L'apport des métaux est essentiellement expliqué par des retombées atmosphériques (trafic automobile, chauffage), au lessivage des matériaux (matériaux constituant les toitures, voire les murs) et des voiries (usure des pièces automobiles, sels de déneigement, par ex.) Les surconcentrations ne dépassent pas des seuils règlementaires associés à des risques toxiques avérés ou des concentrations conduisant à des risques potentiels ou la nécessité d'interdire des usages particuliers de sols.
2. Un contexte de **pollution concentrée**, dans des sols très anthropisés qui contiennent des matériaux (sédiments, déchets, résidus de produits industriels) riches en certains ETM, ou aux abords de sites industriels dégageant des émissions atmosphériques polluantes. L'enrichissement dans les différents horizons de ces sols très anthropisés qui contiennent des matériaux (sédiments, déchets, résidus de produits industriels) riches en certains métaux lourds qui

sont les sources directes de ces polluants. Les sources sont bien identifiées et listées dans la littérature (El Khalil *et al.*, 2008 ; Lehmann et Stahr, 2007 ; Praveen *et al.*, 2005). Les concentrations en métaux lourds sont alors 10 à 50 fois supérieures à celles mesurées en moyenne dans les zones urbaines (Abel *et al.*, 2015b ; Arslan *et al.*, 2005 ; Haering *et al.*, 2004 ; Li *et al.*, 2013 ; Praveen *et al.*, 2005) et ces terres, qu'elles soient en surface ou dans des horizons enfouis historiquement en profondeur, présentent des risques de contamination réels pour le sous-sol et des risques toxiques pour l'homme et son environnement.

Dans le premier cas, on peut alors parler d'une signature urbaine globale. Les métaux principalement présents en concentrations bien supérieures aux fonds géochimiques sont : Zn, Pb, Cu, Cd, Ni essentiellement. Leur présence est expliquée suivant des sources qui sont maintenant bien identifiées. D'autres métaux peuvent aussi être au-delà des concentrations naturelles en fonction de la présence d'activités industrielles dans la zone urbaine étudiée (Hg, As, etc.). Foti *et al.* (2017 ; Encadré 1) ont ainsi pu calculer des facteurs d'enrichissement (présentés à la section 5) dans les horizons de surface et montrer une augmentation des teneurs en ETMM en fonction de la proximité de sources et d'un gradient de pression urbaine.

Dans le second cas, les métaux déjà cités les plus concentrés sont liés à des souces-bien identifiées et de la même façon, on peut avoir des spécificités locales en fonction des matériaux mélangés dans les sols.

Encadré 1. Les teneurs en ETM le long d'un gradient de pression urbaine en région parisienne

Une étude très récente (2017) a mesuré les contaminations en ETM de 180 sols de pelouse ou de bois répartis en Ile-de-France. Cuivre (Cu), cadmium (Cd), plomb (Pb) et zinc (Zn) s'avèrent d'origine anthropique, alors qu'arsenic (As), chrome (Cr) et nickel (Ni) sont d'origine naturelle. Le trafic routier a été identifié comme la première source anthropique d'ETM, et l'activité industrielle, notamment la cimenterie, comme la deuxième source pour Cd. Des caractéristiques telles que la texture, les teneurs en carbone organique et en azote total reflètent les origines et héritages des sols, qui peuvent souvent expliquer leurs teneurs en ETM. Les sols urbains boisés apparaissent plus contaminés que ceux des pelouses, probablement parce que les bois sont beaucoup plus anciens (ils datent de l'époque haussmannienne). La capacité des couverts forestiers à augmenter les flux en certains ETM du fait de leur feuillage ne peut être exclue. Les sols urbains de pelouse sont similaires aux sols agricoles fertiles ; importés des environs de Paris surtout à partir des années 1950, ils sont depuis moins longtemps exposés aux conditions urbaines d'apports d'ETM.

Les concentrations en ETM anthropiques augmentent des zones rurales aux zones urbaines (Figure 11), où elles atteignent souvent ou dépassent les seuils réglementaires. Les fortes pollutions au Cd des sols urbains boisés constituent un risque élevé pour les communautés biologiques.

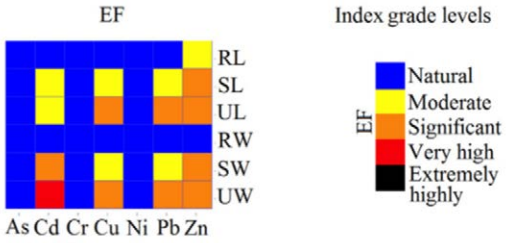


Figure 11. Enrichissement en ETM des sols en Ile-de-France (source : Foti *et al.*, 2017)

EF : facteur d'enrichissement, par rapport au fond géochimique local, supposé exempt de contaminations anthropiques

R : rural, S : périurbain, U : urbain, L : pelouse, W : bois

On observe un enrichissement non lié directement au gradient d'urbanisation :

De nombreux articles montrent la difficulté de lier plus finement le niveau d'urbanisation, d'artificialisation avec les niveaux de concentration en métaux lourds. Ils essaient de relier les concentrations en métaux lourds au type d'activité urbaine par typologie d'usage des sols ou typologie de couverture par analyse d'image. A part la mise en évidence d'un "gradient" entre la zone centre et les zones non urbanisées (Doichinova *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2013; Meuser, 2010; Swiercz, 2008), les auteurs ne parviennent pas à montrer une relation plus fine entre les activités de surface et la concentration en métaux lourds dans les sols (Ali et Malik, 2011; Bai *et al.*, 2016; Burt *et al.*, 2014; Howard *et al.*, 2013b; Li *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2013). Seuls, Fang *et al.* (2015) montrent une corrélation significative entre la teneur en métaux lourds dans les sols d'un district de Shangaï et la rapidité de la croissance urbaine. Globalement, la variabilité de la mesure et le faible nombre d'échantillons conduit en général à ne pas pouvoir montrer de tendances statistiquement valides. De plus, les stratégies d'échantillonnages sont souvent systématiques sans prise en compte des spécificités de formation, évolution, typologie des sols et donc de composition. Il est alors essentiel de mettre en avant d'autres éléments de contexte qui permettent d'expliquer les résultats de certaines études : contexte hydrologique, géochimique naturel particulier, manque de données historiques d'occupation du sol.

Seuls quelques auteurs démontrent clairement le lien entre les teneurs en métaux dans les sols et l'origine ou l'histoire de formation de ces derniers (Abel *et al.*, 2015b; Li *et al.*, 2013).

Les sols urbanisés sont des lieux de stockage des métaux lourds mais les niveaux de concentration mesurés et l'évaluation de la mobilité potentielle des métaux montrent, sans surprise, que la solubilité des métaux est globalement faible (Arslan *et al.*, 2005; Doichinova *et al.*, 2014; El Khalil *et al.*, 2016; El Khalil *et al.*, 2008; Howard *et al.*, 2013b; Kaur et Rani, 2006). Les sols jouent le rôle de puits de métaux lourds car ils présentent des caractéristiques propices à la rétention des cations métalliques (sols carbonatés, sols avec ajouts de MO, sols végétalisés) et sont ainsi capables d'accumuler les métaux lourds en surface ou dans certains horizons depuis plusieurs centaines d'années (Aleksandrovskii *et al.*, 2015). Dans le cas des métalloïdes, très peu abordé dans la littérature en ce qui concerne les sols artificialisés, ces pH seraient plutôt favorables à leur mobilité. Ce résultat est essentiel lorsque l'on se projette à long terme en abordant les questions de gestion de ces

surfaces, de la réversibilité des usages des zones urbaines, et du cycle géochimique des éléments métalliques dans les interfaces urbaines. Il serait nécessaire d'aller plus loin et de parler d'exposition des cibles (écosystèmes, Homme) aux ETM via le sol et de risques pour la santé humaine et des écosystèmes. Néanmoins, les études existantes ne permettent pas une telle analyse.

Le cas particuliers des sols de jardins urbains

Les sols de jardins potagers urbains sont soumis à de multiples sources de polluants. Les pressions environnementales (par exemple, la pollution directe et diffuse, la contamination géogène, les pratiques de jardinage) entraînent souvent l'accumulation de matériaux technogéniques et de polluants potentiellement dangereux dans les sols de jardins. Ils présentent des teneurs en métaux totaux, en moyenne, deux fois supérieures à celles observées dans les sols agricoles (Schwartz, 1993 ; Kahle, 2000 ; Schwartz *et al*., 2017 ; Tableau 2). En effet, l'utilisation répétée d'engrais et de pesticides est une source majeure de pollution (Chen *et al.*, 1997). Le degré et la nature de la contamination des sols de jardins est également le résultat des flux de déchets solides provenant des mines historiques, de sites industriels (Cachada *et al*., 2009 ; El Hamiani *et al*., 2010) ou d'émissions domestiques. Ces dépôts peuvent d'abord résulter du trafic, car les jardins sont généralement installés le long des voies de communication majeures (Councell *et al.*, 2004 ; Wong et Li, 2004). En augmentant les activités industrielles et urbaines, le niveau de pollution des sols de jardins augmente par rapport aux systèmes naturels. Le degré de pollution des sols est alors fonction de l'âge du jardin, des pratiques de jardinage et de la situation géographique (Schwartz, 2000). À long terme, des métaux ou des polluants organiques peuvent s'accumuler dans les sols et atteindre des concentrations toxiques pour les humains et les écosystèmes (Alt *et al*., 1981 ; Bahemuka et Mubofu, 1999 ; Douay *et al*., 2013; Fismes *et al.*, 2004).

La qualité des sols de jardin est alors globalement très variable. Certains auteurs ont montré une forte hétérogénéité spatiale dans le niveau de contamination du sol avec une contamination métallique plus élevée dans les sols du centre-ville par rapport aux zones périurbaines (Schroeder *et al.*, 1987). La pollution n'épargne cependant pas les jardins qui sont situés à la périphérie des villes, le long des voies de chemin de fer, des grandes autoroutes ou des centres industriels. Plus récemment, Béchet *et al.* (2016) ont évalué la variabilité spatiale de la répartition des teneurs en métaux dans les jardins aux échelles de la ville, du jardin et des parcelles dans quatre villes européennes. À l'échelle de la ville et du jardin, la variabilité observée pour les principales propriétés et les éléments majeurs est dominée par la géologie locale / matériau parental (pH, $CaCO_3$, Fe) et les pratiques de jardinage (matière organique, $CaCO_3$), qui varient d'un pays à l'autre. La gamme des concentrations en éléments en traces métalliques est similaire entre chaque ville sauf pour une. Des valeurs extrêmes sont observées pour Cu, Pb et Zn en raison des activités humaines. La contamination des métaux s'explique principalement par les situations historiques et environnementales du site montrant l'influence de l'histoire et des successions d'usages des sols et des intrants liés à des facteurs externes (e.g. activités industrielles, émissions du trafic routier).

Tableau 2. Concentrations en métaux totaux dans des sols de surface de jardins collectifs en Europe, en comparaison de sols de surfaces agricoles (Alloway, 2004 ; Baize, 2000 ; Bechet et al., 2016 ; Crößman et Wüsteman, 1992 ; Joimel et al., 2016; McGrath et Loveland, 1992 ; Schwartz, 1993), d'après Schwartz et al. (2017)

Sols			**métal total** (mg.kg^{-1})				
			Cd	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
Sols agricoles	**France** (n=1 100)	moyenne	0,4	19,1	30,4	41,3	103,0
	Allemagne (n=18 000)	moyenne	0,4	15,0	15,0	36,0	67,0
Sols de jardins	**Angleterre** (n=5 692)	médiane	0,9	23	41	74	97
	France (nord-est, n=105)	moyenne	1,0	27	19	59	138
		max	5,3	181	56	340	518
	France (programme JASSUR, n=104)	médiane	0,3	39	21	75	132
	Allemagne (n=3 624)	moyenne	0,5	24	14	65	151
		max	7,3	196	69	627	1 035
	Portugal (n=18)	moyenne	<ld	32	94	66	86
	Royaume-Uni (n=4 127)	moyenne	1,2	-	-	266	278
		max	40,0	-	-	14 100	14 600

3.6.4. Les ETM dans les sols liés aux activités minières métallifères

Dans l'état actuel, nous avons renoncé à produire des moyennes ou même des gammes de concentrations pour les sols liés aux activités minières métallifères : celles-ci sont reportées dans le tableau A2 (en annexe) et indiquent clairement que les valeurs peuvent aller de concentrations équivalentes à celle du bruit de fond biogéochimique local à des valeurs dépassant parfois le pourcent, en particulier pour les éléments les plus rencontrés (mesurés) : Zn, Pb, Cu et As. Les autres éléments les plus recherchés sont Cd, Cr, Hg, Ni, Sb et Mn (et Fe). Cd et Hg peuvent dépasser les 100 mg.kg^{-1}. Les éléments mesurés et leurs concentrations dépendent de la mine concernée : ce sont les éléments extraits mais aussi les éléments accessoires des minéralisations (souvent des minéraux sous forme de sulfure avec la pyrite comme minéral dominant). Il est à noter également une étude sur les sols impactés par une mine de terres rares (Mittermuller *et al*., 2016). D'une manière générale, des contaminations avec d'autres éléments non mesurés ne peuvent ps être exclues car il y a rarement un screening large des

éléments potentiellement présents. Le nickel, Cr, Co et U ne font pas partie des éléments extraits dans le corpus d'articles sélectionnés. Il s'agit là certainement d'un biais. On peut noter pour les éléments les plus couramment mesurés des corrélations entre les concentrations de Zn et Cd ainsi que des corrélations entre Ni et Cr (mesurés mais présentant des concentrations « naturelles ») (Figure 12a,b,c). Ceci reflète les associations retrouvées dans les gisements. Par contre, il n'apparaît pas de corrélation entre Cu, Pb et Zn. Ceci est le résultat des différences dans les techniques d'extraction et/ou de fonderie ainsi que dans la nature du résidu de mine étudié. Un certain nombre d'auteurs font des mesures d'ETMM (bio)disponibles, voire bioaccessibles, via des essais avec des plantes ou par des extractions chimiques plus ou moins fortes (solutions salines diluées, EDTA, DTPA, extractions séquentielles type BCR, etc.) (Tableau A2 en annexe) associées à des mesures de paramètres physico-chimiques et physiques classiques, voire microbiologiques pour estimer la fertilité.

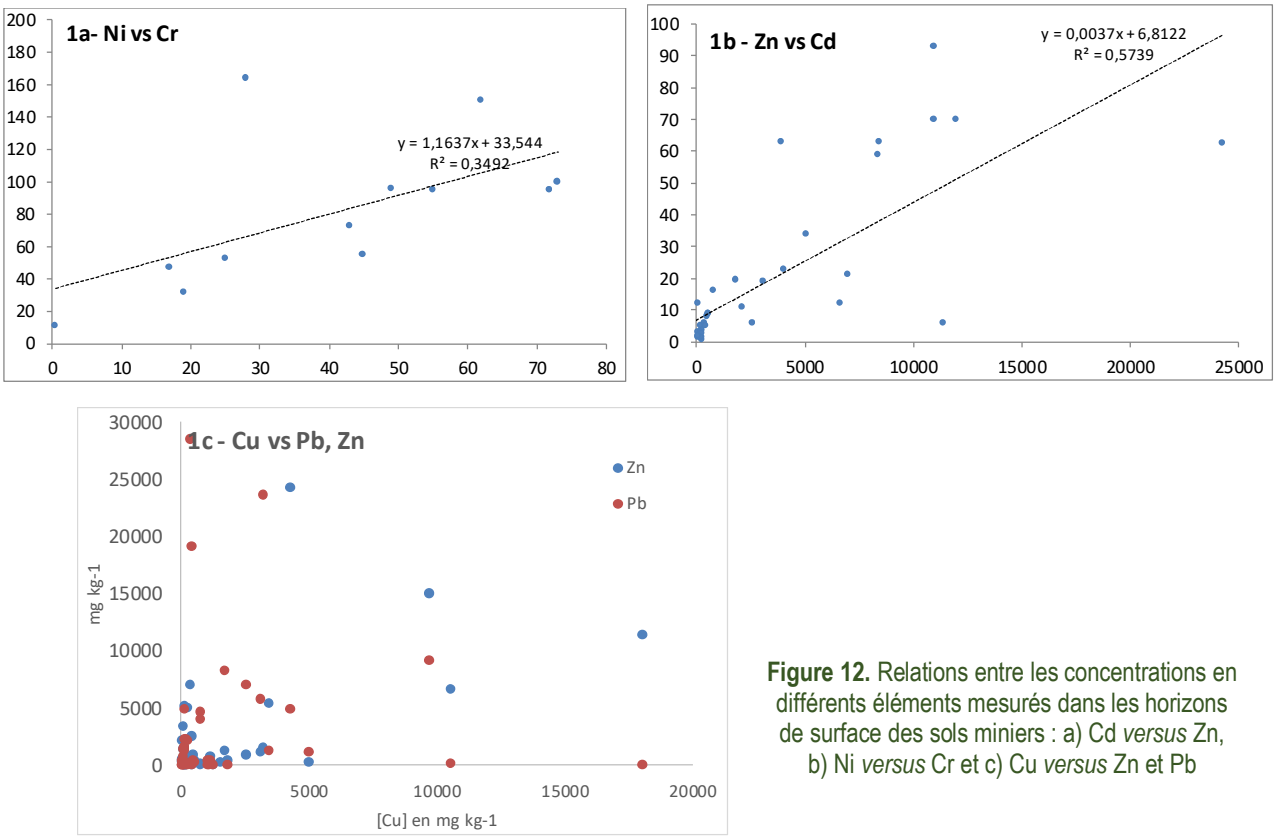


Figure 12. Relations entre les concentrations en différents éléments mesurés dans les horizons de surface des sols miniers : a) Cd *versus* Zn, b) Ni *versus* Cr et c) Cu *versus* Zn et Pb

3.7. Polluants organiques

Depuis plus de 20 ans, les études sont focalisées sur les sols urbains ou industriels et concernent essentiellement les mesures de concentrations en hydrocarbures et hydrocarbures aromatiques polycycliques. Une littérature très abondante existe sur les caractéristiques des HAP dans les sols des friches industrielles, il y a beaucoup moins d'études sur les sols urbains (Edwards, 1983 ; Juhasz et Naidu, 2000 ; Wilcke, 2000). Ces mesures sont souvent couplées à celle des ETM sur les mêmes sites dans une démarche d'évaluation globale de la qualité physico-chimique des sols. La recherche spécifique des hydrocarbures est liée à leur origine industrielle (sidérurgie et héritage dans de nombreux sites industriels en France et en Europe) ou au trafic automobile (Badin *et al.*, 2008 ; El-Mufleh *et al.*, 2014a). En ce qui concerne les HAP, on peut souligner que les principaux résultats à retenir sont les mêmes que pour les métaux lourds. Les sols artificialisés sont des zones de stockage des HAP qui persistent depuis presque 100 ans maintenant sur certains sites industriels, ils sont très peu mobiles du fait de leur faible solubilité et de la même façon suivant les types d'apport (atmosphérique ou apport direct par des déchets riches en HAP), les sols sont enrichis uniquement en surface ou très contaminés dans les horizons contenants des déchets.

Très récemment, des recherches ont été engagées sur certains polluants organiques émergents (Adeli *et al.*, 2013 ; Hassanin *et al.*, 2004 ; Spomer *et al.*, 2010 ; Winiarski, 2014; Wong *et al.*, 2012), avec des difficultés liées aux méthodes analytiques (retardateurs de flamme (PBDE), pesticides organochlorés, résidus médicamenteux…) du fait de la présence de ces molécules en ultra trace et des stratégies de prélèvement non adaptées à ces molécules dans ces milieux très hétérogènes. L'étude de ces polluants dans les sols est complexe car il faut mesurer les concentrations de plusieurs congénères, mais également les métabolites produits lors de la dégradation de ces molécules dans les sols qui sont parfois plus mobiles et plus toxiques. Les temps de persistance sont également des informations à avoir ainsi que la volatilité. En ce qui concerne les niveaux de référence, nous n'avons trouvé que deux publications qui mesurent les concentrations de polybromodiphénylethers (PBDE) dans des sols forestiers ou prairiaux aux Royaume Unis et en Norvège avec des concentrations moyennes de 600 à

2 500 ng/kg. (Adeli *et al.*, 2013) note des concentrations 100 fois plus élevées en PBDE dans des sols urbains en Grande Bretagne que dans des sols agricoles utilisés comme témoin. Les quelques autres références dédiées aux polluants émergents dans les sols urbains sont plutôt consacrées à évaluer la mobilité/volatilité de ces molécules et leur temps de 1/2 vie dans des conditions contrôlées et montrent la mobilité potentielle de ces molécules et de leurs métabolites dans le sous-sol.

La spécificité commune aux sols issus de mines de charbon et lignite est la présence d'une contamination supposée limitée en éléments inorganiques, bien que quasiment jamais renseignée.

4. Ce qu'il faut retenir des caractéristiques physiques et chimiques des sols artificialisés

Dans les études analysées, les anthroposols sur matériaux allochtones ou technologiques sont dominants dans le cas des sols miniers et urbains. Néanmoins pour les sols miniers, les sols ou même simplement leur substrat sont rarement explicitement détaillés, de même que l'échantillonnage ce qui rend l'attribution de valeurs de concentration à un type de (Techno)sol difficile. Les sols échantillonnés le sont surtout pour estimer leur contamination et le profil n'est décrit ni morphologiquement ni en termes de distribution de la contamination. Une des limitations se trouve dans la définition de ce qu'on appelle « sols miniers, ou sols urbains », l'acceptation du terme semblant dépendre de la question posée au départ : impact de l'urbanisation, risque sanitaire, pédogénèse, remédiation… Les sols des zones récréatives sont majoritairement peu perturbés, alors que pour la plupart des sols industriels, aucune information n'est donnée.

Quel que soit leur mode d'occupation, plusieurs grand types de sols sont observés (sols peu perturbés, sols tronqués, Anthroposols…). De ce fait certaines des caractéristiques pédologiques des sols artificialisés peuvent être liées à leur nature alors que d'autres seront liées à leurs usages. Dans l'ensemble, les SUITMA sont caractérisés par :

1. la nature des éléments technologiques qu'ils contiennent, leur abondance et leur taille varie selon la nature du sol artificialisé. On notera la présence fréquente de matériaux technologiques carbonatés dans les sols artificialisés, urbains notamment et de microartéfacts siliceux et carbonés issus de la combustion de carbone fossile.
2. une extrême variabilité spatiale liée à la complexité de leur historique. Cette variabilité spatiale est métrique à centimétrique voire millimétrique pour les sols urbains formés à partir de sédiments et de dépôts atmosphériques ;
3. une structure (horizonation) souvent très marquées par leur formation
4. une forte pierrosité, notamment en profondeur pour les sols miniers, les infrastructures de transport ou encore les sols de certaines villes ;
5. des masses volumiques apparentes supérieures à 1,55 g cm^{-3} rencontrées dans plus de 25% des cas pour tous les SUITMA ;
6. une forte diminution de la capacité d'infiltration et de rétention en eau en lien avec l'imperméabilisation et la compaction, à l'exclusion des sols végétalisés (espace vert, parc et jardins et zone d'agriculture urbaine) et des dispositifs dédiés à l'infiltration des eaux pluviales ;
7. des pH souvent supérieurs à 7 pour les sols urbains et ceux des infrastructures de transport ou au contraire acides à très acides en ce qui concerne certains sols miniers et industriels (dans 40% des cas) ;
8. un caractère sodique en contexte urbain froid ;
9. des teneurs en matières organiques avec une forte variabilité en fonction de l'usage du sol (fortes dans les sols ouverts tels que les jardins potagers, les pelouses et faibles dans les zones imperméabilisées urbaines et minières) et de sa genèse mais avec des teneurs dans la couche de surface en moyenne supérieure aux sols non artificialisés ;
10. des concentrations en métaux lourds et métalloïdes élevées, en surface essentiellement, ainsi qu'en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sols urbains et industriels. La pollution peut par contre se révéler en profondeur, en fonction des matériaux et déchets constitutifs des horizons. Ces polluants sont stockés et peu mobiles dans les sols. Ils représentent ainsi des sources secondaires de pollution diffuse dans le sous-sol, dans les eaux de surface par érosion et ruisselement, dans les eaux souterraines et l'atmosphère ;
11. un manque de connaissance sur les concentrations de certains polluants émergents (les platinoïdes, les retardateurs de flammes, ou les composés aromatiques polaires issus de l'oxydation des HAP).

5. Indicateurs de la qualité physico-chimiques des sols

Le terme indicateur prête à interprétation : il peut s'agir de paramètres uniques mesurables de caractéristiques de sol (par exemple), mais il est aussi utilisé pour définir l'agrégation de plusieurs indicateurs ou paramètres. Dans ce dernier cas il est

synonyme d'indice. Inversement, le terme indice peut être utilisé pour un paramètre unique (par ex. Vasenev *et al.* (2012)). Il est utilisé dans différents contextes et nous nous intéresserons ici au concept d'indicateurs ou d'indices de la qualité des sols ainsi qu'au concept d'indicateur d'artificialisation des sols, les deux pouvant en théorie être mis en relation ou agrégés, ce qui cependant est peu proposé dans la littérature ou pas de manière satisfaisante. Nous traiterons donc successivement :

- du concept d'indicateurs et d'indices de la qualité des sols : quels sont les objectifs pour l'utilisation de ce type d'indicateurs et la manière dont ils sont construits,
- des indicateurs d'artificialisation et ce que l'on en attend,
- de la place et la prise en compte des sols urbains dans de tels indices et du lien éventuel entre qualité des sols et artificialisation.

Le corpus initial était très pauvre sur le sujet et il a donc été fortement augmenté. Quinze articles issus du corpus initial ont été utilisés pour un total de 88 articles pour ce chapitre. Il reste encore néanmoins partiel. On note une forte représentation des articles traitant des villes chinoises. Ceci est certainement à mettre en relation avec le déploiement du programme national chinois « inventaire géochimique général à l'échelle régionale » (« Multi-purpose Regional Geochemical Survey ») qui, dès 2011, couvrait 1,65 M km^2, surtout de terres agricoles et de zones urbaines (Li *et al.*, 2014 dans Yang *et al.* (2014a) et a donc fourni une quantité considérable de données spatialisées sur les sols qui ont été ensuite traitées de diverses manières. Même si le contexte chinois est certainement très différent du contexte européen ou français, les approches proposées et les conclusions qui en sont tirées sont généralisables dans leur grande majorité à d'autres contextes.

5.1. Le concept d'indicateurs et d'indices de la qualité des sols : objectifs et construction

La construction et l'utilisation d'un indice de qualité des sols peuvent avoir deux objectifs distincts qui vont influer sur le type d'indice ou d'indicateur à utiliser. Ces objectifs peuvent être soit d'évaluer la qualité intrinsèque du sol soit sa qualité dynamique pour un usage donné, celui-ci étant souvent agricole. L'utilisation d'indicateurs ou d'indices découle du fait que la qualité des sols ne peut pas être directement mesurée (Karlen *et al.*, 1998). Certains considèrent même qu'un sol ne peut pas être comparé à un standard ou un sol « pur » comme c'est le cas pour l'air ou l'eau et donc que le concept d'indice ne peut pas être raisonnablement appliqué aux sols (Letey *et al.*, 2003; Sojka et Upchurch, 1999).

Malgré tout, la littérature regorge de propositions d'utilisation d'indices dont certaines ont été menées avec succès. L'approche la plus classique consiste à utiliser un indicateur ou paramètre ou à combiner dans un indice unique plusieurs indicateurs. Ceux-ci peuvent correspondre à des caractéristiques intrinsèques ou acquises du sol (Karlen *et al.*, 2003) qui donnent des informations sur les capacités du sol à remplir un ou plusieurs services, en général pour un objectif de production agricole (par ex. Karlen *et al.* (1994) ; Andrews et al. (2002) ; Lilburne *et al.* (2004) ;Shukla *et al.* (2006) ; Idowu *et al.* (2008)) ; fourragère (Gardi *et al.*, 2002 ; Rezaei *et al.*, 2006; Shepherd, 2000) ; ou forestière (Kelting *et al.*, 1999 ; Moffat, 2003 ; Schoenholtz *et al.*, 2000 ; Yan *et al.*, 2012; Zornoza *et al.*, 2007). Certains combinent plusieurs usages ou services rendus par les sols (Mandal *et al.*, 2010 ; Marzaioli *et al.*, 2010; Quan *et al.*, 2007; Velasquez *et al.*, 2007) tandis que d'autres utilisent un indice par service (Lavelle *et al.*, 2014). En proportion, très peu concernent les systèmes urbains (par ex. Laroche *et al.* (2006) ; Rutgers *et al.* (2008) ; Vrscaj *et al.* (2008) ; Alam *et al.* (2016)) probablement à cause de leur complexité mais également parce l'intérêt pour ces milieux et les sols associés est plus récent. Les sols miniers ne sont pas spécifiquement traités mais pris en compte via leur utilisation actuelle ou potentielle. Les indices sont souvent utilisés et construits pour suivre l'évolution de la qualité des sols dans le temps, comparer différents sols pour un même usage ou un même sol sous différents usages (Mohanty *et al.*, 2007). L'échelle d'appréciation va de la parcelle (la plupart des études portant sur des sols agricoles), à la région (Loveland et Thompson, 2002 ; Rutgers *et al.*, 2008) ou même le pays, surtout dans le cas de la Chine (Yang *et al.*, 2014b). Dans certains cas l'utilisateur peut calculer lui-même l'indice (par ex. Ferraro (2009) alors que dans d'autres des outils clé en main sont fournis sous forme de logiciels ou de systèmes d'aide à la décision pour lesquels il est difficile d'avoir accès au calcul effectué (par ex. Liebig *et al.* (2004) ; Bohanec *et al.* (2007) ; Vrscaj *et al.* (2008)). D'un point de vue technique, les indices peuvent donc être monoparamétriques (on pourra alors parler d'indicateur) ou multiparamétriques. Dans ce dernier cas, ils peuvent être construits de différentes manières : méthodes arithmétiques (basées sur des approches à dire d'experts ou statistiques, utilisant ou non des cartes de scores), des méthodes « écart à la différence » (nécessitant la définition d'un sol de référence) et des méthodes qualitatives (utilisant par exemple le concept de facteur limitant ou le classement hiérarchique). Ce qui précède a été détaillé dans Robert (2012) puis repris dans une synthèse proposée par Rabot *et al.* (2017). Quelle que soit la manière dont ils sont conçus, la flexibilité des indices proposés dépend du but à atteindre mais elle est souvent limitée car les indices sont prévus pour une utilisation ciblée et ils sont donc non validés hors cette utilisation. Ils ne sont pas non plus prévus pour être systématiquement spatialisés. En conséquence ils sont difficilement transposables tels quels à des contextes autres que ceux pour lesquels ils ont été conçus.

Les paramètres utilisés balaient l'ensemble des caractéristiques, physiques, chimiques, physico-chimiques (la teneur en carbone organique et le pH), biologiques et microbiologiques (voir par exemple le choix de bioindicateurs proposé par l'ADEME suite aux programmes Bioindicateurs 1 et 2), y compris les paramètres liés à une dégradation tel que le tassement ou les concentrations en contaminants organiques et inorganiques. A ce titre des indices ont été spécifiquement développés afin d'estimer uniquement le degré de contamination d'un sol. Pour cette approche également, il peut être considéré soit un unique élément soit plusieurs éléments à la fois. Pour les sols urbains, les niveaux de concentration mesurés dans les différents

échantillons, sont ainsi été synthétisés *via* des calculs de facteur d'enrichissement par élément (Loska et Wiechula, 2003; Zonta *et al.*, 1994) ou d'indice de géoaccumulation (Müller, 1979 ; Salomons et Förstner, 1984).

$$I_{\text{geo}} = \log_2\left(\frac{c_n}{1.5 \cdot B_n}\right)$$

où Cn est la concentration d'un métal mesuré, Bn est la concentration de ce métal dans la croute terrestre (Turekian et Wedepohl, 1961). La constante de 1,5 est utilisée pour prendre en compte des variations possibles de la valeur de référence.

Les valeurs de l'Igéo permettent de classer les sols par niveau de pollution par élément chimique :
"0 = practically unpolluted; 0–1 = unpolluted to moderately polluted; 1–2 = moderately polluted; 2–3 = moderate to strongly polluted; 3–4 = strongly polluted; 4–5 = strongly to very strongly polluted and >5 = very strongly polluted".

Pour caractériser une charge polluante globale, de nombreux auteurs sont allés plus loin et utilisent l'« indice de charge polluante » (Tomlinson *et al.*, 1980). Il est défini à partir du facteur de concentration de chaque métal mesuré, Ci en prenant une teneur de référence pour cet élément (Cbi). Puis en sommant ces différents facteurs suivant la formule ci-dessous :

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 \times CF_2 \times \cdots \times CF_n} \qquad CF = c_i / c_{bi}$$

De la même façon, des classes de niveaux de pollution sont définies. Liu *et al.* (Liu *et al.*, 2015) proposent les classes suivantes : « class I (PLI ≤ 1), non-pollution ; class II (1< PLI≤ 2), slight pollution ; class III (2<PLI ≤ 3), moderate pollution ; and class IV (PLI> 3), heavy pollution ». Ces calculs nécessitent pour chaque élément, de se référer à des fonds géochimiques. Les références sont variables et se partagent entre des valeurs prises dans la littérature et des valeurs nationales ou plus locales. Certains papiers font référence à des seuils règlementaires existants dans les pays respectifs ou à l'échelle européenne ou internationale.

Pour les sols issus de mines métallifères, l'approche est moins systématique probablement parce que les valeurs obtenues se passent souvent de commentaire et, lorsqu'elle l'est, les concentrations sont comparées individuellement soit à des valeurs reconnues telles que Kloke (1980), Kloke *et al.* (1984), Bowen (Bowen, 1979), Kabata-Pendias (2010) ; Rodriguez *et al.* (2009), soit encore en référence à des normes réglementaires (de la commission européenne pour l'épandage des boues d'épuration sur les sols agricoles, du pays concerné ou d'un autre : (Arocena *et al.*, 2012 ; Lilic *et al.*, 2014 ; Liu *et al.*, 2014 ; Rodriguez *et al.*, 2009 ; Ullrich *et al.*, 1999 ; Wahsha *et al.*, 2016 ; Wahsha *et al.*, 2017)) soit aux bruits de fonds pédogéochimiques disponibles ou valeurs régionales moyennes (Li *et al.*, 2017; Mingorance *et al.*, 2017 ; Pruvot *et al.*, 2006), ceci dans le but d'estimer le degré de contamination et les risques de transferts dans la chaîne alimentaire, les écosystèmes adjacents et les risques liés à l'exposition. Les valeurs sont parfois rapportées au bruit de fond ou à la référence standard ce qui permet d'obtenir un indice de contamination (Li *et al.*, 2017), comme cela a été présenté plus haut pour les sols urbains. Plus rarement le degré de contamination est estimé via des indices agrégés (indices de pollution) pour tenir compte de la combinaison de plusieurs éléments contaminants (Chung *et al.*, 2005) ; Nishida *et al.* 1982 in Chung *et al.* (Chung *et al.*, 2005). Le « Pollution Index » (PI) défini par Chung *et al.* (2005) est calculé différemment de celui présenté ci-dessus pour les sols urbains et il est défini de la manière suivante :

$$PI = \sum(\text{Metal concentration in soil/Permissible level in soil})/\ \text{Number of metals.}$$

Quand PI est > à 1 alors les concentrations en métaux sont au-dessus des niveaux permis, en dessous de 1, l'indice indique des niveaux en métaux en dessous des valeurs standard choisies. Il faut remarquer que ces indices aggrégés ont été appliqués à des milieux spécifiques (sols urbains ou sols de zones minières), mais *a priori* rien ne s'oppose à ce qu'ils soient utilisés et testés plus largement, voire croisés afin d'évaluer leur degré de similarité dans les résultats.

Enfin, lorsque les auteurs étudient les possibilités et l'efficacité d'une remédiation, alors les références deviennent les caractéristiques des sols initiaux qui sont comparées à celles des sols remédiés.

Il faut noter que ces dernières années le nombre d'articles concernant la "qualité des sols" quel qu'en soit l'usage a explosé suite à la prise de conscience du caractère fini de la ressource sol, de sa dégradation accélérée et du rôle que le sol peut jouer dans le processus de changement climatique. Les sols de la zone urbaine sont maintenant pris en considération lors des calculs de qualité des sols et on relève des essais de croisement de la qualité des sols avec les caractéristiques de l'étalement urbain.

5.2. Indicateurs d'artificialisation

Parallèlement aux études focalisées sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des sols, les urbanistes et les aménagistes étudient la zone urbaine et péri-urbaine et représentent volontiers spatialement la complexité de ces environnements (Malczewski, 2006 ; Marull *et al.*, 2007) mais ne prennent quasiment jamais en compte les caractéristiques pédologiques des sols. Il y a clairement nécessité de rapprocher ces communautés afin de pouvoir évaluer les qualités d'un terrain/sol au plus près de l'ensemble de ses caractéristiques.

L'étude de l'artificialisation *via* une entrée par la caractérisation de l'urbanisation est associée au développement économique, à la croissance de la population et à l'étalement urbain. La plupart des articles vont donc quantifier les surfaces concernées

et leur évolution dans le temps et l'espace et moins souvent vont quantifier également les pertes en termes de qualité des sols. Les études sont faites à l'échelle d'un ou plusieurs pays (Chen, 2007 ; Kabisch et Haase, 2013), d'une région (Ceccarelli *et al.*, 2014 ; Ferrara *et al.*, 2014; La Rosa et Privitera, 2013 ; Xiao *et al.*, 2013) ou d'une municipalité (Pauleit *et al.*, 2005 ; Peng *et al.*, 2013).

Dans ce contexte, une partie des auteurs s'intéressant à l'étalement urbain voit le sol de manière binaire : il est agricole (éventuellement supportant une autre végétation) ou scellé (Kabisch et Haase, 2013 ; La Rosa et Privitera, 2013) : les principaux changements d'occupation du sol (OS) sont donc liés à la consommation des terres (souvent agricoles) et à l'imperméabilisation du sol (Lauf *et al.*, 2014). Le sol n'est qu'un support de végétation (qui peut être catégorisée) et ses caractéristiques physico-chimiques (en particulier sa fertilité) ne sont pas prises en compte car il s'agit de quantifier les surfaces non scellées consommées. Certains auteurs identifient des services écosystémiques (SE) rendus par ces surfaces, tentent de les quantifier ou d'établir des clés de comparaison entre différentes occupations du sol sans tenir compte des caractéristiques des sols mais en se basant uniquement sur les services connus pour être rendus par un type d'OS, en particulier la zone urbaine et sa végétation (Alam *et al.*, 2016). Les changements positifs ou négatifs peuvent être aussi évalués en calculant les différences entre SE associés à chaque OS pour chaque changement d'OS (Lauf *et al.*, 2014). Ce qui conduit certains auteurs à affirmer dangereusement que « les friches industrielles urbaines (« urban brownfields ») fournissent d'excellentes opportunités pour le développement de nouveaux espaces verts urbains avec des qualités en matière de SE supérieures, et donc le scénario de rétrécissement des villes devient très positif en termes d'amélioration des SE » (Lauf *et al.*, 2014).

Lorsque l'échelle d'évaluation est suffisamment fine, il est possible de distinguer sur un territoire les différents types d'OS pour les sols non scellés (Pauleit *et al.*, 2005 ; Yang *et al.*, 2014a) ou de s'intéresser à une catégorie particulière de sols non scellés, comme les espaces verts en zone urbaine (Kabisch et Haase, 2013). Les résultats obtenus à différentes échelles ne sont pas toujours comparables car l'échelle d'observation et de calcul peut moduler les résultats. Ainsi Kabisch et Haase (2013) montrent que les proportions d'espaces verts en zone urbaine changent selon que l'on utilise une base CORINE Land Cover, classe 141, avec un pixel de 25 ha ou la zone urbaine morphologique (« Urban Morphological Zone»), classe « espaces verts urbains » avec un pixel de 25x25 m (Figure 13). D'autre auteurs avant eux avaient déjà pointé les limites de l'utilisation des données CORINE Land Cover (Pageaud et Carré, 2009 ; Trolard *et al.*, 2013) pour les zones urbaines.

Kabisch et Haase (2013) montrent par ailleurs que la dynamique des espaces verts urbains n'est pas homogène en Europe, avec une augmentation de ces espaces dans les villes d'Europe de l'Ouest et du Sud et une diminution dans les villes d'Europe de l'Est. Cependant, le rétrécissement des villes de l'Est permet potentiellement la transformation des friches industrielles en espaces verts urbains. En creux cela implique de s'intéresser dans le futur à la qualité des sols de ces friches.

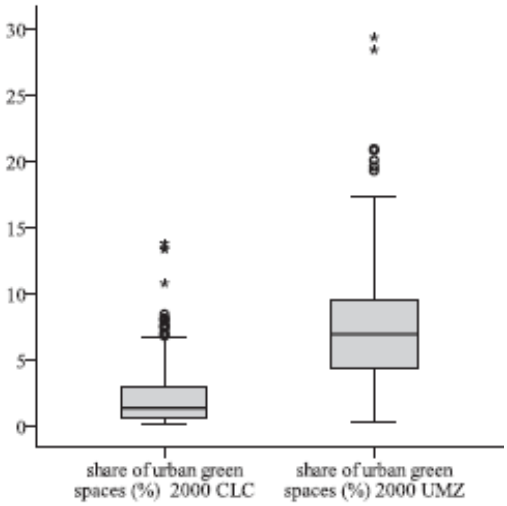


Figure 13. Box plots représentant la part d'espaces verts urbains dans la surface totale de 202 villes européennes, basée sur a) les données CORINE land Cover et b) les zones vertes dans la base de données de l'UMZ (urban morphological zones). Les limites de la zone urbaine sont fondées sur la définition des limites de la ville selon « l'Urban Audit core city Layer ». Tiré de Kabisch et Haase (2013)

5.3. La place et la prise en compte des sols urbains dans de tels indices

Le calcul d'indice de qualité des sols sur les sols urbains a été plus rarement tenté. Implicitement il est postulé que : 1) plus les sols sont « artificialisés », plus ils sont dégradés (Kurucu et Chiristina, 2008 ; Morel *et al.*, 2015; Peng *et al.*, 2013; Vasenev *et al.*, 2012). Vasenev *et al.* (2012) parlent ainsi de « charge anthropique croissante » lorsque l'on passe de zones récréatives à des zones résidentielles puis industrielles ; et 2) ce sont les meilleurs sols (agricoles) qui sont « consommés » en premier (Ceccarelli *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2007 ; Ferrara *et al.*, 2014; Yang, 2014b ; Martellozzo *et al.*, 2015), transformés en sols urbains via leur intégration dans la zone urbaine ; 3) les zones qui passent en zone urbaine seront à plus ou moins long terme scellés (Martellozzo *et al.*, 2015; Xiao *et al.*, 2013). Ce sont d'ailleurs aussi les conclusions auxquelles arrivent la plupart des auteurs. Par exemple, Laroche *et al.* (2006) ont estimé, en se basant sur la réserve utile (considérée en première approche comme un bon intégrateur des propriétés du sol) calculée à partir de la carte IGCS au 1/250 000, que les sols de qualité moyenne à bonne étaient les sols plus concernés par l'artificialisation de l'Iles de France.

On a vu que les indicateurs de l'artificialisation se réfèrent à l'OS alors que la qualité des sols est basée sur des paramètres pédologiques mesurés (dichotomie). Souvent il y a alors la volonté de trouver des corrélations entre cette artificialisation et la qualité des sols, corrélations qui ne sont pas toujours évidentes selon les paramètres choisis. Les caractéristiques des sols sont donc présentées en fonction de leur OS afin de mettre en évidence une supposée relation positive entre l'accroissement du degré d'urbanisation et l'augmentation des concentrations en polluants et/ou la diminution des paramètres de fertilité des

sols (Peng *et al.*, 2013 ; Sowana *et al.*, 2011 ; Yang *et al.*, 2014a). Ce type d'approche permet aussi de quantifier et qualifier les pertes en sols (agricoles) via l'imperméabilisation des sols si on croise ces informations avec une carte de la qualité des sols (Kurucu et Chiristina, 2008 ; Xiao *et al.*, 2013).

Mais d'autres paramètres/indicateurs de l'étalement urbain (et qui indique une augmentation de l'artificialisation) peuvent être introduits pour caractériser les tâches de sol non scellé, soit pour « moduler » leur qualité, soit pour mettre en évidence des « nouveaux » facteurs déterminants dans le fonctionnement des sols. Il a ainsi été introduit dans des indices de qualité des sols la fragmentation (taille des tâches de sol non scellé), la dispersion, la connectivité, la densité et la structure spatiale des unités (« patches ») de sols (Vrscaj *et al.*, 2008).

Si les classes sont faites judicieusement, il est possible de trouver des tendances (Figure 14), entre le NAC (« natural pollutant attenuation capacity of urban soils ») reprenant les paramètres % Corg, % argile, densité apparente, pH et total N combinés dans l'indice NAC (celui-ci est également corrélé à l'âge de l'artificialisation - concept de résilience-recovery des sols) (Wang *et al.*, 2015), ville de Beijing).

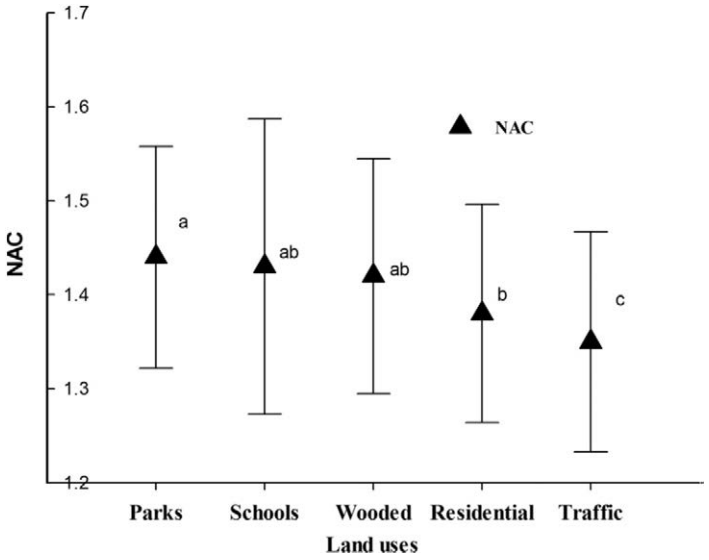


Figure 14. Capacité d'atténuation naturelle des polluants de sols urbains en fonction de l'occupation du sol, dans la ville de Beijing. Tiré de Wang et al. (2015).

Valeurs présentées = moyenne ±S.D., sans dimension, et relatives à une capacité optimale. Des valeurs plus élevées indiquent une plus grande capacité.

En introduisant l'âge du sol en place (pour les sols rapportés), la densité de population, la densité des routes et la distance au centre historique en plus de la teneur en matière organique et du pH du sol, Peng *et al.* (2013) ont trouvé des relations entre ces paramètres et les concentrations en contaminants et ont ensuite pu construire des indices de risques sanitaires. Dans une approche similaire, Franck-Néel *et al.* (2015) ont mis en évidence que la prise en compte de l'histoire de l'occupation du sol, en plus de l'usage actuel, permettait d'améliorer la connaissance de la qualité des sols en zone urbaine et donc sa prise en compte dans les décisions d'urbanisme ; la principale limitation provenant des échelles spatiale et de temps choisies ou disponibles pour identifier les changements d'occupation du sol.

Un point marquant lorsque l'on s'intéresse aux sols urbains et supposés artificialisés est la prise en compte des concentrations en polluants organiques et/ou inorganiques (Peng *et al.*, 2013 ; Sowana *et al.*, 2011 ; Taylor *et al.*, 2010 ; Vasenev *et al.*, 2012; Vrscaj *et al.*, 2008 ; Wang *et al.*, 2015 ; Yakovlev et Evdokimova, 2011 ; Yang *et al.*, 2014a). Les concentrations en ETMM et organiques sont mises en relation avec l'OS pour rechercher des corrélations et identifier l'origine des contaminations (Foti *et al.*, 2017 ; Encadré 1) mais également parce que la réglementation concernant les concentrations en polluants dans les sols dépend de l'OS : par exemple, les concentrations admises en ETMM sont plus restrictives et concernent plus d'éléments pour les sols agricoles que pour les zones résidentielles (par ex. Yang *et al.* (2014a) pour la Chine, et les réglementations de divers pays européens) afin de protéger la production alimentaire. Tous ces auteurs utilisent finalement les divers indicateurs mesurés pour effectuer un état des lieux de la qualité des sols urbains et trouver des liens entre l'état actuel et le développement de la ville et ainsi estimer des facteurs de risques sanitaires lors des aménagements futurs (par ex. Peng *et al.* (2013)). Mais d'autres auteurs combinent également tous ces paramètres dans des indices pour proposer des outils de gestion du territoire en accord avec la réglementation (Keller *et al.*, 2012 ; Wang *et al.*, 2015; Yakovlev et Evdokimova, 2011).

Un point remarquable concernant les sols urbains est que l'on identifie d'autres paramètres que les caractéristiques physico-chimiques des horizons de sol (plus ou moins fortement associées à la fertilité des sols pour la production agricole) pour une meilleure caractérisation des sols urbains : il s'agit en particulier des paramètres décrivant la configuration physique ou socio-économique des entités de sol (Ajmone-Marsan *et al.*, 2016; Vrscaj *et al.*, 2008 ; Xiao *et al.*, 2013). Enfin il a été proposé de prendre en compte l'usage actuel et potentiel pour caractériser la qualité des sols à partir de caractéristiques physico-chimiques, chimiques, physiques et microbiologiques dans un indice de polyvalence d'usage des sols applicable à l'ensemble des sols d'un territoire donné y compris les sols urbains (Keller *et al.*, 2012 ; Encadré 2).

Encadré 2. Polyvalence d'usage des sols et plan local d'urbanisme *(Robert 2012 ; Keller et al. 2012)*

Le concept de l'indice d'adéquation d'usage des sols est basé les 6 fonctions attribuées aux sols (circulation et rétention de l'eau, rétention et cycle des nutriments, stabilité physique et support, biodiversité, filtration et pouvoir tampon, patrimoine pédologique -non pris en compte dans le cas présenté), et 9 usages adaptés de la nomenclature CORINE LAND COVER (Tableau 3). Pour chaque fonction, on établit par expertise un jeu optimum de paramètres à mesurer (optimum data set) caractérisant ladite fonction. Les différents usages n'ont pas la même exigence vis-à-vis des paramètres du sol : de ce fait, il convient de vérifier si chacun des paramètres présente une valeur acceptable ou non (seuil) selon l'usage considéré. Pour cela, les paramètres du sol sont confrontés à une grille d'adéquation (non présentée) définissant ces valeurs seuil en fonction de l'usage. Selon le résultat, le paramètre est dit en adéquation ou en non-adéquation avec l'usage considéré. Enfin, l'indice étant fondé sur la notion de facteur limitant, si au moins un des paramètres décrivant une fonction est en non-adéquation, la fonction n'est pas satisfaite, même si les autres paramètres présentent des valeurs adéquates. Ensuite, il est possible d'additionner le nombre total de fonctions satisfaites pour tous les usages, créant ainsi un indice de polyvalence d'usage des sols. L'indice d'adéquation des sols et l'indice de polyvalence peuvent tous les deux être spatialisés par unités élémentaires de caractérisation du sol (pixel), par unités de sol ou par zones de planification d'usage du sol telles que définies dans le PLU après le calcul de moyennes. Cette représentation permet au planificateur une bonne image des potentialités du sol en fonction de son utilisation. Le résultat est donc une évaluation de l'adéquation des sols pour chacun des usages identifiés sur le territoire d'étude (figure 15).

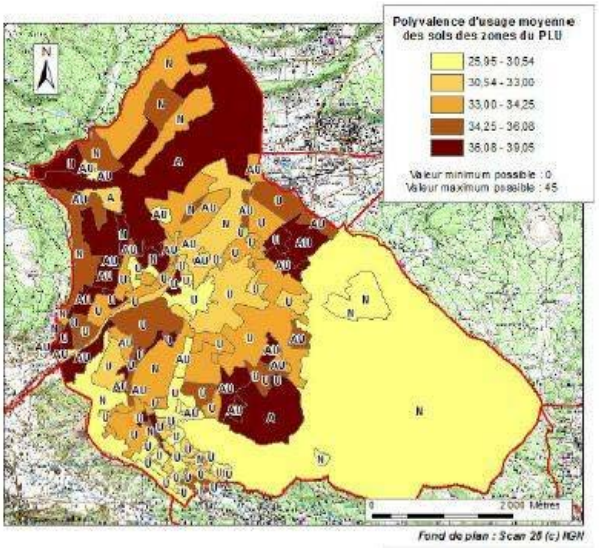


Figure 15. Carte de polyvalence d'usage des sols par zones du PLU de Gardanne (projet Uqualisol-ZU, Robert et al. (2012).

Les lettres reportées sur les surfaces correspondent au zonage du PLU : U : urbain, A : agricole, N : naturel, AU : à urbaniser.

Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
Territoires agricoles	Cultures annuelles, prairies temporaires	
	Cultures permanentes	
Forêts et milieux semi-naturels	Forêts	
	Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée	
Zones humides	Zones humides intérieures et maritimes	
Territoires artificialisés	Zones urbanisées	Places, cours, parkings, voies de communication, équipements sportifs et de loisirs artificialisés
		Jardins d'agrément, équipements sportifs et de loisirs non artificialisés, plates-bandes
		Jardins potagers et familiaux
		Jardins et assainissement non collectif
	Zones industrielles et commerciales	Places, cours, parkings, voies de communication, surfaces techniques
		Jardins d'agrément, plates-bandes

Tableau 3. Nomenclature des usages pris en compte dans l'élaboration de l'indice d'adéquation d'usage du sol

Les deux premiers niveaux s'inspirent des termes de la nomenclature européenne de l'occupation du sol Corine Land Cover. Le dernier niveau correspond à différentes utilisations du sol rassemblées d'après leur état de surface.

Pour toutes ces approches la principale question est de savoir quelle est l'échelle la plus appropriée pour l'acquisition des données ou leur aggrégation (Chéry *et al.*, 2014 ; Franck-Neel *et al.*, 2015). Ajmone-Marsan *et al.* (2016) vont même plus loin en proposant d'utiliser pour caractériser (et classifier) les sols urbains non seulement les paramètres physico-chimiques traditionnels mais également des descripteurs « périphériques » comme les métriques spatiales, les valeurs historiques, socio-économiques etc. du sol et de l'entité constituée de sol. Ils proposent une approche selon un système à « facettes » qui s'affranchit alors du choix d'une échelle unique.

Enfin on notera que les sols peuvent faire partie intégrante d'indices plus larges tels que ceux employés dans les évaluations pour le développement durable et utilisés dans la mise en place des réglementations. Singh *et al.* (2009) ont effectué une synthèse des différentes méthodologies et des indices développés dans le domaine. Les indices environnementaux qui constituent une partie de ces indices intègrent de manière indirecte les sols, surtout via les dégradations de l'environnement qui sont quantifiées.

Finalement, il faut retenir un intérêt croissant pour la qualification des sols via des indices synthétiques. Les sols urbains peuvent être caractérisés par des paramètres pédologiques « classiques » mais sont également trop souvent catégorisés uniquement par leur occupation du sol (actuelle). Des paramètres additionnels non conventionnels sont parfois utilisés (des paramètres décrivant les métriques spatiales des taches de sol). Il n'y a pas de consensus en ce qui concerne d'une part l'impact de l'artificialisation sur la qualité des sols, même si la tendance générale pointe vers une dégradation de la qualité des sols en zone urbaine et d'autre part les paramètres les plus judicieux pour décrire au plus juste les caractéristiques et potentialités de ces sols. La réglementation en matière de contamination (calcul d'exposition et de risque sanitaire pour la population) semble cependant jouer un rôle moteur dans la caractérisation de ces sols. Il est nécessaire de repenser la manière de qualifier les sols inclus dans la zone urbaine afin de pouvoir les intégrer pleinement dans la planification urbaine.

6. Remédiation – Réhabilitation – Réversibilité

6.1. Analyse de méthode anti-érosive en milieu urbain

Un groupe d'articles concerne l'étude de l'efficacité de méthodes et pratiques érosives avec de nombreux résultats d'études techniques qui montrent par exemple, par comparaison avec des sols nus, la grande efficacité d'une couverture végétale (Harbor *et al.*, 1995), réduction de 80% de l'érosion), de paillis de copeaux de bois (Buchanan *et al.*, 2002), réduction de 20 à 85% de l'érosion, selon la taille des copeaux). Tyner *et al.* (2011) ont effectué une revue bibliographique de l'efficacité des "Best Management Practices (BMP)" sur l'érosion et aboutissent au classement suivant d'efficacité croissante : méthode de compactage < conditionneurs de sol type Polyacrylamides < hydromulchs < composts < mulchs < geotextiles et couverture végétale, avec des reductions d'érosion de 60 à 80%. Cependant, cette efficacité reste très théorique car Kaufman (2000) qui a étudié l'efficacité de la mise en œuvre des BMP sur 30 sites au Michigan conclut à leur très faible efficacité du fait de leur mauvaise mise œuvre liée à la méconnaissance des principes scientifiques de l'érosion et au manque d'information et de données de base sur les sols, la topographie et l'hydrologie. Ceci est confirmé par Maniquiz *et al.* (2009), qui ont étudié les manifestations d'érosion sur plus de 1 000 sites de construction urbaine en Corée. Ces deux études montrent par ailleurs que l'essentiel de l'érosion (60 à 80%) a lieu pendant la phase active de construction (le chantier), avec des taux extrêmement élevés, 10 à 100 fois supérieurs à ceux des terrains similaires non perturbés. Pour remédier à cette situation et répondre aux règlementations fédérales de prévention de l'érosion et de la pollution, Harbor *et al.* (1995) proposent une démarche de revégétalisation rapide des zones de sols nues des chantiers par semis et mulching réalisés par des intervenants indépendants des entreprises réalisant le chantier. La comparaison de l'érosion observée entre sites traités et non traités dans l'Ohio, indique que l'érosion peut être réduite jusqu'à 85% par cette approche.

6.2. Les apports de matière organique comme processus de remédiation

Pour réduire la compaction des sols artificialisés, il est possible de reconstruire le sol en introduisant de grandes quantités de matières sur l'épaisseur du profil. Beesley (2014) attire cependant l'attention sur le fait que la matière organique exogène apportée en grandes quantités libère dans un premier temps une grande quantité de CO_2 mais ensuite la sensibilité du sol à la perte de CO_2 est réduite à moyen terme. Cette matière organique exogène a un effet bénéfique sur les propriétés physiques du sol (i) formation d'agrégats stables (Chen *et al.*, 2014), (ii) stockage du C, (iii) capacité de rétention en eau (De Lucia *et al.*, 2013 ; Wiesner *et al.*, 2016) et (iv) infiltration de l'eau (Olson *et al.*, 2013). Ainsi l'ajout de compost dans un Technosol minier réduit fortement les valeurs de masse volumique apparente de 1,54 à 1,22 gcm^{-3} avec l'introduction de14% de poids sec de compost (Paradelo et Barral, 2013). La matière organique augmente l'élasticité et la résistance à la déformation du mélange (Vidal-Beaudet et Charpentier, 1998) et réduit l'effet des contraintes mécaniques sur l'organisation de l'espace poral qui présente une porosité plus efficace (Vidal-Beaudet et Charpentier, 2000). Un sol artificialisé enrichi en matière organique favorise aussi la production de biomasse de plantes méditerranéennes indigènes (De Lucia *et al.*, 2013) et la rapidité d'établissement et de croissance des racines d'arbres (Layman *et al.*, 2016) qui en retour vont induire une structure de macropores capable de compenser la diminution de l'effet matière organique liée à sa décomposition (Olson *et al.*, 2013). Au cours du temps, l'évolution de la matière organique, introduite dans un Technosol construit, permet la formation d'agrégats stables protégés par la matière organique et la néoformation d'une macroporosité favorable à la circulation de l'eau et de l'air dans le sol (Grosbellet *et al.*, 2011).

L'apport de matière organique exogène dans les sols artificialisés participe aussi à (i) la séquestration du carbone dans les sols et donc à la réduction du carbone atmosphérique et participe ainsi à la régulation du réchauffement climatique local et (ii) au stockage et recyclage des déchets organiques tels que les composts de boues de stations d'épuration (De Lucia *et al.*, 2013) ou les matières organiques fertilisantes d'origine résiduaire (Houot *et al.*, 2016). Ainsi, une application initiale en grande quantité de MO, ou plusieurs apports successifs lorsque l'espace artificialisé le permet, semblent être une solution efficace pour maintenir ou construire des stocks de C dans les sols artificialisés non scellés et améliorer directement certaines fonctions

du sol telles que la capacité de rétention en eau, la réserve d'éléments nutritifs, le développement de végétaux et indirectement la régulation des flux hydriques et du climat local par l'atténuation des émissions des gaz à effet de serre. Il a par exemple été montré qu'un apport de compost sur 60 cm de profondeur permet, après 4 années, la formation d'agrégats stables, entre 15 et 30 cm, dans lesquels la matière organique est protégée.

Cependant la matière organique des sols urbains est souvent d'origine anthropique et ses composants sont différents de la matière organique naturelle : plus de C aromatique moins polarisé (Beyer *et al.*, 2001) ce qui va changer le comportement biochimique de cette matière vis-à-vis des HAP par exemple.

6.3. Remédiation des zones minières

D'une manière générale tous les articles diagnostiquent le degré de dégradation des sols « miniers » : dégradation physique, mécanique, chimique et biologique. Les sols sont relativement instables et peu cohérents de par leur texture, leur charge en éléments grossiers et leurs teneurs réduites en nutriments et matières organique (He *et al.*, 2005). Tous ces articles concluent à la nécessité de procéder à une remédiation afin de limiter l'érosion et permettre l'implantation rapide d'une végétation.

Ainsi une partie des terrils de charbon ou lignite ou déblais a été réhabilitée afin de permettre l'implantation rapide d'une végétation, voire de permettre à nouveau de l'agriculture selon la configuration et l'étendue des surfaces concernées. Cela passe par des ajouts d'amendements et fertilisants divers et des plantations et le suivi des caractéristiques de la végétation et du sol dans le temps et/ou la comparaison avec des terrils, zones de terril ou parcelles n'ayant pas subi d'intervention (Bi *et al.*, 2010 ; Chichester et Hauser, 1991 ; Kolodziej *et al.*, 2016; Shrestha et Lal, 2011 ; Shukla *et al.*, 2004 ; Šourková *et al.*, 2005 ; Varela *et al.*, 1993).

Tous les essais de remédiation de ces sols impliquent des apports d'amendements pour corriger le pH, augmenter la teneur en matière organique et la CEC et d'engrais pour compenser la faible teneur en nutriments. Ils conduisent ainsi à une diminution de la phytodisponibilité des ETMM, une augmentation de l'activité biologique et donc à une augmentation générale de la fertilité favorisant la mise en place et la stabilisation de la végétation spontanée ou plantée.

Plusieurs articles traitent spécifiquement de l'efficacité de la réhabilitation des sols de sites miniers vis-à-vis de la limitation de l'érosion, dans un contexte où cette érosion peut être à l'origine de graves pollutions (mines d'uranium, métaux lourds, etc) (Hancock *et al.*, 2006 ; Nirola *et al.*, 2016 ; Vega *et al.*, 2005). Li *et al.* (2016), dans une revue sur les pratiques de restauration des sites miniers en Chine, évaluent la superficie de sols dégradés par les activités minières à 3,2 Mha en 2004, dont seulement 10 à 12% de réhabilité. Ils ont recensé près de 150 articles scientifiques traitant de la restauration des sols miniers, avec le plus souvent comme question centrale celle du contrôle de l'érosion des sols. Espigares *et al.* (2011) montrent, en milieu Méditerranéen, que l'érosion peut sérieusement compromettre la dynamique de revégétalisation de sols en cours de réhabilitation. Biemelt *et al.* (Biemelt *et al.*, 2005) mettent en évidence le rôle de l'hydrophobie des surfaces nues de matériaux issus de déblais miniers sur l'importance du ruissellement et de l'érosion associés. Rodrigues *et al.* (Rodrigues *et al.*, 2016) et Losfeld *et al.* (2015) montrent l'intérêt des approches de l'utilisation de plantes de couverture bio-accumulatrices (« phyto-remédiation ») pour limiter efficacement l'érosion et le transfert de polluants dans l'environnement. Certains auteurs (Hancock *et al.*, 2006) insistent sur la forte hétérogénéité spatiale des processus de ruissellement et d'érosion en fonction de la nature des sols/matériaux de surface considérés, ceux-ci pouvant aller de déblais grossiers très filtrants et peu mobilisables à des lixiviats boueux ou des dépôts aériens beaucoup plus fins et mobiles.

D'une manière générale, la revégétalisation, qu'elle soit réalisée au moyen d'herbacées (Carroll et Tucker, 2000), de plantes ligneuses ou de mélanges (Zhang *et al.*, 2015), apparait comme la clé d'une réhabilitation nécessaire à la limitation de l'érosion et des pollutions associées. Cette revégétalisation passe elle-même le plus souvent par une phase d'apport de matière organique et d'amendements. Elle doit également s'appuyer sur le choix d'espèces bien adaptées au climat et aux caractéristiques des sols (Josa *et al.*, 2012), sous peine d'échec, en particulier en milieu aride.

6.4. Remédiation des sols industriels

Les friches industrielles se caractérisent par une large diversité d'origines de contamination résultant en des pollutions de sols à dominantes minérale ou organique et souvent en la présence de multicontaminations. Le choix du ou des procédés de dépollution des sols (physique, chimique ou biologique) et de la localisation de mise en œuvre (traitements *in situ*, sur site, hors site et/ou confinement) est alors orienté en fonction des polluants présents et de leur risque de dissémination dans l'écosystème et vers l'Homme, tout en prenant en compte les objectifs d'aménagement des sites (http://www.selecdepol.fr). Des évolutions récentes dans la démarche de gestion des sites et sols dégradés visent à les considérer comme des ressources en intégrant en particulier des étapes ultimes de refonctionnalisation écologique des sols et plus largement de l'écosystème initialement pollué. Des procédés du génie écologique (*e.g.* génie pédologique, génie végétal) sont alors développés afin que les friches industrielles traitées rendent à nouveau des services (Séré *et al.*, 2010 ; Séré *et al.*, 2008).

6.5. Pédogenèse des sols artificialisés, une forme de réversibilité de l'artificialisation ?

6.5.1. Pédogenèse sols miniers sur terrils issus de mines de charbon et lignite

Beaucoup d'études ont été initiées suite à la fermeture des mines et au besoin de reconversion des surfaces libérées ainsi qu'une prise de conscience de la nécessité de limiter les impacts environnementaux des activités minières sur le milieu environnant (envol, transfert vers les nappes…), les études concernant ces milieux sont relativement récentes. Selon la littérature, il semble que les sols de zone de mines/terrils de charbon ou lignite datant de plus de 70 ans n'aient pas été étudiés…ou n'existent pas. De plus les études de pseudo-chronoséquences sur les premiers stades de la pédogénèse pâtissent de la difficulté à avoir les mêmes conditions d'origine (en particulier la qualité du matériau du déblai varie avec la progression de l'extraction (Frouz *et al.*, 2011 ; Shrestha et Lal, 2011; Šourková *et al.*, 2005). Il y a donc peu de recul sur l'évolution de ces sols. On peut cependant identifier sur le court terme (moins de 10 ans) des évolutions rapides matérialisées par un approfondissement de l'horizon A, une amélioration de l'agrégation et une évolution des paramètres physiques et physico-chimiques (Haering *et al.*, 1993 ; Pedrol *et al.*, 2010; Schaaf et Hüttl, 2005 ; Varela *et al.*, 1993) probablement en lien avec la présence de lignite, même si cela n'est pas clairement mentionné, et dépendant du matériau du terril, c'est-à-dire la roche encaissante (Nash *et al.*, 2016 ; Shrestha et Lal, 2011). De manière plus générale, on manque véritablement de références par type de roche encaissante (et donc par type de substrat) ainsi que d'information sur l'évolution sur le moyen et long terme du profil de sol.

Il faut également noter qu'une partie des terrils, en particulier les plus récents ont bénéficié d'une couche de fermeture avec de la terre végétale. Dans ces cas, les sols éventuellement reconstruits ne sont pas ou très peu en connexion avec le matériau sous-jacent et l'évolution du sol sera fonction ses caractéristiques initiales et non pas de la composition du terril. Les sols présents sur ce type de dépôt minier ont été peu étudiés en France.

6.5.2. Pédogenèse sols miniers métallifères

Les mines métallifère « historiques » permettent un suivi plus long de l'évolution des sols que dans le cas des sols des terrils des mines de lignite, surtout lorsque des (pseudo-) chronoséquences ont été identifiées, ce qui est souvent le cas lorsque les articles mettent en avant une approche pédogénétique (Bini et Gaballo, 2006 ; Ciarkowska *et al.*, 2016 ; Lilic *et al.*, 2014 ; Neel *et al.*, 2003 ; Pellegrini *et al.*, 2016). D'autre part, nombreux sont les sites miniers aujourd'hui fermés, ce qui a conduit à de nombreuses études s'intéressant aux possibilités de réhabilitation de ces sites (par ex. Pusz (2007) ; Arocena *et al.* (2012) ; Rodriguez-Liebana *et al.* (2014) ; Wahsha *et al.* (2016) souvent abandonnés en l'état mais présentant des risques pour la santé humaine et les écosystèmes avoisinants (Alvarez *et al.*, 2003 ; Chung *et al.*, 2005 ; Dai *et al.*, 2013; Flynn *et al.*, 2003 ; Li *et al.*, 2017). Les approches de réhabilitation vont de la mise en évidence des facteurs limitants à des essais de remédiation le plus souvent *via* l'apport d'amendements, en passant par l'observation de l'atténuation naturelle (ou restauration naturelle) (tableau A5 en annexe).

Les études de profils de sol concernent très souvent des chronoséquences qui ne sont pas toujours comparables car l'historique des sols n'est pas identique (mais pas toujours bien renseigné), les climats ne sont pas identiques, ni le contexte pédologique initial. Il y a cependant souvent des sols contrôle (supposés non contaminés et non/peu anthropisés). Il ressort de ces études que les sols sur terril restent très peu développés car leurs âges restent relativement jeunes, même dans le cas de mines historiques, en regard des sols environnant (Bini et Gaballo, 2006 ; Ciarkowska *et al.*, 2016). L'évolution se marque par l'activation d'une pédogénèse dans les premiers 30 cm de sol, en particulier via l'approfondissement de l'horizon A et la mise en place d'un horizon B pour des déblais ayant 3 000 ans sous végétation spontanée (Bini et Gaballo, 2006), et une augmentation de l'agrégation et de la porosité (Ciarkowska *et al.*, 2016 ; Lilic *et al.*, 2014).

6.6. La construction de sols

La **construction de sol** est un procédé du **génie pédologique** qui vise à la mise en place d'un sol structuré en couches ou horizons fonctionnels (Anthroposol construit : Coulon et Damas (2016). Ce procédé repose sur la formulation de sous-produits et déchets organiques et/ou minéraux, mettant en œuvre des matériaux délaissés ou faiblement valorisés (brevet à l'initiative de la société Valterra Dépollution Réhabilitation et du Laboratoire Sols et Environnement UMR INRA/Université de Lorraine ; Vidal-Beaudet *et al.* (2017). Il s'agit de formuler des matériaux entre eux afin de construire des sols fonctionnels, avec les propriétés recherchées, permettant la production de différents services écosystémiques (production de biomasse, hébergement de biodiversité, filtre et stockage d'eau, stockage de carbone, régulation climatique (Hafeez *et al.*, 2012 ; Séré *et al.*, 2010 ; Séré *et al.*, 2008 ; Vergnes *et al.*, 2017). La construction de sols se distingue de la reconstitution de sols par l'utilisation très majoritaire de matériaux technogéniques exogènes (Figure 16).

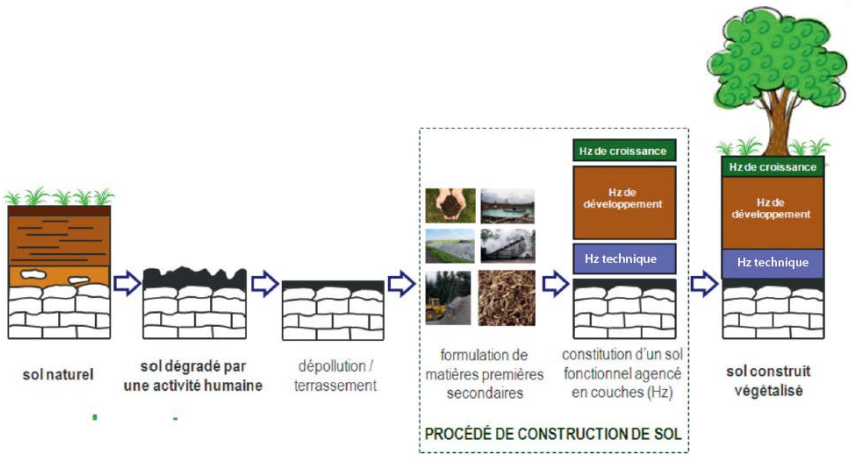


Figure 16. Schéma illustrant différentes étapes de la mise en œuvre du génie pédologique pour la construction de sol et la refonctionnalisation écologique de sites dégradés (d'après Séré et al., 2008).

6.7. Les conditions de la réversibilité des usages

La réversibilité de l'usage des sols artificialisés est d'autant plus envisageable que leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques auront été prises en compte et préservées au maximum au moment des projets et chantiers d'aménagement. Il faut donc distinguer les cas des trois grandes catégories de sols artificialisés.

Pour **les sols construits** (17% des sols artificialisés en 2014 selon TL), la marge de manœuvre est réduite. Il est clair que la réversibilité sera dans tous les cas très difficile, couteuse à mettre en œuvre et donc très rare (figure 17). Elle suppose en effet la destruction des constructions, l'évacuation des matériaux technogéniques, puis la mise œuvre des techniques du génie pédologique (cf. 6.6). Cependant, des exemples de cas de « land recycling » et une analyse de ce concept sont présentés dans un récent rapport de l'EEA[25]. A partir d'une approche basée sur le concept d'analyse des cycles de vie (ACV), ce rapport montre que la reconstruction de la ville sur des friches industrielles peut être plus intéressante, sur le plan des impacts environnementaux et sur le plan économique (même en y intégrant le coût de la décontamination), que de construire sur des terres non artificialisées.

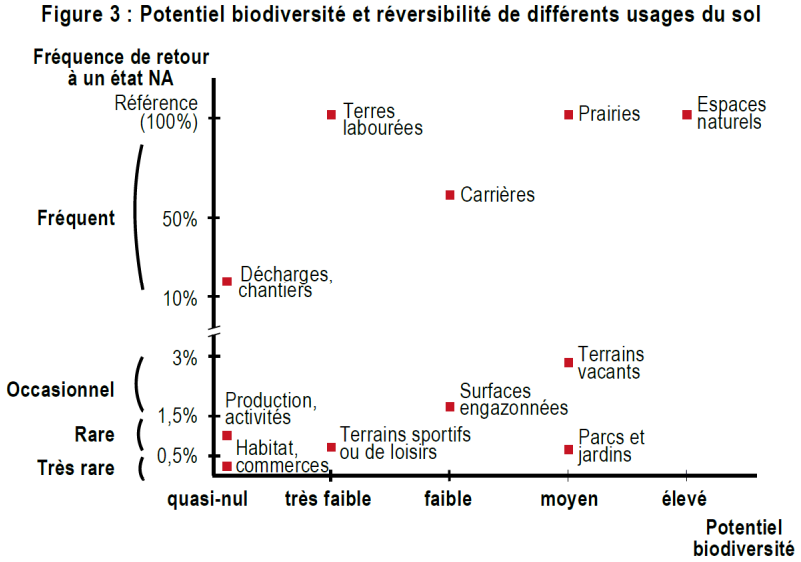


Figure 17. Potentiel biodiversité et fréquence de retour à un état non artificialisé observé en Ile de France sur la période 1999-2012 (d'après Colsaet, 2017). Les usages sont basés sur le MOS IdF et le potentiel biodiversité est l'indicateur BioMos (intérêt moyen pour la biodiversité, à dires d'experts)

[25] EEA Report (2016) Land recycling in Europe -Approaches to measuring extent and impacts No 31/2016. Luxembourg: Publications Office of the European Union, doi:10.2800/503177

La réversibilité des autres surfaces imperméabilisées, représentées par **les sols revêtus ou stabilisés** (47% des sols artificialisés), est potentiellement plus importante que pour les sols construits mais peut dans certains cas être contrainte par des problèmes de contamination, et dans ce cas il faudra faire appel à des techniques de dépollution (cf. 6.4) souvent lourdes et également couteuses. La réversibilité effective est probablement très faible, en particulier dans le cas des formes linéaires (voiries, infrastructures de transport) du fait de leur valeur d'usage, alors que les formes aréolaires (friches urbaines ou industrielles) ou encore les sols simplement stabilisés (emprises latérales des linéaires imperméabilisés ou des constructions) peuvent faire l'objet de techniques de remédiation, de reconstitution ou même de construction de sols (cf. 6.6).

Le troisième groupe de sols artificialisés, qui correspond aux **sols non imperméabilisées, nus ou enherbés/végétalisés** et représente plus du tiers (36% en 2014 d'après TL) des sols artificialisés, est très hétérogène (jardins d'agrément ou potagers, terrains de sport et de loisir, mais aussi chantiers, carrières, sites miniers, etc.), mais il présente **le potentiel le plus important en termes de réversibilité** comme cela est évoqué dans les sections précédentes. La figure XX illustre en particulier la réversibilité effective non négligeable des carrières ou décharges, sachant que dans la classification des usages adoptée, « réversibilité » ne signifie pas que le sol a retrouvé des caractéristiques équivalentes à un sol « naturel ».

7. Limites des études disponibles et identification des besoins de recherche

- Prendre en compte l'histoire de formation des sols et considérer l'étude des profils pédologiques complets pour caractériser les propriétés physico-chimiques. Cette approche permettra de préciser la stratégie d'échantillonnage associée à des méthodes statistiques pertinentes par rapport à l'objectif fixé. Cela facilitera également le choix des méthodes de mesure de certains paramètres dans les différents horizons qui peuvent présenter des caractéristiques géochimiques très particulières et ne pas permettre l'utilisation de certains protocoles.

- Poser à priori la question de l'hétérogénéité des mesures pour ne pas "sur-interpréter" des écarts entre des mesures (notamment pour les polluants) pour lesquelles la variance est quelque fois surpérieure à 200%.

- Associer à ces profils, des données sur l'occupation du sol, la croissance démographique, économique, la typologie des usages.

- Privilégier le suivi de ces propriétés sur des pas de temps longs dans une logique d'observation pour se donner les moyens d'observer et de quantifier l'impact de l'artificialisation sur l'évolution des sols ; associer à ces profils des données sur l'occupation du sol, la croissance démographique et économique, la typologie des usages ; Il faut pour cela mettre en place des observatoires de mesure de la qualité des sols artificialisés (RMQS pouvant être une base de développement) pour produire des base de données utiles aux communautés scientifiques et aux acteurs de la gestion des sols.

- Travailler sur les sols de référence et prendre en compte la typologie des matériaux technogéniques constitutifs des sols.

- Poursuivre les efforts pour relier les sources de polluants en milieu urbain et leur présence dans les sols soumis à cette artificialisation et ainsi progresser sur la connaissance de leur temps de séjour et leurs circulations dans l'environnement.

- Développer des indices de qualité des sols et des indicateurs fonctionnels des sols artificialisés afin de permettre l'évaluation de la multi-fonctionnalité des sols dans les plans et projets d'aménagement du territoire.

- Aller de la mesure des niveaux totaux de concentrations en certains polluants vers la caractérisation de l'exposition des organismes cibles aux polluants via le sol et ainsi évaluer les risques pour les écosystèmes et la santé de l'Homme. En effet, les études existantes ne permettent pas une telle analyse. Quelques études portent sur les risques liés à l'ingestion de sol (risque le plus majorant) par les enfants en bas âge.

- Proposer la mise en oeuvre de méthodes de caractérisation des sols adaptées à leur niveau d'artificialisation et reliées à la caractérisation de propriétés et fonctions de ces derniers.

- Développer la caractérisation des dynamiques d'évolution des propriétés des sols artificialisés en **couplant mesure et modélisation**. Les mesures doivent ainsi être acquises dans la perspective d'améliorer, valider des modèles dynamiques d'évolution de certaines propriétés (évolution du stock de Carbone, des concentrations en certains polluants émergents...).

Annexe 1. Audition d'expert

Nouveaux enjeux de recherche et nouveaux regards sur l'artificialisation des sols au sein des villes

Restitution de l'entretien avec Madame **Paola Vigano**, professeure au laboratoire d'urbanisme de l'école Polytechnique fédérale de Lausanne.

Les nouveaux enjeux de recherche portent les nouveaux regards qu'il faut porter sur l'artificialisation des sols au sein des villes. Quels sont les nouveaux modes de constitution de la ville ? Quelles attentes en termes de croissance et de densité sont-elles formulées ?

1. Le lien entre le sol et l'urbanisme

C'est l'urbanisme moderne qui entame le dialogue sur la relation entre le sol et la ville.

Il s'agit d'un urbanisme issu des courants hygiénistes qui porte une attention à l'air, au soleil et aux espaces verts. Cet urbanisme est tourné vers la santé humaine et se construit en opposition aux villes industrielles qui représentent le passé. Il place la matière végétale au cœur de sa réflexion.

Dans cet ordre d'idées, le sol est perméable, connecté et traversable. Ainsi, on retrouvait une grande quantité de « sol libre », c'est-à-dire vert, non recouvert, dans les tours et les barres d'immeubles caractéristiques de cette période de reconstruction.

D'un point de vue juridique, durant cette période post seconde Guerre-mondiale beaucoup des terrains qui ont servi de support à la reconstruction de logements et d'infrastructures relevaient du régime de la propriété publique. La propriété du sol était alors un point fondamental et cette question méritera d'être développée notamment dans le projet de recherche intitulé « Our common soil ».

Par la suite, les villes se sont développées et ont pris dans le même temps une dimension plus large mais aussi plus diffuse. Cette évolution suscite des interrogations sur la consommation du sol.

2. Le sol fragmenté des villes de l'urbanisme moderne

Par contraste avec la ville de l'urbanisme moderne, le sol se retrouve alors fragmenté. Il perd en connexion.

L'espace aménagé devient diffus, désordonné et hétérogène. Mais il y a tout de même « du sol », c'est-à-dire du sol non bâti. En revanche ce sol non construit est parfois cultivé, le plus souvent abandonné, sans usage.

C'est en réaction à cette extensification urbaine que sont nées les premières préoccupations liées à la consommation des terres et de l'espace dans les années 1970. Emerge alors la formation d'une pensée des urbanistes qui aspire à apporter une cohérence en réaction à la prise de conscience progressive que la ressource en sol s'érode.

C'est également à cette période, dans le courant des années 1970 que la ville se dote d'une image négative, notamment parce qu'elle comporte des espaces ouverts à l'intérieur d'un tissu qui ne se densifie pas.

Cette situation est aujourd'hui un outil puissant pour juger de la ville contemporaine. La conséquence de tout ça est une grande difficulté pour « lire » l'espace. Il se trouve beaucoup d'espaces perdus, vacants et les urbanistes et les architectes se sont un temps détachés de la ville.

Il en a découlé un jugement erroné : le champ lexical employé est péjoratif. On parle d'étalement, de dents creuses etc.

Seulement, la ville d'aujourd'hui est ce résultat et on trouve plusieurs formes de villes étalées.

Au sein des territoires diffus on observe une stratification infrastructurelle : beaucoup des terrains qui se retrouvent dans les villes étaient cultivés. Il préexiste donc tout un ensemble d'infrastructures agricoles qui structurent le territoire. On peut citer en exemple les réseaux d'irrigation et d'écoulement des eaux.

Il faut retenir que la ville diffuse n'est pas nécessairement négative et qu'elle permet d'autres usages, comme l'agriculture ainsi qu'une mixité des fonctions. Par ailleurs, leur progression peut conduire à une modification des terres, en asséchant et assainissant les marécages.

Les villes situées sur la « Banane bleue » illustrent ces idées. Il s'agit de villes moyennes diffuses. On peut citer *Venetto*, l'agglomération de Venise. Elle est productive, fonctionnelle et habitée. 70% de sa surface, de son sol donc, est agricole.

Parfois c'est l'agriculture elle-même qui a une position « agressive » est conquérante. En découle une importante concurrence des usages. Ainsi dans la région où se fabrique le Prosecco qui connaît une explosion de son marché mondial, la culture de

la vigne s'intensifie. Il y a donc plus de monoculture et moins de diversité. Le recours aux produits phytosanitaires est également croissant.

Pour citer un autre exemple, le Grand Paris dispose d'une force agricole jugée impressionnante.

D'une manière générale l'échelle des aires métropolitaines et un bon échelon de gouvernance territoriale. On retrouve au sein de ces aires une importante quantité d'espaces verts qu'il convient de préserver. Ce sont des espaces « in orto », c'est-à-dire, le jardin dans la ville. En revanche, il est regrettable que les territoires en question ne soient pas définis suivant une logique territoriale claire.

Il reste en l'occurrence d'importantes recherches à mener sur ce sujet actuel. Une attention peut être portée sur les espaces fragmentés. S'agit-il réellement d'espaces compromis dont on ne peut rien faire ? La ville va-t-elle nécessairement les avaler ? Cette question doit être posée à l'aune du taux de croissance des villes qui semble s'affaiblir. Que faire de ces espaces ? Ils sont fragmentés certes, mais restent connectés.

Le fait est que dans l'espace urbain il y a du sol. Ce sol pourrait être utilisé à d'autres fins. Il s'agit de sols diversifiés, vivants et dotés de caractéristiques à prendre en compte. Cette approche permettrait-elle de dépasser cette image « d'espace compromis » ?

L'objectif visé à l'horizon 2050 reste de reconstruire la ville sur la ville, mais pas nécessairement dans une perspective de densification.

3. La redécouverte du sol en tant que milieu naturel au sein des villes

Ces espaces représentent aujourd'hui une richesse nouvelle, découverte grâce aux progrès de la pédologie et de l'écologie. Ils permettent d'identifier les services rendus par les sols, mais il ne faut pas pour autant les représenter d'une façon exclusivement anthtopocentrée. On se tourne alors vers la reconnaissance de nouvelles qualités et potentialités de l'espace.

Les perspectives de recherches portent sur la prise en compte du sol dans la ville, qu'il soit vert, cultivé ou abandonné. Le sol est une ressource non renouvelable à l'échelle mondiale au regard de la lenteur de sa formation, mais le considérer comme tel dans une perspective de réhabilitation urbaine brise toute initiative.

D'un point de vue urbanistique, il faudrait réussir à changer ce paradigme en s'appuyant sur des opérations réussies de réhabilitation des friches industrielles. Par exemple à Rennes le sol était très pollués par les métaux lourds et les hydrocarbures, mais des opération de rémédiation ont permis de recréer de nouveaux espaces de vie, de nouveaux usages sur ces friches, comme un parc public pensé selon les préceptes de l'écologie.

Enfin, un autre angle de recherche porte sur les « sols infrastructurels » : il s'agit des routes, des chemins, etc. Ces sols sont entretenus, parfois jardinés, mais ils font intervenir tout le long une multitude d'acteurs qui portent chacun leur vision de l'entretien et de ce qui doit être fait. Chaque acteur dispose de son propre protocole, mais il s'agit pourtant bel et bien du jardin de la ville contemporaine et une évolution sur sa perception pourrait être portée.

Annexe 2. Tableaux de données

Tableau A1. Le corpus des 44 études considérées et les références mobilisées pour l'analyse des différents paramètres physico-chimiques

Tableau A2. Caractéristiques et objectifs des études effectuées sur les sols des zones impactées par l'exploitation de mines métallifères

Tableau A3. Valeurs de masse volumique apparente observées en fonction du type d'usage et du type de couvert végétal

Tableau A4. Concentrations en carbone organique observées en fonction du type d'usage et du type de couvert végétal

Tableau A5. Caractéristiques et objectifs des études effectuées sur les sols des zones impactées par l'exploitation de mines de lignite

Tableau A1. Le corpus des 44 études considérées et les références mobilisées pour l'analyse des différents paramètres physico-chimiques

Paramètre analysé	Nombre d'études	Références
Analyses générales (Figures 1 à 4)	44	Abel *et al.*, 2015a ; Adeli *et al.*, 2013 ; Ahirwal et Maiti, 2016; Bretzel *et al.*, 2016 ; Capilla *et al.*, 2006 ; Chichester et Hauser, 1991 ; Doichinova *et al.*, 2006 ; Fu *et al.*, 2011 ; Greinert, 2015 ; Haering *et al.*, 2004 ; Hiller, 2000 ; Howard *et al.*, 2013a ; Howard et Olszewska, 2011 ; Howard et Orlicki, 2015; Jim, 1998a ; Johnson et Skousen, 1995 ; Kida et Kawahigashi, 2015 ; Kundu et Ghose, 1994 ; Langner *et al.*, 2013 ; Li *et al.*, 2013 ; Lilic *et al.*, 2014 ; Martínez-Toledo *et al.*, 2016 ; Montgomery *et al.*, 2016 ; Murolo *et al.*, 2005 ; Nehls *et al.*, 2013 ; Nikiforova *et al.*, 2014 ; Norra *et al.*, 2008 ; Oliveira *et al.*, 2014 ; Pascaud *et al.*, 2017 ; Pedrol *et al.*, 2010 ; Pellegrini *et al.*, 2016 ; Pouyat *et al.*, 2015 ; Pouyat *et al.*, 2007 ; Prosser et Roseby, 1995 ; Puskás et Farsang, 2009 ; Remon *et al.*, 2005 ; Sarah *et al.*, 2015 ; Schaaf et Hüttl, 2005; Schleuß *et al.*, 1998 ; Shrestha et Lal, 2011 ; Swiercz, 2008 ; Varela *et al.*, 1993 ; Wang *et al.*, 2007 ; Yang *et al.*, 2014a
Pierrosité (Figure 5)	17	Ahirwal et Maiti, 2016 ; Capilla et al., 2006 ; Chichester et Hauser, 1991 ; Greinert, 2015 ; Haering et al., 2004 ; Hiller, 2000 ; Howard et al., 2013a ; Jim, 1998a ; Johnson et Skousen, 1995 ; Lilic et al., 2014; Murolo et al., 2005 ; Oliveira et al., 2014 ; Pellegrini et al., 2016 ; Pouyat et al., 2015 ; Schleuß et al., 1998 ; Shrestha et Lal, 2011 ; Wang et al., 2007
Densité apparente (Figure 6)	18	Ahirwal et Maiti, 2016 ; Bretzel et al., 2016 ; Capilla et al., 2006 ; Chichester et Hauser, 1991 ; Fu et al., 2011 ; Hiller, 2000 ; Jim, 1998a ; Johnson et Skousen, 1995 ; Kundu et Ghose, 1994 ; Langner et al., 2013; Lilic et al., 2014 ; Oliveira et al., 2014 ; Pouyat et al., 2015 ; Pouyat et al., 2007 ; Schleuß et al., 1998 ; Shrestha et Lal, 2011 ; Varela et al., 1993 ; Yang et al., 2014a.
pH eau (Figure 7)	42	(Pouyat *et al.*, 2015) ; (Ahirwal et Maiti, 2016) ; (Greinert, 2015) ; (Jim, 1998a) ; (Abel *et al.*, 2015a) ; (Hiller, 2000) ; (Howard *et al.*, 2013) ; (Norra *et al.*, 2008) ; (Schleuß *et al.*, 1998) ; (Kida et Kawahigashi, 2015) ; (Howard et Orlicki, 2015) ; (Fu *et al.*, 2011) ; (Pellegrini *et al.*, 2016) ; (Murolo *et al.*, 2005) ; (Wang *et al.*, 2007) ; (Oliveira *et al.*, 2014) ; (Haering *et al.*, 2004) ; (Pedrol *et al.*, 2010) ; (Johnson et Skousen, 1995) ; (Prosser et Roseby, 1995) ; (Varela *et al.*, 1993) ; (Schaaf et Hüttl, 2005) ; (Shrestha et Lal, 2011) ; (Li *et al.*, 2013) ; (Chichester et Hauser, 1991) ; (Remon *et al.*, 2005) ; (Pascaud *et al.*, 2017) ; (Martínez-Toledo *et al.*, 2016) ; (Bretzel *et al.*, 2016) ; (Nehls *et al.*, 2013) ; (Yang *et al.*, 2014) ; (Lilic *et al.*, 2014) ; (Adeli *et al.*, 2013) ; (Swiercz, 2008) ; (Kundu et Ghose, 1994) ; (Pouyat *et al.*, 2007) ; (Puskás et Farsang, 2009) ; (Montgomery *et al.*, 2016) ; (Howard et Olszewska, 2011) ; (Doichinova *et al.*, 2006) ; (Sarah *et al.*, 2015); (Langner *et al.*, 2013)
$CaCO_3$ (Figure 8)	15	(Greinert, 2015) ; (Howard *et al.*, 2013) ; (Capilla *et al.*, 2006) ; (Norra *et al.*, 2008) ; (Schleuß *et al.*, 1998) ; (Kida et Kawahigashi, 2015) ; (Fu *et al.*, 2011) ; (Pellegrini *et al.*, 2016) ; (Murolo *et al.*, 2005) ; (Remon *et al.*, 2005) ; (Nehls *et al.*, 2013) ; (Swiercz, 2008) ; (Puskás et Farsang, 2009) ; (Howard et Olszewska, 2011) ; (Sarah *et al.*, 2015)
CEC (capacité d'échange cationique) (Figure 9)	16	(Jim, 1998a) ; (Hiller, 2000) ; (Howard *et al.*, 2013) ; (Capilla *et al.*, 2006) ; (Schleuß *et al.*, 1998) ; (Ahirwal et Maiti, 2016) ; (Pellegrini *et al.*, 2016) ; (Johnson et Skousen, 1995) ; (Shrestha et Lal, 2011) ; (Schaaf et Hüttl, 2005) ; (Varela *et al.*, 1993) ; (Remon *et al.*, 2005) ; (Pedrol *et al.*, 2010) ; (Pascaud *et al.*, 2017) ; (Bretzel *et al.*, 2016) ; (Howard et Olszewska, 2011)
EC (conductivité électrique)	13	(Johnson et Skousen, 1995) ; (Chichester et Hauser, 1991) ; (Shrestha et Lal, 2011) ; (Schaaf et Hüttl, 2005) ; (Martínez-Toledo *et al.*, 2016) ; (Nehls *et al.*, 2013) ; (Adeli *et al.*, 2013) ; (Montgomery *et al.*, 2016) ; (Greinert, 2015) ; (Ahirwal et Maiti, 2016) ; (Howard et Orlicki, 2015) ; (Sarah *et al.*, 2015) ; (Pellegrini *et al.*, 2016)

Tableau A2. Caractéristiques et objectifs des études effectuées sur les sols des zones impactées par l'exploitation de mines métallifères

[1] : "oui" seulement si les amendements sont spécialement spécifiés ; [2] : nr= non renseigné ; [3] : interprétation ; [4] : KCl ; [5] : na=non applicable ; [6] : même site que dans Wahsha et al., 2017.

Référence bibliogr. **Pays**	**Surface de la zone minière**	**Métaux extraits** Minéraux	**Substrat**	**Ponctuel (nb de points)/ chrono-séquence**	**Amen-dements ajoutés[1]**	**Végétation spontanée ou plantée** **Nature de la végétation**	**Âge du dépôt (ans)**	**Litière**	**Horizon de surface** Prof analysée/ identifiée en cm	**Horizon interm.** Prof analysée/ identifiée	**Horizon profond** Prof analysée/ identifiée	**Nom du sol**	**type d'extrac-tion totale**	**Cu Zn Pb Cd As Hg Ni Cr Sb**	**Autres éléments**	**pH_{H2O} horizon A ou analysé**	**% Corg**	**Fraction disponible** oui/non	**Extrac-tants**	**Contrôle présence/ nature**	**Objectif**
(Alekseenko *et al.*, 2017) Kazakhstan	impact jusqu'à 30 km de la mine	**Zn, Pb, Cu** sphalerite, pyrite, galène, black shale, calcaire	entrée de la zone minière	ponctuel	non	nr[2]	nr	-	- 0-10	-	-	Technosols	nr	Cu: 148 Zn: 550 Pb: 2250 Ni: 73 Cr: 100	Bi, Ag, Mo, Ba, Co, Mn, V, Ga, Li, Sr	-		N	-	-	extension de la contamination / proposition de remédiation
		poly-métaux sphalerite, pyrite, galène, black shale, calcaire	cours de la zone minière	ponctuel	non	nr	nr	-	- 0-10	-	-	Technosols	nr	Cu: 75 Zn: 1530 Pb: 1280 Ni: 43 Cr: 73	Bi, Ag, Mo, Ba, Co, Mn, V, Ga, Li, Sr	-		N	-	-	
		poly-métaux idem	boues de décantation remediées	ponctuel	nr	nr	nr	-	- 0-10	-	-	Technosols	nr	Cu: 85 Zn: 680 Pb: 2250 Ni: 25 Cr: 53	Bi, Ag, Mo, Ba, Co, Mn, V, Ga, Li, Sr	-		N	-	-	
(Alvarez *et al.*, 2003) Espagne	25000 m²	**Cu** Chalcopyrite	stériles S	ponctuel	non	spontanée	14	-	- 0-20	-	-	nr	nr	Cu: 300-2200 Zn: 80-390 Cd: <0,5 Ni: <0,5 Cr: 0-30	Mn, Fe	3-5	0,78	O	Mehlich 3, 1M NH_4Cl, H_2O	Ref littérature	caractérisation, transfert sol-plante et potentiel de remédiation
		Cu Chalcopyrite	stériles W	ponctuel	non	spontanée éparse	14	-	- 0-20	-	-	nr	nr	Cu: 800-5500 Zn: 180-310 Cd: <0,5 Ni: <0,5 Cr: 0-30	Mn, Fe	3-5	0,78	O	Mehlich 3, 1M NH_4Cl, H_2O	Ref littérature	
		Cu Chalcopyrite	stériles C	ponctuel	non	spontanée éparse	14	-	- 0-20	-	-	nr	nr	Cu: 50-3800 Zn: 80-900 Cd: <0,5 Ni: <0,5 Cr: 0-30	Mn, Fe	3-5	0,78	O	Mehlich 3, 1M NH_4Cl, H_2O	Ref littérature	
		Cu Chalcopyrite	stériles N	ponctuel	non	spontanée éparse	14	-	- 0-20	-	-	nr	nr	Cu: 50-1800 Zn: 80-250 Cd: <0,5 Ni: <0,5 Cr: 0-30	Mn, Fe	3-5	0,78	O	Mehlich 3, 1M NH_4Cl, H_2O	Ref littérature	

(Arocena *et al.*, 2012) Espagne	50 km^2	**Zn Fe, Pb** sphalérite, galène, pyrite, pyrrhotite, marcassite	boues de décantation	ponctuel	aucun	spontanée éparse herbacées	20	-	- 0-15	-	-	nr	ER	Cu: 67 Zn: 1447 Pb: 1491 Cd: < ld	Mn, Sr	2.8	0.14	O	DTPA, H2O	na	tests de stabilisation avec amendements
		Zn Fe, Pb idem	boues de décantation	ponctuel	marbre + lisier de porc	spontanée herbacées	5	-	A^3 0-15	-	-	nr	ER	Cu: 69 Zn: 1428 Pb: 1562 Cd: < ld	Mn, Sr	6	0.83	O	DTPA, H2O	boue décantation initiale	
		Zn Fe, Pb idem	boues de décantation	ponctuel	marbre + boues d'épuration	spontanée herbacées	5	-	A^3 0-15	-	-	nr	ER	Cu: 65 Zn: 1589 Pb: 1697 Cd: < ld	Mn, Sr	5.8	0.56	O	DTPA, H2O	boue décantation initiale	
(Bini et Gaballo, 2006) Italie	0,75 km^2	**Cu, Pb, Zn** Calcaire, skarn, porphyrite	stériles	chrono-séquence/ transect	non	spontanée éparse herbacées	500	nr	A1 0-10	A2 10-30	2C 30-70	Entisol immature/ Anthrosol	nr	Cu: 170 Zn: 260 Pb: 78	Mn, Fe, Ti	7.8	1.6	N	-	Alfisol (terra rossa) sous maquis	Pédogénèse
		Cu, Pb, Zn idem	stériles	chrono-séquence/ transect	non	spontanée garrigue	<1000	nr	A1 0-47	A2 47-70	Bw 70-90	Inceptisol/ Anthrosol	nr	Cu: 9665 Zn: 15000 Pb: 9200	Mn, Fe, Ti	6.4	2.7	N	-	Alfisol (terra rossa) sous maquis	
		Cu, Pb, Zn idem	stériles	chrono-séquence/ transect	non	spontanée maquis	>1000	nr	A 0-24	E/EB 24-107	Bt 107-140	Alfisol/ Anthrosol	nr	Cu: 420 Zn: 920 Pb: 420	Mn, Fe, Ti	7.9	3.6	N	-	Alfisol (terra rossa) sous maquis	
(Chrastny *et al.*, 2012) Pologne	nr	**Pb, Zn Ag** sphalérite, galène, Sulfure de Fe, dolomite	sols avec dépôts atmosphériques fonderie /mine (décantation)	transect	non	plantée prairie	nr	pas de litière	Ah 0-25	-	Cr 25-60	Rendzic Leptosol	HF/ HClO4/ HNO3	Zn: *3100* Pb: *1100* Cd: *19*	-	7.1	2.9	O	BCR, 0,05M EDTA	non	Déterminants du niveau de contamination
		Pb, Zn Ag idem	sols avec dépôts atmosphériques fonderie	transect	non	spontanée *P. abies* + pins	nr	2-0	Ai 0-4	C1 4-10	C2 Oct-40	Dystric Arenosol	HF/ HClO4/ HNO3	Zn: *12000* Pb: *3000* Cd: *70*	$^{206, 207, 208}$Pb	7.3	2.3	O	BCR, 0,05M EDTA	non	
		Pb, Zn Ag idem	stériles	transect	non	spontanée *P. abies* + pins	30	2-0	M 0-12	Ap 12-25	C 25-60	Dystric Arenosol	HF/ HClO4/ HNO3	Zn: *11000* Pb: *23000* Cd: *70*	$^{206, 207, 208}$Pb	3.4	0.8	O	BCR, 0,05M EDTA	non	
		Pb, Zn Ag idem	sols avec dépôts atmosphériques fonderie	transect	non	spontanée *P. abies* + pins	nr	5-0	Ae 0-2	Ep 2-16	C 16-60	Haplic Podzol	HF/ HClO4/ HNO3	Zn: *150* Pb: *220* Cd: *2*	$^{206, 207, 208}$Pb	4.1	2.1	O	BCR, 0,05M EDTA	non	
		Pb, Zn Ag idem	sols avec dépôts atmosphériques fonderie	transect	non	plantée prairie	nr	pas de litière	Ap 0-15	-	C 15-40	Dystric Arenosol	HF /HClO4/ HNO3	Zn: *140* Pb: *95* Cd: *1.6*	-	5.1	0.6	O	BCR, 0,05M EDTA	non	

(Chung *et al.*, 2005) Corée	nr	**Au, Ag, Cu** chalcopyrite, galène, sphalérite, pyrite, arsenopyrite, veine de Qz, granite	terril	ponctuel (5)	non	nr nr	-	-	- nr	-	-	nr	ER	Cu: 377 Zn: *2593* Pb: *19150* Cd: *5.9* As: 4074 Hg: 2.8	Mn	-	-	O	EHS	sols agricoles non contaminés	Comparaison de l'OS et du degré de contamination et recherche des voies de transfert
		idem	sols de montagne	ponctuel (6)	non	spontanée nr	-	-	- nr	-	-	nr	ER	Cu: 111 Zn: *5117* Pb: *4899* Cd: *34* As: 1744 Hg: 0.6	Mn	-	-	O	EHS	sols agricoles non contaminés	
		idem	sols agricoles	ponctuel (30)	non	plantée nr	-	-	- nr	-	-	nr	ER	Cu: 31 Zn: *306* Pb: *294* Cd: *1.6* As: 115 Hg: 0.3	Mn	-	-	O	EHS	sols agricoles non contaminés	
(Ciarkowska *et al.*, 2016) Pologne	nr	**Pb, Zn, Cd** sphalérite, galène, Sulfure de Fe, dolomite-calcaire, sable,	boues de décantation	chrono-séquence	non	spontanée 15% flore calaminaire + *B. pendula*	30	-	- 0-10	-	- 10-30	nr	HClO4/ HNO3	Zn: 4050 Pb: 959 Cd: 23		6,9*4"	1.8	N	-	non	Pédogénèse
		Pb, Zn, Cd idem	stériles	chrono-séquence	non	spontanée 40% flore calaminaire ponctuelle + prairie sèche	70	-	- 0-10	-	- 10-30	nr	HClO4/ HNO3	Zn: 3950 Pb: 1961 Cd: 63		6,4*4"	6.5	N	-	non	
		Pb, Zn, Cd idem	stériles	chrono-séquence	non	spontanée 80% idem	70	-	- 0-10	-	- 10-30	nr	HClO4/ HNO3	Zn: 10980 Pb: 5436 Cd: 93		7,3*4"	7.1	N	-	non	
		Pb, Zn, Cd idem	stériles	chrono-séquence	non	spontanée 100% flore calaminaire	100	-	- 0-10	-	- 10-30	nr	HClO4/ HNO3	Zn: 8408 Pb: 2623 Cd: 59		6,8*4"	9.7	N	-	non	
		Pb, Zn, Cd idem	stériles	chrono-séquence	non	spontanée 100% *P. Silvestris* + *B. pendula*	400	-	- 0-10	-	- 10-30	nr	HClO4/ HNO3	Zn: 8445 Pb: 4357 Cd: 63		6,8*4"	8.6	N	-	non	
(Dai *et al.*, 2013) Chine	170 km^2	**Hg**	stériles	ponctuel	non	- -	-	-	- nr	-	-	nr	ER	Hg: 19-348	-	-	-	-	-	-	Estimation de la contamination des sols via l'érosion des terrils

(Flynn *et al.*, 2003) UK	-	**As, Cu** Sb, Cu, Pb, Zn minéraux + slate, granite	stériles	ponctuel (1)	non	spontanée gazon	>70 ?	-	- nr	-	-	nr	HNO3/ H2SO4/ HClO4	Sb: 37	-	3.72	-	O	H2O	non	Estimation de la biodisponibilité de Sb dans des sols historiquement pollués
	-	**Pb, Cu, As** idem	stériles	ponctuel (8)	non	spontanée gazon	>70 ?	-	- nr	-	-	nr	HNO3/ H2SO4/ HClO4	Sb: 12-336	-	3,7-4,7	-	O	H2O	non	
	-	**Sb, Pb** idem	stériles	ponctuel (4)	non	spontanée gazon	>70 ?	-	- nr	-	-	nr	HNO3/ H2SO4/ HClO4	Sb: 15-63	-	6-6,8	-	O	H2O	non	
	250 km^2	**Pb** Pb, Sb, As minéraux + calcaire	stériles	ponctuel (3)	non	spontanée gazon	100-200 ?	-	- nr	-	-	nr	HNO3/ H2SO4/ HClO4	Sb: 14-710	-	5,7-6,8	-	O	H2O	non	
	-	**Sb, Pb** Pb, Cu, As minéraux	stériles	ponctuel (14)	non	spontanée gazon	100-200 ?	-	- nr	-	-	nr	HNO3/ H2SO4/ HClO4	Sb: 14-673	-	6,5-8,1	-	O	H2O	non	
(Li *et al.*, 2016) Chine	0,44 km^2	**Cu** nr	boue de flottation	ponctuel (3)	non	aucune-	13	-	- 0-5	- 20-30	- 50-60	nr	HF/ HClO4/ HNO3	Cu: 2.4 Zn: 260 Pb: 30 As: 50	-	2.8	1.2	N	-	non	Estimation du degré de remédiation via les communautés microbiennes
		Cu nr	boue de flottation	ponctuel (3)	non	spontanée *Imperata cylindrica*	13	-	- 0-5	- 20-30	- 50-60	nr	HF/ HClO4/ HNO3	Cu: 2.1 Zn: 470 Pb: 30 As: 18	-	5.1	5	N	-	terril nu	
		Cu nr	boue de flottation	ponctuel (3)	non	plantée *Chrysopogon zizanioides*	13	-	- 0-5	- 20-30	- 50-60	nr	HF/ HClO4/ HNO3	Cu: 3.3 Zn: 590 Pb: 32 As: 9	-	6	1.2	N	-	terril nu	
(Li *et al.*, 2017). Chine	20 km^2	**Sb, Pb, Zn** stibnite, galène, sphalérite, pyrite, arsenopyrite	nr	ponctuel (34)	non	nr -	-	éliminée	5-15			nr	ER	Cu: 4-111 (18) Zn: 29-10161 (512) Pb: 10-405 (45) Cd: 0,1-154 (8) As: 3-426 (41) Ni: 7-37 (19) Cr: 16-75 (32) Sb: 1,5-3799 (274)	Mn	2,58-7,46 (5,5)	-	N	-	non	Estimation de la dispersion de la contamination
(Li *et al.*, 2014) Chine	-	**As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg** na[5]	na	Revue de 72 mines	na	na na	na	-	- 0-15	-	-	na	ER	Cu: 6-5024 (85) Zn: 3-75300 (250) Pb: 3-29702 (200) Cd: 0,05-171 (3,5 As: 1,5-5520 (25) Hg: 0,001-72 (0,25) Ni: 1-1499 (45) Cr: 4-684 (55)	-	-	-	-	-	-	Revue de la contamination des zones minières en Chine

(Lilic *et al.*, 2014) Serbie	-	**Cu** pyrite, coveline, enargite, chalcopyrite, bornite, Qz, Kaolinite, gypse…	stériles	ponctuel	oui compost il y a 15 ans	spontanée + plantée éparse herbacée + feuillus	20	-	C1 0-60	-	C2 60-100	Spolic Technosol	EDXRF	Cu: 122 Zn: <20 As: 67	Mn, Sr	3.6	0.2	N	-	sol naturel	Pédogénèse et potentiel de remédiation
			stériles	ponctuel	oui compost il y a 15 ans	spontanée + plantée éparse herbacée + feuillus	20	-	C1 0-65	-	C2 65-100	Spolic Technosol	EDXRF	Cu: 84 Zn: 126 As: 46	Mn, Sr	4.3	0.2	N	-	sol naturel	
	0,25 km^2	**Cu** coveline, enargite, chalcopyrite, silicates, Qz, (carbonates)	résidus de flottation	ponctuel	oui compost il y a 13 ans	spontanée + plantée éparse herbacée + feuillus	25	-	C1 0-15	A 15-60	C2 60-100	Spolic Technosol	EDXRF	Cu: 68 Zn: <20 As: 110	Mn, Sr	3.5	0.2	N	-	sol naturel	
	-		résidus de flottation	ponctuel	oui compost il y a 13 ans	spontanée + plantée éparse herbacée + feuillus	25	-	A 0-45	-	C 45-100	Spolic Technosol	EDXRF	Cu: 143 Zn: 28 As: 43	Mn, Sr	4.2	0.6	N	-	sol naturel	
(Liu *et al.*, 2014) Chine	nr	**Mn** nr	zone de drainage minier	ponctuel/ composite	non	spontanée *Polygonum perfoliatum* + *P. vittata*	-	-	- 0-30	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 80 Zn: 100 Pb: 100 Cd: 3 Cr: 160	Mn	4.49	1.6	N	-	sol local hors zone minière	Estimation du potentiel de remédiation
		Mn nr	zone de mine sans végétation	ponctuel/ composite	non	nu -	-	-	- 0-30	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 140 Zn: 180 Pb: 110 Cd: 1.8 Cr: 100	Mn	4.75	1.5	N	-	sol local hors zone minière	
		Mn nr	zone minière abandonnée	ponctuel/ composite	non	spontanée *Polygonum pubescens* + *Solanum nigrum*	-	-	- 0-30	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 60 Zn: 250 Pb: 150 Cd: 3.9 Cr: 340	Mn	4.47	1.7	N	-	sol local hors zone minière	
		Mn nr	zone minière abandonnée	ponctuel/ composite	non	spontanée *Erigeron acer, Paspalum orbiculare*	-	-	- 0-30	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 78 Zn: 400 Pb: 130 Cd: 6.1 Cr: 60	Mn	4.56	1.7	N	-	sol local hors zone minière	
		Mn nr	zone minière abandonnée	ponctuel/ composite	non	spontanée *K.striata* + *Glycine soja*	-	-	- 0-30	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 70 Zn: 200 Pb: 120 Cd: 3 Cr: 150	Mn	4.97	2.1	N	-	sol local hors zone minière	
		Mn nr	terril avec un peu de végétation	ponctuel/ composite	non	spontanée éparse herbacées	-	-	- 0-30	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 40 Zn: 580 Pb: 75 Cd: 9 Cr: 230	Mn	3.98	0.4	N	-	sol local hors zone minière	

(Lottermoser *et al.*, 1999) Australie	0,16 km²	**Cu** pyrite, sphalérite, chalcopyrite	sol proche des déblais	ponctuel (8)	non	nu ou spontanée éparse graminée, euphorbes, buissons		pas de litière	pas de A -	B 0-30	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 139-3230 (1050) Zn: 45-746 (200) Pb: 7-204 (37) Cd: <5-5 (<5) As: <5-30 (9) Sb: <5		-	-	-	-	sol local hors zone minière	Estimation du potentiel de remédiation
		Cu idem	Minerai	ponctuel	na	nu -	-	-	- nr	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 10500 Zn: 6650 Pb: 131 Cd: 12 As: 76 Sb: <5	Mn, Fe, Ag, Au	-	-	-	-	sol local hors zone minière	
		Cu idem	stériles	ponctuel	non	nu -	-	-	- nr	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 1800 Zn: 431 Pb: 56 Cd: <5 As: 36 Sb: <5	Mn, Fe, Ag, Au	-	-	-	-	sol local hors zone minière	
		Cu idem	scories de fonderie	ponctuel	non	nu -	-	-	- nr	-	-	nr	HF/ $HClO_4$/ HNO_3	Cu: 18000 Zn: 11400 Pb: 46 Cd: 6 As: 9 Sb: <5	Mn, Fe, Ag, Au	-	-	-	-	sol local hors zone minière	
(Mingorance *et al.*, 2017) Espagne	nr	**nr** nr	stériles	ponctuel	non	nu ou spontanée éparse *Erica sp., Cistus sp….*	-	-	- 0-20	-	-	Technosol	ER	Cu: 702 Zn: 102 Pb: 4703 Cd: 12 As: 3713 Hg: <ld Ni: 17 Cr: 47	Mn	2.7	1.6	-			Estimation du potentiel de remédiation
(Moreno-Jimenez *et al.*, 2017) Espagne	0,2 km²	**nr** pyrite	stériles	ponctuel/ composite	non	spontanée éparse nr	26	-	- 0-20	-	-	nr	HNO3/ H2O2	Cu: 4239 Zn: 24254 Pb: 4915 Cd: 62.5 As: 8781 Hg: 137	Bi	-	-	O	0,1 M (NH4)2SO4	sol local hors zone minière	Estimation du potentiel de remédiation
(Moreno-Jimenez *et al.*, 2009) Espagne	0,2 km²	**nr** pyrite	sol proche de stériles	ponctuel	non	spontanée herbacées/ buissons	26	-	- 0-30	-	-	nr	HNO3/ H2O2	Cu: 17-605 (302) Zn: 92-2244 (846) Cd: 1,8-35 (16,3)	Mn	3,89-5,99 (4,87)	0,4-5,1 (2,5)	O	0,1 M (NH4)2SO4	sol local hors zone minière	Estimation du potentiel de remédiation
		nr pyrite	sol dans zone de drainage minier	ponctuel	non	spontanée herbacées/ buissons	26	-	- 0-30	-	-	nr	HNO3/ H2O2	Cu: 16-444 (182) Zn: 75-1438 (571) Cd: 2,4-15,3 (8,7)	Mn	4,24-6,09 (5,27)	1,1-7,7 (3,5)	O	0,1 M (NH4)2SO4	sol local hors zone minière	

(Neel *et al.*, 2003) France	9850 m²	**Au** pyrite, arsenopyrite, galène, sphalérite	boue après gamidation	ponctuel/ transect	non	spontanée bryophytes, algues vertes	35	A0	A1 0-1	C1 1-5	C2 >5	Entisol immature		Cu: 60 Zn: 100 Pb: 10490 As: 59600 Sb: 810	Al, Fe, Ti	4.2	0.4	N	-	non	Pédogénèse et potentiel de remédiation
		Au pyrite, arsenopyrite, galène, sphalérite	boue après gamidation	ponctuel/ transect	non	spontanée éparse *Cytisus scoparius, B. pendula, Salix capraera, Populus tremula*	35	A0	A1 0-5	C1 5-13	C2			Cu: 180 Zn: 110 Pb: 6350 As: 42700 Sb: 370	Al, Fe, Ti	5.5	0.8	N	-	non	
		Au pyrite, arsenopyrite, galène, sphalérite	boue après gamidation	ponctuel/ transect	non	spontanée *Equisetum telmateia, Cirsium palustre, Angelica slvestris, Phragmites australis, Alnus glutinosa, P.tremula*	35	A0	A1 0-3	C1 3-13	Cg2			Cu: 200 Zn: 120 Pb: 380 As: 7220 Sb: 110	Al, Fe, Ti	5.8	1.8	N	-	non	
(Pellegrini *et al.*, 2016) Espagne	50 km² et 9 km² terrils, 39200 m² pour le site	**Pb, Zn** galena, sphalérite	résidus de flottation	ponctuel	non	nu -	50		A1 0-1	A2 1-5	Cd 5->60	Spolic Technosol	WDXRF	Cu: 32 Zn: 194 Pb: 173 Cd: <ld As: <ld	Al, Fe, Mn, Co, Sn, Ag	3.5	0.01	O	H2O	non	Pédogénèse et potentiel de remédiation
	idem, 15900 m² pour le site	**Pb, Zn** galena, sphalérite, calcaire, cipolin	résidus de flottation	ponctuel	non	nu -	50		A 0-10	C 10-50	Cd 50->130	Spolic Technosol	WDXRF	Cu: 16 Zn: 1477 Pb: 1378 Cd: <ld As: 65	Al, Fe, Mn, Co, Sn, Ag	7.9	0.06	O	H2O	non	
	idem, 137000 m² pour le site	**nr** nr	résidus de flottation	ponctuel	non	nu -	50		A 0-7	C 7-56	2C 56->65	Spolic Technosol	WDXRF	Cu: 11 Zn: 631 Pb: 532 Cd: <ld As: 24	Al, Fe, Mn, Co, Sn, Ag	7.7	0.02	O	H2O	non	
	idem, 24400 m² pour le site	**Fe, Pb, Zn** nr	résidus de flottation	ponctuel	non	nu -	50		Acm1 0-2	Bcm 2->60	Acm2 2->60	Spolic Technosol	WDXRF	Cu: 7 Zn: 2112 Pb: 424 Cd: 11 As: 152	Al, Fe, Mn, Co, Sn, Ag	5.5	0.03	O	H2O	non	
	idem, 64000 m² pour le site	**Zn** nr	résidus de flottation	ponctuel	non	nu -	50		A 0-17	C1 17-25	C2 25->65	Spolic Technosol	WDXRF	Cu: 22 Zn: 3355 Pb: 799 Cd: <ld As: 24	Al, Fe, Mn, Co, Sn, Ag	5.8	0.11	O	H2O	non	

(Pusz, 2007) Pologne	nr	**Cu** nr	zone minière	ponctuel	NPK	- *L. Perenne, F. rubra*	nr	-	- 0-30	-	-	nr	ER	Cu: 4968 Zn: 294 Pb: 1216 Cd: 2.81	-	6.73	0.84	O	EDTA, 1M NH4NO3	sol agricole station recherche	Caractérisation de la contamination et de sa disponibilité
		Cu nr	zone minière	ponctuel	lignite 5 doses + NPK	plantée *L. Perenne, F. rubra*	<1	-	- 0-30	-	-	nr	ER	Cu: 4599-4834 Zn: 234-278 Pb: 1153-1198 Cd: 2,71-2,81	-	6,78-7,19	1,48-2,07	O	EDTA, 1M NH4NO3	sol sans lignite + sol agricole station recherche	Estimation du potentiel de remédiation - test avec lignite
		Cu nr	zone minière	ponctuel	NPK	- *L. Perenne, F. rubra*	nr	-	- 0-30	-	-	nr	ER	Cu: 999 Zn: 190 Pb: 389 Cd: 1.49	-	6.94	0.79	O	EDTA, 1M NH4NO3	sol agricole station recherche	Caractérisation de la contamination et de sa disponibilité
		Cu nr	zone minière	ponctuel	lignite 5 doses + NPK	plantée *L. Perenne, F. rubra*	<1	-	- 0-30	-	-	nr	ER	Cu: 976-995 Zn: 184-192 Pb: 370-382 Cd: 1,46-1,48	-	7,01-7,22	1,17-1,90	O	EDTA, 1M NH4NO3	sol sans lignite + sol agricole station recherche	Estimation du potentiel de remédiation - test avec lignite
(Rodriguez *et al.*, 2009) Espagne	0,6 km^2	**Pb, Zn** galène, sphalérite	stériles + boues de flottation	ponctuel (14)	non	nr -	>20	-	- 0-20	-	-	nr	ER	Cu: 44-717 (308) Zn: 470-20911 (7000) Pb: 1243-93900 (28453) Cd: 2,9-54 (21)	-	3,1-8,2 (5,7)	0,2-4 (1,5)	O	BCR	non	Caractérisation de la contamination et du risque environnemental
(Rodriguez-Liebana *et al.*, 2014) Espagne	nr	**Cu** nr	zone minière	ponctuel	non	nr -	-	-	- 0-20	-	-	nr	XRF	Cu: 694 Zn: 120 Pb: 3976 As: 3951 Ni: <ld Cr: 97	Mn, Sr	6.8	1.4	N		non	Estimation du potentiel de remédiation
		Fe nr	zone minière	ponctuel	non	nr -	-	-	- 0-20	-	-	nr	XRF	Cu: 49 Zn: 70 Pb: <ld As: 49 Ni: <ld Cr: <ld	Mn, Sr	8.2	0.21	N		non	
(Ullrich *et al.*, 1999) Pologne	14 km^2	**Zn, Pb** nr	zone minière + fonderie, sols divers	ponctuel (122, 26 pour As)	na	tout type nr	-	-	- 0-10	-	- 40-50	nr	HNO3/ HClO4	Zn: 42-12100 (1849) Pb: 69-5260 (627) Cd: 0,75-106 (19,6) As: 17-138 (46)	-	3,3-7,7	-	O	0,5M MgCl2	non	
(Vega *et al.*, 2005; 2006; Vega *et al.*, 2004) Espagne	7,6 km^2	**Cu** chalcopyrite, pyrrotine, amphiboles, schistes	stériles	ponctuel (5)	NPK, boue d'épuration	plantée *Eucalyptus globulus*	initial : <1 an ?	-	AC 0-15	-	C >15	Anthropic Regosol	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 180 Zn: 110 Pb: 13 Cd: 1.65 Ni: 72 Cr: 95	-	3.62	0.05	O	DTPA	non	Contamination et caractéristiques des sols et estimation du potentiel de remédiation
		Cu chalcopyrite, pyrrotine, amphiboles, schistes	boue de flottation	ponctuel (5)	cendres de papeterie	- aucune	initial : <1 an ?	-	AC 0-25	-	C >25	Anthropic Regosol	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 1217 Zn: 85 Pb: 17 Cd: 1.75 Ni: 62 Cr: 150	-	4.78	0.75	O	DTPA	non	

(Yin *et al.*, 2016) Chine		**Hg** cinnabar	stériles/scories ("calcine")	ponctuel	non	- aucune	7 mini	-	scorie altérée 0-30	scorie cimentée 30-50	scorie fraîche >50	nr	total	Hg: 20-74 (56)	-	-	-	O	Me-Hg, EXAFS, XANES	non	Caractérisation de la contamination et du risque environnemental
(Wahsha *et al.*, 2016) Italie	nr	sulfures polymetalliques	stériles	ponctuel	non	spontanée nr	nr														
		sphalerite	stériles	ponctuel	non	spontanée nr	nr	-	- nr	-	-	Spolic Technosol	HF/ HCl/ HNO3								
		sphalerite	stériles	ponctuel	non	spontanée nr	nr	-	- nr	-	-	Spolic Technosol	idem								
		sulfures polymetalliques	stériles	ponctuel	non	spontanée nr	nr	-	- nr	-	-	Spolic Technosol	idem								
		Cu chalcopyrite	stériles	ponctuel	non	spontanée nr	nr	-	- nr	-	-	Spolic Technosol	idem								
		Cu chalcopyrite	stériles	ponctuel	non	spontanée *Salix spp., Taraxacum offic., Plantago major*	nr	-													
(Wahsha *et al.*, 2017) Italie	nr	**Cu, S** pyrite, chlacopyrite, pyrite cuprifère, dolomite/ roche métamorphique	stériles/ scories ?	ponctuel (3)	non	spontanée nr	54 mini	-	A nr	-	C nr	Spolic Technosol/ Entisol Udifluvent	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 526-1718 (1122) Zn: 472-997 (734) Pb: 228-518 (373) Ni: 49-60 (55) Cr: 89-102 (95)	Fe, Mn	7.5	0.8	N	-	non	Pédogénèse, indicateur microbiologique
		Cu, S idem	stériles/ scories	ponctuel (3)	non	spontanée nr	54 mini	-	A nr	AC nr	C nr	Spolic Technosol/ Entisol Udifluvent	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 1936-3367 (2494) Zn: 800-1188 (980) Pb: 2497-14635 (7058) Ni: <ld Cr: 21-60 (41)	Fe, Mn	7.8	1.2	N	-	non	
		Cu, S idem	stériles/ scories	ponctuel (3)	non	spontanée nr	54 mini	-	A nr	AC1 et AC2 nr	C nr	Spolic Technosol/ Entisol Udorthent	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 2198-4063 (3162) Zn: 1163-1786 (1589) Pb: 20815-28154 (23605) Ni: <ld Cr: <ld	Fe, Mn	4.5	0.5	N	-	non	
		Cu, S idem	stériles/ scories ?	ponctuel (3)	non	spontanée nr	54 mini	-	A nr	AC nr	- nr	Spolic Technosol/ Entisol Udipsamment	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 500-524 (512) Zn: 431-522 (477) Pb: 205-294 (250) Ni: 47-51 (49) Cr: 93-99 (96)	Fe, Mn	7.3	4.1	N	-	non	
		Cu, S idem	stériles/ scories ?	ponctuel (3)	non	spontanée nr	54 mini	-	A1/A2 nr	Bw nr	C nr	Spolic Technosol/ Inceptisol Dystrudept	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 31-98 (54) Zn: 103-41 (71) Pb: 52-72 (64) Ni: 17-58 (28) Cr: 147-177 (164)	Fe, Mn	5.2	2.3	N	-	non	
		Cu, S idem	stériles/ scories	ponctuel (3)	non	spontanée nr	54 mini	-	A1/A2 nr	Bw1/Bw2 nr	BC nr	Spolic Technosol/ Inceptisol Eutrudept	HF/ HCl/ HNO3	Cu: 502-2333 (1639) Zn: 408-2566 (1338) Pb: 397-12027 (8256) Ni: <ld Cr: <ld	Fe, Mn	7.6	0.6	N	-	non	

Tableau A3. Valeurs de masse volumique apparente observées en fonction du type d'usage et du type de couvert végétal

Date	Auteurs	Pays	Lieu	Usage	Couvert végétal	mva couche surface 0-30 cm g.cm^{-3}	mva couche profonde g.cm-3
1991	(Chichester et Hauser, 1991)	USA	Texas	zone minière	fourrage	1.4-1.5	1.4-1.6
1993	(Varela *et al.*, 1993)	Espagne	Meirama (Galice)	zone minière	n.d.	1.09-1.69	
1995	(Johnson et Skousen, 1995)	USA	West Virginia	zone minière	arbre, herbe	0.8-1.7	
1998a	(Jim, 1998a)	Chine	Hong Kong	arbre alignement	arbre	n.d	1.5–1.8
1998b	(Jim, 1998b)	Chine	Hong Kong	parc	arbre et pelouse	1.17-2.16	1.14-2.03
1998	(Schleuß *et al.*, 1998)	Allemagne	Eckernförde	bâtiment public	herbe	1.12-1.5	1.44-1.71
				jardin	légumes	0.96-1.21	1.42-1.52
				lotissement	arbre et pelouse	0.87	0.87
				parc	arbre et pelouse	0.6-1.1	1.15-1.61
2000	(Hiller, 2000)	Allemagne	Duisburg	zone industrielle	vegetation spontanée	1.5-1.9	1.5-2.1
2002	(Qian et Follett, 2002)	USA	Denver	terrain sport	pelouse	1.5-1.6	
2002	(Pouyat *et al.*, 2002)	USA	Baltimore	lotissement		1.18-1.22	
				accompagnement voirie		1.17 (0.07)	
				bâtiment public		1 (0.11)	
				zone industrielle		1.41 (0.09)	
				zone commerciale		1.26 (0.16)	
2003	(Wichern *et al.*, 2003)	Afrique du sud	Pietermaritzburg	jardin privé	légumes	0..99-1.25	
2006	(Capilla *et al.*, 2006)	France		zone dépôt	herbe	0.45-1.17	
2006	(Golubiewski, 2006)	USA	Denver	lotissement	pelouse	1.29-1.62	
					arbre	1.44-1.65	
2006	(Gregory *et al.*, 2006)	USA	Gainesville	forêt urbaine naturelle	arbres natifs	1.42-1.47	
				forêt urbaine plantée	arbre plantés 10 ans	1.20-1.52	
2007	(Pouyat *et al.*, 2007)	USA	Baltimore	zone commerciale	pelouse	1.3 ± 0.058	
				zone commerciale ou industrielle	arbre et pelouse	1.2 ± 0.074	
				forêt urbaine naturelle	forêt native	1.1 ± 0.037	
				parc ou golf	arbre et pelouse	1.2 ± 0.027	
				lotissement	arbre et pelouse	1.2 ± 0.019	
				bâtiment public	arbre et pelouse	1.3 ± 0.067	
2009	(Béchet *et al.*, 2009)	France		soil imperméabilisé	0	1.69-1.92	
2009	(Getter *et al.*, 2009)	USA	Michigan - Maryland	toiture terrasse	pelouse et legumes	1.17	
2010	(Sun *et al.*, 2010)	Chine	Kaifeng	zone récréative	arbre et pelouse	1.25–1.32	
				zone industrielle	pelouse	1.01–1.21	
				zone récréative et éducative	pelouse	1.13–1.4	
				accompagnement de voirie	arbre et pelouse	1.03–1.59	
				lotissement	arbre et pelouse	1.27–1.34	
2010	(Qian *et al.*, 2010)	USA	Nebraska City	terrain sport	pelouse	1.25-1.44	
2011	(Edmondson *et al.*, 2011)	Royaume Uni	Leceister	jardin privé	pelouse	0.8-1.40	
					arbre et arbuste	0.9-1.2	
				lotissement	pelouse	0.8-1.45	
					arbustes et massifs	0.4-1.5	
					arbres	0.7-1.4	
2011	(Fu *et al.*, 2011)	Chine	Haicheng City	zone minière	végétation spontanée	1.43-1.9	
2011	(Millward *et al.*, 2011)	Canada	Toronto	square et parc	forêt native	1.08 - 1.58	
					forêt urbaine	1.37 -1.62	
					arbre et pelouse	1.11 - 1.55	
					arbre et pelouse	1.42 - 1.67	
2011	(Shrestha et Lal, 2011)	USA	Ohio	zone minière	n.d.	1.11-1.69	1.32-1.77

2012	(Beesley, 2012)	Grande Bretagne	Liverpool	bâtiment public	pelouse	1.28	1.68-1.73
2012	Lorenz *et al.* (2012), (modifié d'après Stahr *et al.* 2003	Allemagne	Stuttgart	parc	n.d.	1.39	1.3
				lotissement	n.d.	1.43	1.43
				jardin privé	n.d.	1.28	1.44
				centre urbain	n.d.	1.43	1.63
				accompagnement de voirie	n.d.	1.1	1.35
				accompagnement voie ferrée	n.d.	1.24	1.57
2012	(Scharenbroch et Catania, 2012)	USA	Chicago	lotissement	arbre	1.05-1.32	
2013	(Adeli *et al.*, 2013)	USA	central Mississipi	zone minière	arbre	1.42	
					herbe	1.48	
2013	(Langner *et al.*, 2013)	USA	Ankeny	lotissement	n.d.	0.68-1.88	
2013	(Olson *et al.*, 2013)	USA	Minneapolis	site expérimental	imitation sol urbain	1.3-1.72	
2014	(Campbell *et al.*, 2014)	USA	Montgomery county	lotissement	pelouse	1.1-1.4	
2014	(Chen *et al.*, 2014)	USA	Montgomery county	site expérimental	imitation sol urbain	1.49-1.76	1.67-1.79
2014	(Edmondson *et al.*, 2014a)	Royaume Uni	Leicester	parc	arbre et pelouse	0.9-1.5	1.4-1.6
2014	(Huyler *et al.*, 2014)	USA	Auburn, Alabama	jardin privé	pelouse	0.94-1.78	1.47-1.57
					arbre et pelouse	1.30-1.55	1.50-1.56
2014	(Lilic *et al.*, 2014)	Serbie	Bor	zone minière	0 ou arbre	1.1-1.4	
2014	(Oldfield *et al.*, 2014)	USA	New York	parc	arbre et pelouse	1.42	
2014	(Wei *et al.*, 2014)	Chine	Yixing	soil imperméabilisé	0	1.30-1.66	
2014	(Yang *et al.*, 2014)	Chine	Huzhou	parc	arbre et pelouse	1.1-1.44	
				arbre alignement	arbre	1.17-1.56	
				zone commerciale	arbre et arbuste	1.18-1.44	
				accompagnement de voirie	arbre et pelouse	1.1-1.42	
2015	(Bae et Ryu, 2015)	Corée	Seoul	parc	forêt urbaine	1.0-1.3	1.1-1.6
					sol nu	1.35-1.45	1.4-1.6
					pelouse	1.1-1.4	1.15-1.4
					zone humide	0.9-1.1	1.0-1.1
2016	(Yan *et al.*, 2016)	Chine	Urumqi City	soil imperméabilisé	0	1.5-1.7	1.5-2.0
				zone industrielle	arbre alignement	1.47-1.51	1.40-1.49
				bâtiment public	arbre alignement	1.47-1.51	1.42
				zone commerciale	forêt urbaine	1.47-1.51	1.49
				zone commerciale	arbre alignement	1.47-1.51	1.50-1.62
				accompagnement voirie	pelouse	1.47-1.51	1.49
				lotissement	arbre et pelouse	1.47-1.51	1.39-1.45
2016	(Ahirwal et Maiti, 2016)	Inde	Ananta	zone minière	forêt plantée	4.2-4.9	3.3
					arbustes	3.9-4.7	2.8
2016	(Bretzel *et al.*, 2016)	Italie	Pise	jardin partagé municipal	légumes	1.3-1.8	
2016	(Layman *et al.*, 2016)	USA	Montgomery county	site expérimental	imitation sol urbain	1.28-1.76	1.68-1.79
2016	(Majidzadeh, 2016)	USA	Auburn, Alabama / Opelika, Alabama, Barnesville	sol imperméabilisé	0	1.44-1.51	
				lotissement	pelouse	1.04-1.35	
2016	(Weissert *et al.*, 2016)	Nouvelle Zélande	Auckland	parc	pelouse	0.7-1.35	
				forêt urbaine	arbre	0.6-0.8	

Tableau A4. Concentrations en carbone organique observées en fonction du type d'usage et du type de couvert végétal

Date	Auteurs	Pays	Lieu	Usage	Couvert végétal	C couche surface 0-30 cm g.kg^{-1}	C couche profonde g.kg^{-1}
1991	(Chichester et Hauser, 1991)	USA	Texas	zone minière	fourrage	5.8-7.5	7.5-1.8
1995	(Prosser et Roseby, 1995)	Australie	Tomago	zone minière	arbre et arbuste	2-16	2-4
1998a	(Jim, 1998a)	Chine	Hong Kong	arbre alignement	arbre	n.d.	1-10
1998b	(Jim, 1998b)	Chine	Hong Kong	parc	arbre et pelouse	2.1-19.4	1.4-12.6
1998	(Schleuß *et al.*, 1998)	Allemagne	Eckernförde	bâtiment public	herbe	10-24	3-144
				jardin	légumes	47	15-23
				lotissement	arbre et pelouse	97-119	71-119
				parc	arbre et pelouse	10-73	6-111
2000	(Hiller, 2000)	Allemagne	Duisburg	zone industrielle	vegetation spontanée	1-48	0-36
2001	(Beyer *et al.*, 2001)	Allemagne	Rostock	jardin	n.d.	14-114	18.9-100.6
2002	(Pouyat *et al.*, 2002)	USA	Baltimore	lotissement		29.7-39.9	
				accompagnement voirie		30.8 (4.1)	
				bâtiment public		49.2 (8.5)	
				zone industrielle		27.4 (3.4)	
				zone commerciale		22.1 (4.5)	
2005	(Scharenbroch *et al.*, 2005)	USA	Moscow, Idaho ; Pullman, Washington	lotissement nouveau	arbre et pelouse	14.9-16.2	
				vieux lotissement	arbre et pelouse	29.3-30.6	
				parc	arbre et pelouse	30.3-31	
				arbre d'alignement	arbre et pelouse	26.6-27.1	
				lotissement paillage récent	arbre et pelouse	23.6-23.8	
				lotissement paillage ancien	arbre et pelouse	20-20.7	
2005	(Remon *et al.*, 2005)	France	Saint Etienne	zone industielle	arbre et herbe	57-100	
2006	(Capilla *et al.*, 2006)	France		zone dépôt	herbe	33-111	
2006	(Doichinova *et al.*, 2006)	Bulgarie	Sofia	parc	arbre et pelouse	18-59	10-14
2006	(Golubiewski, 2006)	USA	Denver	lotissement	pelouse	9.6-23.2	
					arbre	8-18.4	
2007	(Wang *et al.*, 2007)	Chine	Xuzhou	accompagnement de voirie	n.d.	25-100	
2007	(Pouyat *et al.*, 2007)	USA	Baltimore	zone commerciale	pelouse	32	
				zone commerciale ou industrielle	arbre et pelouse	31	
				forêt urbaine naturelle	forêt native	35	
				parc ou golf	arbre et pelouse	34	
				lotissement	arbre et pelouse	29	
				bâtiment public	arbre et pelouse	28	
2010	(Sun *et al.*, 2010)	Chine	Kaifeng	zone récréative	arbre et pelouse	13.05–40.08	
				zone industrielle	pelouse	16.41–36.95	
				zone récréative et éducative	pelouse	8.24–26.16	
				accompagnement de voirie	arbre et pelouse	11.89–35.73	
				lotissement	arbre et pelouse	13.22–16.07	
2010	(Qian *et al.*, 2010)	USA	Nebraska City	terrain sport	pelouse	8.0-15.9	
2011	(Howard et Olszewska, 2011)	USA	Detroit	parc	arbre et pelouse	6-36	12-16
				terrain vague	0	12-23	2-4
2011	(Fu *et al.*, 2011)	Chine	Haicheng City	zone minière	végétation spontanée	0.6-22	
2011	(Shrestha et Lal, 2011)	USA	Ohio	zone minière	n.d.	4.3-12.6	4.5-8.2
2012	(Beesley, 2012)	Grande Bretagne	Liverpool	bâtiment public	pelouse	40-66.4	23.1-24.5

2012	Lorenz *et al.* (2012), (modifié d'après Stahr *et al.* 2003)	Allemagne	Stuttgart	parc	n.d	186	116
				lotissement	n.d	227	105
				jardin privé	n.d	262	41
				centre urbain	n.d	110	64
				accompagnement de voirie	n.d	6	7
				accompagnement voie ferrée	n.d	215	70
2012	(Scharenbroch et Catania, 2012)	USA	Chicago	lotissement	arbre	32-40	
2013	(Adeli *et al.*, 2013)	USA	central Mississipi	zone minière	arbre	1.7-3.8	
					herbe	2.4-3.3	
2013	(Langner *et al.*, 2013)	USA	Ankeny	lotissement	n.d.	0.01-8.41	
2013	(Li *et al.*, 2013)	Chine	9 villesprovince Hubei	accompagnement de voirie	arbre et pelouse	3.8	
				bâtiment public	arbre et pelouse	3.7	
				lotissement	arbre et pelouse	3.9	
				parc	arbre et pelouse	3.8	
2014	(Campbell *et al.*, 2014)	USA	Montgomery county	lotissement	pelouse	8-30	
2014	(Lilic *et al.*, 2014)	Serbie	Bor	zone minière	0 ou arbre	1-8	
2014	(Edmondson *et al.*, 2014b)	Royaume Uni	Leceister	jardin privé	pelouse	52	
				lotissement	arbre et arbuste	75.2	
					pelouse	45.5	
					arbustes et massifs	53	
					arbres	63	
2014	(Lilic *et al.*, 2014)	Serbie	Bor	zone minière	0 ou arbre	1-8	
2014	(Oldfield *et al.*, 2014)	USA	New York	parc	arbre et pelouse	52	
2014	(Wei *et al.*, 2014)	Chine	Yixing	soil imperméabilisé	0	0.5-25.4	
2014	(Yang *et al.*, 2014)	Chine	Huzhou	parc	arbre et pelouse	1.3-22.8	
				arbre alignement	arbre	0.6-11.7	
				zone commerciale	arbre et arbuste	2.5-20.4	
				accompagnement de voirie	arbre et pelouse	9.7-34.1	
2015	(Abel *et al.*, 2015b)	Allemagne	Berlin	parc	herbe	8-32	6-82
2015	(Bae et Ryu, 2015)	Corée	Seoul	parc	forêt urbaine	15-27	2.5-6
					sol nu	2.5-5	0.5-1.5
					pelouse	4-16	1-3
					zone humide	17-27	7-15
2015	(Sarah *et al.*, 2015)	Israel	Tel-Aviv	parc	arbre	5.8-10.3	
					herbe	7.8	
					sol nu	3.8-6.5	
2015	(Yan *et al.*, 2016)	Chine	Urumqi City	soil imperméabilisé	0	4.5-6.1	2.0-5.0
2016	(Bretzel *et al.*, 2016)	Italie	Pise	jardin partagé municipal	légumes	9-38	
2016	(Ahirwal et Maiti, 2016)	Inde	Ananta	zone minière	forêt plantée	1.35	1.55
					arbustes	1.24-1.33	1.44
2016	(Joimel *et al.*, 2016)	France		jardin partagé municipal	légumes	10-70	
				SUITMA		0-200	
2016	(Weissert *et al.*, 2016)	Nouvelle Zélande	Auckland	parc	pelouse	25-85	
				forêt urbaine	arbre	5-70	
2017	(Huot *et al.*, 2017)	USA	New York	parc	arbre et pelouse	1-410	
2017	(Pascaud *et al.*, 2017)	France	Abbaretz	zone minière	forêt feuillus	1-292	
			Mioche		arbre et mousse	1-66	
			Petite Faye		arbre et pelouse	5-181	

Tableau A5. Caractéristiques et objectifs des études effectuées sur les sols des zones impactées par l'exploitation de mines de lignite

[1]na = non applicable ; [2]nd = non déterminé

Auteurs	Année	Pays	Amendements ajoutés	Végétation spontanée ou plantée (espèce)	Âge du dépôt (ans)	Ep. hrz de surface (cm)	Prof max atteinte (cm)	Nom du sol	Objectifs
Bi et al.	2010	Chine	déblais de loess	spontanée éparse	20		-	-	modélisation
Chichester et Hauser	1991	Etats-Unis	NPK+lime	*Panicum coloratum*	6	-	-	-	essai de reconstruction artificielle
Chichester et Hauser	1991	Etats-Unis	NPK+lime+30, 60 ou 120 cm	*Panicum coloratum*	6	-	-	-	essai de reconstruction artificielle
Clouard	2012	France	aucun	spontanée (forêt mixte)	60	0-50	100	spolic Technosol	pédogénèse et activité microbiologique
Frouz et al.	2011	Tchéquie	aucun	spontanée	20	0-5	-	-	rôle de la microtopographie - 14 sites
Haering et al.	1993	Etats-Unis	NPK+mulch	Fétuque	2	0-5/8	8	-	pédogénèse
Haering et al.	1993	Etats-Unis	NPK+mulch	Fétuque	4-8	0-5/11	30	-	pédogénèse
Kolodziej	2016	Pologne	topsoil ?	spontanée	30	0-10/12	-	spolic Technosol	Impact de la remédiation et mise en culture
Kolodziej	2016	Pologne	topsoil ?	cultures diverses	30	0-10/12	-	spolic Technosol	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	aucun sur loess	aucune	< 1 an	0-10	40	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	*S. tuberosum* (culture)	2	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	*Populus simonii*	12	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	Alfalfa	14	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	*S. tuberosum* (culture)	15	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	*ricinus communis* (culture)	18	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	*Populus simonii*	18	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	Alfalfa	18	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Liu et al.	2017	Chine	déblais de loess	*Populus simonii*	22	0-10	100	-	impact de la remédiation et mise en culture/ pédogénèse
Nash et al.	2016	Etats-Unis	NPK+mulch	Fétuque	0	0-15		mélange intial	impact de la remédiation + mélanges de roches intiales
Nash et al.	2016	Etats-Unis	NPK+mulch	Fétuque	26	0-5	25	-	impact de la remédiation + mélanges de roches intiales
Pedrol	2010	Espagne	NPK + topsoil	-	1	0-30	-	-	évaluation de la fertilité/remédiation
Pedrol	2010	Espagne	NPK	*L. multiflorum*	20	0-30	-	-	évaluation de la fertilité/remédiation
Pedrol	2010	Espagne	NPK	*Eucalyptus globulus*	26	0-30	-	-	évaluation de la fertilité/remédiation
Pedrol	2010	Espagne	NPK/Lime/ compost	spontanée + initiale ?	1 an+6 m	0-30	-	-	impact de la remédiation
Pedrol	2010	Espagne	NPK/Lime/ compost	spontanée + initiale ?	20 ans+6 m	0-30	-	-	impact de la remédiation
Pedrol	2010	Espagne	NPK/Lime/ compost	spontanée + initiale ?	26 ans+6 m	0-30	-	-	impact de la remédiation
Rivas-Pérez et al.	2016	Espagne	30-40 cm topsoil+lime+NPK	*B. pubescens + Q rubra +C. sativa*	25 max	0-15/20	30	Technosol	impact de la remédiation
Rivas-Pérez et al.	2016	Espagne	<20 cm topsoil+lime+NPK	*B. pubescens*	30 max	0-15/20	30	Technosol	impact de la remédiation
Rivas-Pérez et al.	2016	Espagne	<20 cm topsoil+lime+NPK	*P. radiata + Castanea sativa*	30 max	0-15/20	30	Technosol	impact de la remédiation
Rumpel et al.	1998	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*Pinus sylvestris*	20	0-3	100	-	caractérisation lignite
Rumpel et al.	1998	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*Quercus rubra*	36	0-5	100	-	caractérisation lignite
Rumpel et al.	2001	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*P. nigra*	11	0-2	-	-	quantification lignite
Rumpel et al.	2001	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*P. sylvestris*	20	0-1	-	-	quantification lignite
Rumpel et al.	2001	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*Quercus rubra*	25	0-2	-	-	quantification lignite
Rumpel et al.	2001	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*P. sylvestris*	30	0-5	-	-	quantification lignite
Rumpel et al.	2001	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*Quercus rubra*	36	0-5	100	-	quantification lignite
Rumpel et al.	2003	Allemagne	ash	*P. sylvestris +P nigra*	11	0-5	-	-	quantification lignite
Rumpel et al.	2003	Allemagne	ash	*P. sylvestris +P nigra*	17	0-5	-	-	quantification lignite
Rumpel et al.	2003	Allemagne	ash	*P. sylvestris +P nigra*	32	0-5	-	-	quantification lignite
Rumpel et Kögel-Knabner	2004	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*Pinus sylvestris*	14	0-20 ou 0-15	-	-	estimation biomasse microbienne
Rumpel et Kögel-Knabner	2004	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*Quercus rubra*	37	0-20 ou 0-15	-	-	estimation biomasse microbienne
Rumpel et Kögel-Knabner	2004	Allemagne	ash CaO, NPKMg	non vég	na	na	na	-	estimation biomasse microbienne
Schaaf et Hüttl	2005	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*P. sylvestris*	5	0-20	100	-	évaluation de la fertilité
Schaaf et Hüttl	2005	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*P. nigra*	19	0-20	100	-	évaluation de la fertilité
Schaaf et Hüttl	2005	Allemagne	ash CaO, NPKMg	*P. sylvestris*	23	0-20	100	-	évaluation de la fertilité
Schaaf et Hüttl	2005	Allemagn	ash CaO, NPKMg	*P. sylvestris*	37	0-20	100	-	évaluation de la fertilité
Shrestha et Lal	2011	Etats-Unis	mulch+ topsoil (20-30 cm)	graminées + légumineuses	1	0-15	45	Typic Dystrochrept	impact de la remédiation
Shrestha et Lal	2011	Etats-Unis	mulch+ topsoil (20-30 cm)	graminées + légumineuses	1	0-15	45	Typic Dystrochrept	impact de la remédiation
Shrestha et Lal	2011	Etats-Unis	mulch+ topsoil (20-30 cm)	graminées + légumineuse	1	0-15	45	Typic Hapludult	impact de la remédiation

Shukla et al.	2004	Etats-Unis	lime +topsoil (10-36 cm)	graminées + légumineuse	5	0-10	>10	Typic Udorthent	impact de la remédiation
Shukla et al.	2004	Etats-Unis	lime +topsoil (10-36 cm)	graminées + légumineuse	5	0-10	20	Typic Udorthent	impact de la remédiation
Shukla et al.	2004	Etats-Unis	lime +topsoil (10-36 cm)	*F. arundinacea + T. pratense*	25	-	-	Typic Eutrudep	impact de la remédiation
Shukla et al.	2004	Etats-Unis	lime +topsoil (10-36 cm)	*F. arundinacea + T. pratense*	25	-	-	Dystric Eutrudept	impact de la remédiation
Sourkova	2005	Tchéquie	aucun	*Alnus glutinosa*	4-65	0-5	10	moder	évaluation de la fertilité/remédiation
Varela	1993	Espagne	Lime + NPK + mulch	Graminées + légumineuse	1	nd[2]	-	-	pédogénèse + remédiation
Varela	1993	Espagne	Lime + NPK + mulch	Graminées + légumineuse	2	nd	-	-	pédogénèse + remédiation
Varela	1993	Espagne	Lime + NPK + mulch	Graminées + légumineuse	3	0-2	>15	-	pédogénèse + remédiation
Varela	1993	Espagne	Lime + NPK + mulch	Graminées + légumineuse	4	0-5	>15	-	pédogénèse + remédiation
Varela	1993	Espagne	Lime + NPK + mulch	Graminées + légumineuse	5	0-12	>15	-	pédogénèse + remédiation
Vega et al.	2004	Espagne	fertilisants + déjections animales	zone humide		0-30	-	Anthropic Regosol	contamination et caractéristiques des sols
Vega et al.	2004, 2005	Espagne	fertilisants + déjections animales	plantée très éparse	4	0-30/0-15	>15	Anthropic Regosol	contamination et caractéristiques des sols + remédiation
Vega et al.	2004, 2005	Espagne	fertilisants + déjections animales	plantée éparse *Alnus glutinosa, Pinus pinaster*, herbacées	10	0-30/0-35	>35	Anthropic Regosol	contamination et caractéristiques des sols+ remédiation

(Bi *et al.*, 2010); (Chichester et Hauser, 1991); (Clouard, 2013); (Frouz *et al.*, 2011); (Haering *et al.*, 1993); (Kolodziej *et al.*, 2016); (Liu *et al.*, 2017); (Nash *et al.*, 2016); (Pedrol *et al.*, 2010); (Rivas-Pérez *et al.*, 2016); (Rumpel *et al.*, 1998); (Rumpel *et al.*, 2001); (Rumpel *et al.*, 2003); (Rumpel et Kogel-Knabner, 2004); (Schaaf et Hüttl, 2005); (Shrestha et Lal, 2011); (Shukla *et al.*, 2004); (Šourková *et al.*, 2005); (Varela *et al.*, 1993); (Vega *et al.*, 2005); (Vega *et al.*, 2004)

Références bibliographiques citées

Références citées dans le texte

Abel, S.; Nehls, T.; Mekiffer, B.; Mathes, M.; Thieme, J.; Wessolek, G., 2015a. Pools of sulfur in urban rubble soils. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (3): 532-540. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-1014-1

Abel, S.; Nehls, T.; Mekiffer, B.; Wessolek, G., 2015b. Heavy metals and benzo a pyrene in soils from construction and demolition rubble. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1771-1780. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0959-4

Adeli, A.; McLaughlin, M.R.; Brooks, J.P.; Read, J.J.; Willers, J.L.; Lang, D.J.; McGrew, R., 2013. Age Chronosequence Effects on Restoration Quality of Reclaimed Coal Mine Soils in Mississippi Agroecosystems. *Soil Science*, 178 (7): 335-343. http://dx.doi.org/10.1097/SS.0b013e3182a79e37

Ahirwal, J.; Maiti, S.K., 2016. Assessment of soil properties of different land uses generated due to surface coal mining activities in tropical Sal (Shorea robusta) forest, India. *Catena*, 140: 155-163. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.028

Ajmone-Marsan, F.; Certini, G.; Scalenghe, R., 2016. Describing urban soils through a faceted system ensures more informed decision-making. *Land Use Policy*, 51: 109-119. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.025

Alam, M.; Dupras, J.; Messier, C., 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. *Ecological Indicators*, 60: 38-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035

Aleksandrovskii, A.L.; Aleksandrovskaya, E.I.; Dolgikh, A.V.; Zamotaev, I.V.; Kurbatova, A.N., 2015. Soils and cultural layers of ancient cities in the south of European Russia. *Eurasian Soil Science*, 48 (11): 1171-1181. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229315110022

Ali, S.M.; Malik, R.N., 2011. Spatial distribution of metals in top soils of Islamabad City, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172 (1-4): 1-16. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-010-1314-x

Allen, D.; Olive, V.; Arthur, S.; Haynes, H., 2015. Urban Sediment Transport through an Established Vegetated Swale: Long Term Treatment Efficiencies and Deposition. *Water*, 7 (3): 1046-1067. http://dx.doi.org/10.3390/w7031046

Alloway, B.J., 2004. Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contamination and Reclamation*, 12 (3): 179-187.

Alt, D.; Sacher, B.; Radicke, K., 1981. Results of a survey investigation on nutrient and heavy metal contents of private vegetable gardens. *Landwirtschaftliche Forschung Sonderheft*, 38: 682-692.

Alvarez, E.; Marcos, M.L.F.; Vaamonde, C.; Fernandez-Sanjurjo, M.J., 2003. Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *Science of the Total Environment*, 313 (1-3): 185-197. http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00261-4

Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Mitchell, J.P., 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90 (1): 25-45. http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00174-8

Arocena, J.M.; van Mourik, J.M.; Cano, A.F., 2012. Granular soil structure indicates reclamation of degraded to productive soils: A case study in southeast Spain. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 (1): 243-251. http://dx.doi.org/10.4141/cjss2011-017

Arslan, H.; Guleryuz, G.; Kirmizi, S.; Gucer, S., 2005. Nitrogen mineralization in mine waste-contaminated soils. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14 (10): 900-906.

Badin, A.L.; Faure, P.; Bedell, J.P.; Delolme, C., 2008. Distribution of organic pollutants and natural organic matter in urban storm water sediments as a function of grain size. *Science of the Total Environment*, 403 (1-3): 178-187. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.022

Bae, J.; Ryu, Y., 2015. Land use and land cover changes explain spatial and temporal variations of the soil organic carbon stocks in a constructed urban park. *Landscape and Urban Planning*, 136: 57-67. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.015

Bahemuka, T.E.; Mubofu, E.B., 1999. Heavy metals in edible green vegetables grown along the sites of the Sinza and Msimbazi rivers in Dar es Salaam, Tanzania. *Food Chemistry*, 66 (1): 63-66. http://dx.doi.org/10.1016/s0308-8146(98)00213-1

Bai, Y.; Wang, M.; Peng, C.; Alatalo, J.M., 2016. Impacts of urbanization on the distribution of heavy metals in soils along the Huangpu River, the drinking water source for Shanghai. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (6): 5222-5231. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5745-3

Baize, D., 1988. *Guide des analyses courantes en pédologie*. INRA, 172 p.

Baize, D., 2000. Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français, résultats généraux du programme ASPITET. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 39: 39-54.

Baize, D.; Association française pour l'étude du sol; Girard, M.C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Paris: Quae, 405 p.

Baumgartl, T., 1998. Physical soil properties in specific fields of application especially in anthropogenic soils. *Soil & Tillage Research*, 47 (1-2): 51-59. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(98)00072-5

Béchet, B.; Carré, F.; Florentin, L.; Leyval, C.; Montanarella, L.; Morel, J.; Raimbault, G.; Rodriguez, F.; Rossignol, J.; Schwartz, C., 2009. Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains. In: Cheverry, C.; Gascuel, C., eds. *Sous les pavés la terre*. Montreuil: Omniscience, 45-74.

Bechet, B.; Joimel, S.; Jean-Soro, L.; Hursthouse, A.; Agboola, A.; Leitão, T.E.; Costa, H.; do Rosário Cameira, M.; Le Guern, C.; Schwartz, C.; Lebeau, T., 2016. Spatial variability of trace elements in allotment gardens of four European cities: assessments at city, garden, and plot scale. *Journal of Soils and Sediments*: 1-16. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1515-1

Beesley, L., 2014. Respiration (CO2 flux) from urban and pen-urban soils amended with green waste compost. *Geoderma*, 223: 68-72. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.024

Beyer, L.; Cordsen, E.; Blume, H.P.; Schleuss, U.; Vogt, B.; Wu, Q., 1996. Soil organic matter composition in urbic anthrosols in the city of Kiel, NW-Germany, as revealed by wet chemistry and CPMAS C-13-NMR spectroscopy of whole soil samples. *Soil Technology*, 9 (3): 121-132. http://dx.doi.org/10.1016/s0933-3630(96)00007-4

Beyer, L.; Kahle, P.; Kretschmer, H.; Wu, Q.L., 2001. Soil organic matter composition of man-impacted urban sites in North Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 164 (4): 359-364. http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200108)164:4<359::aid-jpln359>3.0.co;2-m

Bezuglova, O.S.; Gorbov, S.N.; Tischenko, S.A.; Aleksikova, A.S.; Tagiverdiev, S.S.; Sherstnev, A.K.; Dubinina, M.N., 2016. Accumulation and migration of heavy metals in soils of the Rostov region, south of Russia. *Journal of Soils and Sediments*, 16 (4): 1203-1213. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-015-1165-8

Bi, R.T.; Bai, Z.K.; Li, H.; Shao, H.B.; Li, W.X.; Ye, B.Y., 2010. Establishing a Clean-quality Indicator System for Evaluating Reclaimed Land in the Antaibao Opencast Mine Area, China. *Clean-Soil Air Water*, 38 (8): 719-725. http://dx.doi.org/10.1002/clen.200900232

Biemelt, D.; Schapp, A.; Kleeberg, A.; Grunewald, U., 2005. Overland flow, erosion, and related phosphorus and iron fluxes at plot scale: a case study from a non-vegetated lignite mining dump in Lusatia. *Geoderma*, 129 (1-2): 4-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.030

Bini, C.; Gaballo, S., 2006. Pedogenic trends in anthrosols developed in sulfidic mine spoils: A case study in the Temperino mine archaeological area (Campiglia Marittima, Tuscany, Italy). *Quaternary International*, 156: 70-78. http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2006.05.033

Bohanec, M.; Cortet, J.; Griffiths, B.; Znidarsic, M.; Debeljak, M.; Caul, S.; Thompson, J.; Krogh, P.H., 2007. A qualitative multi-attribute model for assessing the impact of cropping systems on soil quality. *Pedobiologia*, 51 (3): 239-250. http://doi.org/10.1016/j.pedobi.2007.03.006

Bouzouidja, R.; Rousseau, G.; Galzin, V.; Claverie, R.; Lacroix, D.; Séré, G., 2016. Green roof ageing or Isolatic Technosol's pedogenesis? *Journal of Soils and Sediments*: 1-8. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1513-3

Bowen, H.J.M., 1979. *Environmental chemistry of the elements*. London: Academic Press, 273 p.

Bragina, P.S.; Gerasimova, M.I., 2014. Pedogenic processes on mining dumps (a case study of southern Kemerovo oblast). *Geography and Natural Resources*, 35 (1): 35-40. http://dx.doi.org/10.1134/S1875372814010053

Brett, M.T.; Arhonditsis, G.B.; Mueller, S.E.; Hartley, D.M.; Frodge, J.D.; Funke, D.E., 2005. Non-point-source impacts on stream nutrient concentrations along a forest to urban gradient. *Environmental Management*, 35 (3): 330-342. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-0311-z

Bretzel, F.; Calderisi, M.; Scatena, M.; Pini, R., 2016. Soil quality is key for planning and managing urban allotments intended for the sustainable production of home-consumption vegetables. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (17): 17753-17760. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6819-6

Buchanan, J.R.; Yoder, D.C.; Denton, H.P.; Smoot, J.L., 2002. Wood chips as a soil cover for construction sites with steep slopes. *Applied Engineering in Agriculture*, 18 (6): 679-683. http://dx.doi.org/10.13031/2013.11322

Burghardt, W., 1994. Soils in urban and industrial environments. *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 157 (3): 205-214. http://dx.doi.org/10.1002/jpln.19941570308

Burghardt, W.; von Bertrab, M., 2016. Dialeimmasol, urban soil of pavements. *Journal of Soils and Sediments*, 16 (11): 2500-2513. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1526-y

Burt, R.; Hernandez, L.; Shaw, R.; Tunstead, R.; Ferguson, R.; Peaslee, S., 2014. Trace element concentration and speciation in selected urban soils in New York City. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (1): 195-215. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3366-1

Cachada, A.; Lopes, L.V.; Hursthouse, A.S.; Biasioli, M.; Grcman, H.; Otabbong, E.; Davidson, C.M.; Duarte, A.C., 2009. The variability of polychlorinated biphenyls levels in urban soils from five European cities. *Environmental Pollution*, 157 (2): 511-518. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.002

Cakir, M.; Makineci, E.; Kumbasli, M., 2010. Comparative study on soil properties in a picnic and undisturbed area of Belgrad forest, Istanbul. *Journal of Environmental Biology*, 31 (1-2): 125-128.

Campbell, C.D.; Seiler, J.R.; Wiseman, P.E.; Strahm, B.D.; Munsell, J.F., 2014. Soil Carbon Dynamics in Residential Lawns Converted from Appalachian Mixed Oak Stands. *Forests*, 5 (3): 425-438. http://dx.doi.org/10.3390/f5030425

Capilla, X.; Schwartz, C.; Bedell, J.P.; Sterckeman, T.; Perrodin, Y.; Morel, J.L., 2006. Physicochemical and biological characterisation of different dredged sediment deposit sites in France. *Environmental Pollution*, 143 (1): 106-116. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.007

Carroll, C.; Tucker, A., 2000. Effects of pasture cover on soil erosion and water quality on central Queensland coal mine rehabilitation. *Tropical Grasslands*, 34 (3-4): 254-262.

Ceccarelli, T.; Bajocco, S.; Perini, L.L.; Salvati, L.L., 2014. Urbanisation and Land Take of High Quality Agricultural Soils - Exploring Long-term Land Use Changes and Land Capability in Northern Italy. *International Journal of Environmental Research*, 8 (1): 181-192. http://dx.doi.org/10.22059/ijer.2014.707

Chen, J., 2007. Rapid urbanization in China: A real challenge to soil protection and food security. *Catena*, 69 (1): 1-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.019

Chen, T.B.; Wong, J.W.C.; Zhou, H.Y.; Wong, M.H., 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution*, 96 (1): 61-68. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(97)00003-1

Chen, Y.J.; Day, S.D.; Wick, A.F.; McGuire, K.J., 2014. Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity. *Science of the Total Environment*, 494: 329-336. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.099

Chen, Y.J.; Day, S.D.; Wick, A.F.; Strahm, B.D.; Wiseman, P.E.; Daniels, W.L., 2013. Changes in soil carbon pools and microbial biomass from urban land development and subsequent post-development soil rehabilitation. *Soil Biology & Biochemistry*, 66: 38-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.022

Chéry, P.; Lee, A.; Commagnac, L.; Thomas-Chery, A.-L.; Jalabert, S.; Slak, M.-F., 2014. Impact de l'artificialisation sur les ressources en sol et les milieux en France métropolitaine. Evaluation selon trois sources d'informations indépendantes. *Cybergeo: European Journal of Geography*: 26 p. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26224

Chichester, F.W.; Hauser, V.L., 1991. Change in chemical-properties of constructed minesoils developing under forage grass management. *Soil Science Society of America Journal*, 55 (2): 451-459. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020026x

Chodak, M.; Pietrzykowski, M.; Niklińska, M., 2009. Development of microbial properties in a chronosequence of sandy mine soils. *Applied Soil Ecology*, 41 (3): 259-268. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.11.009

Chrastny, V.; Vanek, A.; Teper, L.; Cabala, J.; Prochazka, J.; Pechar, L.; Drahota, P.; Penizek, V.; Komarek, M.; Novak, M., 2012. Geochemical position of Pb, Zn and Cd in soils near the Olkusz mine/smelter, South Poland: effects of land use, type of contamination and distance from pollution source. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (4): 2517-2536. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2135-2

Chung, E.; Lee, J.S.; Chon, H.T.; Sager, M., 2005. Environmental contamination and bioaccessibility of arsenic and metals around the Dongjeong Au-Ag-Cu mine, Korea. *Geochemistry-Exploration Environment Analysis*, 5: 69-74. http://dx.doi.org/10.1144/1467-7873/03-060

Ciarkowska, K.; Gargiulo, L.; Mele, G., 2016. Natural restoration of soils on mine heaps with similar technogenic parent material: A case study of long-term soil evolution in Silesian-Krakow Upland Poland. *Geoderma*, 261: 141-150. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.018

Clouard, M.; Criquet, S.; Borschneck, D.; Ziarelli, F.; Marzaioli, F.; Balesdent, J.; Keller, C., 2014. Impact of lignite on pedogenetic processes and microbial functions in Mediterranean soils. *Geoderma*, 232-234: 257-269. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.009

Clozel, B.; Ruban, V.; Durand, C.; Conil, P., 2006. Origin and mobility of heavy metals in contaminated sediments from retention and infiltration ponds. *Applied Geochemistry*, 21 (10): 1781-1798. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.06.017

Coulon, A.; Damas, O., 2016. *Créer des sols fertiles : du déchet à la végétalisation urbaine*. Paris: Editions Le Moniteur, 336 p.

Councell, T.B.; Duckenfield, K.U.; Landa, E.R.; Callender, E., 2004. Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environmental Science & Technology*, 38 (15): 4206-4214. http://dx.doi.org/10.1021/es034631f

Crößman, G.; Wüsteman, M., 1992. *Belastungen in Haus-und Kleingärten durch anorganische und organische Stoffe mit Schadstoffpotential*. Münster: Sachstandsdocumentation. Landwirtschaftliche Untersuchung und Forschungsanstalt des Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, 207 p.

Dai, Z.H.; Feng, X.B.; Zhang, C.; Shang, L.H.; Qiu, G.L., 2013. Assessment of mercury erosion by surface water in Wanshan mercury mining area. *Environmental Research*, 125: 2-11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2013.03.014

Davies, B.E., 1978. Plant-available lead and other metals in British garden soils. *Science of the Total Environment*, 9 (3): 243-262. http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(78)90015-3

De Lucia, B.; Cristiano, G.; Vecchietti, L.; Bruno, L., 2013. Effect of different rates of composted organic amendment on urban soil properties, growth and nutrient status of three Mediterranean native hedge species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12 (4): 537-545. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2013.07.008

Doichinova, V.; Zhiyanski, M.; Hursthouse, A., 2006. Impact of urbanisation on soil characteristics. *Environmental Chemistry Letters*, 3 (4): 160-163. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-005-0024-z

Doichinova, V.; Zhiyanski, M.; Hursthouse, A.; Bech, J., 2014. Study on the mobility and bioavailability of PTEs in soils from Urban Forest Parks in Sofia, Bulgaria. *Journal of Geochemical Exploration*, 147: 222-228. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.03.011

Dominati, E.; Patterson, M.; Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69 (9): 1858-1868. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002

Douay, F.; Pelfrene, A.; Planque, J.; Fourrier, H.; Richard, A.; Roussel, H.; Girondelot, B., 2013. Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (5): 3665-3680. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-012-2818-3

Echevarria, G.; Morel, J.L., 2015. Technosols of mining areas. *Tópicos em Ciência do Solo*, 9: 1-20.

Edmondson, J.L.; Davies, Z.G.; Gaston, K.J.; Leake, J.R., 2014. Urban cultivation in allotments maintains soil qualities adversely affected by conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 51 (4): 880-889. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12254

Edmondson, J.L.; Davies, Z.G.; McCormack, S.A.; Gaston, K.J.; Leake, J.R., 2011. Are soils in urban ecosystems compacted? A citywide analysis. *Biology Letters*, 7 (5): 771-774. http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2011.0260

Edwards, N.T., 1983. Polycyclic aromatic-hydrocarbons (pahs) in the terrestrial environment - A review. *Journal of Environmental Quality*, 12 (4): 427-441. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1983.00472425001200040001x

El-Mufleh, A.; Bechet, B.; Basile-Doelsch, I.; Geffroy-Rodier, C.; Gaudin, A.; Ruban, V., 2014a. Distribution of PAHs and trace metals in urban stormwater sediments: combination of density fractionation, mineralogy and microanalysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (16): 9764-9776. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-2850-7

El-Mufleh, A.; Bechet, B.; Ruban, V.; Legret, M.; Clozel, B.; Barraud, S.; Gonzalez-Merchan, C.; Bedell, J.P.; Delolme, C., 2014b. Review on physical and chemical characterizations of contaminated sediments from urban stormwater infiltration basins within the framework of the French observatory for urban hydrology (SOERE URBIS). *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5329-5346. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-2490-3

El Hamiani, O.; El Khalil, H.; Lounate, K.; Sirguey, C.; Hafidi, M.; Bitton, G.; Schwartz, C.; Boularbah, A., 2010. Toxicity assessment of garden soils in the vicinity of mining areas in Southern Morocco. *Journal of Hazardous Materials*, 177 (1-3): 755-761. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.096

El Khalil, H.; Schwartz, C.; El Hamiani, O.; Kubiniok, J.; Morel, J.L.; Boularbah, A., 2013. Distribution of major elements and trace metals as indicators of technosolisation of urban and suburban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 13 (3): 519-530. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-012-0594-x

El Khalil, H.; Schwartz, C.; El Hamiani, O.; Sirguey, C.; Kubiniok, J.; Boularbah, A., 2016. How physical alteration of technic materials affects mobility and phytoavailabilty of metals in urban soils? *Chemosphere*, 152: 407-414. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.116

El Khalil, H.; Schwartz, C.; Elhamiani, O.; Kubiniok, J.; Morel, J.L.; Boularbah, A., 2008. Contribution of technic materials to the mobile fraction of metals in urban soils in Marrakech (Morocco). *Journal of Soils and Sediments*, 8 (1): 17-22. http://dx.doi.org/10.1065/jss2008.01.269

Erskine, W.D.; Mahmoudzadeh, A.; Browning, C.M.; Myers, C., 2003. Sediment yields and soil loss rates from different land uses on Triassic shales in western Sydney, NSW. *Australian Journal of Soil Research*, 41 (1): 127-140. http://dx.doi.org/10.1071/sr01078

Espigares, T.; Moreno-de las Heras, M.; Nicolau, J.M., 2011. Performance of Vegetation in Reclaimed Slopes Affected by Soil Erosion. *Restoration Ecology*, 19 (1): 35-44. http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00546.x

European Union, 2012. *Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing*. http://dx.doi.org/10.2779/75498

Fang, S.B.; Qiao, Y.J.; Yin, C.S.; Yang, X.Y.; Li, N., 2015. Characterizing the physical and demographic variables associated with heavy metal distribution along urban-rural gradient. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (9). http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-4780-3

Ferrara, C.; Salvati, L.; Tombolini, I., 2014. An integrated evaluation of soil resource depletion from diachronic settlement maps and soil cartography in pen-urban Rome, Italy. *Geoderma*, 232: 394-405. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.020

Ferraro, D.O., 2009. Fuzzy knowledge-based model for soil condition assessment in Argentinean cropping systems. *Environmental Modelling & Software*, 24 (3): 359-370. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.07.006

Fismes, J.; Schwartz, C.; Perrin-Ganier, C.; Morel, J.L.; Charissou, A.M.; Jourdain, M.J., 2004. Risk of contamination for edible vegetables growing on soils polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 24 (4-5): 827-836. http://dx.doi.org/10.1080/10406630490472536

Flynn, H.C.; Meharg, A.A.; Bowyer, P.K.; Paton, G.I., 2003. Antimony bioavailability in mine soils. *Environmental Pollution*, 124 (1): 93-100. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00411-6

Foti, L.; Dubs, F.; Gignoux, J.; Lata, J.C.; Lerch, T.Z.; Mathieu, J.; Nold, F.; Nunan, N.; Raynaud, X.; Abbadie, L.; Barot, S., 2017. Trace element concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of the Paris region (France). *Science of the Total Environment*, 598: 938-948. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.111

Franck-Neel, C.; Borst, W.; Diome, C.; Branchu, P., 2015. Mapping the land use history for protection of soils in urban planning: what reliable scales in time and space? *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1687-1704. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-1017-y

Frouz, J.; Kalcik, J.; Velichova, V., 2011. Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. *Ecological Engineering*, 37 (11): 1910-1913. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.039

Fu, S.S.; Li, P.J.; Feng, Q.A.; Li, X.J.; Li, P.; Sun, Y.B.; Chen, Y., 2011. Soil Quality Degradation in a Magnesite Mining Area. *Pedosphere*, 21 (1): 98-106. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(10)60084-7

Gardi, C.; Tomaselli, M.; Parisi, V.; Petraglia, A.; Santini, C., 2002. Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology*, 38 (1): 103-110. http://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01111-6

Girardin, P., 1994. Jardins familiaux, jardins privés... quand le mieux est l'ennemi du bien. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 23 (23): 17-22.

Golubiewski, N.E., 2006. Urbanization increases grassland carbon pools: Effects of landscaping in Colorado's front range. *Ecological Applications*, 16 (2): 555-571. http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[0555:uigcpe]2.0.co;2

Graebig, M.; Bringezu, S.; Fenner, R., 2010. Comparative analysis of environmental impacts of maize-biogas and photovoltaics on a land use basis. *Solar Energy*, 84 (7): 1255-1263. http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2010.04.002

Gregory, J.H.; Dukes, M.D.; Jones, P.H.; Miller, G.L., 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61 (3): 117-124. http://www.jswconline.org/content/61/3/117.short

Greinert, A., 2015. The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1725-1737. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6

Grosbellet, C.; Vidal-Beaudet, L.; Caubel, V.; Charpentier, S., 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma*, 162 (1-2): 27-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.01.003

Haering, K.C.; Daniels, W.L.; Galbraith, J.M., 2004. Appalachian mine soil morphology and properties: Effects of weathering and mining method. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1315-1325. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1315

Haering, K.C.; Daniels, W.L.; Roberts, J.A., 1993. Changes in mine soil properties resulting from overburden weathering. *Journal of Environmental Quality*, 22 (1): 194-200. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200010026x

Hafeez, F.; Martin-Laurent, F.; Beguet, J.; Bru, D.; Cortet, J.; Schwartz, C.; Morel, J.L.; Philippot, L., 2012. Taxonomic and functional characterization of microbial communities in Technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *Journal of Soils and Sediments*, 12 (9): 1396-1406. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-012-0563-4

Hancock, G.R.; Grabham, M.K.; Martin, P.; Evans, K.G.; Bollhofer, A., 2006. A methodology for the assessment of rehabilitation success of post mining landscapes - sediment and radionuclide transport at the former Nabarlek uranium mine, Northern Territory, Australia. *Science of the Total Environment*, 354 (2-3): 103-119. http://dx.doi.org/10.1016/j.sciotenv.2005.01.039

Hanks, D.; Lewandowski, A., 2003. *Protecting urban soil quality: examples for landscape codes and specifications*. Washington, DC: USDA-NRCS, 20 p.

Harbor, J.M.; Synder, J.; Storer, J., 1995. Reducing nonpoint source pollution from construction sites using rapid seeding and mulching. *Physical Geography*, 16 (5): 371-388. http://dx.doi.org/10.1080/02723646.1995.10642560

Hassanin, A.; Breivik, K.; Meijer, S.N.; Steinnes, E.; Thomas, G.O.; Jones, K.C., 2004. PBDEs in European background soils: Levels and factors controlling their distribution. *Environmental Science & Technology*, 38 (3): 738-745. http://dx.doi.org/10.1021/es035008y

He, Z.L.L.; Yang, X.E.; Stoffella, P.J., 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19 (2-3): 125-140. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.010

Hernandez-Bernal, M.D.; Morales, J.; Corona-Chavez, P.; Goguitchaichvili, A.; Bautista, F., 2016. Combined rock-magnetic and geochemical characterization of Angangueo mining district, central Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 75 (18). http://dx.doi.org/10.1007/s12665-016-6097-0

Hiller, D.A., 2000. Properties of Urbic Anthrosols from an abandoned shunting yard in the Ruhr area, Germany. *Catena*, 39 (4): 245-266. http://dx.doi.org/10.1016/s0341-8162(00)00081-3

Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Tibi, A., 2016. *Recyclage de déchets organiques en agriculture - Effets agronomiques et environnementaux de leur épandage*. Versailles: Editions Quae, 200 p.

Howard, J.L.; Dubay, B.R.; Daniels, W.L., 2013a. Artifact weathering, anthropogenic microparticles and lead contamination in urban soils at former demolition sites, Detroit, Michigan. *Environmental Pollution*, 179: 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.053

Howard, J.L.; Dubay, B.R.; McElmurry, S.P.; Clemence, J.; Daniels, W.L., 2013b. Comparison of Sequential Extraction and Bioaccessibility Analyses of Lead Using Urban Soils and Reference Materials. *Water Air and Soil Pollution*, 224 (10). http://dx.doi.org/10.1007/s11270-013-1678-y

Howard, J.L.; Olszewska, D., 2011. Pedogenesis, geochemical forms of heavy metals, and artifact weathering in an urban soil chronosequence, Detroit, Michigan. *Environmental Pollution*, 159 (3): 754-61. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.028

Howard, J.L.; Orlicki, K.M., 2015. Effects of Anthropogenic Particles on the Chemical and Geophysical Properties of Urban Soils, Detroit, Michigan. *Soil Science*, 180 (4-5): 154-166. http://dx.doi.org/10.1097/ss.0000000000000122

Huot, H.; Joyner, J.; Córdoba, A.; Shaw, R.K.; Wilson, M.A.; Walker, R.; Muth, T.R.; Cheng, Z., 2017. Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2): 393-407. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1552-9

Huot, H.; Simonnot, M.O.; Watteau, F.; Marion, P.; Yvon, J.; De Donato, P.; Morel, J.L., 2014. Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. *European Journal of Soil Science*, 65 (4): 470-484. http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12106

Idowu, O.J.; van Es, H.M.; Abawi, G.S.; Wolfe, D.W.; Ball, J.I.; Gugino, B.K.; Moebius, B.N.; Schindelbeck, R.R.; Bilgili, A.V., 2008. Farmer-oriented assessment of soil quality using field, laboratory, and VNIR spectroscopy methods. *Plant and Soil*, 307 (1-2): 243-253. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-007-9521-0

IUSS Working Group, 2015. *World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps : update 2015*. Roma: FAO, World Soil Resources Reports, (n°106), 192 p. www.fao.org/3/a-i3794e.pdf

IUSS Working Group; WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication*. Roma: FAO, World Soil Resources Reports, (n°103), 128 p. www.fao.org/3/a-a0510e.pdf

Jangorzo, N.S.; Watteau, F.; Schwartz, C., 2013. Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. *Geoderma*, 207: 180-192. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.016

Jankauskaite, M.; Taraskevicius, R.; Zinkute, R.; Veteikis, D., 2008. Relationship between landscape self-regulation potential and topsoil additive contamination by trace elements in Vilnius city. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 16 (1): 5-14. http://dx.doi.org/10.3846/1648-6897.2008.16.5-14

Jean-Soro, L.; Le Guern, C.; Bechet, B.; Lebeau, T.; Ringeard, M.F., 2015. Origin of trace elements in an urban garden in Nantes, France. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1802-1812. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0952-y

Jim, C.Y., 1998a. Soil characteristics and management in an urban park in Hong Kong. *Environmental Management*, 22 (5): 683-695. http://dx.doi.org/10.1007/s002679900139

Jim, C.Y., 1998b. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in

Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, 40 (4): 235–249. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00117-5

Johnson, C.D.; Skousen, J.G., 1995. Minesoil properties of 15 abandoned mine land sites in West-Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 24 (4): 635-643. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400040014x

Joimel, S.; Cortet, J.; Jolivet, C.C.; Saby, N.P.; Chenot, E.D.; Branchu, P.; Consales, J.N.; Lefort, C.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of the Total Environment*, 545-546: 40-47. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035

Josa, R.; Jorba, M.; Vallejo, V.R., 2012. Opencast mine restoration in a Mediterranean semi-arid environment: Failure of some common practices. *Ecological Engineering*, 42: 183-191. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.020

Juhasz, A.L.; Naidu, R., 2000. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo a pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45 (1-2): 57-88. http://dx.doi.org/10.1016/s0964-8305(00)00052-4

Kabata-Pendias, A., 2010. *Trace elements in soils and plants*. Boca-Raton: CRC press, 548 p.

Kabisch, N.; Haase, D., 2013. Green spaces of European cities revisited for 1990-2006. *Landscape and Urban Planning*, 110: 113-122. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.017

Kahle, P., 2000. Heavy metals in garden soils from the urban area of Rostock. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 163 (2): 191-196. http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1522-2624(200004)163:2<191::aid-jpln191>3.0.co;2-h

Karlen, D.L.; Ditzler, C.A.; Andrews, S.S., 2003. Soil quality: Why and how? *Geoderma*, 114 (3-4): 145-156. http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00039-9

Karlen, D.L.; Gardner, J.C.; Rosek, M.J., 1998. A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *Journal of Production Agriculture*, 11 (1): 56-60. http://dx.doi.org/10.2134/jpa1998.0056

Karlen, D.L.; Wollenhaupt, N.C.; Erbach, D.C.; Berry, E.C.; Swan, J.B.; Eash, N.S.; Jordahl, J.L., 1994. Long-term tillage effects on soil quality. *Soil & Tillage Research*, 32 (4): 313-327. http://dx.doi.org/10.1016/0167-1987(94)00427-G

Kaufman, M.M., 2000. Erosion control at construction sites: The science-policy gap. *Environmental Management*, 26 (1): 89-97. http://dx.doi.org/10.1007/s002670010073

Kaufmann, M.; Tobias, S.; Schulin, R., 2009. Development of the mechanical stability of a restored soil during the first 3 years of re-cultivation. *Soil & Tillage Research*, 103 (1): 127-136. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.10.002

Kaur, R.; Rani, R., 2006. Spatial characterization and prioritization of heavy metal contaminated soil-water resources in peri-urban areas of National Capital Territory (NCT), Delhi. *Environmental Monitoring and Assessment*, 123 (1-3): 233-247. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9193-x

Keller, C.; Lambert-Habib, M.-L.; Robert, S.; Ambrosi, J.-P.; Rabot, É., 2012. Méthodologie pour la prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme: application à deux communes du bassin minier de Provence. *Sud-Ouest européen. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (33): 11-24.

Keller, C.; Rabot, E.; Ambrosi, J.-P.; Lambert-Habib, M.-L.; Criquet, S.; Ajmone Marsan, F.; Basioli, M.; Robert, S., soumis. Soil quality assessment for spatial planning in urban and peri-urban areas: Building a soil land use polyvalence index. *Ecological Indicators (soumis)*.

Kelting, D.L.; Burger, J.A.; Patterson, S.C.; Aust, W.M.; Miwa, M.; Trettin, C.C., 1999. Soil quality assessment in domesticated forests - a southern pine example. *Forest Ecology and Management*, 122 (1-2): 167-185. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00040-7

Kida, K.; Kawahigashi, M., 2015. Influence of asphalt pavement construction processes on urban soil formation in Tokyo. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61: 135-146. http://dx.doi.org/10.1080/00380768.2015.1048182

Kloke, A., 1980. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. *Mitteilungen VDLUFA*, 1: 9-11.

Kloke, A.; Sauerbeck, D.R.; Vetter, H., 1984. The Contamination of Plants and Soils with Heavy Metals and the Transport of Metals in Terrestrial Food Chains. In: Nriagu, J.O., ed. *Changing Metal Cycles and Human Health: Report of the Dahlem Workshop on Changing Metal Cycles and Human Health, Berlin 1983, March 20–25*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 113-141. http://doi.org/10.1007/978-3-642-69314-4_7

Kolodziej, B.; Bryk, M.; Slowinska-Jurkiewicz, A.; Otremba, K.; Gilewska, M., 2016. Soil physical properties of agriculturally reclaimed area after lignite mine: A case study from central Poland. *Soil & Tillage Research*, 163: 54-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.05.001

Kundu, N.K.; Ghose, M.K., 1994. Studies on the topsoil of an underground coal-mining project. *Environmental Conservation*, 21 (2): 126-132. http://dx.doi.org/10.1017/S0376892900024553

Kurucu, Y.; Chiristina, N.K., 2008. Monitoring the impacts of urbanization and industrialization on the agricultural land and environment of the Torbali, Izmir region, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136 (1-3): 289-297. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-9684-4

La Rosa, D.; Privitera, R., 2013. Characterization of non-urbanized areas for land-use planning of agricultural and green infrastructure in urban contexts. *Landscape and Urban Planning*, 109 (1): 94-106. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.012

Langner, A.N.; Manu, A.; Nath, D.A., 2013. Dynamic Soil Properties across a Suburban Landscape. *Soil Science Society of America Journal*, 77 (4): 1284. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2012.0239

Laroche, B.; Thorette, J.; Lacassin, J.-C., 2006. L'artificialisation des sols : pressions urbaines et inventaire des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 13 (3): 223-235. http://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_13_3_laroche.pdf

Lauf, S.; Haase, D.; Kleinschmit, B., 2014. Linkages between ecosystem services provisioning, urban growth and shrinkage - A modeling approach assessing ecosystem service trade-offs. *Ecological Indicators*, 42: 73-94. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.028

Lavelle, P.; Rodriguez, N.; Arguello, O.; Bernal, J.; Botero, C.; Chaparro, P.; Gomez, Y.; Gutierrez, A.; Hurtado, M.D.; Loaiza, S.; Pullido, S.X.; Rodriguez, E.; Sanabria, C.; Velasquez, E.; Fonte, S.J., 2014. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185: 106-117. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.020

Layman, R.M.; Day, S.D.; Mitchell, D.K.; Chen, Y.J.; Harris, J.R.; Daniels, W.L., 2016. Below ground matters: Urban soil rehabilitation increases tree canopy and speeds establishment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 16: 25-35. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.01.004

Lecoanet, H.; Leveque, F.; Ambrosi, J.P., 2003. Combination of magnetic parameters: an efficient way to discriminate soil-contamination sources (south France). *Environmental Pollution*, 122 (2): 229-234. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00299-3

Lecoanet, H.; Leveque, F.; Segura, S., 1999. Magnetic susceptibility in environmental applications: comparison of field probes. *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 115 (3-4): 191-204. http://dx.doi.org/10.1016/s0031-9201(99)00066-7

Leguédois, S.; Sere, G.; Auclerc, A.; Cortet, J.; Huot, H.; Ouvrard, S.; Watteau, F.; Schwartz, C.; Morel, J.L., 2016. Modelling pedogenesis of Technosols. *Geoderma*, 262: 199-212. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.008

Lehman, A., 2006. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *International Agrophysics*, 20 (2): 129-134.

Lehmann, A.; Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7 (4): 247-260. http://dx.doi.org/10.1065/jss2007.06.235

Letey, J.; Sojka, R.E.; Upchurch, D.R.; Cassel, D.K.; Olson, K.; Payne, B.; Petrie, S.; Price, G.; Scott, H.D., Smethurst, P.; Triplett, G., 2003. Deficiencies in the soil quality concept and its application. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58 (4): 180-187.

Li, J.G.; Pu, L.J.; Zhu, M.; Liao, Q.L.; Wang, H.Y.; Cai, F.F., 2014. Spatial pattern of heavy metal concentration in the soil of rapid urbanization area: a case of Ehu Town, Wuxi City, Eastern China. *Environmental Earth Sciences*, 71 (8): 3355-3362. http://dx.doi.org/10.1007/s12665-013-2726-z

Li, X.; Yang, H.; Zhang, C.; Zeng, G.M.; Liu, Y.G.; Xu, W.H.; Wu, Y.; Lan, S.M., 2017. Spatial distribution and transport characteristics of heavy metals around an antimony mine area in central China. *Chemosphere*, 170: 17-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.011

Li, Y.; Jia, Z.J.; Sun, Q.Y.; Zhan, J.; Yang, Y.; Wang, D., 2016. Ecological restoration alters microbial communities in mine tailings profiles. *Scientific Reports*, 6. http://dx.doi.org/10.1038/srep25193

Li, Z.G.; Zhang, G.S.; Liu, Y.; Wan, K.Y.; Zhang, R.H.; Chen, F., 2013. Soil Nutrient Assessment for Urban Ecosystems in Hubei, China. *Plos One*, 8 (9). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0075856

Liebig, M.A.; Miller, M.E.; Varvel, G.E.; Doran, J.W.; Hanson, J.D., 2004. AEPAT: Software for assessing agronomic and environmental performance of management practices in long-term agroecosystem experiments. *Agronomy Journal*, 96 (1): 109-115. http://dx.doi.org/10.2134/agronj2004.1090

Lilburne, L.; Sparling, G.; Schipper, L., 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: Development of an interpretative framework. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104 (3): 535-544. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.020

Lilic, J.; Cupac, S.; Lalevic, B.; Andric, V.; Gajic-Kvascev, M., 2014. Pedological characteristics of open-pit Cu wastes and post-flotation tailings (Bor, Serbia). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 14 (1): 161-175. http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162014005000013

Liu, D.X.; Li, Y.M.; Ma, J.H.; Li, C.; Chen, X., 2016. Heavy Metal Pollution in Urban Soil from 1994 to 2012 in Kaifeng City, China. *Water Air and Soil Pollution*, 227 (5). http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-2788-0

Liu, J.; Zhang, X.H.; Li, T.Y.; Wu, Q.X.; Jin, Z.J., 2014. Soil characteristics and heavy metal accumulation by native plants in a Mn mining area of Guangxi, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (4): 2269-2279. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3535-2

Liu, W.; Chen, W.P.; Peng, C., 2015. Influences of setting sizes and combination of green infrastructures on community's stormwater runoff reduction. *Ecological Modelling*, 318: 236-244. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.11.007

Liu, X.Y.; Bai, Z.K.; Zhou, W.; Cao, Y.G.; Zhang, G.J., 2017. Changes in soil properties in the soil profile after mining and reclamation in an opencast coal mine on the Loess Plateau, China. *Ecological Engineering*, 98: 228-239. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.078

Lorenz, K.; Lal, R., 2009. Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environment International*, 35 (1): 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006

Lorenz, K.; Lal, R., 2015. Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems. *Carbon Management*, 6 (1-2): 35-50. http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182

Lorenz, K.; Preston, C.M.; Kandeler, E., 2006. Soil organic matter in urban soils: Estimation of elemental carbon by thermal oxidation and characterization of organic matter by solid-state C-13 nuclear magnetic resonance (NMR) spectroscopy. *Geoderma*, 130 (3-4): 312-323. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.02.004

Losfeld, G.; L'Huillier, L.; Fogliani, B.; Jaffre, T.; Grison, C., 2015. Mining in New Caledonia: environmental stakes and restoration opportunities. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (8): 5592-5607. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3358-x

Loska, K.; Wiechula, D., 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, 51 (8): 723-733. http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00187-5

Lottermoser, B.G.; Ashley, P.M.; Lawie, D.C., 1999. Environmental geochemistry of the Gulf Creek copper mine area, north-eastern New South Wales, Australia. *Environmental Geology*, 39 (1): 61-74. http://dx.doi.org/10.1007/s002540050437

Loveland, P.J.; Thompson, T.R.E., 2002. *Identification and development of a set of national indicators for soil quality*. Bristol, UK: National Soil Ressource Institute, (R&D Technical report P5-053/2/TR), 48 p.

Magiera, T.; Mendakiewicz, M.; Szuszkiewicz, M.; Jablonska, M.; Chrost, L., 2016. Technogenic magnetic particles in soils as evidence of historical mining and smelting activity: A case of the Brynica River Valley, Poland. *Science of the Total Environment*, 566: 536-551. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.126

Malczewski, J., 2006. Ordered weighted averaging with fuzzy quantifiers: GIS-based multicriteria evaluation for land-use suitability analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 8 (4): 270-277. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2006.01.003

Mandal, D.; Singh, R.; Dhyani, S.K.; Dhyani, B.L., 2010. Landscape and land use effects on soil resources in a Himalayan watershed. *Catena*, 81 (3): 203-208. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2010.03.004

Maniquiz, M.C.; Lee, S.; Lee, E.; Kong, D.S.; Kim, L.H., 2009. Unit soil loss rate from various construction sites during a storm. *Water Science and Technology*, 59 (11): 2187-2196. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.255

Martellozzo, F.; Ramankutty, N.; Hall, R.J.; Price, D.T.; Purdy, B.; Friedl, M.A., 2015. Urbanization and the loss of prime farmland: a case study in the Calgary-Edmonton corridor of Alberta. *Regional Environmental Change*, 15 (5): 881-893. http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0658-0

Martínez-Toledo, Á.; Montes-Rocha, A.; González-Mille, D.J.; Espinosa-Reyes, G.; Torres-Dosal, A.; Mejia-Saavedra, J.J.; Ilizaliturri-Hernández, C.A., 2016. Evaluation of enzyme activities in long-term polluted soils with mine tailing deposits of San Luis Potosí, México. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2): 364-375. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1529-8

Marull, J.; Pino, J.; Mallarach, J.M.; Cordobilla, M.J., 2007. A Land Suitability Index for Strategic Environmental Assessment in metropolitan areas. *Landscape and Urban Planning*, 81 (3): 200-212. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.005

Marzaioli, R.; D'Ascoli, R.; De Pascale, R.A.; Rutigliano, F.A., 2010. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use types. *Applied Soil Ecology*, 44 (3): 205-212. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.12.007

Masalehdani, M.; Paquette, Y.; Bouchardon, J.-L.; Guy, B.; Stracher, G.B.; Chalier, J., 2007. Vapor deposition of arsenic-bearing minerals originating from a burning culm bank: St Etienne, the Loire Region, France. *2007 GSA Denver annual meeting.* Denver, 28-31 October 2007, Geological Society of America Abstracts with Programs, 39(6), p. 298 (Poster). http://gsa.confex.com/gsa/2007AM/finalprogram/abstract_132667.htm

Masalehdani, M.N.N.; Mees, F.; Dubois, M.; Coquinot, Y.; Potdevin, J.L.; Fialin, M.; Blanc-Valleron, M.M., 2009. Condensate minerals from a burning coal-waste heap in avion, Northern France. *Canadian Mineralogist*, 47 (3): 573-591. http://dx.doi.org/10.3749/canmin.47.3.573

Masalehdani, N.; Potdevin, J.L., 2012. Characteristics of Solid waste – Residues Gardanne Coal Power Plant Geochemistry, Petrography , Mineralogy, 22 p.

McGrath, S.P.; Loveland, P.J., 1992. *The soil geochemical atlas of England and Wales*. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 101 p.

Meuser, H., 2010. *Man-Made Substrates*. Dordrecht: Springer (*Contaminated Urban Soils*), 95-119. http://dx.doi.org/10.1007/978-90-481-9328-8_4

Mingorance, M.D.; Franco, I.; Rossini-Oliva, S., 2017. Application of different soil conditioners to restorate mine tailings with native (Cistus ladanifer L.) and non-native species (Medicago sativa L.). *Journal of Geochemical Exploration*, 174: 35-45. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.02.010

Mitchell, R.G.; Spliethoff, H.M.; Ribaudo, L.N.; Lopp, D.M.; Shayler, H.A.; Marquez-Bravo, L.G.; Lambert, V.T.; Ferenz, G.S.; Russell-Anelli, J.M.; Stone, E.B.; McBride, M.B., 2014. Lead (Pb) and other metals in New York City community garden soils: Factors influencing contaminant distributions. *Environmental Pollution*, 187: 162-169. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.007

Mittermuller, M.; Saatz, J.; Daus, B., 2016. A sequential extraction procedure to evaluate the mobilization behavior of rare earth elements in soils and tailings materials. *Chemosphere*, 147: 155-162. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.101

Moffat, A.J., 2003. Indicators of soil quality for UK forestry. *Forestry*, 76 (5): 547-568. http://dx.doi.org/10.1093/forestry/76.5.547

Mohanty, M.; Painuli, D.K.; Misra, A.K.; Ghosh, P.K., 2007. Soil quality effects of tillage and residue under rice-wheat cropping on a Vertisol in India. *Soil & Tillage Research*, 92 (1-2): 243-250. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2006.03.005

Moir, A.M.; Thornton, I., 1989. Lead and cadmium in urban allotment and garden soils and vegetables in the United-Kingdom. *Environmental Geochemistry and Health*, 11 (3-4): 113-119. http://dx.doi.org/10.1007/bf01758660

Montgomery, J.A.; Klimas, C.A.; Arcus, J.; DeKnock, C.; Rico, K.; Rodriguez, Y.; Vollrath, K.; Webb, E.; Williams, A., 2016. Soil Quality Assessment Is a Necessary First Step for Designing Urban Green Infrastructure. *Journal of Environmental Quality*, 45 (1): 18-25. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.04.0192

Morel, J.L.; Chenu, C.; Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1659-1666. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0

Morel, J.L.; Schwartz, C., 1999. Qualité et gestion des sols des jardins familiaux. Discussion. *Comptes rendus de l'Académie d'agriculture de France*, 85 (2): 103-118.

Müller, G., 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau*, 79 (24): 778-783.

Murolo, M.; Pugliano, M.L.; Ermice, A., 2005. Landfill and natural soils on the Somma-Vesuvius volcanic complex, Italy: Differences and similarities in soil morphology and properties. *Soil Science*, 170 (8): 652-668. http://dx.doi.org/10.1097/01.ss.0000178202.51170.2a

Nash, W.L.; Daniels, W.L.; Haering, K.C.; Burger, J.A.; Zipper, C.E., 2016. Long-term Effects of Rock Type on Appalachian Coal Mine Soil Properties. *Journal of Environmental Quality*, 45 (5): 1597-1606. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.10.0540

Neel, C.; Bril, H.; Courtin-Nomade, A.; Dutreuil, J.P., 2003. Factors affecting natural development of soil on 35-year-old sulphide-rich mine tailings. *Geoderma*, 111 (1-2): 1-20. http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(02)00237-9

Nehls, T.; Jozefaciuk, G.; Sokolowska, Z.; Hajnos, M.; Wessolek, G., 2006. Pore-system characteristics of pavement seam materials of urban sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 169 (1): 16-24. http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200521724

Nehls, T.; Rokia, S.; Mekiffer, B.; Schwartz, C.; Wessolek, G., 2013. Contribution of bricks to urban soil properties. *Journal of Soils and Sediments*, 13 (3): 575-584. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-012-0559-0

Nii-Annang, S.; Grunewald, H.; Freese, D.; Huttl, R.F.; Dilly, O., 2009. Microbial activity, organic C accumulation and C-13 abundance in soils under alley cropping systems after 9 years of recultivation of quaternary deposits. *Biology and Fertility of Soils*, 45 (5): 531-538. http://dx.doi.org/10.1007/s00374-009-0360-4

Nikiforova, E.M.; Kasimov, N.S.; Kosheleva, N.E., 2014. Long-term dynamics of the anthropogenic salinization of soils in Moscow (by the example of the Eastern district). *Eurasian Soil Science*, 47 (3): 203-215. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229314030041

Nirola, R.; Megharaj, M.; Beecham, S.; Aryal, R.; Thavamani, P.; Vankateswarlu, K.; Saint, C., 2016. Remediation of metalliferous mines, revegetation challenges and emerging prospects in semi-arid and arid conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (20): 20131-20150. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7372-z

Norra, S.; Fjer, N.; Li, F.; Chu, X.; Xie, X.; Stuben, D., 2008. The influence of different land uses on mineralogical and chemical composition and horizonation of urban soil profiles in Qingdao, China. *Journal of Soils and Sediments*, 8 (1): 4-16. http://dx.doi.org/10.1065/jss2007.08.250

Nowak, D.J.; Crane, D.E., 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116 (3): 381-389. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00214-7

Ogala, J.; Siavalas, G.; Christanis, K., 2012. Coal petrography, mineralogy and geochemistry of lignite samples from the Ogwashi–Asaba Formation, Nigeria. *Journal of African Earth Sciences*, 66-67 (Supplement C): 35-45. http://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2012.03.003

Oliveira, V.; Makeschin, F.; Sano, E.; Lorz, C., 2014. Physical and chemical analyses of bare soil sites in Western Central Brazil: a case study. *Environmental Earth Sciences*, 72 (12): 4863-4871. http://dx.doi.org/10.1007/s12665-014-3103-2

Olson, N.C.; Gulliver, J.S.; Nieber, J.L.; Kayhanian, M., 2013. Remediation to improve infiltration into compact soils. *Journal of Environmental Management*, 117: 85-95. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.057

Pageaud, D.; Carré, C., 2009. La France vue par CORINE Land Cover, outil européen de suivi de l'occupation des sols. *Le point sur*, 10: 4 p. http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Le_Point_Sur/2009/PointSur10_01.pdf

Paradelo, R.; Barral, M.T., 2013. Influence of organic matter and texture on the compactability of Technosols. *Catena*, 110: 95-99. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.012

Pascaud, G.; Soubrand, M.; Lemee, L.; Laduranty, J.; El-Mufleh, A.; Rabiet, M.; Joussein, E., 2017. Molecular fingerprint of soil organic matter as an indicator of pedogenesis processes in Technosols. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2): 340-351. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1523-1

Pauleit, S.; Ennos, R.; Golding, Y., 2005. Modeling the environmental impacts of urban land use and land cover change - a study in Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning*, 71 (2-4): 295-310. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.009

Pedrol, N.; Puig, C.G.; Souza, P.; Forján, R.; Vega, F.A.; Asensio, V.; González, L.; Cerqueira, B.; Covelo, E.F.; Andrade, L., 2010. Soil fertility and spontaneous revegetation in lignite spoil banks under different amendments. *Soil & Tillage Research*, 110 (1): 134-142. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.07.005

Pellegrini, S.; Garcia, G.; Penas-Castejon, J.M.; Vignozzi, N.; Costantini, E.A.C., 2016. Pedogenesis in mine tails affects macroporosity, hydrological properties, and pollutant flow. *Catena*, 136: 3-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.027

Peng, C.; Ouyang, Z.Y.; Wang, M.E.; Chen, W.P.; Li, X.M.; Crittenden, J.C., 2013. Assessing the combined risks of PAHs and metals in urban soils by urbanization indicators. *Environmental Pollution*, 178: 426-432. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.058

Pfleiderer, S.; Englisch, M.; Reiter, R., 2012. Current state of heavy metal contents in Vienna soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 34 (6): 665-675. http://dx.doi.org/10.1007/s10653-012-9485-8

Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L., 2009. Altered resources, disturbance, and heterogeneity: A framework for comparing urban and non-urban soils. *Urban Ecosystems*, 12 (1): 23-44. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-008-0047-x

Pouyat, R.; Groffman, P.; Yesilonis, I.; Hernandez, L., 2002. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution*, 116: S107-S118. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00263-9

Pouyat, R.V.; Yesilonis, I.D.; Dombos, M.; Szlavecz, K.; Setala, H.; Cilliers, S.; Hornung, E.; Kotze, D.J.; Yarwood, S., 2015. A Global Comparison of Surface Soil Characteristics Across Five Cities: A Test of the Urban Ecosystem Convergence Hypothesis. *Soil Science*, 180 (4-5): 136-145. http://dx.doi.org/10.1097/ss.0000000000000125

Pouyat, R.V.; Yesilonis, I.D.; Nowak, D.J., 2006. Carbon storage by urban soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 35 (4): 1566-1575. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0215

Pouyat, R.V.; Yesilonis, I.D.; Russell-Anelli, J.; Neerchal, N.K., 2007. Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (3): 10 p. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2006.0164

Praveen, K.; Kumar, S.; Sharma, K.D.; Choudhary, A.; Gehlot, K., 2005. Lignite mine spoil characterization and approaches for its rehabilitation. *Arid Land Research and Management*, 19 (1): 47-60. http://dx.doi.org/10.1080/15324980590887218

Prosser, I.P.; Roseby, S.J., 1995. A chronosequence of rapid leaching of mixed podzol soil materials following sand mining. *Geoderma*, 64 (3-4): 297-308. http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(94)00011-X

Pruvot, C.; Douay, F.; Herve, F.; Waterlot, C., 2006. Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas. *Journal of Soils and Sediments*, 6 (4): 215-220. http://dx.doi.org/10.1065/jss2006.10.186

Puskás, I.; Farsang, A., 2009. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. *Geoderma*, 148 (3-4): 267-281. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.014

Pusz, A., 2007. Influence of brown coal on limit of phytotoxicity of soils contaminated with heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 149 (3): 590-597. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.115

Quan, B.; Zhu, H.J.; Chen, S.L.; Romkens, M.J.M.; Li, B.C., 2007. Land suitability assessment and land use change in Fujian Province, China. *Pedosphere*, 17 (4): 493-504. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(07)60059-9

Rabot, E.; Keller, C.; Ambrosi, J.P.; Robert, S., 2017. Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire. *Etude et Gestion des Sols*, 24: 59-72. http://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/09/EGS_24_1_EGS_2017_24_4_Rabot_59_72.pdf

Raciti, S.M.; Hutyra, L.R.; Finzi, A.C., 2012. Depleted soil carbon and nitrogen pools beneath impervious surfaces. *Environmental Pollution*, 164: 248-251. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.046

Remon, E.; Bouchardon, J.L.; Cornier, B.; Guy, B.; Leclerc, J.C.; Faure, O., 2005. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: Implications in risk assessment and site restoration. *Environmental Pollution*, 137 (2): 316-323. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.012

Renwick, W.H.; Carlson, K.J.; Hayes-Bohanan, J.K., 2005. Trends in recent reservoir sedimentation rates in Southwestern Ohio. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60 (2): 72-79. http://www.jswconline.org/content/60/2/72.short

Rezaei, S.A.; Gilkes, R.J.; Andrews, S.S., 2006. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. *Geoderma*, 136 (1-2): 229-234. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.03.021

Rivas-Pérez, I.M.; Fernández-Sanjurjo, M.J.; Núñez-Delgado, A.; Monterroso, C.; Macías, F.; Álvarez-Rodríguez, E., 2016. Evolution of Chemical Characteristics of Technosols in an Afforested Coal Mine Dump over a 20-year Period. *Land Degradation & Development*, 27 (6): 1640-1649. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2472

Robert, S., 2012. *Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine. Application du bassin minier de Provence. (Projet UQUALISOL-ZU).* . Marseille: Université d'Aix Marseille, 99 p.

Robinson, D.A.; Lebron, I.; Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Science Society of America Journal*, 73 (6): 1904-1911. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2008.0332

Rodrigues, J.; Houzelot, V.; Ferrari, F.; Echevarria, G.; Laubie, B.; Morel, J.L.; Simonnot, M.O.; Pons, M.N., 2016. Life cycle assessment of agromining chain highlights role of erosion control and bioenergy. *Journal of Cleaner Production*, 139: 770-778. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.110

Rodriguez-Liebana, J.A.; Mingorance, M.D.; Pena, A., 2014. Pesticide mobility and leachate toxicity in two abandoned mine soils. Effect of organic amendments. *Science of the Total Environment*, 497: 561-569. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.010

Rodriguez, L.; Ruiz, E.; Alonso-Azcarate, J.; Rincon, J., 2009. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1106-1116. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.04.007

Rossiter, D.G., 2004. *Proposal: classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Ressources (WRB) 2006 - v1, Working group on technosols, WRB 2006*

Rossiter, D.G., 2005. *Proposal: classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Ressources (WRB) 2006 - v2, Working group on technosols, WRB 2006*

Rumpel, C.; Janik, L.J.; Skjemstad, J.O.; Kogel-Knabner, I., 2001. Quantification of carbon derived from lignite in soils using mid-infrared spectroscopy and partial least squares. *Organic Geochemistry*, 32 (6): 831-839. http://dx.doi.org/10.1016/s0146-6380(01)00029-8

Rumpel, C.; Knicker, H.; Kogel-Knabner, I.; Skjemstad, J.O.; Huttl, R.F., 1998. Types and chemical composition of organic matter in reforested lignite-rich mine soils. *Geoderma*, 86 (1-2): 123-142. http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(98)00036-6

Rumpel, C.; Kogel-Knabner, I., 2004. Microbial use of lignite compared to recent plant litter as substrates in reclaimed coal mine soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (1): 67-75. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.08.020

Rumpel, C.; Kögel-Knabner, I., 2002. The role of lignite in the carbon cycle of lignite-containing mine soils: evidence from carbon mineralisation and humic acid extractions. *Organic Geochemistry*, 33 (3): 393-399. http://dx.doi.org/10.1016/S0146-6380(01)00169-3

Rumpel, C.; Skjemstad, J.O.; Knicker, H.; Kögel-Knabner, I.; Hüttl, R.F., 2000. Techniques for the differentiation of carbon types present in lignite-rich mine soils. *Organic Geochemistry*, 31 (6): 543-551. http://dx.doi.org/10.1016/s0146-6380(00)00026-7

Rutgers, M.; Mulder, C.; Schouten, A.J.; Bloem, J.; Bogte, J.J.; Breure, A.M.; Brussaard, L.; de Goede, R.G.M.; Faber, J.H.; Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M.; Keidel, H.; Korthals, G.W.; Smeding, F.W.; Ter Berg, C.; van Eederen, N., 2008. *Soil ecosystem profiling in The Netherlands with ten references for biological soil quality*: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), (Report 607604009/2008), 88 p.

Salomons, W.; Förstner, U., 1984. *Metals in the hydrocycle*. Berlin: Springer-Verlag, 349 p.

Sarah, P.; Zhevelev, H.M.; Oz, A., 2015. Urban Park Soil and Vegetation: Effects of Natural and Anthropogenic Factors. *Pedosphere*, 25 (3): 392-404. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(15)30007-2

Scalenghe, R.; Marsan, F.A., 2009. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90 (1-2): 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.011

Schaaf, W.; Hüttl, R.F., 2005. Soil chemistry and tree nutrition of post-lignite-mining sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168 (4): 483-488. http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200421692

Scharenbroch, B.C.; Lloyd, J.E.; Johnson-Maynard, J.L., 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, 49 (4): 283-296. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002

Schleuß, U.; Wu, Q.L.; Blume, H.P., 1998. Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. *Catena*, 33 (3-4): 255-270. http://dx.doi.org/10.1016/s0341-8162(98)00070-8

Schmitt-Harsh, M.; Mincey, S.K.; Patterson, M.; Fischer, B.C.; Evans, T.P., 2013. Private residential urban forest structure and carbon storage in a moderate-sized urban area in the Midwest, United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12 (4): 454-463. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2013.07.007

Schoenholtz, S.H.; Miegroet, H.V.; Burger, J.A., 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138 (1-3): 335-356. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00423-0

Scholtus, N., 2003. *Altération pédogénétique des argilites du Callovo-Oxfordien soumises à la végétalisation*. Thèse de doctorat (Sciences agronomiques). INPL, Vandoeuvre-les-Nancy. 153 p.

Schroeder, W.H.; Dobson, M.; Kane, D.M.; Johnson, N.D., 1987. Toxic trace-elements associated with airborne particulate matter - A review. *Japca-the International Journal of Air Pollution Control and Hazardous Waste Management*, 37 (11): 1267-1285.

Schwartz, C., 1993. *Facteurs de qualité des sols de jardins de l'Est mosellan*. Mémoire de DEA (Sciences Agronomiques). INPL, Nancy. 44 p.

Schwartz, C., 2000. Connaître le sol de son jardin pour mieux le protéger. Jardin Familial de France. *Revue de la Ligue Française du Coin de Terre et du Foyer*, 398: p. 7.

Schwartz, C., 2013. Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 15. http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.12858

Schwartz, C.; Joimel, S.; Branchu, P.; Morel, J.L.; Chenot, E.D.; Béchet, B.; Consalès, J.N., 2017. Garden soils in industrial countries. In: Levin, M.J.; Kim;, K.H.J.; Morel, J.L.; Burghardt, W.; Charzynski, P.; Shaw, R.K., eds. *Soils within Cities - Global approaches to their sustainable management - composition, properties, and functions of soils of the urban environment*. IUSS Working Group SUITMA.

Schwartz C. (coord.), 2013. *Jardins potagers: terres inconnues*. Paris: EDP Sciences, 176 p.

Séré, G.; Schwartz, C.; Ouvrard, S.; Renat, J.C.; Watteau, F.; Villemin, G.; Morel, J.L., 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments*, 10 (7): 1246-1254. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6

Séré, G.; Schwartz, C.; Ouvrard, S.; Sauvage, C.; Renat, J.C.; Morel, J.L., 2008. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments*, 8 (2): 130-136. http://dx.doi.org/10.1065/jss2008.03.277

Shankar, U.; Boral, L.; Pandey, H.N.; Tripathi, R.S., 1993. Degradation of land due to coal-mining and its natural recovery pattern. *Current Science*, 65 (9): 680-687.

Shepherd, T.G., 2000. *Visual Soil Assessment. Vol. 1. Field guide for cropping and pastoral grazing on flat to rolling country*. Palmerston North: horizons.mw & Landcare Research, 84 p.

Shrestha, R.K.; Lal, R., 2011. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, 161 (3-4): 168-176. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015

Shukla, M.K.; Lal, R.; Ebinger, M., 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil & Tillage Research*, 87 (2): 194-204. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.03.011

Shukla, M.K.; Lal, R.; Underwood, J.; Ebinger, M., 2004. Physical and hydrological characteristics of reclaimed minesoils in southeastern Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1352-1359. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1352

Singh, R.K.; Murty, H.R.; Gupta, S.K.; Dikshit, A.K., 2009. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 9 (2): 189-212. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.05.011

Sojka, R.E.; Upchurch, D.R., 1999. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1039-1054. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1999.6351039x

Šourková, M.; Frouz, J.; Šantrùčková, H., 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma*, 124 (1-2): 203-214. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.05.001

Sowana, A.; Shrestha, R.P.; Parkpian, P.; Pongquan, S., 2011. Influence of Coastal Land Use on Soil Heavy-Metal Contamination in Pattani Bay, Thailand. *Journal of Coastal Research*, 27 (2): 252-262. http://dx.doi.org/10.2112/jcoastres-d-09-00050.1

Spomer, N.A.; Kamble, S.T.; Coffelt, M.A.; Scherer, C.W., 2010. Mineralization of Indoxacarb 150sc Termiticide in Urban Soils Used for Controlling Subterranean Termites (Isoptera: Rhinotermitidae). *Sociobiology*, 55 (1): 197-215.

Swiercz, A., 2008. Chemical transformations in to podzolic soils induced by alkaline and acidic emissions in the Swietokrzyski region of Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17 (1): 129-138.

Tao, Y.; Li, F.; Liu, X.S.; Zhao, D.; Sun, X.; Xu, L.F., 2015. Variation in ecosystem services across an urbanization gradient: A study of terrestrial carbon stocks from Changzhou, China. *Ecological Modelling*, 318: 210-216. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.04.027

Taylor, M.D.; Kim, N.D.; Hill, R.B.; Chapman, R., 2010. A review of soil quality indicators and five key issues after 12 yr soil quality monitoring in the Waikato region. *Soil Use and Management*, 26 (3): 212-224. http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00276.x

Tomlinson, D.L.; Wilson, J.G.; Harris, C.R.; Jeffrey, D.W., 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33 (1): 566-575. http://doi.org/10.1007/BF02414780

Trolard , F.; Reynders, S.; Dangeard, M.-L.; Bourrié, G.; Descamps, B.; Keller, C.; de Mordant de Massiac, J.-C., 2013. *Territoires, villes et campagnes face à l' étalement urbain et au changement climatique.* éditions Johanet, 152 p.

Turekian, K.K.; Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72 (2): 175-191. http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175:doteis]2.0.co;2

Tyner, J.S.; Yoder, D.C.; Chomicki, B.J.; Tyagi, A., 2011. A review of construction site best management practices for erosion control. *Transactions of the Asabe*, 54 (2): 441-450. http://dx.doi.org/10.13031/2013.36447

Ullrich, S.M.; Ramsey, M.H.; Helios-Rybicka, E., 1999. Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. *Applied Geochemistry*, 14 (2): 187-196. http://dx.doi.org/10.1016/s0883-2927(98)00042-0

Varela, C.; Vazquez, C.; Gonzalezsangregorio, M.V.; Leiros, M.C.; Gilsotres, F., 1993. Chemical and physical-properties of opencast lignite minesoils. *Soil Science*, 156 (3): 193-204. http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199309000-00009

Vasenev, V.I.; Ananyeva, N.D.; Makarov, O.A., 2012. Specific features of the ecological functioning of urban soils in Moscow and Moscow oblast. *Eurasian Soil Science*, 45 (2): 194-205. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229312020147

Vasenev, V.I.; Stoorvogel, J.J.; Vasenev, II; Valentini, R., 2014. How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? *Geoderma*, 226: 103-115. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.007

Vega, F.A.; Covelo, E.F.; Andrade, M.L., 2005. Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degradation & Development*, 16 (1): 27-+. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.642

Velasquez, E.; Lavelle, P.; Andrade, M., 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (12): 3066-3080. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.013

Vergnes, A.; Blouin, M.; Muratet, A.; Lerch, T.Z.; Mendez-Millan, M.; Rouelle-Castrec, M.; Dubs, F., 2017. Initial conditions during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity. *Landscape and Urban Planning*, 159: 32-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.002

Vidal-Beaudet, L.; Cannavo, P.; Schwartz, C.; Séré, G.; Legret, M.; Béchet, B.; Peyneau, P.E.; Bataillard, P.; Coussy, S.; Damas, O., 2017. Using wastes for fertile urban soil construction – The French research project SITERRE. In: Levin, M.J.; Kim;, K.H.J.; Morel, J.L.; Burghardt, W.; Charzynski, P.; Shaw, R.K., eds. *Soils within Cities - Global approaches to their sustainable management - composition, properties, and functions of soils of the urban environment*. Catena (GeoEcology essay).

Vidal-Beaudet, L.; Charpentier, S., 1998. Mechanical behaviour of silty clay loam/peat mixtures: cyclic compression-release tests and effects of initial water content. *Agronomie*, 18 (4): 261-274. http://dx.doi.org/10.1051/agro:19980402

Vidal-Beaudet, L.; Charpentier, S., 2000. Percolation theory and hydrodynamics of soil-peat mixtures. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (3): 827-835. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2000.643827x

Vidal-Beaudet, L.; Rokia, S.; Nehls, T.; Schwartz, C., 2016. Aggregation and availability of phosphorus in a Technosol constructed from urban wastes. *Journal of Soils and Sediments*: 1-11. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1469-3

Vrscaj, B.; Poggio, L.; Marsan, F.A., 2008. A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 88 (2-4): 81-94. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.005

Wahsha, M.; Nadimi-Goki, M.; Bini, C., 2016. Land contamination by toxic elements in abandoned mine areas in Italy. *Journal of Soils and Sediments*, 16 (4): 1300-1305. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-015-1151-1

Wahsha, M.; Nadimi-Goki, M.; Fornasier, F.; Al-Jawasreh, R.; Hussein, E.I.; Bini, C., 2017. Microbial enzymes as an early warning management tool for monitoring mining site soils. *Catena*, 148: 40-45. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.021

Wang, M.E.; Faber, J.H.; Chen, W.P.; Li, X.M.; Markert, B., 2015. Effects of land use intensity on the natural attenuation capacity of urban soils in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 117: 89-95. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.018

Wang, X.S.; Qin, Y.; Chen, Y.K., 2007. Leaching characteristics of arsenic and heavy metals in urban roadside soils using a simple bioavailability extraction test. *Environmental Monitoring and Assessment*, 129 (1-3): 221-226. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9355-x

Wei, Z.Q.; Wu, S.H.; Zhou, S.L.; Li, J.T.; Zhao, Q.G., 2014. Soil Organic Carbon Transformation and Related Properties in Urban Soil Under Impervious Surfaces. *Pedosphere*, 24 (1): 56-64. http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60080-6

Weissert, L.F.; Salmond, J.A.; Schwendenmann, L., 2016. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO2 efflux across urban land use and soil cover types. *Geoderma*, 271: 80-90. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.014

Wessolek, G.; Kluge, B.; Toland, A.; Nehls, T.; Klingelmann, E.; Rim, Y.N.; Mekiffer, B.; Trinks, S., 2011. Urban soils in the vadose zone. *Perspectives in Urban Ecology*. Springer, 89-133. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-17731-6_4

Wiesner, S.; Grongroft, A.; Ament, F.; Eschenbach, A., 2016. Spatial and temporal variability of urban soil water dynamics observed by a soil monitoring network. *Journal of Soils and Sediments*, 16 (11): 2523-2537. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1385-6

Wilcke, W., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 163 (3): 229-248. http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200006)163:3<229::aid-jpln229>3.0.co;2-6

Winiarski, T., 2014. *Fonction filtration d'un ouvrage urbain: conséquence sur la formation d'un anthroposol*. Paris: Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie - Ademe, Rapport de synthèse du projet GESSOL-FAFF, (Numéro de contrat Ministère/ADEME : n° 190), 199 p. http://isidoredd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0081/Temis-0081850/21970_A.pdf

Woltemade, C.J., 2010. Impact of Residential Soil Disturbance on Infiltration Rate and Stormwater Runoff1. *Journal of the American Water Resources Association*, 46 (4): 700-711. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00442.x

Wong, C.S.C.; Li, X.D., 2004. Pb contamination and isotopic composition of urban soils in Hong Kong. *Science of the Total Environment*, 319 (1-3): 185-195. http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00403-0

Wong, F.; Kurt-Karakus, P.; Bidleman, T.F., 2012. Fate of Brominated Flame Retardants and Organochlorine Pesticides in Urban Soil: Volatility and Degradation. *Environmental Science & Technology*, 46 (5): 2668-2674. http://dx.doi.org/10.1021/es203287x

Xiao, R.; Su, S.L.; Zhang, Z.H.; Qi, J.G.; Jiang, D.W.; Wu, J.P., 2013. Dynamics of soil sealing and soil landscape patterns under rapid urbanization. *Catena*, 109: 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.004

Yakovlev, A.S.; Evdokimova, M.V., 2011. Ecological Standardization of Soil and Soil Quality Control. *Eurasian Soil Science*, 44 (5): 534-546. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229311050152

Yan, S.K.; Singh, A.N.; Fu, S.L.; Liao, C.H.; Wang, S.L.; Li, Y.L.; Cui, Y.; Hu, L.L., 2012. A soil fauna index for assessing soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 47: 158-165. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.014

Yang, L.Y.; Yuan, L.; Kui, P.; Wu, S.T., 2014a. Nutrients and heavy metals in urban soils under different green space types in Anji, China. *Catena*, 115: 39-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.008

Yang, Z.F.; Yu, T.; Hou, Q.Y.; Xia, X.Q.; Feng, H.Y.; Huang, C.L.; Wang, L.S.; Lv, Y.Y.; Zhang, M., 2014b. Geochemical evaluation of land quality in China and its applications. *Journal of Geochemical Exploration*, 139: 122-135. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.07.014

Yin, R.S.; Gu, C.H.; Feng, X.B.; Zheng, L.R.; Hu, N.N., 2016. Transportation and transformation of mercury in a calcine profile in the Wanshan Mercury Mine, SW China. *Environmental Pollution*, 219: 976-981. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.034

You, M.; Huang, Y.E.; Lu, J.; Li, C.P., 2016. Fractionation characterizations and environmental implications of heavy metal in soil from coal mine in Huainan, China. *Environmental Earth Sciences*, 75 (1). http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4815-7

Zalasiewicz, J.; Williams, M.; Wters, C.N.; Barnosky, A.D.; Palmesino, J.; Rönnskog, A.-S.; Edgeworth, M.; Neal, C.; Cearreta, A.; Ellis, E.C.; Grinevald, J.; Haff, P.; Ivar do Sul, J.A.; Jeandel, C.; Reinhold Leinfelder; McNeill, J.R.; Odada, E.; Oreskes, N.; Price, S.J.; Revkin, A.; Steffen, W.; Summerhaye, C.; Vidas, D.; Wing, S.; Wolfe, A.P., 2017. Scale and diversity of the physical technosphere: A geological perspective *The Anthropocene Review*, 4 (1): 9-22. http://dx.doi.org/10.1177/2053019616677743

Zhang, C.; Tian, H.Q.; Chen, G.S.; Chappelka, A.; Xu, X.F.; Ren, W.; Hui, D.F.; Liu, M.L.; Lu, C.Q.; Pan, S.F.; Lockaby, G., 2012. Impacts of urbanization on carbon balance in terrestrial ecosystems of the Southern United States. *Environmental Pollution*, 164: 89-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.020

Zhang, L.; Wang, J.M.; Bai, Z.K.; Lv, C.J., 2015. Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*, 128: 44-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.01.016

Zhang, X.F.; Zhang, X.; Hu, S.; Liu, T.; Li, G.H., 2013. Runoff and sediment modeling in a peri-urban artificial landscape: Case study of Olympic Forest Park in Beijing. *Journal of Hydrology*, 485: 126-138. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.038

Zhang, X.L.; Chen, J.; Tan, M.Z.; Sun, Y.C., 2007. Assessing the impact of urban sprawl on soil resources of Nanjing city using satellite images and digital soil databases. *Catena*, 69 (1): 16-30. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.020

Zonta, R.; Zaggia, L.; Argese, E., 1994. Heavy metal and grain size distributions in estuarine shallow water sediments of the Cona March (Venice, Lagoon, Italy). *Science of the Total Environment*, 151 (1): 19-28. http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(94)90482-0

Zornoza, R.; Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Arcenegui, V.; García-Orenes, F.; Mataix-Beneyto, J.; Morugán, A., 2007. Evaluation of soil quality using multiple lineal regression based on physical, chemical and biochemical properties. *Science of the Total Environment*, 378 (1-2): 233-237. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.052

Références citées dans les annexes

Abel, S.; Nehls, T.; Mekiffer, B.; Mathes, M.; Thieme, J.; Wessolek, G., 2015a. Pools of sulfur in urban rubble soils. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (3): 532-540. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-1014-1

Abel, S.; Nehls, T.; Mekiffer, B.; Wessolek, G., 2015b. Heavy metals and benzo a pyrene in soils from construction and demolition rubble. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1771-1780. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0959-4

Adeli, A.; McLaughlin, M.R.; Brooks, J.P.; Read, J.J.; Willers, J.L.; Lang, D.J.; McGrew, R., 2013. Age Chronosequence Effects on Restoration Quality of Reclaimed Coal Mine Soils in Mississippi Agroecosystems. *Soil Science*, 178 (7): 335-343. http://dx.doi.org/10.1097/SS.0b013e3182a79e37

Ahirwal, J.; Maiti, S.K., 2016. Assessment of soil properties of different land uses generated due to surface coal mining activities in tropical Sal (Shorea robusta) forest, India. *Catena*, 140: 155-163. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.028

Alekseenko, V.A.; Pashkevich, M.A.; Alekseenko, A.V., 2017. Metallisation and environmental management of mining site soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 174: 121-127. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.06.010

Alvarez, E.; Marcos, M.L.F.; Vaamonde, C.; Fernandez-Sanjurjo, M.J., 2003. Heavy metals in the dump of an abandoned mine in Galicia (NW Spain) and in the spontaneously occurring vegetation. *Science of the Total Environment*, 313 (1-3): 185-197. http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00261-4

Arocena, J.M.; van Mourik, J.M.; Cano, A.F., 2012. Granular soil structure indicates reclamation of degraded to productive soils: A case study in southeast Spain. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 (1): 243-251. http://dx.doi.org/10.4141/cjss2011-017

Bae, J.; Ryu, Y., 2015. Land use and land cover changes explain spatial and temporal variations of the soil organic carbon stocks in a constructed urban park. *Landscape and Urban Planning*, 136: 57-67. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.015

Béchet, B.; Carré, F.; Florentin, L.; Leyval, C.; Montanarella, L.; Morel, J.; Raimbault, G.; Rodriguez, F.; Rossignol, J.; Schwartz, C., 2009. Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains. In: Cheverry, C.; Gascuel, C., eds. *Sous les pavés la terre*. Montreuil: Omniscience, 45-74.

Beesley, L., 2012. Carbon storage and fluxes in existing and newly created urban soils. *Journal of Environmental Management*, 104: 158-165. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.024

Beyer, L.; Kahle, P.; Kretschmer, H.; Wu, Q.L., 2001. Soil organic matter composition of man-impacted urban sites in North Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 164 (4): 359-364. http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200108)164:4<359::aid-jpln359>3.0.co;2-m

Bi, R.T.; Bai, Z.K.; Li, H.; Shao, H.B.; Li, W.X.; Ye, B.Y., 2010. Establishing a Clean-quality Indicator System for Evaluating Reclaimed Land in the Antaibao Opencast Mine Area, China. *Clean-Soil Air Water*, 38 (8): 719-725. http://dx.doi.org/10.1002/clen.200900232

Bini, C.; Gaballo, S., 2006. Pedogenic trends in anthrosols developed in sulfidic mine spoils: A case study in the Temperino mine archaeological area (Campiglia Marittima, Tuscany, Italy). *Quaternary International*, 156: 70-78. http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2006.05.033

Bretzel, F.; Calderisi, M.; Scatena, M.; Pini, R., 2016. Soil quality is key for planning and managing urban allotments intended for the sustainable production of home-consumption vegetables. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (17): 17753-17760. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6819-6

Campbell, C.D.; Seiler, J.R.; Wiseman, P.E.; Strahm, B.D.; Munsell, J.F., 2014. Soil Carbon Dynamics in Residential Lawns Converted from Appalachian Mixed Oak Stands. *Forests*, 5 (3): 425-438. http://dx.doi.org/10.3390/f5030425

Capilla, X.; Schwartz, C.; Bedell, J.P.; Sterckeman, T.; Perrodin, Y.; Morel, J.L., 2006. Physicochemical and biological characterisation of different dredged sediment deposit sites in France. *Environmental Pollution*, 143 (1): 106-116. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.007

Chen, Y.J.; Day, S.D.; Wick, A.F.; McGuire, K.J., 2014. Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity. *Science of the Total Environment*, 494: 329-336. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.099

Chichester, F.W.; Hauser, V.L., 1991. Change in chemical-properties of constructed minesoils developing under forage grass management. *Soil Science Society of America Journal*, 55 (2): 451-459. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020026x

Chrastny, V.; Vanek, A.; Teper, L.; Cabala, J.; Prochazka, J.; Pechar, L.; Drahota, P.; Penizek, V.; Komarek, M.; Novak, M., 2012. Geochemical position of Pb, Zn and Cd in soils near the Olkusz mine/smelter, South Poland: effects of land use, type of contamination and distance from pollution source. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (4): 2517-2536. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2135-2

Chung, E.; Lee, J.S.; Chon, H.T.; Sager, M., 2005. Environmental contamination and bioaccessibility of arsenic and metals around the Dongjeong Au-Ag-Cu mine, Korea. *Geochemistry-Exploration Environment Analysis*, 5: 69-74. http://dx.doi.org/10.1144/1467-7873/03-060

Ciarkowska, K.; Gargiulo, L.; Mele, G., 2016. Natural restoration of soils on mine heaps with similar technogenic parent material: A case study of long-term soil evolution in Silesian-Krakow Upland Poland. *Geoderma*, 261: 141-150. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.018

Clouard, M., 2013. *Impact du lignite sur les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des sols: application aux sols du bassin minier de Provence*. Thèse de doctorat (Géosciences de l'environnement). Aix-Marseille.

Dai, Z.H.; Feng, X.B.; Zhang, C.; Shang, L.H.; Qiu, G.L., 2013. Assessment of mercury erosion by surface water in Wanshan mercury mining area. *Environmental Research*, 125: 2-11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2013.03.014

Doichinova, V.; Zhiyanski, M.; Hursthouse, A., 2006. Impact of urbanisation on soil characteristics. *Environmental Chemistry Letters*, 3 (4): 160-163. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-005-0024-z

Edmondson, J.L.; Davies, Z.G.; Gaston, K.J.; Leake, J.R., 2014a. Urban cultivation in allotments maintains soil qualities adversely affected by conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 51 (4): 880-889. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12254

Edmondson, J.L.; Davies, Z.G.; McCormack, S.A.; Gaston, K.J.; Leake, J.R., 2011. Are soils in urban ecosystems compacted? A citywide analysis. *Biology Letters*, 7 (5): 771-774. http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2011.0260

Edmondson, J.L.; Davies, Z.G.; McCormack, S.A.; Gaston, K.J.; Leake, J.R., 2014b. Land-cover effects on soil organic carbon stocks in a European city. *Science of the Total Environment*, 472: 444-453. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.025

http://ac.els-cdn.com/S0048969713013065/1-s2.0-S0048969713013065-main.pdf?_tid=93d65c52-bcd8-11e6-86b5-00000aacb35f&acdnat=1481155086_cecd0123d2243da8174430cb4a27be98

Flynn, H.C.; Meharg, A.A.; Bowyer, P.K.; Paton, G.I., 2003. Antimony bioavailability in mine soils. *Environmental Pollution*, 124 (1): 93-100. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00411-6

Frouz, J.; Kalcik, J.; Velichova, V., 2011. Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. *Ecological Engineering*, 37 (11): 1910-1913. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.039

Fu, S.S.; Li, P.J.; Feng, Q.A.; Li, X.J.; Li, P.; Sun, Y.B.; Chen, Y., 2011. Soil Quality Degradation in a Magnesite Mining Area. *Pedosphere*, 21 (1): 98-106. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(10)60084-7

Getter, K.L.; Rowe, D.B.; Robertson, G.P.; Cregg, B.M.; Andresen, J.A., 2009. Carbon Sequestration Potential of Extensive Green Roofs. *Environmental Science & Technology*, 43 (19): 7564-7570. http://dx.doi.org/10.1021/es901539x

Golubiewski, N.E., 2006. Urbanization increases grassland carbon pools: Effects of landscaping in Colorado's front range. *Ecological Applications*, 16 (2): 555-571. http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[0555:uigcpe]2.0.co;2

Gregory, J.H.; Dukes, M.D.; Jones, P.H.; Miller, G.L., 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61 (3): 117-124. http://www.jswconline.org/content/61/3/117.short

Greinert, A., 2015. The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1725-1737. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6

Haering, K.C.; Daniels, W.L.; Galbraith, J.M., 2004. Appalachian mine soil morphology and properties: Effects of weathering and mining method. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1315-1325. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1315

Haering, K.C.; Daniels, W.L.; Roberts, J.A., 1993. Changes in mine soil properties resulting from overburden weathering. *Journal of Environmental Quality*, 22 (1): 194-200. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200010026x

Hiller, D.A., 2000. Properties of Urbic Anthrosols from an abandoned shunting yard in the Ruhr area, Germany. *Catena*, 39 (4): 245-266. http://dx.doi.org/10.1016/s0341-8162(00)00081-3

Howard, J.L.; Dubay, B.R.; Daniels, W.L., 2013. Artifact weathering, anthropogenic microparticles and lead contamination in urban soils at former demolition sites, Detroit, Michigan. *Environmental Pollution*, 179: 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.053

Howard, J.L.; Olszewska, D., 2011. Pedogenesis, geochemical forms of heavy metals, and artifact weathering in an urban soil chronosequence, Detroit, Michigan. *Environmental Pollution*, 159 (3): 754-61. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.028

Howard, J.L.; Orlicki, K.M., 2015. Effects of Anthropogenic Particles on the Chemical and Geophysical Properties of Urban Soils, Detroit, Michigan. *Soil Science*, 180 (4-5): 154-166. http://dx.doi.org/10.1097/ss.0000000000000122

Huot, H.; Joyner, J.; Córdoba, A.; Shaw, R.K.; Wilson, M.A.; Walker, R.; Muth, T.R.; Cheng, Z., 2017. Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2): 393-407. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1552-9

Huyler, A.; Chappelka, A.H.; Prior, S.A.; Somers, G.L., 2014. Influence of aboveground tree biomass, home age, and yard maintenance on soil carbon levels in residential yards. *Urban Ecosystems*, 17 (3): 787-805. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-014-0350-7

Jim, C.Y., 1998a. Soil characteristics and management in an urban park in Hong Kong. *Environmental Management*, 22 (5): 683-695. http://dx.doi.org/10.1007/s002679900139

Jim, C.Y., 1998b. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in

Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, 40 (4): 235–249. http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00117-5

Johnson, C.D.; Skousen, J.G., 1995. Minesoil properties of 15 abandoned mine land sites in West-Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 24 (4): 635-643. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400040014x

Joimel, S.; Cortet, J.; Jolivet, C.C.; Saby, N.P.; Chenot, E.D.; Branchu, P.; Consales, J.N.; Lefort, C.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of the Total Environment*, 545-546: 40-47. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035

Kida, K.; Kawahigashi, M., 2015. Influence of asphalt pavement construction processes on urban soil formation in Tokyo. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61: 135-146. http://dx.doi.org/10.1080/00380768.2015.1048182

Kolodziej, B.; Bryk, M.; Slowinska-Jurkiewicz, A.; Otremba, K.; Gilewska, M., 2016. Soil physical properties of agriculturally reclaimed area after lignite mine: A case study from central Poland. *Soil & Tillage Research*, 163: 54-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.05.001

Kundu, N.K.; Ghose, M.K., 1994. Studies on the topsoil of an underground coal-mining project. *Environmental Conservation*, 21 (2): 126-132. http://dx.doi.org/10.1017/S0376892900024553

Langner, A.N.; Manu, A.; Nath, D.A., 2013. Dynamic Soil Properties across a Suburban Landscape. *Soil Science Society of America Journal*, 77 (4): 1284. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2012.0239

Layman, R.M.; Day, S.D.; Mitchell, D.K.; Chen, Y.J.; Harris, J.R.; Daniels, W.L., 2016. Below ground matters: Urban soil rehabilitation increases tree canopy and speeds establishment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 16: 25-35. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2016.01.004

Li, J.G.; Pu, L.J.; Zhu, M.; Liao, Q.L.; Wang, H.Y.; Cai, F.F., 2014. Spatial pattern of heavy metal concentration in the soil of rapid urbanization area: a case of Ehu Town, Wuxi City, Eastern China. *Environmental Earth Sciences*, 71 (8): 3355-3362. http://dx.doi.org/10.1007/s12665-013-2726-z

Li, X.; Yang, H.; Zhang, C.; Zeng, G.M.; Liu, Y.G.; Xu, W.H.; Wu, Y.; Lan, S.M., 2017. Spatial distribution and transport characteristics of heavy metals around an antimony mine area in central China. *Chemosphere*, 170: 17-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.011

Li, Y.; Jia, Z.J.; Sun, Q.Y.; Zhan, J.; Yang, Y.; Wang, D., 2016. Ecological restoration alters microbial communities in mine tailings profiles. *Scientific Reports*, 6. http://dx.doi.org/10.1038/srep25193

Li, Z.G.; Zhang, G.S.; Liu, Y.; Wan, K.Y.; Zhang, R.H.; Chen, F., 2013. Soil Nutrient Assessment for Urban Ecosystems in Hubei, China. *Plos One*, 8 (9). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0075856

Lilic, J.; Cupac, S.; Lalevic, B.; Andric, V.; Gajic-Kvascev, M., 2014. Pedological characteristics of open-pit Cu wastes and post-flotation tailings (Bor, Serbia). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 14 (1): 161-175. http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162014005000013

Liu, J.; Zhang, X.H.; Li, T.Y.; Wu, Q.X.; Jin, Z.J., 2014. Soil characteristics and heavy metal accumulation by native plants in a Mn mining area of Guangxi, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (4): 2269-2279. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3535-2

Liu, X.Y.; Bai, Z.K.; Zhou, W.; Cao, Y.G.; Zhang, G.J., 2017. Changes in soil properties in the soil profile after mining and reclamation in an opencast coal mine on the Loess Plateau, China. *Ecological Engineering*, 98: 228-239. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.078

Lorenz, K.; Lal, R., 2012. Terrestrial Carbon Management in Urban Ecosystems and Water Quality. In: Lal, R.; Augustin, B., eds. *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Dordrecht: Springer Netherlands, 73-100. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_4

Lottermoser, B.G.; Ashley, P.M.; Lawie, D.C., 1999. Environmental geochemistry of the Gulf Creek copper mine area, north-eastern New South Wales, Australia. *Environmental Geology*, 39 (1): 61-74. http://dx.doi.org/10.1007/s002540050437

Majidzadeh, H., 2016. *Impacts of urbanization on carbon balance and human health risk: I. & II. Soil carbon dynamics under impervious surfaces and III. Water quality influences on a common West Nile virus vector*. PhD Dissertation (Philosophy). Forestry and Wildlife Science, Faculty of Auburn University, Auburn, USA. 111 p. http://etd.auburn.edu/bitstream/handle/10415/5561/Dissertaion-Hamed%20Majidzadeh.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Martínez-Toledo, Á.; Montes-Rocha, A.; González-Mille, D.J.; Espinosa-Reyes, G.; Torres-Dosal, A.; Mejia-Saavedra, J.J.; Ilizaliturri-Hernández, C.A., 2016. Evaluation of enzyme activities in long-term polluted soils with mine tailing deposits of San Luis Potosí, México. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2): 364-375. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1529-8

Millward, A.A.; Paudel, K.; Briggs, S.E., 2011. Naturalization as a strategy for improving soil physical characteristics in a forested urban park. *Urban Ecosystems*, 14 (2): 261-278. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-010-0153-4

Mingorance, M.D.; Franco, I.; Rossini-Oliva, S., 2017. Application of different soil conditioners to restorate mine tailings with native (Cistus ladanifer L.) and non-native species (Medicago sativa L.). *Journal of Geochemical Exploration*, 174: 35-45. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.02.010

Montgomery, J.A.; Klimas, C.A.; Arcus, J.; DeKnock, C.; Rico, K.; Rodriguez, Y.; Vollrath, K.; Webb, E.; Williams, A., 2016. Soil Quality Assessment Is a Necessary First Step for Designing Urban Green Infrastructure. *Journal of Environmental Quality*, 45 (1): 18-25. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.04.0192

Moreno-Jimenez, E.; Penalosa, J.M.; Manzano, R.; Carpena-Ruiz, R.O.; Gamarra, R.; Esteban, E., 2009. Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *Journal of Hazardous Materials*, 162 (2-3): 854-859. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.109

Moreno-Jimenez, E.; Sepulveda, R.; Esteban, E.; Beesley, L., 2017. Efficiency of organic and mineral based amendments to reduce metal loid mobility and uptake (Lolium perenne) from a pyrite-waste contaminated soil. *Journal of Geochemical Exploration*, 174: 46-52. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.02.008

Murolo, M.; Pugliano, M.L.; Ermice, A., 2005. Landfill and natural soils on the Somma-Vesuvius volcanic complex, Italy: Differences and similarities in soil morphology and properties. *Soil Science*, 170 (8): 652-668. http://dx.doi.org/10.1097/01.ss.0000178202.51170.2a

Nash, W.L.; Daniels, W.L.; Haering, K.C.; Burger, J.A.; Zipper, C.E., 2016. Long-term Effects of Rock Type on Appalachian Coal Mine Soil Properties. *Journal of Environmental Quality*, 45 (5): 1597-1606. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2015.10.0540

Neel, C.; Bril, H.; Courtin-Nomade, A.; Dutreuil, J.P., 2003. Factors affecting natural development of soil on 35-year-old sulphide-rich mine tailings. *Geoderma*, 111 (1-2): 1-20. http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(02)00237-9

Nehls, T.; Rokia, S.; Mekiffer, B.; Schwartz, C.; Wessolek, G., 2013. Contribution of bricks to urban soil properties. *Journal of Soils and Sediments*, 13 (3): 575-584. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-012-0559-0

Norra, S.; Fjer, N.; Li, F.; Chu, X.; Xie, X.; Stuben, D., 2008. The influence of different land uses on mineralogical and chemical composition and horizonation of urban soil profiles in Qingdao, China. *Journal of Soils and Sediments*, 8 (1): 4-16. http://dx.doi.org/10.1065/jss2007.08.250

Oldfield, E.E.; Felson, A.J.; Wood, S.A.; Hallett, R.A.; Strickland, M.S.; Bradford, M.A., 2014. Positive effects of afforestation efforts on the health of urban soils. *Forest Ecology and Management*, 313: 266-273. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.027

Oliveira, V.; Makeschin, F.; Sano, E.; Lorz, C., 2014. Physical and chemical analyses of bare soil sites in Western Central Brazil: a case study. *Environmental Earth Sciences*, 72 (12): 4863-4871. http://dx.doi.org/10.1007/s12665-014-3103-2

Olson, N.C.; Gulliver, J.S.; Nieber, J.L.; Kayhanian, M., 2013. Remediation to improve infiltration into compact soils. *Journal of Environmental Management*, 117: 85-95. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.057

Pascaud, G.; Soubrand, M.; Lemee, L.; Laduranty, J.; El-Mufleh, A.; Rabiet, M.; Joussein, E., 2017. Molecular fingerprint of soil organic matter as an indicator of pedogenesis processes in Technosols. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2): 340-351. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1523-1

Pedrol, N.; Puig, C.G.; Souza, P.; Forján, R.; Vega, F.A.; Asensio, V.; González, L.; Cerqueira, B.; Covelo, E.F.; Andrade, L., 2010. Soil fertility and spontaneous revegetation in lignite spoil banks under different amendments. *Soil & Tillage Research*, 110 (1): 134-142. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.07.005

Pellegrini, S.; Garcia, G.; Penas-Castejon, J.M.; Vignozzi, N.; Costantini, E.A.C., 2016. Pedogenesis in mine tails affects macroporosity, hydrological properties, and pollutant flow. *Catena*, 136: 3-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.027

Pouyat, R.; Groffman, P.; Yesilonis, I.; Hernandez, L., 2002. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution*, 116: S107-S118. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00263-9

Pouyat, R.V.; Yesilonis, I.D.; Dombos, M.; Szlavecz, K.; Setala, H.; Cilliers, S.; Hornung, E.; Kotze, D.J.; Yarwood, S., 2015. A Global Comparison of Surface Soil Characteristics Across Five Cities: A Test of the Urban Ecosystem Convergence Hypothesis. *Soil Science*, 180 (4-5): 136-145. http://dx.doi.org/10.1097/ss.0000000000000125

Pouyat, R.V.; Yesilonis, I.D.; Russell-Anelli, J.; Neerchal, N.K., 2007. Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (3): 10 p. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2006.0164

Prosser, I.P.; Roseby, S.J., 1995. A chronosequence of rapid leaching of mixed podzol soil materials following sand mining. *Geoderma*, 64 (3-4): 297-308. http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(94)00011-X

Puskás, I.; Farsang, A., 2009. Diagnostic indicators for characterizing urban soils of Szeged, Hungary. *Geoderma*, 148 (3-4): 267-281. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.014

Pusz, A., 2007. Influence of brown coal on limit of phytotoxicity of soils contaminated with heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 149 (3): 590-597. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.115

Qian, Y.L.; Follett, R.F., 2002. Assessing soil carbon sequestration in turfgrass systems using long-term soil testing data. *Agronomy Journal*, 94 (4): 930-935. http://dx.doi.org/10.2134/agronj2002.9300

Qian, Y.L.; Follett, R.F.; Kimble, J.M., 2010. Soil Organic Carbon Input from Urban Turfgrasses. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (2): 366-371. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0075

Remon, E.; Bouchardon, J.L.; Cornier, B.; Guy, B.; Leclerc, J.C.; Faure, O., 2005. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: Implications in risk assessment and site restoration. *Environmental Pollution*, 137 (2): 316-323. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.01.012

Rivas-Pérez, I.M.; Fernández-Sanjurjo, M.J.; Núñez-Delgado, A.; Monterroso, C.; Macías, F.; Álvarez-Rodríguez, E., 2016. Evolution of Chemical Characteristics of Technosols in an Afforested Coal Mine Dump over a 20-year Period. *Land Degradation & Development*, 27 (6): 1640-1649. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2472

Rodriguez-Liebana, J.A.; Mingorance, M.D.; Pena, A., 2014. Pesticide mobility and leachate toxicity in two abandoned mine soils. Effect of organic amendments. *Science of the Total Environment*, 497: 561-569. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.010

Rodriguez, L.; Ruiz, E.; Alonso-Azcarate, J.; Rincon, J., 2009. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1106-1116. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.04.007

Rumpel, C.; Balesdent, J.; Grootes, P.; Weber, E.; Kogel-Knabner, I., 2003. Quantification of lignite- and vegetation-derived soil carbon using C-14 activity measurements in a forested chronosequence. *Geoderma*, 112 (1-2): 155-166. http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(02)00302-6

Rumpel, C.; Janik, L.J.; Skjemstad, J.O.; Kogel-Knabner, I., 2001. Quantification of carbon derived from lignite in soils using mid-infrared spectroscopy and partial least squares. *Organic Geochemistry*, 32 (6): 831-839. http://dx.doi.org/10.1016/s0146-6380(01)00029-8

Rumpel, C.; Knicker, H.; Kogel-Knabner, I.; Skjemstad, J.O.; Huttl, R.F., 1998. Types and chemical composition of organic matter in reforested lignite-rich mine soils. *Geoderma*, 86 (1-2): 123-142. http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(98)00036-6

Rumpel, C.; Kogel-Knabner, I., 2004. Microbial use of lignite compared to recent plant litter as substrates in reclaimed coal mine soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (1): 67-75. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.08.020

Sarah, P.; Zhevelev, H.M.; Oz, A., 2015. Urban Park Soil and Vegetation: Effects of Natural and Anthropogenic Factors. *Pedosphere*, 25 (3): 392-404. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(15)30007-2

Schaaf, W.; Hüttl, R.F., 2005. Soil chemistry and tree nutrition of post-lignite-mining sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168 (4): 483-488. http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200421692

Scharenbroch, B.C.; Catania, M., 2012. Soil quality attributes as indicators of urban tree performance. *Arboriculture and Urban Forestry*, 38 (5): 214-228.

Scharenbroch, B.C.; Lloyd, J.E.; Johnson-Maynard, J.L., 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia*, 49 (4): 283-296. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002

Schleuß, U.; Wu, Q.L.; Blume, H.P., 1998. Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. *Catena*, 33 (3-4): 255-270. http://dx.doi.org/10.1016/s0341-8162(98)00070-8

Shrestha, R.K.; Lal, R., 2011. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, 161 (3-4): 168-176. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.12.015

Shukla, M.K.; Lal, R.; Underwood, J.; Ebinger, M., 2004. Physical and hydrological characteristics of reclaimed minesoils in southeastern Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1352-1359. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1352

Šourková, M.; Frouz, J.; Šantrùčková, H., 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic). *Geoderma*, 124 (1-2): 203-214. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.05.001

Sun, Y.L.; Ma, J.H.; Li, C., 2010. Content and densities of soil organic carbon in urban soil in different function districts of Kaifeng. *Journal of Geographical Sciences*, 20 (1): 148-156. http://dx.doi.org/10.1007/s11442-010-0148-3

Swiercz, A., 2008. Chemical transformations in to podzolic soils induced by alkaline and acidic emissions in the Swietokrzyski region of Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17 (1): 129-138.

Ullrich, S.M.; Ramsey, M.H.; Helios-Rybicka, E., 1999. Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. *Applied Geochemistry*, 14 (2): 187-196. http://dx.doi.org/10.1016/s0883-2927(98)00042-0

Varela, C.; Vazquez, C.; Gonzalezsangregorio, M.V.; Leiros, M.C.; Gilsotres, F., 1993. Chemical and physical-properties of opencast lignite minesoils. *Soil Science*, 156 (3): 193-204. http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199309000-00009

Vega, F.A.; Covelo, E.F.; Andrade, M.L., 2005. Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degradation & Development*, 16 (1): 27-+. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.642

Vega, F.A.; Covelo, E.F.; Andrade, M.L., 2006. Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils: Influence of mine soil characteristics. *Journal of Colloid and Interface Science*, 298 (2): 582-592. http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2006.01.012

Vega, F.A.; Covelo, E.F.; Andrade, M.L.; Marcet, P., 2004. Relationships between heavy metals content and soil properties in minesoils. *Analytica Chimica Acta*, 524 (1-2): 141-150. http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2004.06.073

Wahsha, M.; Nadimi-Goki, M.; Bini, C., 2016. Land contamination by toxic elements in abandoned mine areas in Italy. *Journal of Soils and Sediments*, 16 (4): 1300-1305. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-015-1151-1

Wahsha, M.; Nadimi-Goki, M.; Fornasier, F.; Al-Jawasreh, R.; Hussein, E.I.; Bini, C., 2017. Microbial enzymes as an early warning management tool for monitoring mining site soils. *Catena*, 148: 40-45. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.021

Wang, X.S.; Qin, Y.; Chen, Y.K., 2007. Leaching characteristics of arsenic and heavy metals in urban roadside soils using a simple bioavailability extraction test. *Environmental Monitoring and Assessment*, 129 (1-3): 221-226. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9355-x

Wei, Z.Q.; Wu, S.H.; Zhou, S.L.; Li, J.T.; Zhao, Q.G., 2014. Soil Organic Carbon Transformation and Related Properties in Urban Soil Under Impervious Surfaces. *Pedosphere*, 24 (1): 56-64. http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60080-6

Weissert, L.F.; Salmond, J.A.; Schwendenmann, L., 2016. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO2 efflux across urban land use and soil cover types. *Geoderma*, 271: 80-90. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.014

Wichern, F.; Richter, C.; Joergensen, R.G., 2003. Soil fertility breakdown in a subtropical South African vertisol site used as a home garden. *Biology and Fertility of Soils*, 37 (5): 288-294. http://dx.doi.org/10.1007/s00374-003-0596-3

Yan, Y.; Zhang, C.; Hu, Y.F.; Kuang, W.H., 2016. Urban Land-Cover Change and Its Impact on the Ecosystem Carbon Storage in a Dryland City. *Remote Sensing*, 8 (1). http://dx.doi.org/10.3390/rs8010006

Yang, L.Y.; Yuan, L.; Kui, P.; Wu, S.T., 2014. Nutrients and heavy metals in urban soils under different green space types in Anji, China. *Catena*, 115: 39-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.008

Yin, R.S.; Gu, C.H.; Feng, X.B.; Zheng, L.R.; Hu, N.N., 2016. Transportation and transformation of mercury in a calcine profile in the Wanshan Mercury Mine, SW China. Environmental Pollution, 219: 976-981. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.034

Chapitre 3. Effet de l'artificialisation des sols sur les organismes des sols

Auteurs : Mickaël Hedde (coord.), Jérôme Cortet, Nathalie Fromin

1. Introduction

1.1. Biodiversité du sol

Au même titre que les fonds abyssaux et la canopée des forêts tropicales, les sols partagent les caractéristiques des frontières biotiques (André *et al.*, 1994). De par leur structure tridimensionnelle, leur large gamme de porosité, la diversité de leurs caractéristiques physicochimiques et des conditions microclimatiques, les sols abritent un nombre considérable, parfois inestimable d'organismes.

Les microorganismes (bactéries, archaea et champignons) représentent les principaux organismes des sols (en termes de biomasse et de biodiversité). Ils sont essentiels pour le fonctionnement des écosystèmes terrestres et en particulier des sols : ils sont responsables de très nombreux processus dans les cycles biogéochimiques, comme par exemple les transformations de l'azote dans les sols ou la minéralisation de la matière organique. Ils sont à ce titre considérés comme directement impliqués dans la création et le maintien de la fertilité des sols, la santé des cultures (via le contrôle des pathogènes), la régulation de la composition de l'atmosphère (émission ou consommation de gaz à effet de serre), ou encore l'épuration et la régulation de la qualité de l'eau.

Les sols abritent une très grande diversité de microorganismes. Ainsi, un gramme de sol contient plusieurs milliers à dizaines de milliers d'espèces bactériennes, dont moins de 1% sont considérées comme cultivables. Les microorganismes présentent également des métabolismes très variés et sont capable de s'adapter rapidement à des conditions environnementales changeantes, soit en changeant les voies métaboliques utilisées (on parle de versatilité métabolique), soit via des échanges génétiques horizontaux. Du fait de leur très grande diversité, on a souvent considéré qu'il existait une redondance fonctionnelle importante au sein des communautés microbiennes du sol, c'est-à-dire qu'une perte de diversité ne se traduisait pas nécessairement par une perte de fonctions, les fonctions étant portées par un grand nombre d'espèces microbiennes. Cette grande diversité d'organisme est également considérée comme un gage de stabilité du fonctionnement du sol si les conditions environnementales changent, les fonctions étant alors assurées par des organismes adaptés aux nouvelles conditions. Toutefois, la diversité microbienne du sol est un facteur de contrôle important de fonctions spécifiques (portées par une diversité réduite d'organismes ou qui sont réalisées dans une gamme de conditions restreinte) (Hooper *et al.*, 2005) ou de la réponse des systèmes sol – plante aux perturbations (Allison et Martiny, 2008).

On estime que les sols hébergent environ un quart des espèces animales (vertébrés et invertébrés) décrites (Decaëns *et al.*, 2006). Cette faune du sol s'observe couvrant plusieurs échelles de taille, depuis les organismes microscopiques (amibes) jusqu'à des animaux de plusieurs dizaines de centimètres (vers de terre, rongeurs). Elle regroupe une multitude de taxons exprimant une diversité de formes, de stades de développement, de modes de vie et régimes alimentaires qui impacte le fonctionnement physicochimique du sol à toutes les échelles, depuis l'arrangement des particules élémentaires (échelle texturale) jusqu'à l'arrangement macroscopique des agrégats, des macropores et des horizons de sol (échelle structurale). Tous ces organismes, intégrés dans les réseaux trophiques, participent au flux d'énergie dans les écosystèmes. Mais, on considère généralement de façon séparée les organismes des sols vivant dans les compartiments épigés (pour les animaux vivant à la surface du sol) et endogés (pour les animaux vivants dans les sols).

Pour simplifier cette diversité d'organismes, une pratique courante en écologie est de grouper les espèces selon leur taille (Lavelle et Spain, 2001) (Figure 1). Les animaux dont la taille excède 2 mm sont considérés dans la macrofaune, ceux dont la taille est comprise entre 100 µm et 2 mm appartiennent à la mésofaune, et les animaux dont la taille est inférieure à 100 µm sont regroupés dans la microfaune. La macrofaune comprend les cloportes, les mille-pattes, les mollusques, les vers de terre et beaucoup d'arachnides et d'insectes. La mésofaune regroupe les collemboles, les acariens ou encore les enchytrées et la microfaune est composée de protistes et de nématodes. Bien que passant une longue période de leur vie dans les sols, les vertébrés et les batraciens ne sont la plupart du temps pas traités par l'écologie des sols, mais plutôt par les écologues de la faune sauvage. Nous ferons de même dans cette expertise.

Enfin pour chacun des groupes, la réponse à l'artificialisation des sols peut être abordée à différents niveaux d'organisation du vivant, de la cellule jusqu'à l'écosystème. Des approches réductionnistes peuvent être mises en œuvre pour tester des hypothèses mécanistiques alors que des approches holistiques s'intéresseront plutôt à des réponses systémiques.

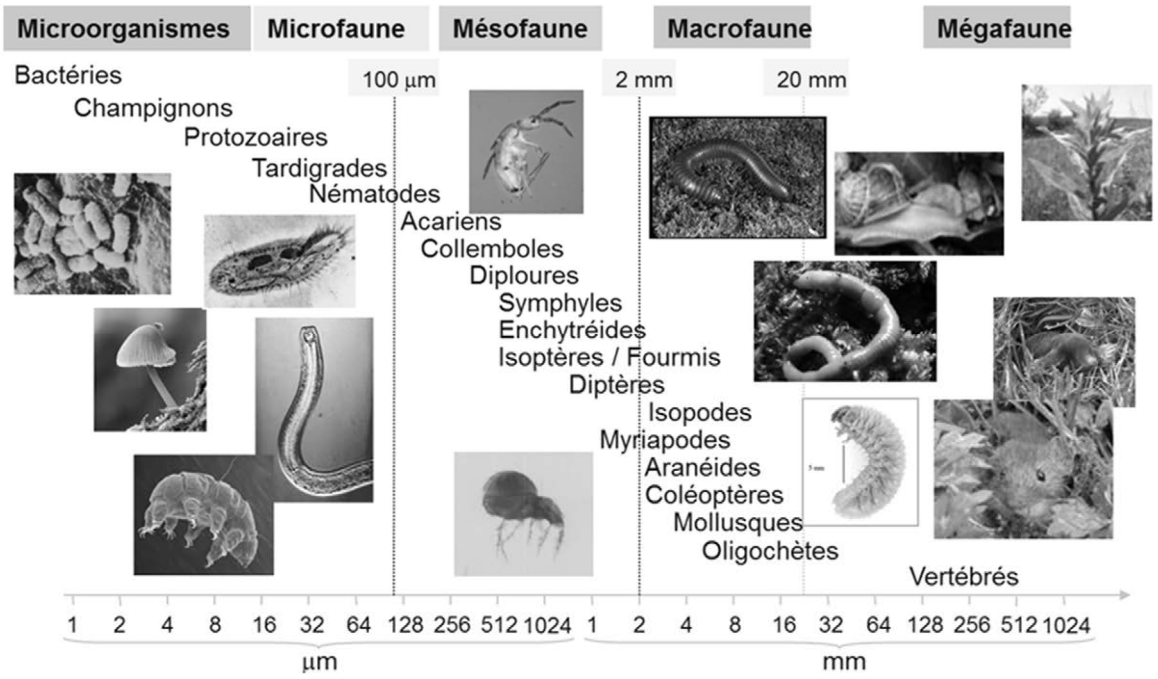


Figure 1. Illustration de la diversité des organismes de la faune du sol, des plus petits (bactéries, protozoaires) aux plus grands (lombrics, batraciens, vertébrés).

1.2. Indicateurs écologiques

Il est possible d'estimer les effets sur la biodiversité à différentes échelles spatiales et temporelles. Ainsi, la diversité *Gamma* mesure la diversité à une échelle géographique régionale, la diversité *Beta* mesure le changement entre 2 sites le long d'un gradient dans la même région géographique, et enfin la diversité *Alpha* correspond aux espèces qui coexistent dans un habitat uniforme de taille fixe. La présente étude navigue entre les diversités *Alpha* et *Beta*.

1.2.1. Indicateurs microbiens

La plupart des études sont réalisées à l'échelle de la communauté (microorganismes, plus rarement bactéries ou champignons), quelques-unes à l'échelle du groupe fonctionnel (dénitrifiants, nitrifiants, dégradeurs d'hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP) ou de groupes particuliers (Actinobacteria). Les bactéries, archaea (qui concernent très peu d'études dans le champ de cette expertise) et champignons, présentent bien sûr des spécificités, mais globalement, leur grande diversité génétique et métabolique ainsi que à notre incapacité à mettre en culture de nombreux organismes expliquent que les études des communautés microbiennes des sols utilisent principalement des indicateurs fonctionnels (mesure de taux de processus, la respiration bactérienne étant par exemple difficile à distinguer de la respiration fongique) ou basés sur des marqueurs moléculaires ciblant généralement l'ADNr 16S pour les bactéries (avec quelques études qui utilisent des gênes fonctionnels, *i.e.* codant pour des enzymes) et les 'internal transcribed spacers' ITS de l'opéron ribosomique pour les champignons.

L'abondance et la biomasse des microorganismes peuvent être caractérisées (i) par des biomasses exprimées en quantité de C, N et P microbien (Cmic, Nmic, Pmic), par (ii) des dénombrements de cellules par MPN (*most probable number*) ou CFU (*colony forming units*) (ces deux approches étant limitées aux microorganismes cultivables), (iii) par la mesure de respiration substrat-induite (souvent utilisé comme proxy de la biomasse microbienne), (iv) par PCR quantitative (16S rDNA, 18S rDNA ou sur gènes de groupes fonctionnels), (v) par dosage de PLFAs (*phospholipids fatty acids*) totaux ou encore (vi) par estimation du nombre de spores (pour les mycorhizes).

La composante fonctionnelle de la réponse des microorganismes peut être mesurée en estimant les taux de respiration (basale ou substrat-induite), de nitrification/dénitrification, de minéralisation du carbone ou de l'azote, d'activités enzymatiques (souvent plusieurs), les taux d'émissions ou de consommation de gaz à effet de serre (CO_2, N_2O, CH_4), l'activité métabolique estimée par microcalorimétrie ou le BDOC (biodégradation du C organique dissous). A partir de certaines mesures (profils métaboliques (*Community level physiological profiles*, CLPP : analyses Biolog® ou MicroResp®), il est possible de dériver de l'information à la fois sur l'activité et la diversité des sources de carbone métabolisées par la communauté.

La structure des communautés a été très souvent utilisée en écologie microbienne. Avant l'avènement des méthodes de séquençage massif, les approches de clonage – séquençage ou fingerprinting moléculaire (type profils ARISA, T-RFLP, SSCP ou DGGE) ciblant l'ADNr étaient largement utilisées mais ne permettaient de prendre en compte que les taxons microbiens dominants, et donc une évaluation imparfaite de la structure et de la diversité des communautés microbiennes. Les approches NGS (*Next-Generation Sequencing*) permettent aujourd'hui d'évaluer la diversité microbienne *sensu stricto* de manière exhaustive (bien qu'avec les biais inhérents à ces méthodes). Au-delà de la diversité des séquences, les interactions entre les différents taxons présents peuvent être appréhendées en caractérisant la topologie des réseaux de cooccurrence de ces taxons.

Enfin, les indicateurs de stabilité (résistance / résilience en réponse à une perturbation ou un stress) sont peu utilisés dans les études qui nous intéressent, étant complexes à caractériser *in situ*. Les méthodes utilisées incluent les PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance*, basés sur des analyses Biolog® ou MicroResp®).

1.2.2. Indicateurs faunistiques

De même, les communautés d'animaux du sol peuvent être caractérisées par de nombreux indices écologiques. Il est courant de séparer l'analyse des communautés selon trois facettes : phylogénétique, fonctionnelle et taxinomique. En écologie des sols, l'absence de phylogénie stable pour la quasi-totalité des groupes n'autorise pas l'analyse de cette facette, les communautés sont donc caractérisées sous des angles taxinomiques et fonctionnels. Il existe pléthore d'indices de la composition (taxinomique et fonctionnelle) et de la structure (taxinomique et fonctionnelle).

Ainsi, il est possible de calculer de nombreux indices de diversité spécifique locale tels que le nombre d'espèces (= richesse spécifique), l'entropie de Shannon (indice de Shannon-Weaver) ou encore l'indice de Simpson. Ces indices caractérisent la diversité *alpha*. La diversité locale, *alpha*, de plusieurs points ordonnés sur un gradient écologique permet de comprendre les modifications de structure des communautés (combien d'espèces présentes et en quelle proportion). Des indices de composition taxinomique peuvent aussi être utilisés pour comparer les espèces présentes dans les différents points du gradient écologique et ainsi estimer le turn-over des espèces en fonction des caractéristiques de l'habitat présent sur chacun de ces points (diversité *beta*). Il s'agit par exemple des indices similarité de Sørensen ou de Whittaker. Ces mêmes indices (ou des indices très proches) peuvent être utilisés pour calculer la structure et la composition fonctionnelle des communautés. Pour cela, l'espèce (entité de base des indices taxinomiques) est remplacée par des groupes fonctionnels (par exemple des groupes écomorphologiques) ou des traits fonctionnels (par exemple la longueur du corps). Il est alors possible de calculer quelles sont les caractéristiques fonctionnelles des communautés (diversité *alpha* fonctionnelle) et leur turn-over spatial ou temporel (diversité *beta* fonctionnelle).

Enfin, l'analyse des interactions biologiques permet de caractériser la diversité dite verticale (si l'on considère par exemple les réseaux trophiques comme une pyramide allant des producteurs primaires vers les *top*-prédateurs). Il s'agit dans ce cas de caractériser « qui interagit avec qui » (dans le cas des réseaux trophiques : « qui mange qui »). Pour cela de nombreux indicateurs provenant de la théorie des réseaux ont été transposés aux réseaux écologiques et permettent d'aller jusqu'à la modélisation des flux d'énergie transitant dans les réseaux biologiques d'un écosystème. Ces approches sont pour l'instant assez peu démocratisées en écologie des sols.

1.3. Cadrage et méthodologie des recherches bibliographiques

1.3.1. Cadrage des recherches bibliographiques

Pour répondre au mieux à la commande, nous avons trié le corpus bibliographique fourni initialement, mais peu d'articles ont été retenus à partir de ce corpus. A la suite, chaque expert a étoffé son lot de sources à l'aide de sa propre bibliographie puis par des sources obtenues 'de proche en proche'. Ainsi, les articles ont été acquis par trois spécialistes de la biodiversité des sols en fonction de leur expertise sur les différents groupes d'organismes. Les articles retenus sont ceux présentant des études en situation « réelle » (zones urbanisées, alentours d'installations industrielles ou minières) mais pas celles « provoquées/ testées » intentionnellement, que ce soit au terrain ou en conditions (semi)contrôlées pour tester des hypothèses scientifiques. Les pratiques de remédiation, restauration, réhabilitation de sol anthropisé sont également utilisées dans cette expertise pour la faune du sol. D'une manière globale, le corpus est constitué principalement de données d'observation empirique.

L'effet de la ville sur les écosystèmes agricoles (plus ou moins) proches *via* l'épandage de produit résiduaires organiques n'est pas traité ici. Le lecteur pourra se reporter à l'ESCo concernant la valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire (MAFOR) sur les sols à usage agricole ou forestier (Houot *et al.*, 2014). Toutefois, nous avons choisi de conserver les travaux rapportant des pratiques de fertilisation par des MAFOR dans le cadre des jardins ou des parcs urbains.

Une grille de lecture a été élaborée à partir des articles retenus. Elle a permis la création d'une base de données sur l'effet de l'artificialisation des sols sur la biodiversité des sols. Pour chaque source, les métadonnées suivantes ont été recueillies : le

pays où l'étude a été réalisée, le type de végétation (champ libre), le type d'occupation du sol (basé sur le 2e niveau du référentiel Corine Land Cover), le design expérimental utilisé (gradient, panel multisites, …), le niveau d'organisation biologique ciblé (individu, population, communauté, réseau d'interaction), les organismes (champ libre), la variable de réponse du vivant (champ libre), le facteur d'artificialisation (champ libre), le type de stress chimique et/ou physique lorsqu'ils étaient identifiables, l'étendue temporelle et la conclusion phare. Après une première collecte de données, les trois experts se sont réunis pour homogénéiser le vocabulaire des champs libres.

Dans la grille de lecture, les effets ont été classés par appréciation des résultats en plusieurs groupes et, quand cela était possible, un score (sc) leur a été attribué :
- neutre (sc = 0) ; pas d'effet significatif
- modérément (sc = 0,5) ou très positif (sc = 1)
- modérément (sc = -0,5) ou très négatif (sc = -1)
- effet observé ; l'artificialisation a un effet sur la variable mesurée mais il n'y a pas de jugement sur les conséquences positives ou négatives en termes de biodiversité ou de fonctionnement de l'écosystème (par exemple les auteurs observent un changement de structure ou de composition de la communauté)
- variable : les effets de l'artificialisation diffèrent selon les variables étudiées (par exemple si plusieurs activités enzymatiques ou plusieurs groupes taxonomiques sont étudiés simultanément).

Les scores obtenus ont ensuite été agrégés en calculant leur moyenne pour estimer l'impact relatif des facteurs différents d'artificialisation et sur les variables de réponse du vivant mesurées. L'indice final est normalisé entre -1 (effets très négatifs) à +1 (effets très positifs).

1.3.2. Description du corpus

Un total de 209 articles scientifiques a été retenu pour ce travail. Les articles ont été publiés entre 1975 et 2017. La Figure 2 montre clairement que la bibliographie relative à l'impact de l'artificialisation sur la biodiversité des sols est très récente avec un bond à partir des années 2000. Toutefois, il est fort probable que nous n'ayons pas eu accès à une littérature publiée dans des revues locales ou nationales à faible dispersion qui auraient traité ce sujet auparavant. Ainsi, dans le corpus, il y a un nombre appréciable de travaux sur la distribution des organismes de la faune du sol dans la région de Varsovie publiés au début des années 1980 dans une revue nationale polonaise (Czechowski et Pisarski, 1981 ; Jędryczkowski, 1981 ; Kasprzak, 1981 ; Pilipiuk, 1981 ; Pisarski, 1982 ; Tych, 1981).

Une particularité des études en écologie est que, pour un même article scientifique, plusieurs résultats parfois contradictoires peuvent apparaître selon l'indice/indicateur de réponse des organismes qui est calculé (voir par exemple (Giller *et al.*, 2009) pour l'impact des contaminations en métaux lourds sur les microorganismes du sol). Ainsi, plutôt que de regarder une réponse globale de chacun des articles nous avons retenu les résultats obtenus pour chacun des indicateurs (Figure 2). Cette donnée correspond à l'entité élémentaire, à savoir la réponse d'un indicateur biologique/écologique d'un groupe faunistique/microbien à un facteur d'artificialisation dans un article scientifique. Ce nombre d'informations est lui aussi en constante augmentation depuis 2000 : l'expertise présente se basera sur un total de 582 informations. Les données obtenues proviennent principalement d'Europe (65%) puis d'Asie (18%) et d'Amérique du Nord (14%) (Figure 2A). Aucune donnée n'a été collectée en Afrique et très peu proviennent d'Amérique du Sud ou d'Australie (<1%). Si l'on considère uniquement les pays Européens, les données sont en majorité issues d'Europe Centrale (28%) et de l'Ouest (28%), puis d'Europe de l'Est (21%) et du Sud (18%). Les données provenant d'Europe du Nord sont plus rares (5%). Si l'on intéresse plus précisément aux pays, les données ont été acquises principalement dans 6 pays (USA, Allemagne, Pologne, Italie, France et Chine) qui regroupent 62% des informations (Figure 2A). Le jeu de données est très équilibré entre les trois sphères d'expertise (36% macrofaune, 32% méso-microfaune, 31% microorganismes), avec 38 groupes taxonomiques identifiés (Figure 2E). Pour 36%, les données sont disponibles pour des groupes non biologiques tels que 'micro-organismes' (25%), 'macrofaune', 'mésofaune' ou 'microfaune' (7%), 'arthropodes épigés' ou 'arthropodes endogés' (2%). Pour 64% des cas, les données sont disponibles à différents niveaux phylogénétiques, du phylum (archae, bactéries, champignons), à l'ordre (araignées, chilopodes, collemboles) ou à l'espèce dans certains cas. En dehors des groupes non-taxonomiques (ex. 'microorganismes' 25%), les taxons qui représente environ 50% des données cumulées sont les nématodes (10,3%), les coléoptères carabiques (9,6%), les lombrics (7,9%), les collemboles (7,7%), les fourmis (6,0%), les bactéries (3,4%), les enchytréides (2,7%) et les cloportes (2,4%). Individuellement, les autres groupes apportent peu d'information (<0,5% du total).

Il est crucial de noter que les facteurs d'artificialisation sont décrits de façon très hétérogène. En effet, il est possible de connaitre assez précisément à quoi correspond le gradient de pression environnementale dans le cas des activités industrielles/minières (pollutions métalliques, HAP…), des infrastructures routières (salage des routes, retombées de métaux ou de HAP) ou de la fragmentation des habitats. Par contre, le gradient d'urbanisation est un gradient composite (fragmentation/disparition d'habitat, pollution, imperméabilisation…). Dans la quasi-totalité des études traitant de l'urbanisation (ou de la comparaison d'espaces à l'intérieur des villes), il est impossible d'en décomposer la contribution des différents facteurs d'artificialisation.

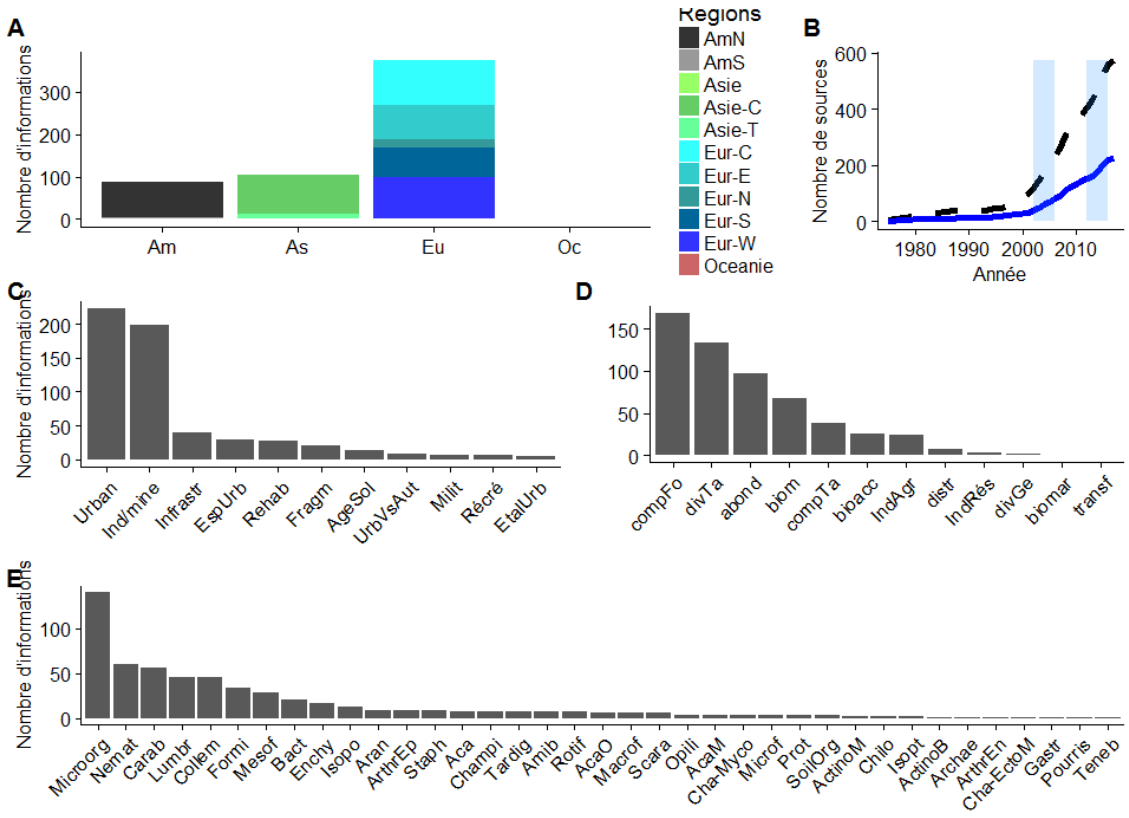


Figure 2. Description des métadonnées du corpus bibliographique retenu pour l'expertise

(A) En fonction de la zone géographique étudiée. Am = Amérique, AmN = Amérique du Nord, AmS = Amérique du Sud ; As = Asie, Asie-C = Asie continentale (ex. Chine, Inde, Russie), Asie-T = Asie tropicale (ex. Vietnam, Thaïlande) ; Eu = Europe, Eur-C = Europe Centrale (ex. Allemagne, Tchéquie), Eur-E = Europe de l'Est (ex. Pologne, Bulgarie), Eur-W = Europe de l'Ouest (ex. France, Belgique), EurS = Europe méditerranéenne (ex. Espagne, Grèce), Eur-N = Europe du Nord (ex. Scandinavie, Pays Baltes) ; Oc = Océanie (Australie, Nouvelle-Zélande) ;

(B) En fonction des dates de publication. Ligne bleue = articles, tirets noirs = informations élémentaires ;

(C) En fonction des facteurs d'artificialisation. Urban = urbanisation, Ind/mine = activités industrielles/minières, Infrastr = infrastructure de transport, EspUrb = Gestion des espaces urbains, Réhab = réhabilitation de sols, Fragm = fragmentation de l'habitat, AgeSol = Age du sol urbain, UrbvsAutr = comparaison sol urbain/autres sols, Milit = activités militaires, Récré = espaces récréatifs, EtalUrb = étalement urbain;

(D) En fonction des variables de réponses mesurées. Abond = abondance, bioacc = bioaccumulation, biom = biomasse, biomar = biomarqueurs, compFo = composition fonctionnelle, compTa = composition taxonomique, distr = distribution biogéographique, diversité génétique, divTa = diversité taxonomique, IndRés = indices de réseau, transf = transfert dans les réseaux trophiques ;

(E) En fonction des groupes taxonomiques. Aca = acariens, AcaM = acariens mesostigmates, AcaO = acariens oribates, ActinoB = actinobactéries, ActinoM = actinomycètes, Amib = amibes, Aran = araignées, Archae = archae, ArthrEn = arthropodes endogés, ArthrEp = arthropodes épigés, Bact = bactéries, Carab = carabiques, Cha-EctoM = champignons ectomycorhiziens, Cha-Myco = champignons mycorhiziens, Champi = champignons, Chilo = chilopodes, Collem = collemboles, Enchy = enchytraéides, Formi = fourmis, Gastr = gastéropodes, Isopo = isopodes, Isopt = isoptères (termites), Lumbr = lombriciens, Macrof = macrofaune, Mesof = mésofaune, Microf = microfaune, Microorg = microorganismes, Nemat = nématodes, Opili = opilions, Pourris = pourrissures, Prot = protoures, Rhizob = rhizobium (bactérie), Rotif = rotifères, Scara = scarabées, SoilOrg = tous les organismes du sol, Staph = staphylins, Tardig = tardigrades, Teneb = ténébrions.

2. Effets sur les différents groupes d'organismes

2.1. Microorganismes

Le corpus n'est probablement pas exhaustif mais se veut représentatif. Les références traitant des questions de restauration des sols ont été volontairement exclues du corpus pour des raisons de cohérence (effet généralement positif sur les indicateurs microbiens si on compare un sol restauré à un sol artificialisé). En tout, 96 publications ont été analysées pour un total de 175 informations élémentaires (1 à 4 variables microbiennes étudiées par référence). La répartition des informations en fonction des métadonnées associées est présentée en Figure 3.

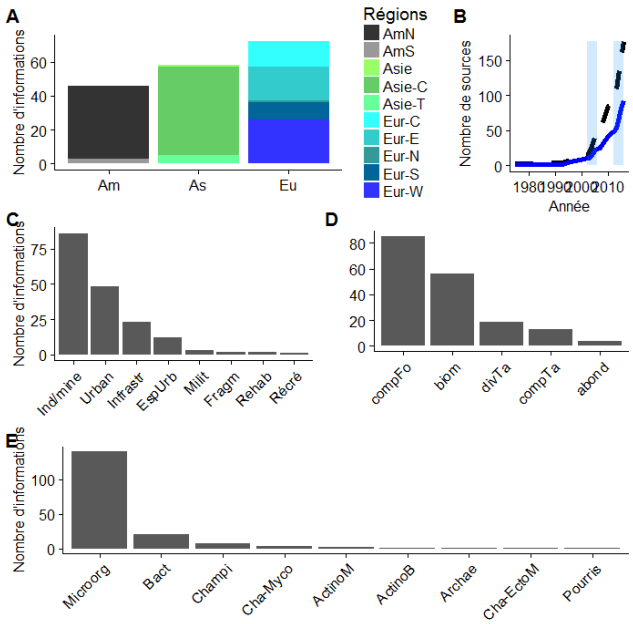


Figure 3. Description des métadonnées du corpus bibliographique retenu pour l'expertise concernant les **microorganismes**. En fonction de la zone géographique étudiée (A), des dates de publication (B), des facteurs d'artificialisation(C), des variables de réponses mesurées (D) et des groupes taxonomiques (E). Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2.

2.1.1. Impact d'activités industrielles ou minières

Au sein du corpus, 26 références concernent l'impact d'activités industrielles ou minières impliquant la **contamination par des métaux lourds** (57 informations élémentaires), mais il existe une hétérogénéité importante dans ces études, certaines rapportant des contaminations locales à des niveaux élevés (sites miniers ou industriels) alors que d'autres rapportent des contaminations diffuses autour de ces sites, souvent à des niveaux moindres, liées aux impacts indirects des activités concernées (dépositions atmosphériques, résidus miniers…).

- 17 études évaluent cet impact sur la biomasse et/ou l'abondance microbienne, dont 11 informations élémentaires (65%) rapportent des effets négatifs (Anderson *et al.*, 2009 ; Ansari et Malik, 2010; Azarbad *et al.*, 2013; Berard *et al.*, 2016; Hu *et al.*, 2014; Jordan et Lechevalier, 1975; Kapusta *et al.*, 2011 ; Khan *et al.*, 2007 ; Kizilkaya *et al.*, 2004; Klumpp *et al.*, 2003; Kozdroj et van Elsas, 2001 ; Luke *et al.*, 2015; Niklinska *et al.*, 2006; Shukurov *et al.*, 2014; Yang *et al.*, 2009; Yang *et al.*, 2015 Yang et al. 2015 ; Zhang *et al.*, 2010), 5 (29%) l'absence d'effets sur cette variable (Kapusta *et al.*, 2011 ; Khan *et al.*, 2007 ; Luke *et al.*, 2015 ; Niklinska *et al.*, 2006 ; Yang *et al.*, 2015), et 1 des effets positifs ((Dai *et al.*, 2004), biomasse microbienne corrélée positivement aux teneurs en métaux lourds du sol).
- 14 études évaluent cet impact sur des variables d'activité microbienne, parmi lesquelles 14 informations (82%) rapportent des effets négatifs (Azarbad *et al.*, 2013; Berard *et al.*, 2016; Hu *et al.*, 2014; Kapusta *et al.*, 2011; Kenarova *et al.*, 2014; Kizilkaya *et al.*, 2004; Klumpp *et al.*, 2003; Luke *et al.*, 2015; Niklinska *et al.*, 2006; Pajak *et al.*, 2016; Shukurov *et al.*, 2014; Xiao *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2010), 1 des effets positifs (respiration microbienne qui décroit avec la distance à la mine, Zhang *et al.*, 2010), 3 entrées l'absence d'effets (18%, Klumpp *et al.*, 2003; Niklinska *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2010) et 1 étude des effets variables selon les enzymes considérées (Wang *et al.*, 2011).
- 4 études seulement (Op De Beeck *et al.*, 2015; Shen *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2015; Zappelini *et al.*, 2015) analysent les effets de l'activité industrielle ou minière impliquant la contamination par des métaux lourds sur la diversité microbienne du sol, avec des effets négatifs pour 2 études (Shen *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2015), nuls pour 1 étude (Op De Beeck *et al.*, 2015) et variable selon les indices de diversité considérés pour la dernière (Zappelini *et al.*, 2015).
- 5 études (Anderson *et al.*, 2009; Azarbad *et al.*, 2013; Kozdroj et van Elsas, 2001; Luke *et al.*, 2015; Zappelini *et al.*, 2015) évaluent cet impact sur la structure de la communauté microbienne, via des approches variées (PLFA, *fingerprints* moléculaires, données de séquençage), parmi lesquelles 4 informations concluent à des effets sur la structure, 1 à l'absence d'effets (Zappelini *et al.*, 2015) et 1 à des effets négatifs (Azarbad *et al.*, 2013).
- 10 études (Anderson *et al.*, 2009; Avidano *et al.*, 2005; Azarbad *et al.*, 2013; Berard *et al.*, 2016; Griffiths *et al.*, 2001; Kenarova *et al.*, 2014; Klimek *et al.*, 2016; Niklinska *et al.*, 2004; Pajak *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2009) évaluent cet impact sur les profils métaboliques de la communauté microbienne du sol (CLPP avec des approches types Biolog® ou MicroResp®), avec 5 études concluant à des effets sur les CLPP (Azarbad *et al.*, 2013; Berard *et al.*, 2016; Kenarova *et al.*, 2014; Pajak *et al.*, 2016 ; Yang *et al.*, 2009), et 3 à l'absence d'effet (Anderson *et al.*, 2009; Avidano *et al.*, 2005;

Azarbad *et al.*, 2013; Berard *et al.*, 2016; Griffiths *et al.*, 2001; Kenarova *et al.*, 2014; Klimek *et al.*, 2016; Niklinska *et al.*, 2004; Pajak *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2009).

- Enfin, une étude rapporte des effets variables de la contamination sur la stœchiométrie de la communauté microbienne (Khan *et al.*, 2007) et 2 études (Berard *et al.*, 2016 ; Niklinska *et al.*, 2006) des effets sur la tolérance de la communauté microbienne aux métaux lourds (tests PICT).

L'impact d'activités industrielles ou minières est traité dans 6 références impliquant la **contamination par des HAP (hydrocarbures aromatiques cycliques)** (Cho *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2015; Peng *et al.*, 2015; Post et Beeby, 1993; Tuhackova *et al.*, 2001; Viall *et al.*, 2014) à partir desquels 7 informations élémentaires ont pu être tirées. Parmi celles-ci :

- Une seule étude évalue l'impact de l'activité sur l'abondance / biomasse et rapporte des effets négatifs (Viall *et al.*, 2014)
- 1 étude rapporte des effets variables sur l'activité de la communauté (selon les enzymes du sol considérées et avec un effet positif sur la phenoloxydase) (Viall *et al.*, 2014)
- 2 études rapportent un effet (Viall *et al.*, 2014) ou l'absence d'effet (Cho *et al.*, 2015) sur la structure de la communauté
- 3 études seulement rapportent les effets sur la diversité microbienne, dont une rapporte des effets négatifs (Sutton *et al.*, 2013) et les deux autres des effets positifs de la contamination en hydrocarbures sur la richesse en OTUs (Li *et al.*, 2015 ; Peng *et al.*, 2015). Ce dernier résultat peut être expliqué par le fait que les hydrocarbures peuvent servir de substrat carboné (donc de source de carbone et d'énergie) pour les microorganismes du sol, et n'est donc pas surprenant
- L'impact d'activités industrielles ou minières est abordé dans 4 références (Avidano *et al.*, 2005 ; Griffiths *et al.*, 2001 ; Joynt *et al.*, 2006 ; Klimek *et al.*, 2016) impliquant les effets de **contaminants multiples** (métaux lourds, hydrocarbures, polluants organiques ou inorganiques) pour un total de 13 informations élémentaires, avec des conclusions très variables
- 2 informations élémentaires évaluent un impact positif et un impact nul, respectivement, sur la biomasse ou l'abondance microbienne
- 4 informations élémentaires rapportent des effets positifs (pour 2 études) ou négatifs (pour les 2 autres) sur l'activité microbienne
- 2 informations élémentaires rapportent des effets sur la structure
- 2 informations élémentaires seulement évaluent l'impact sur la diversité, avec un effet positif et un effet négatif
- 2 informations élémentaires rapportent des effets négatifs sur les profils métaboliques (CLPP)

Enfin quelques études concernant l'impact d'activités industrielles impliquent des contaminations par **d'autres types de contaminants** tels que des nanoparticules (He *et al.*, 2016) (avec des effets variables selon le type de nanoparticules considéré et encore que l'étude soit réalisée en microcosmes) ou de l'huile comestible (Patel *et al.*, 2016) (effet négatif sur diversité microbienne).

En conclusion sur l'effet d'activités industrielles ou minières, la majeure partie du corpus concerne l'effet de la contamination par les métaux lourds. Certains contaminants (polluants organiques autres qu'hydrocarbures, nanoparticules) sont peu ou pas étudiés. Enfin, l'activité industrielle ou minière implique souvent d'autres facteurs de perturbation des communautés biologiques que le seul contaminant étudié (par exemple acidification du sol), ce qui rend difficile les interprétations.

2.1.2. Impact des infrastructures routières

Neuf références concernent l'impact du trafic routier sur les communautés microbiennes. Deux études concernent la **contamination par les métaux lourds** (Gulser et Erdogan, 2008 ; Papa *et al.*, 2010) et rapportent des effets négatifs sur la biomasse (1 information élémentaire) ou l'activité (3 informations élémentaires) des communautés. Trois études concernent la **contamination par les hydrocarbures** (Li *et al.*, 2015 ; Post et Beeby, 1993 ; Tuhackova *et al.*, 2001) avec une mention d'effet négatif sur la biomasse microbienne, une mention d'effet positif sur la biomasse (Tuhackova *et al.*, 2001) (les hydrocarbures pouvant constituer un apport énergétique intéressant pour les microorganismes), une mention de stimulation des gènes de dégradation des HAP en présence de contamination, et une mention d'effet négatif sur la diversité. Trois études (Green *et al.*, 2008 ; Hofman *et al.*, 2012 ; Lancaster *et al.*, 2016) (6 informations élémentaires) rapportent l'impact de **l'utilisation de sel** (*deicing salt*) sur les sols à proximité des routes, avec des effets 'négatifs' du salage sur la biomasse ou l'abondance microbienne du sol (3 études), et 2 effets 'négatifs' et 1 effet 'variable' sur l'activité microbienne. Aucune étude dans le corpus n'a évalué l'impact du salage des routes sur la diversité ou la structure de la communauté microbienne.

2.1.3. Impact de l'urbanisation

Quarante références (pour un total de 63 informations élémentaires) évaluent l'effet de l'urbanisation sur les paramètres microbiens du sol. L'urbanisation inclut des effets de perturbation physique (enlèvement / mélange des horizons de sol, éventuellement stockage pour une durée variable, remplacement, imperméabilisation, compaction), chimique (dépositions atmosphériques, fertilisation), ou écologiques (élimination ou remplacement de la végétation) des sols, qui ont un effet de

'parcellisation' qui résulte en une mosaïque de patchs de sol avec des propriétés et des pratiques différentes. Pour décrire cela, (Pouyat *et al.*, 2003) parlent de « urban soil mosaic ». Les facteurs de stress chimique ou physiques sont rarement identifiés (l'urbanisation impliquant une multitude de changements des milieux : compaction, contamination par métaux lourds ou hydrocarbures, imperméabilisation). Parfois les auteurs mentionnent plusieurs facteurs de stress mais n'ont pas les moyens de distinguer leurs effets respectifs dans l'analyse de leurs résultats. La plupart des études comparent des sols en contexte urbanisé pour des types d'usage différents ou en les comparant à des sols analogues en contexte rural. L'analyse 'par facteur de stress' pour les effets de l'urbanisation n'a donc pas pu être réalisée, il s'agit plutôt d'une analyse globale sur la base des variables microbiennes utilisées. Enfin, l'impact de l'urbanisation est évalué dans des contextes très variables : il est difficile d'intégrer par exemple un facteur d'intensité de l'urbanisation (taille des villes, densité d'habitation…) dans l'analyse du fait du peu d'études disponibles.

- 19 références correspondant à 19 informations élémentaires concernent les effets de l'urbanisation sur la biomasse ou l'abondance microbienne, dont 12 (63%) rapportent des effets négatifs (Beyer *et al.*, 1995 ; Byrne *et al.*, 2008 ; Chen *et al.*, 2010 ; Chen *et al.*, 2013 ; Enloe *et al.*, 2015a ; Groffman *et al.*, 2009 ; Hartley *et al.*, 2008 ; Ivashchenko *et al.*, 2014 ; Lorenz et Kandeler, 2005 ; McCrackin *et al.*, 2008 ; Piotrowska-Dlugosz et Charzynski, 2015 ; Pouyat *et al.*, 1994 ; Vasenev *et al.*, 2012 ; Wang *et al.*, 2011 ; Wei *et al.*, 2013 ; Yang *et al.*, 2006 ; Zhao *et al.*, 2013 ; Zhao *et al.*, 2012 ; Zhu et Carreiro, 2004), 3 des effets positifs (comparé à contexte non-urbain et probablement liés à des effets de fertilisation, (Chen *et al.*, 2010 ; Enloe *et al.*, 2015a ; Groffman *et al.*, 2009), 2 des effets variables (Byrne *et al.*, 2008 ; Lorenz and Kandeler, 2005), 2 des effets nuls selon le type d'usage (Beyer *et al.*, 1995 ; McCrackin *et al.*, 2008) ;
- 28 études correspondant à 31 informations concernent les effets de l'urbanisation sur l'activité microbienne des sols. 15 informations (48%) rapportent des effets négatifs sur l'activité microbienne des sols (Beyer *et al.*, 1995 ; Chen *et al.*, 2010 ; Chen *et al.*, 2014 ; Cioce et Aitkenhead-Peterson, 2015 ; Decina *et al.*, 2016 ; Enloe *et al.*, 2015a ; Green et Oleksyszyn, 2002 ; Groffman et Pouyat, 2009 ; Hall *et al.*, 2009 ; Hartley *et al.*, 2008 ; Hutmacher *et al.*, 2015 ; Ivashchenko *et al.*, 2014 ; Kaye *et al.*, 2005 ; Lorenz et Kandeler, 2005 ; Piotrowska-Dlugosz et Charzynski, 2015 ; Rozanova *et al.*, 2016 ; Sarzhanov *et al.*, 2015 ; Smorkalov et Vorobeichik, 2015 ; Vasenev *et al.*, 2012 ; Wang *et al.*, 2011 ; Wei *et al.*, 2014 ; Yang *et al.*, 2006 ; Zhang *et al.*, 2014 ; Zhao *et al.*, 2012), 7 rapportent des effets positifs (Chen *et al.*, 2010 ; Decina *et al.*, 2016 ; Enloe *et al.*, 2015b ; Groffman *et al.*, 2009 ; Hall *et al.*, 2009 ; Kaye *et al.*, 2005 ; Yang *et al.*, 2006), 3 l'absence d'effets (Enloe *et al.*, 2015a; Chen *et al.*, 2014 ; Hutmacher *et al.*, 2015) et 6 des effets variables (Beyer *et al.*, 1995 ; Chen *et al.* 2010 ; Green and Oleksyszyn, 2002 ; Lorenz and Kandeler, 2005 pour 2 informations ; Wang *et al.*, 2011).
- 4 études (Han *et al.*, 2011 ; Wei *et al.*, 2013 ; Yang *et al.*, 2006 ; Zhao *et al.*, 2013) rapportent des effets variables sur les profils cataboliques (1 négatif, 2 positifs et 1 effet).
- 4 études rapportent des effets sur la diversité, dont 1 étude qui rapporte un effet positif (Ramirez *et al.*, 2014) qui décrit une diversité bactérienne remarquable dans les sols de Central Park), 1 un effet négatif (Martinova *et al.*, 2016), 1 l'absence d'effet (Reese *et al.*, 2016) et 1 un effet sans valeur de jugement (Xu *et al.*, 2014).
- 4 études rapportent des effets de l'urbanisation sur la structure de la communauté microbienne du sol (Han *et al.*, 2011 ; Hartley *et al.*, 2008 ; Hill *et al.*, 2011 ; Kaye *et al.*, 2005 ; Silva *et al.*, 2010) et une étude l'absence d'effet (Kaye *et al.*, 2005).

2.1.4. Conclusions concernant les micro-organismes

En contexte urbain, il est très difficile de distinguer les effets des différents facteurs d'artificialisation (trafic routier, fertilisation / présence de composés toxiques…). Les auteurs comparent fréquemment les sols « urbains » à des « analogues ruraux » mais ces sols sont souvent différents d'un point de vue pédologique et donc difficilement comparables. Enfin, il est difficile de travailler sur des gradients en ville du fait de l'hétérogénéité des usages et pratiques, et donc des combinaisons de stress auxquelles sont soumis les sols (Lorenz et Lal, 2009).

L'analyse synthétique des effets des différents facteurs d'artificialisation sur les mesures de diversité ou les groupes taxonomiques est reportée dans la Figure 4. Globalement, les effets sont négatifs à très négatifs. Certaines études montrent un effet de fertilisation (soit via des dépositions atmosphériques, soit via l'apport de compost ou engrais aux espaces verts urbains) qui peut expliquer certains impacts positifs de l'urbanisation sur les communautés microbiennes. Par exemple, dans les pelouses urbaines, la biomasse et l'activité microbiennes sont souvent plus élevées que dans des systèmes équivalents hors contexte urbain, parce que ces premières sont en général fertilisées. D'autres facteurs d'artificialisation tels que l'imperméabilisation conduisent toujours à des effets négatifs sur la communauté microbienne (11 informations élémentaires sur 11 pour l'effet de l'imperméabilisation).

D'une manière générale, on peut conclure à une faiblesse de la littérature disponible sur ces questions de l'évaluation de l'impact de l'artificialisation des sols sur les microorganismes, compte tenu de l'importance de ces derniers dans de nombreux processus et services écosystémiques portés par les sols (fertilité du sol, purification de l'eau, séquestration du carbone…) (Lorenz et Lal, 2009). L'évaluation de l'impact de l'artificialisation des sols sur la diversité microbienne *sensu stricto* et sur les réseaux d'interactions dans les sols (alors que ces interactions sont critiques pour expliquer les processus écologique, *cf.*

Morrien *et al.* (Morrien *et al.*, 2017) reste très marginale, alors que les nouvelles méthodes de séquençage massif permettent désormais d'aborder ces questions et, combinées aux approches fonctionnelles, d'évaluer les conséquences de changement de diversité microbienne sur les processus écosystémiques portés par les sols.

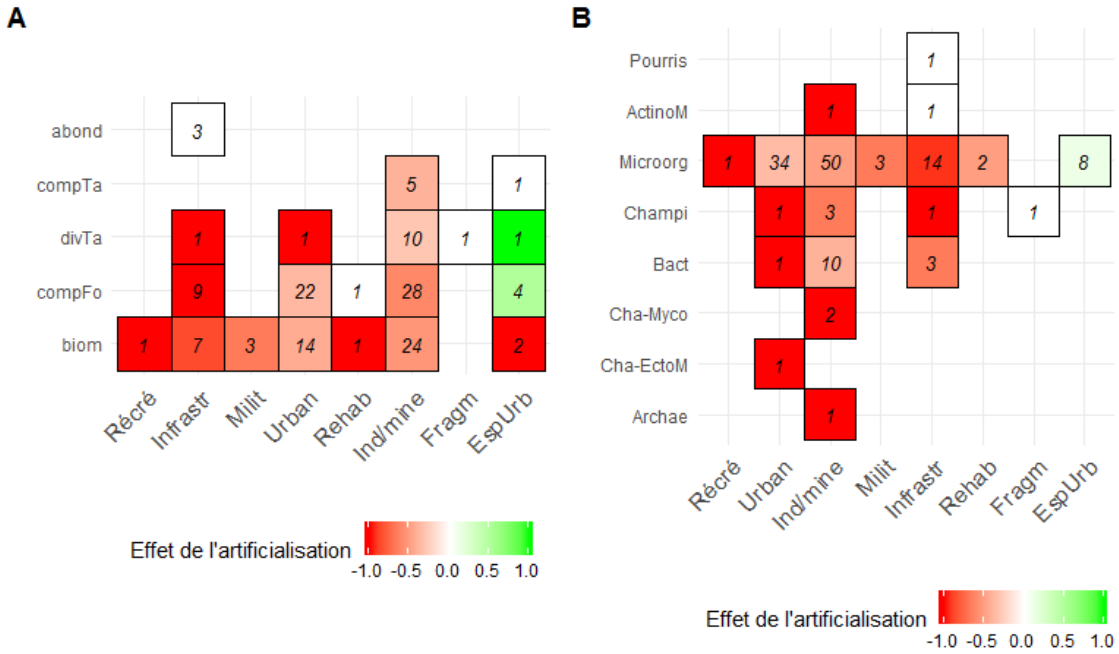


Figure 4. Effet des facteurs d'artificialisation sur (A) les variables de réponse du vivant, (B) les groupes taxonomiques des microorganismes des sols. Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2. Les chiffres au sein des cases correspondent au nombre d'informations élémentaires utilisées.

2.2. Méso- et micro-invertébrés

2.2.1. Description générale du corpus

Une étude récente portant sur environ 750 échantillons en France a pu démontrer que les sols prélevés en contexte urbain, appelés classiquement SUITMA (Soil of Urban, Industrial, Trafic, Mining and Military Areas), comportaient une biodiversité bien plus élevée en collemboles et acariens que la plupart des sols agricoles (Joimel *et al.*, 2017). Les sols de jardins familiaux semblent particulièrement diversifiés, car d'une part ils sont riches en matières organiques, base des chaines trophiques, et source de matière et d'énergie pour la mésofaune, et d'autre part présentent une diversité de micro-habitats très favorables au développement de communautés diversifiées. Par ailleurs, cette étude montre que le degré de pollution en métaux dans les sols ne permet pas de prédire les abondances ou diversités en collemboles et acariens.

Toutefois, les SUITMA sont des sols qui présentent une forte hétérogénéité, tant du point de vue du type de sol, que du couvert végétal, que de l'histoire. Ils peuvent donc être pollués ou non, supporter des formations végétales très variées (Joimel *et al.*, 2017).

Nous avons donc une diversité de situations correspondant aux SUITMA considéré dans cette expertise, en prenant en compte deux groupes d'organismes : la microfaune (regroupant notamment les protozoaires, nématodes, tardigrades et rotifères) et la mésofaune (incluant notamment les collemboles et acariens). Pour la microfaune, l'essentiel des publications porte sur les **nématodes** (Figure 5), alors que pour la mésofaune, la majorité des contributions concerne les **collemboles** (Figure 6).

Les contextes environnementaux rencontrés

Globalement nous pouvons constituer assez facilement deux grandes catégories d'études : celles situées dans un environnement urbain et celles traitant des conséquences d'une activité anthropique, notamment industrielle, qui peut impacter un milieu « naturel ».

L'effet de l'environnement urbain, *sensu stricto,* est présenté dans une série d'études relatives à la biodiversité des sols observée dans un contexte typiquement urbain, où les facteurs d'anthropisation sont par nature diversifiés, avec des usages du sol très variés, mais qu'on peut retrouver par ailleurs, hors contexte urbain (forêts, prairies et pelouses, sols agricoles). Parmi les facteurs d'anthropisation, on peut extraire deux composantes majeures agissant à des échelles différentes : une

plus grande fragmentation des habitats par la création d'infrastructures (route, aéroport…) ou/et une exposition des communautés à un certain nombre de polluants, notamment métalliques. Il y a aussi le cas particulier de certains écosystèmes qui se créent dans des ouvrages de gestion des eaux pluviales (toitures végétalisées (Rumble et Gange, 2013; Schrader et Böning, 2006), bassin de rétention/infiltration (Kazemi *et al.*, 2009)) ou dans des remblais sur décharge (Dmowska, 2005).

Un second volet de facteurs d'artificialisation des sols est estimé au travers d'études portant essentiellement sur les effets des activités liées à l'industrie lourde, à l'exploitation minière (charbon, lignite) ou extractive (carrières). Ces activités peuvent avoir profondément remanié les sols, en produisant par exemple des remblais et/ou avoir pollué les sols. Ces études peuvent concerner des activités industrielles ayant cours, mais bien plus souvent, notamment en Europe, d'anciennes exploitations dont on évalue les conséquences. Sur ces dernières, c'est donc la résilience de l'écosystème sol qui est évaluée.

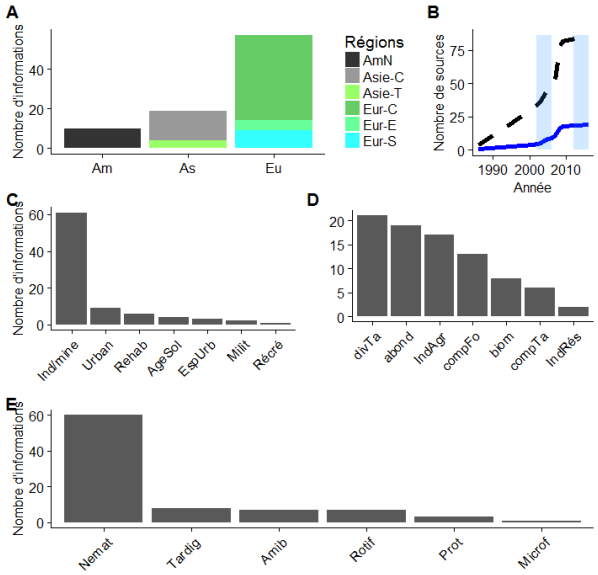


Figure 5. Description des métadonnées du corpus bibliographique retenu pour l'expertise concernant la **microfaune**. En fonction de la zone géographique étudiée (A), des dates de publication (B), des facteurs d'artificialisation (C), des variables de réponses mesurées (D) et des groupes taxonomiques (E). Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2.

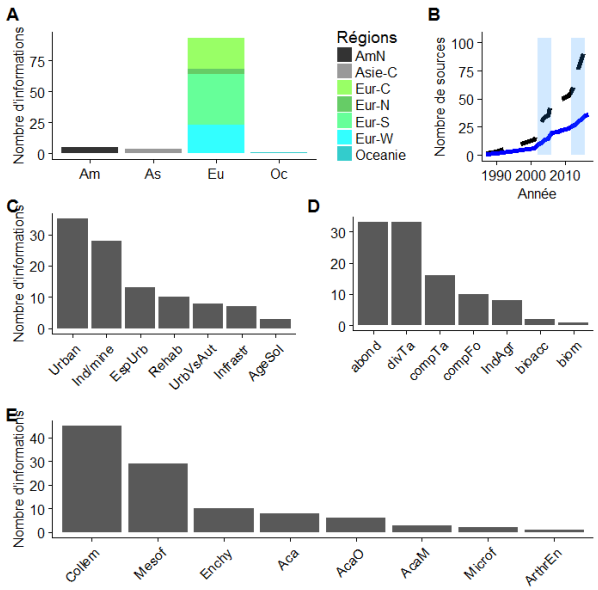


Figure 6. Description des métadonnées du corpus bibliographique retenu pour l'expertise concernant la **mésofaune**. En fonction de la zone géographique étudiée (A), des dates de publication (B), des facteurs d'artificialisation(C), des variables de réponses mesurées (D) et des groupes taxonomiques (E). Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2.

Indicateurs utilisés

Les variables mesurées peuvent être taxonomiques ou fonctionnelles. Pour la microfaune, notamment les nématodes, qui constituent la majorité du corpus, **les critères sont généralement à la fois taxonomiques et fonctionnels** (Figure 5D). On retrouve donc des données liées à l'abondance, à la richesse et à la diversité (différents indices utilisés) des principaux taxons, ainsi que des données relatives aux réseaux trophiques et à l'utilisation des ressources disponibles (indices d'enrichissement, de maturité, de réseaux…). Pour la mésofaune, notamment les acariens et les collemboles, les critères sont généralement taxonomiques et plus rarement fonctionnels (Figure 6D). Les approches fonctionnelles peuvent être agrégées notamment grâce à l'indice écomorphologique (Gisin, 1943) ou l'indice QBS développé par (Parisi *et al.*, 2005), et, à partir des années 2010, le concept des traits fonctionnels monte en puissance (Pey *et al.*, 2014b).

2.2.2. Effets de l'environnement urbain

Les travaux concernent surtout la mésofaune et dans une moindre mesure la microfaune. Les études en milieu urbain sont parfois complexes à interpréter, car il n'existe **pas toujours de gradient clair lié à l'urbanisation** (qui peut être multiforme) ou de témoin dans les études réalisées. Ainsi **les résultats varient en fonction des sites de prélèvements et des paramètres mesurés, de même qu'en fonction de la gestion des sites urbains, voire de la saison** (Amosse *et al.*, 2016 ; Byrne et Bruns, 2004 ; Cheng *et al.*, 2008; Hartley *et al.*, 2008 ; McIntyre *et al.*, 2001 ; Pavao-Zuckerman et Coleman, 2007; Santorufo *et al.*, 2014 ; Santorufo *et al.*, 2012). On signalera que plusieurs études montrent une biodiversité plutôt favorisée dans les milieux urbains par rapport à d'autres écosystèmes fortement anthropisés, notamment agricoles (Rochefort *et al.*, 2006; Santorufo *et al.*, 2015). Toutefois, les **infrastructures routières ou aéroportuaires impactent négativement** les communautés de microarthropodes (Eitminaviciute, 2006a ; 2006b; Hasegawa *et al.*, 2015). Cet effet peut être mis en relation avec les **effets négatifs des polluants issus du trafic routier** (Maisto *et al.*, 2016 ; Nguyen-Viet *et al.*, 2007 ; Santorufo *et al.*, 2015 ; Zullini et Peretti, 1986), mais également, en lien avec des modifications physiques des **sols lors de la création de Technosols** ou suite à des usages des sols peu propice au développement des organismes (par exemple, une zone aéroportuaire) (Cheng et Grewal, 2009; Christian et Szeptycki, 2004 ; Migliorini *et al.*, 2003). Toutefois il apparait **possible d'améliorer ces Technosols** pour qu'ils soient plus favorables au développement de la biodiversité, notamment en renforçant les quantités de matières organiques dans ces Technosols (Magro *et al.*, 2013). Ainsi le projet Biotechnosol, issu du programme GESSOL en France a pu démontrer qu'un Technosol construit, faisant appel au génie pédologique et utilisant des matériaux issus de déchets organiques et minéraux, pouvait présenter en très peu d'années des biodiversités équivalentes à celles de sols « naturels » (Podesta *et al.*, 2016). A noter que la présence de **toitures végétalisées** permettrait l'installation d'une biodiversité parfois comparable à d'autres sols en milieux urbains, mais le peu d'études disponibles rend la synthèse difficile (Rumble et Gange, 2013; Schrader et Böning, 2006).

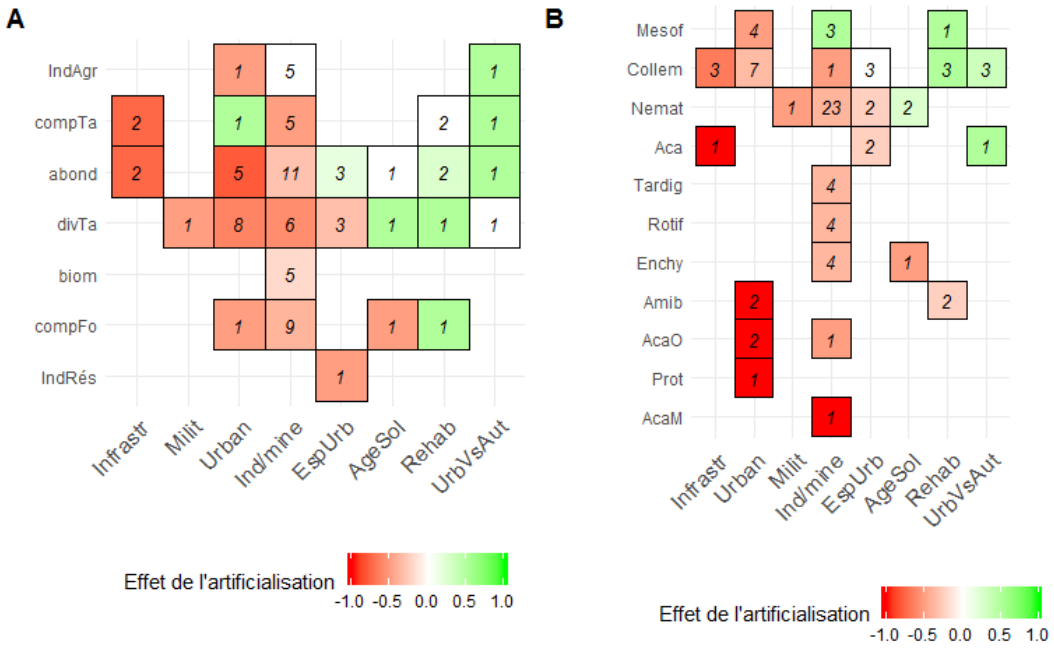


Figure 7. Effet des facteurs d'artificialisation sur (A) les variables de réponse du vivant, (B) les groupes taxonomiques de la micro et la mésofaune des sols. Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2. Les chiffres au sein des cases correspondent au nombre d'informations élémentaires utilisées.

2.2.3. Effets des activités humaines à caractère industriel/minier

Les activités d'extraction minières ou industrielles, impactent négativement les communautés de micro- et mésofaune, avec des effets généralement bien plus marqués qu'en contexte urbain (Figure 7). Il est vrai que, comparé aux systèmes urbains, les pollutions ou modifications de sols sont souvent bien plus sévères/conséquentes. Toutefois, comme toujours, certains groupes ou espèces sont plus aptes que d'autres à survivre dans ces milieux pollués (van Straalen *et al.*, 2001), ce qui se traduit généralement par une **modification de la structure des communautés** (Manu *et al.*, 2016 ; Pen-Mouratov *et al.*, 2008 ; Sánchez-Moreno et Navas, 2007).

2.2.4. Restauration des sols

Un point important concerne la **résilience des communautés**. Plusieurs études notent encore des effets négatifs plusieurs années, voire plusieurs décennies après la fermeture des installations, avec des structures de communautés encore marquées par la perturbation ou le stress induits (Andrés et Mateos, 2006 ; Gillet et Ponge, 2003 ; Park *et al.*, 2011). Beaucoup d'étude se concentrent sur la comparaison de différentes techniques de restauration des écosystèmes, qui passent généralement par une re-végétalisation (Cebron *et al.*, 2011 ; Ouvrard *et al.*, 2011 ; Shao *et al.*, 2008). Cette **restauration** n'est pas toujours effective puisque les communautés sont souvent encore très largement différentes des communautés situées en contexte non impacté (Dmowska, 2005 ; Hánĕl, 2001; 2008). Une restauration complète a toutefois déjà été observée, notamment en Allemagne et en Italie, après plusieurs dizaines d'années d'afforestation, mais elle dépend également du groupe taxonomique considéré et des conditions de restauration, c'est-à-dire du couvert végétal mis en place (Dunger *et al.*, 2004 ; Dunger et Voigtländer, 2005 ; Dunger *et al.*, 2001 ; Hohberg, 2003 ; 2006; Menta *et al.*, 2014 ; Wanner et Dunger, 2001 ; Wanner et Dunger, 2002). Dans la plupart des cas, plutôt que de restauration on préférera donc parler de réhabilitation, considérant que les fonctions recherchées peuvent être retrouvées, sans que l'écosystème final soit équivalent à son état initial.

2.3. Macrofaune

2.3.1. Description générale du corpus

Un total de de 80 articles a été retenu pour l'expertise. A partir de ces articles, 212 informations ont été extraites et renseignées dans les différents champs de la grille de lecture. Les métadonnées de ces informations sont présentées dans la Figure 8. Les informations proviennent majoritairement d'Europe (72%), puis d'Amérique du Nord (Canada et USA) pour 13% et l'Asie pour 11% (Figure 8A). En Europe, les informations proviennent avant tout d'Europe de l'Ouest et de l'Est (~30% chacune) et beaucoup moins d'Europe centrale, scandinave ou méditerranéenne (18%, 12% et 9%, respectivement). La France fait partie des pays les plus renseignées avec la Pologne et les USA.

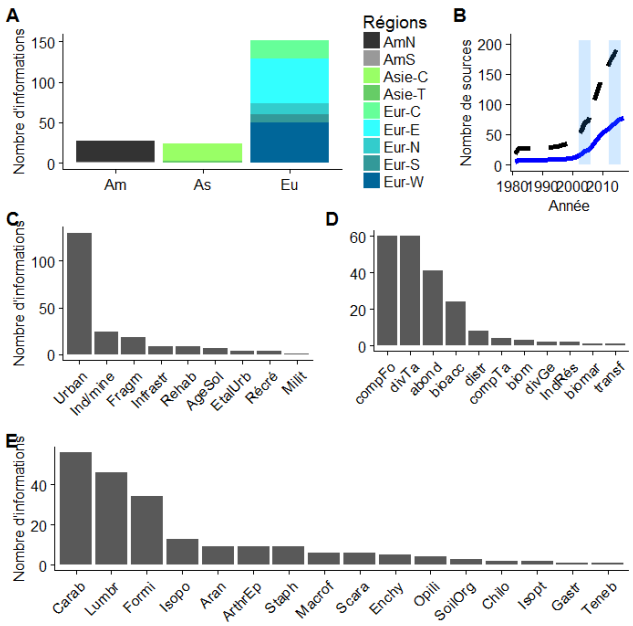


Figure 8. Description des métadonnées du corpus bibliographique retenu pour l'expertise concernant la macrofaune. En fonction de la zone géographique étudiée (A), des dates de publication (B), des facteurs d'artificialisation(C), des variables de réponses mesurées (D) et des groupes taxonomiques (E). Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2.

La majeure partie des données (85%) provient d'études publiées depuis 2000, cela n'exclut pas le fait que des études aient été menées auparavant, mais plutôt leur faible visibilité dans les bases de données bibliographiques ou la difficulté de les obtenir (Figure 8B). Le niveau d'organisation le plus étudié dans ce corpus est la communauté (86%) (données non représentées). L'analyse de la réponse des réseaux d'interaction biologique est anecdotique (<1%), celle des populations ou des individus représente 7% des données. Deux stratégies d'échantillonnage dominent dans le corpus : l'analyse de gradient (43%) et les comparaisons entre sites (55%), le suivi de dynamiques temporelles sont très rares (2%) (données non représentées).

Le facteur d'artificialisation le plus étudié est l'urbanisation (61%) (Figure 8C) (Amosse *et al.*, 2016; Antonov, 2008; Antonova V et Penev, 2006; Buczkowski et Richmond, 2012; Carpintero et Reyes-López, 2014; Czechowski *et al.*, 1981; Czechowski et Pisarski, 1981; Deichsel, 2006; Desender *et al.*, 2005; Fattorini, 2011 ; Gagné et Fahr, 2011; Gaublomme *et al.*, 2008; Gillison *et al.*, 2003; Grandchamp *et al.*, 2000 ; Hornung *et al.*, 2007; Horváth *et al.*, 2012; Ishitani *et al.*, 2003; Jędryczkowski, 1981; Jung *et al.*, 2012; Kirichenko *et al.*, 2012; Lee et Kwon, 2015; Magura *et al.*, 2008; Magura *et al.*, 2010a; Magura *et al.*, 2010b; Magura *et al.*, 2013; McIntyre *et al.*, 2001; Menke *et al.*, 2010; Niemelä *et al.*, 2002 ; Papastefanou *et al.*, 2015; Penev *et al.*, 2007; Pilipiuk, 1981; Pisarski, 1982; Pižl et Josens, 1995; Pouyat *et al.*, 2015; Sadler *et al.*, 2006; Sanford *et al.*, 2009 ; Schlaghamerský et Pižl, 2009; Smetak *et al.*, 2007; Steinberg *et al.*, 1997; Suthar *et al.*, 2008; Toennisson *et al.*, 2011; Touyama *et al.*, 2003; Tych, 1981; Vepsäläinen *et al.*, 2008; Vergnes *et al.*, 2017; Vilisics *et al.*, 2007; Weller et Ganzhorn, 2004; Yamaguchi, 2004).

Viennent ensuite des études sur l'effet des activités industrielles/minières (Kamitani et Kaneko, 2007; Kille *et al.*, 2013; Lukkari *et al.*, 2004; Morgan et Morgan, 1988; Nahmani et Lavelle, 2002; Nahmani et Rossi, 2003; Petkovsek *et al.*, 2015; Van Vliet *et al.*, 2006 ; Wang *et al.*, 2009) et de la fragmentation des habitats (Carpintero et Reyes-López, 2014; Fujita *et al.*, 2008; Gaublomme *et al.*, 2008; Sattler *et al.*, 2010; Souza-Campana *et al.*, 2016; Vergnes *et al.*, 2012; Yamaguchi, 2004) (11% et 8%, respectivement), puis des pratiques de réhabilitation des sols (Frouz *et al.*, 2013; Frouz *et al.*, 2007; Frouz *et al.*, 2008; Hlava et Kopecký, 2013; Holtkamp *et al.*, 2011) (4%), des infrastructures de transport (Clement *et al.*, 2015a; b; Nannoni *et al.*, 2014; Pizl *et al.*, 2009) (4%) et de l'âge des sols urbains (Carpintero et Reyes-López, 2014; Vergnes *et al.*, 2017; Yamaguchi, 2004) (3%) et des espaces à vocation récréative (Migliorini *et al.*, 2004; Potter *et al.*, 2010; Tu *et al.*, 2011) (2%). Les mesures de composition fonctionnelle, de diversité taxonomique et d'abondance sont les variables les plus utilisées (29%, 29% et 20% respectivement) (Figure 8D). Ces mesures ont principalement été réalisées sur les communautés de coléoptères carabiques (26%), de vers de terre (22%) et de fourmis (17%) (Figure 8E). Les coléoptères scarabaeidae, staphylinidae, les araignées et les cloportes regroupent en tout 17% des informations. Tous les autres groupes absorbent individuellement moins de 2% des informations.

2.3.1. Effet du gradient d'urbanisation

De nombreuses études ont porté sur le gradient rural-suburbain-urbain, que ce soit sur les araignées (Magura *et al.*, 2010a), les carabiques (Gaublomme *et al.*, 2008), les fourmis (Sanford *et al.*, 2009), les cloportes (Magura *et al.*, 2008) ou d'autres macro-invertébrés. Deux sources importantes sont (i) une série d'études publiées au début des années 1980 en Pologne et (ii) les publications d'un projet international intitulé Globenet (Niemelä et Kotze, 2009). Les conclusions de ces deux sources et des autres articles relatifs à cette question sont congruentes. Elles permettent de dresser un patron de réponse de la diversité des macro-invertébrés au gradient d'urbanisation.

La Figure 9 montre que l'urbanisation aboutit globalement à des effets modérément négatifs le long du gradient rural-suburbain-urbain. Bien que des particularités locales existent, en général l'abondance/la biomasse et la diversité taxonomique des macroinvertébrés diminuent de l'extérieur vers le centre des villes. La composition de communautés est aussi fortement modifiée. Les approches basées sur les traits fonctionnels ou les préférences écologiques (Pey *et al.*, 2014a; Violle *et al.*, 2007) montrent que les communautés sont profondément altérées, notamment le régime alimentaire, les capacités de dispersion, les préférences d'habitat, les préférences quant à l'humidité ou la température du sol. Ainsi, les communautés présentes dans les villes sont dominées par un faible nombre d'espèces et tendent à être composées d'une proportion moindre d'individus détritivores (sols moins riches en matière organique) et d'espèces spécialistes des milieux forestiers (même dans les habitats forestiers rémanents dans les villes). D'autre part, elles hébergent des proportions plus importantes d'individus de petite taille (contraintes énergétiques), à forte capacités de dispersion, préférant les habitats ouverts, moins humides et plus chaud. Les espèces généralistes, à distribution biogéographique large sont sur-représentées en zone urbaine. De même, les espèces exotiques, invasives, opportunistes trouvent des habitats plus favorables en zone urbaine et décroissent le long du gradient urbain – rural. Ces espèces exotiques/invasive trouvent des environnements plus proches de leur zone biogéographique d'origine, notamment grâce au microclimat urbain. La présence de ces espèces invasives peut aussi flouter le patron de distribution des traits fonctionnels le long du gradient d'urbanisation et parfois aboutir à des conclusions erronées (Hartley *et al.*, 2007).

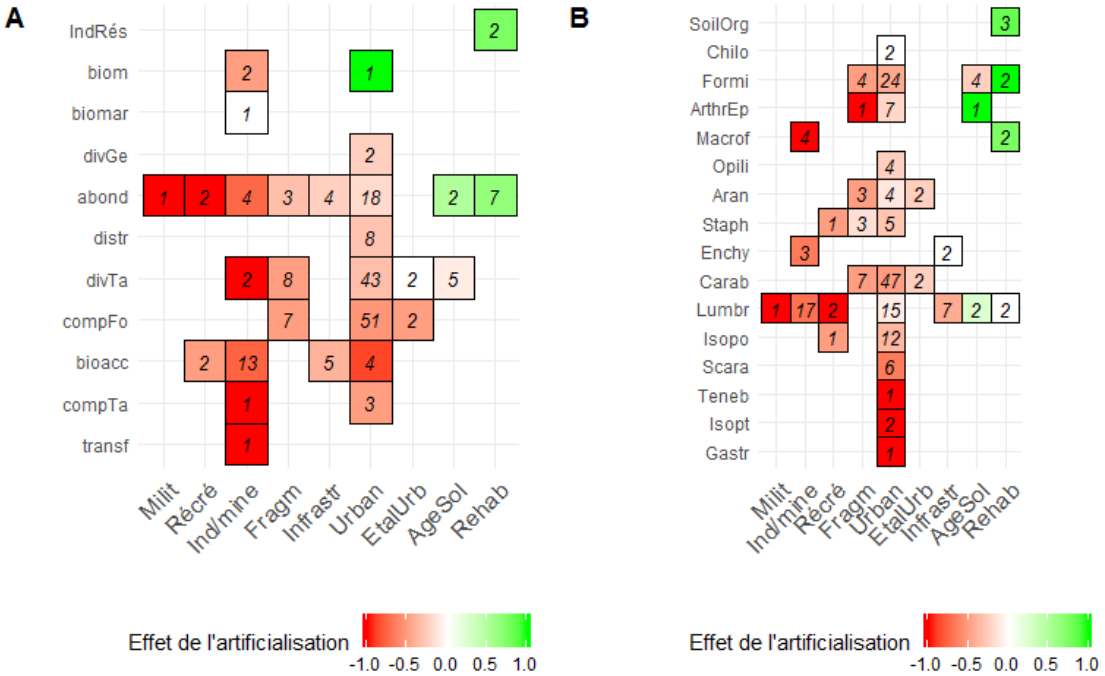


Figure 9. Effet des facteurs d'artificialisation sur les variables de réponse de la **macrofaune**. Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2. Les chiffres au sein des cases correspondent au nombre d'informations élémentaires utilisées.

2.3.2. Industrialisation, infrastructures routières/ferroviaires, mines, zones militaires

Ces items sont regroupés dans une seule partie car ils relèvent de méthodes d'évaluation comparables, ils correspondent à des stress identifiables et ils induisent une réponse similaire sur la macrofaune des sols. Les stress sont physiques (tassement du sol) ou chimiques (contaminants organiques ou inorganiques). Le corpus bibliographique ne contient pas l'ensemble des sources possibles sur le sujet de l'effet des contaminations car il est vaste, mais l'échantillon est représentatif.

Le cas de l'effet de la pollution aérienne d'origine humaine sur les arthropodes terrestres a fait l'objet d'une méta-analyse (Zvereva et Kozlov, 2010). La richesse en espèces des arthropodes du sol a tendance à diminuer et la richesse en espèces des herbivores augmente, près des sites contaminants. L'abondance des arthropodes terrestres près des sites de contamination est diminuée en général. Cette diminution s'explique par les effets négatifs importants sur les arthropodes du sol, en particulier sur les décomposeurs et les prédateurs. Les décomposeurs (détritivores ou géophages) sont exposés aux contaminants présents dans les sols, que ce soit par ingestion ou par contact. De nombreuses études en conditions contrôlées montrent que les caractéristiques des sols (pH, teneur en matières organiques, teneur en argiles) modulent la biodisponibilité des polluants pour les organismes (Beaumelle *et al.*, 2016). Des concentrations totales élevées mais faiblement biodisponibles peuvent ainsi être moins néfastes que des concentrations faibles mais très fortement biodisponibles. Ces modulations font que la réponse du vivant à la contamination des sols est toujours un thème de recherche essentiel pour comprendre l'effet de l'artificialisation des sols. La réponse du vivant peut aussi impliquer des interactions biotiques. Par exemple, Pass *et al.* (Pass *et al.*, 2015) montrent que la contamination des sols altère le microbiome intestinal de l'espèce lombricienne *Lumbricus rubellus, particulièrement le symbionte microbien Verminephrobacter sp* disparait. L'absence de ce symbionte des néphridies de *L. rubellus* aboutit à une réduction de la fitness des vers de terre dans les environnements appauvris en nutriments (Lund *et al.*, 2010). De plus, les individus provenant de sites pollués sont généralement plus petits que les individus des sites témoins. Cela témoigne de compromis entre croissance et lutte contre les effets nocifs des contaminants.

Cet effet négatif diminue avec l'augmentation de la durée de l'impact de la pollution, laissant entendre une évolution de la résistance à la pollution dans les populations vivant dans des sites pollués. Par exemple, certains lombriciens sont connus pour détoxifier le Cadmium à l'aide de protéines spécifiques, les métallothionéines (Beaumelle *et al.*, 2016).

Des biais sont couramment relevés dans les méta-analyses sur l'effet de ces contaminants.Beaucoup d'études souffrent de biais de recherche avec une tendance à recueillir des données sur des organismes ou dans des conditions dans lesquelles on a l'espoir de détecter des effets significatifs. Les études pseudo-répliquées (un site pollué contrastant avec un site témoin) avaient fréquemment rapporté des effets plus importants que des études répliquées (plusieurs sites pollués contrastant avec plusieurs sites témoins). Des études testent l'effet de la contamination métallique sur les organismes mais sans informer l'origine de la contamination (Nahmani *et al.*, 2007).

3. Conclusions

3.1. L'impact négatif de l'artificialisation sur la macrofaune

La Figure 9 montre que, globalement, **la macrofaune des sols est négativement impactée par l'artificialisation des sols**. Les situations positives apparaissent lorsque (i) l'on étudie le vieillissement des sols urbains ou (ii) les pratiques de réhabilitation/restauration des sols. Concernant les variables de réponse, la composition fonctionnelle des communautés est négativement impactée par tous les facteurs d'artificialisation ce qui en fait un indicateur binaire (oui/non). De manière opposée, les indices de diversité taxonomique, de composition fonctionnelle et les mesures d'abondance présentent un panel de réponse en fonction des facteurs d'artificialisation et sont pertinents pour évaluer l'intensité des différents facteurs d'artificialisation. Il est donc impératif d'étudier la réponse à l'artificialisation avec une combinaison d'indicateurs biologiques/écologiques.

3.2. Analyse transversale

Les mesures de composition fonctionnelle et de diversité taxonomique sont les plus utilisées pour estimer l'effet de l'artificialisation (29% et 23%, respectivement), viennent ensuite les mesures d'abondance et de biomasse (17% et 12%, respectivement) (Figure 10). Les autres mesures sont plus anecdotiques, comme les indices de réseaux ou la bioaccumulation, et représentent moins de 20% des cas.

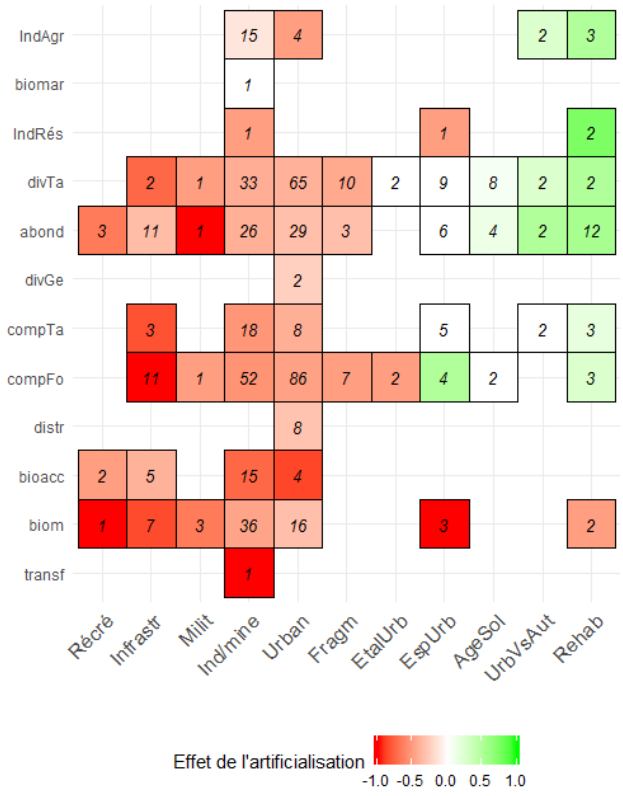


Figure 10. Effet des facteurs d'artificialisation sur les variables de réponse de **l'ensemble des organismes du sol** (microorganismes, microfaune, mésofaune et macrofaune). Les codes abscisses sont donnés dans la Figure 2. Les chiffres au sein des cases correspondent au nombre d'informations élémentaires utilisées.

Concernant les facteurs d'artificialisation, l'urbanisation et les activités industrielles et minières absorbent 38% et 34% des cas (Figure 10). Dans de nombreuses études, le terme 'urbanisation' désigne un concept aux contours vagues et pour lequel peu de relations causales avec des stress environnementaux sont testées. L'effet des infrastructures routières (7%), de la gestion des espaces urbains (5%), de l'efficacité des pratiques de réhabilitation (5%), et de la fragmentation des habitats (3%) représentent 20% des informations élémentaires. Enfin, l'écrasante majorité des informations élémentaires ont été obtenues pour des communautés (94%). Très peu d'études ont porté sur d'autres niveaux d'organisation biologique.

L'artificialisation liée aux industries et à l'exploitation minière a des effets très localisés (installations) et/ou diffus (zones aux alentours des installations affectées par les dépositions atmosphériques, déblais, etc.). L'impact de ces activités est généralement lié à la contamination des sols par des composés clairement identifiés (métaux lourds, dépositions azotées ou soufrées, éléments en traces). Concernant l'impact des contaminations par des composés liés aux activités industrielles et minières, les études disponibles montrent une certaine variabilité des effets sur les microorganismes du sol alors qu'un consensus sur des effets négatifs à très négatifs apparait pour la faune des sols. Cette grande variabilité pour les microorganismes s'explique par les différences de biodisponibilité des contaminants, liée aux caractéristiques du sol (pH, texture, CEC…) donc qui varient d'un sol à l'autre les différences de sensibilité des microorganismes et des fonctions microbiennes considérées (la plupart des études portent sur l'impact de contaminations sur des processus microbiens, lesquels sont portés par des consortiums dont la composition diffère d'un sol à l'autre). Les microorganismes qui vivent dans des biofilms, sont adsorbés à la surface d'argiles ou vivent dans des microagrégats de matière organique ne présentent pas la même tolérance aux contaminants (voir Giller *et al.* (Giller *et al.*, 2009) pour l'impact des métaux lourds). Egalement, les organismes ou les processus biologiques étudiés peuvent être sensibles à d'autres facteurs que le contaminant étudié et qui sont modifiés par l'apport de ce contaminant (par exemple modification du pH lors d'une contamination par métaux lourds). Par conséquent, des études réalisées en conditions contrôlées peuvent être utiles pour éclairer notre compréhension de l'impact des contaminants 'anthropogènes' (en particulier pour élucider les mécanismes impliqués), mais les études en situations réelles, multifactorielles et dans des contextes variés, restent essentielles (Rhind, 2009).

L'artificialisation liée à l'urbanisation est liée à des facteurs très variés et souvent en combinaison (altération physique des couches supérieures du sol, contamination par des composés liés, par exemple, au trafic automobile (métaux lourds, hydrocarbures, sel de déneigement…), imperméabilisation, compaction, pratiques de gestion (par exemple, dans les espaces verts urbains : introduction d'espèces végétales exogènes, fertilisation, arrosage, exportation des litières et des tontes de gazon…). Dans ce contexte, il semble difficile de caractériser l'effet relatif de ces différents facteurs d'artificialisation. Pour les études liées à l'urbanisation mais ne ciblant pas des contaminants, le rôle de la matière organique des sols apparaît assez central, la matière organique des sols étant fréquemment altérée soit du fait du remaniement des couches supérieures du sol, des pratiques de fertilisation ou d'exportation de biomasse végétales, ou encore de sélection d'espèces végétales dans les espaces verts urbains (voir (Lorenz et Lal, 2009) pour une synthèse).

3.3. Hypothèses de liens entre artificialisation et effets sur le vivant

L'hypothèse d'*urban ecosystem convergence* propose que « urbanization drives ecosystem structure and function… toward a range of similar endpoints over time, regardless of ecosystem life zone starting point » (Pouyat *et al.*, 2003). Cette hypothèse suggère que les facteurs anthropiques (gestion, pratiques) sont des facteurs de contrôle plus importants que les facteurs environnementaux (matériel parental / substrat géologique du sol ; climat, etc.). Cette hypothèse est en partie vérifiée car l'on peut observer une réponse congruente des différents groupes d'organismes des sols à chacun des facteurs d'artificialisation (Figure 10). Au-delà, plusieurs hypothèses sur les patterns de réponse à l'artificialisation peuvent être proposées pour expliquer des réponses particulières à l'artificialisation des sols. Ainsi, l'augmentation de la pression environnementale (pollution, compaction…) aboutit dans de nombreuses études à une diminution des valeurs de biodiversité, suivant l'hypothèse de la 'perturbation croissante' (Figure 11A ; trait plein). Toutefois, ce patron peut être altéré lorsque le gradient n'est pas correctement caractérisé et qu'une variable dite 'confondante' se superpose au gradient d'artificialisation, comme la disponibilité en ressource (Figure 11A ; trait pointillé).

L'hypothèse du 'more-individuals' propose que, quand les populations d'organismes exposées à la pression environnementale sont fortes, la décroissante de la biodiversité décalée aux niveaux de pression les plus forts (Figure 11B ; trait noir). En effet le taux de croissance des populations plus fortes peut rester stable, même si la pression environnementale est élevée. *A contrario*, l'effondrement de la biodiversité peut être hâtée en présence de plusieurs facteurs délétères en interaction, c'est l'hypothèse de l'effet cocktail (Figure 11C ; trait noir).

Une quatrième possibilité est que la variable de biodiversité mesurée (par exemple le nombre d'espèces) reste inchangée le long du gradient d'artificialisation. Ce patron a été régulièrement reporté dans cette expertise et peut résulter de l'hypothèse 'habitat specialists' qui propose une diminution des populations de spécialistes d'un habitat quand la pression environnementale augmente, au bénéfice des espèces généralistes (Figure 11D). Ces dernières pouvant même « compenser » la perte de diversité. Seule une analyse de la composition fonctionnelle des communautés permet d'identifier ce patron.

Enfin, l'hypothèse de la perturbation intermédiaire stipule que la diversité pourrait présenter une courbe en cloche en réponse à l'augmentation de la pression environnementale (Figure 11E). Cette hypothèse pourrait illustrer une biodiversité maximale en zone péri-urbaine dans laquelle les espèces urbaines et rurales se retrouveraient en interaction. Ce patron a rarement été rencontré dans notre expertise.

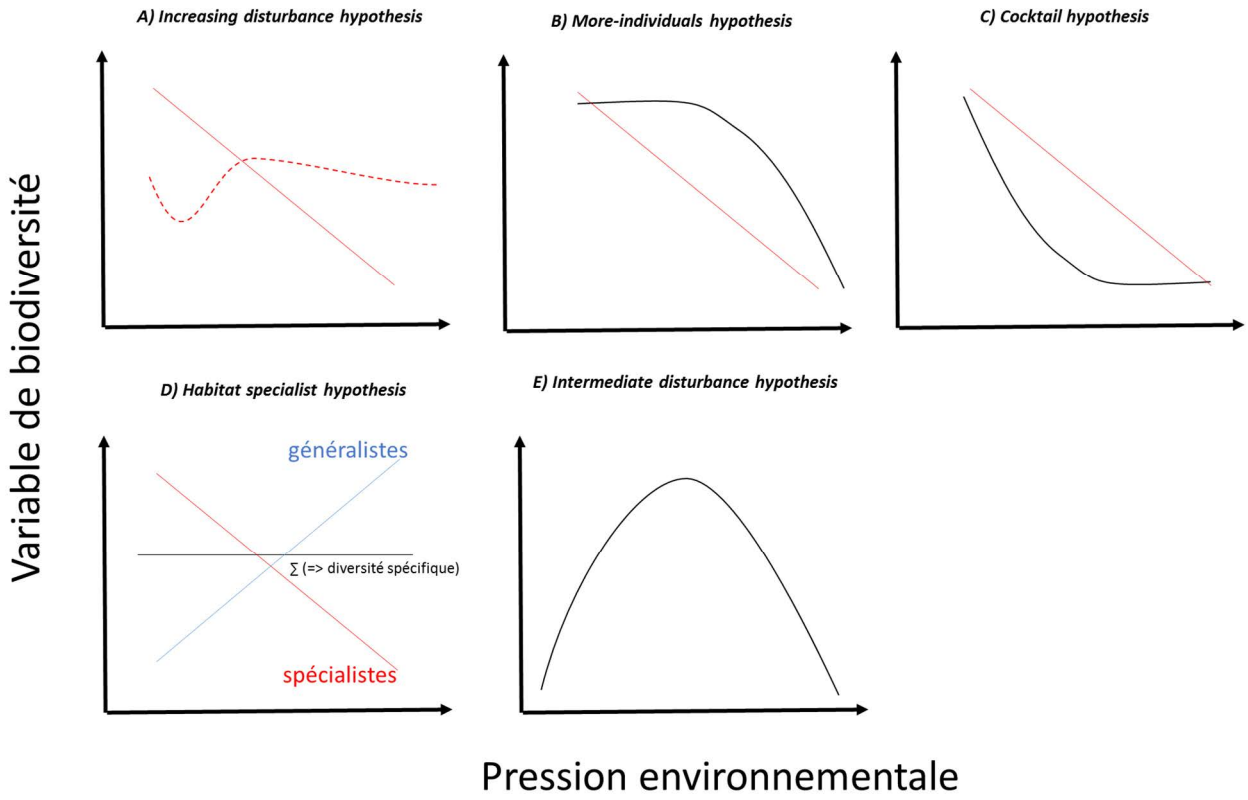


Figure 11. Hypothèses pouvant expliquer les patrons de réponse de la biodiversité à l'artificialisation des sols

3.4. Limites et identification des besoins de recherche

S'il est clair que les qualités physico-chimiques des sols, et plus particulièrement les teneurs en matières organiques, sont déterminantes pour la majeure partie des organismes, Il est évident que l'artificialisation des sols recoupe un spectre très large de modification de cette qualité.

L'impact des contaminations par des métaux lourds ou des hydrocarbures semble le plus (à défaut du mieux) étudié. L'impact d'autres contaminants tels que les nanoparticules, les produits pharmaceutiques ou cosmétiques, les détergents et autres composés, est peu ou pas étudié en « situation réelle », bien que faisant l'objet d'évaluation écotoxicologiques en laboratoire ou en situations contrôlées. Par exemple, la revue de Simonin et Richaume (Simonin et Richaume, 2015) souligne la nécessité d'évaluer les effets de contaminations chroniques par des nanoparticules dans des contextes variés et à des concentrations réalistes. Certains contaminants chimiques peuvent agir comme des perturbateurs endocriniens (*oestrogen-like*) : leur impact environnemental en général et sur les organismes du sol en particulier (alors qu'on les retrouve à des concentrations croissantes dans les sols (Adeel *et al.*, 2017) n'est que très peu abordé et doit être évalué de façon urgente (Adeel *et al.*, 2017; Rhind, 2009). La question de l'impact des déchets électroniques ne semble pas non-plus abordée (les centres de recyclage de ces déchets étant localisés en Chine, Inde et Pakistan) (FAO et ITPS, 2015).

Une autre lacune concerne l'impact des procédés de fracturation hydraulique utilisés pour l'exploitation des gisements d'hydrocarbures non-conventionnels, laquelle est en pleine expansion. Ces procédés utilisent de nombreux composés chimiques (la liste des composés utilisés est gardée secrète par les industriels et varie selon la nature des roches exploitées), dont des composés biocides qui permettent de contrôler le développement microbien (lequel peut induire de la corrosion). Certains biocides utilisés ont une durée de vie courte ou se dégradent rapidement mais d'autres sont persistants ou peuvent se dégrader en produits plus toxiques. L'impact de ces procédés (qui concerne des surfaces potentiellement importantes) est très peu étudié (Kahrilas *et al.*, 2015).

Dans un contexte d'urbanisation, les questions importantes qui ressortent sont celles liées à l'impact de l'urbanisation / artificialisation sur les cycles biogéochimiques, notamment sur les flux de gaz à effet de serre et la séquestration de carbone. Le 'design' des zones urbaines pourrait avoir un impact très important sur les bilans de carbone et de nutriments dans ces systèmes (Lorenz et Lal, 2009). La grande variabilité des systèmes urbanisés, leur complexité et leur hétérogénéité intrinsèque rend ces études difficiles à mettre en œuvre. Parmi les approches envisageables, on peut proposer :

- la réalisation de chronoséquences pour prendre en compte la dynamique temporelle des patrons de réponse
- La réalisation d'inventaires d'émissions de GES (en fonction du type d'usage des sols)
- l'évaluation des pratiques de 'restauration' des sols après aménagements (voir (Lorenz et Lal, 2009).

Un choix réfléchi des situations de référence' ou 'contrôles', lequel oriente fortement les conclusions des études. En effet, une évaluation pertinente des effets de l'artificialisation sur la biodiversité des sols pâtit fortement du manque de clarification de ce que sont/seraient les situations pédologiques de référence.

Un point délicat est aussi l'effet de l'utilisation de pesticides en ville qui n'est pas documenté dans la présente expertise.

Du point de vue des groupes taxonomiques étudiés : même si les collemboles et nématodes sont très représentatifs de leur groupe, on manque clairement d'informations sur les autres taxons. Il apparaitrait sans doute nécessaire d'apporter plus de connaissances sur certains groupes comme les acariens ou les protozoaires. Est-ce lié au manque de connaissances ou tout simplement de spécialistes dans ces domaines ?

Plusieurs points méritent notre attention pour le futur :

- les études actuelles ne permettent pas de dresser un portrait complet de l'artificialisation des sols sur ces communautés. Les connaissances portent essentiellement sur les sols artificialisés pollués, mais finalement relativement peu sur les sols non pollués. Il conviendra notamment de mieux explorer les différents éléments de la matrice urbaine pour en mesurer l'impact ;
- les effets de la matrice paysagère urbaine sont pratiquement inexplorés. Si des développements récents ont concerné la macrofaune, très peu d'études à ce jour sont disponibles pour les micro-organismes, la microfaune et la mésofaune du sol ;
- les critères d'évaluation fonctionnels commencent à être pris en compte (surtout à travers l'étude des traits), mais ils devront être développés, car susceptibles de faire le lien avec les fonctions du sol et les services rendus par les sols ;
- la dynamique temporelle des patrons de réponse est très peu prise en compte, il s'agit souvent d'état de lieux à un temps donné ;
- l'impact des modifications de communautés sur (i) sur les réseaux d'interactions et (ii) le fonctionnement des écosystèmes est très peu renseigné ;
- nous n'avons pas trouvé de modèles prédictifs de l'effet de l'artificialisation sur ces organismes.

3.5. Leviers d'action

Les leviers d'action se situent sans aucun doute sur la prise en compte des sols et de leur biodiversité dans les politiques d'aménagement, non plus comme un simple support, mais comme un milieu vivant permettant d'assurer des fonctions. Les trames brunes, au même titre que les trames vertes et bleues devraient être considérées dans les politiques publiques. Une directive européenne sur les sols permettrait peut-être une meilleure prise en compte de la biodiversité des sols. Les leviers sont donc avant tout socio-économiques et juridiques.

D'un point de vue très général, une meilleure compréhension de l'impact de l'urbanisation et de l'artificialisation sur les organismes du sol est indispensable dans l'objectif de réduire cet impact, en formulant des recommandations aux responsables de la planification urbaine.

Parmi les recommandations qui ressortent :

- limiter l'imperméabilisation des sols (en utilisant des matériaux de couverture perméables ou semi-perméables)
- planter des arbres en ville
- limiter l'exportation de biomasse végétale : feuilles mortes, tontes de gazon…

Dans la mesure où les effets observés des différents facteurs d'artificialisation sont généralement négatifs, on peut recommander, d'un point de vue très général, de limiter l'emprise des zones artificialisées, par exemple en réutilisant des zones déjà artificialisées comme des friches industrielles ou urbaines, et/ou de densifier les zones artificialisées existantes plutôt que de les étendre (FAO et ITPS, 2015).

3.6. Contribution aux « questions transversales »

Au-delà de la compréhension de l'impact de l'artificialisation sur les organismes du sol : en renforçant les fonctions du sol et les services écosystémiques associés via des pratiques d'urbanisation 'durables' (favorables à la biodiversité du sol), l'enjeu

est d'améliorer la qualité des écosystèmes urbains (cadre de vie, impact de ces écosystèmes en termes de bilan de gaz à effet de serre...).

La question de l'impact de l'artificalisation sur les organismes du sol est également critique dans un contexte de demande croissante de production agricole (agriculture urbaine).

La dynamique temporelle des patrons de réponse est très peu prise en compte en conséquence, l'évaluation de l'effet de l'artificialisation se base sur une comparaison des écosystèmes artificialisés à des situations de références ou des 'contrôles' dont le choix oriente fortement les conclusions de l'étude. Une réflexion forte doit avoir lieu sur le choix de ces situations de référence.

Références bibliographiques citées

Adeel, M.; Song, X.M.; Wang, Y.Y.; Francis, D.; Yang, Y.S., 2017. Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. *Environment International*, 99: 107-119. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.010

Allison, S.D.; Martiny, J.B.H., 2008. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 11512-11519. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0801925105

Amosse, J.; Dozsa-Farkas, K.; Boros, G.; Rochat, G.; Sandoz, G.; Fournier, B.; Mitchell, E.A.D.; Le Bayon, R.C., 2016. Patterns of earthworm, enchytraeid and nematode diversity and community structure in urban soils of different ages. *European Journal of Soil Biology*, 73: 46-58. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.01.004

Anderson, J.A.H.; Hooper, M.J.; Zak, J.C.; Cox, S.B., 2009. Characterization of the structural and functionam diversity f indigeneous soil microbial communities in smelter-impacted and nonimpacted soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (3): 534-541. http://dx.doi.org/10.1897/08-281.1

André, H.M.; Noti, M.I.; Lebrun, P., 1994. The soil fauna: the other last biotic frontier. *Biodiversity and Conservation*, 3: 45-56. http://dx.doi.org/10.1007/BF00115332

Andrés, P.; Mateos, E., 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology*, 33 (1): 67-78. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.08.007

Ansari, M.I.; Malik, A., 2010. Seasonal variation of different microorganisms with nickel and cadmium in the industrial wastewater and agricultural soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167 (1-4): 151-163. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-1038-y

Antonov, I.A., 2008. Ant assemblages of two cities with different ecological conditions in Southern Cisbaikalia. *Russian Journal of Ecology*, 39 (6): 454-456. http://dx.doi.org/10.1134/s106741360806012x

Antonova V; Penev, L., 2006. Change in the zoogeographical structure of ants (hymenoptera: Formicidae) caused by urban pressure in the sofia region (bulgaria). *Myrmecologische Nachrichten*, 8: 271-276.

Avidano, L.; Gamalero, E.; Cossa, G.P.; Carraro, E., 2005. Characterization of soil health in an Italian polluted site by using microorganisms as bioindicators. *Applied Soil Ecology*, 30 (1): 21-33. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.01.003

Azarbad, H.; Niklinska, M.; van Gestel, C.A.M.; van Straalen, N.M.; Roling, W.F.M.; Laskowski, R., 2013. Microbial community structure and functioning along metal pollution gradients. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (9): 1992-2002. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2269

Beaumelle, L.; Vile, D.; Lamy, I.; Vandenbulcke, F.; Gimbert, F.; Hedde, M., 2016. A structural equation model of soil metal bioavailability to earthworms: confronting causal theory and observations using a laboratory exposure to field-contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 569–570: 961-972. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.023

Berard, A.; Capowiez, L.; Mombo, S.; Schreck, E.; Dumat, C.; Deola, F.; Capowiez, Y., 2016. Soil microbial respiration and PICT responses to an industrial and historic lead pollution: a field study. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (5): 4271-4281. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5089-z

Beyer, L.; Blume, H.P.; Elsner, D.C.; Willnow, A., 1995. Soil organic-matter composition and microbial activity in urban soils. *Science of the Total Environment*, 168 (3): 267-278. http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04704-5

Buczkowski, G.; Richmond, D.S., 2012. The Effect of Urbanization on Ant Abundance and Diversity: A Temporal Examination of Factors Affecting Biodiversity. *Plos One*, 7 (8): e41729. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0041729

Byrne, L.B.; Bruns, M.A., 2004. The Effects of Lawn Management on Soil Microarthropods. *Journal of Agricultural and Urban Entomology*, 21 (3): 150-156. http://docs.rwu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1072&context=fcas_fp

Byrne, L.B.; Bruns, M.A.; Kim, K.C., 2008. Ecosystem Properties of Urban Land Covers at the Aboveground-Belowground Interface. *Ecosystems*, 11 (7): 1065-1077. http://dx.doi.org/10.1007/s10021-008-9179-3

Carpintero, S.; Reyes-López, J., 2014. Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain. *Entomological Science*, 17 (1): 41-51. http://dx.doi.org/10.1111/ens.12027

Cebron, A.; Cortet, J.; Criquet, S.; Biaz, A.; Calvert, V.; Caupert, C.; Pernin, C.; Leyval, C., 2011. Biological functioning of PAH-polluted and thermal desorption-treated soils assessed by fauna and microbial bioindicators. *Research in Microbiology*, 162 (9): 896-907. http://dx.doi.org/10.1016/j.resmic.2011.02.011

Chen, F.S.; Fahey, T.J.; Yu, M.Y.; Gan, L., 2010. Key nitrogen cycling processes in pine plantations along a short urban-rural gradient in Nanchang, China. *Forest Ecology and Management*, 259 (3): 477-486. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.11.003

Chen, Y.J.; Day, S.D.; Shrestha, R.K.; Strahm, B.D.; Wiseman, P.E., 2014. Influence of urban land development and soil rehabilitation on soil-atmosphere greenhouse gas fluxes. *Geoderma*, 226: 348-353. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.017

Chen, Y.J.; Day, S.D.; Wick, A.F.; Strahm, B.D.; Wiseman, P.E.; Daniels, W.L., 2013. Changes in soil carbon pools and microbial biomass from urban land development and subsequent post-development soil rehabilitation. *Soil Biology & Biochemistry*, 66: 38-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.022

Cheng, Z.; Grewal, P.S., 2009. Dynamics of the soil nematode food web and nutrient pools under tall fescue lawns established on soil matrices resulting from common urban development activities. *Applied Soil Ecology*, 42 (2): 107-117. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.02.005

Cheng, Z.; Grewal, P.S.; Stinner, B.R.; Hurto, K.A.; Hamza, H.B., 2008. Effects of long-term turfgrass management practices on soil nematode community and nutrient pools. *Applied Soil Ecology*, 38 (2): 174-184. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.10.007

Cho, D.H.; Baek, K.H.; Ramanan, R.; Ahn, C.Y.; Ahn, K.H.; Yoon, B.D.; Oh, H.M.; Kim, H.S., 2015. Hydrocarbon pollution does not influence bacterial diversity as much as geographic location: a Korean case study. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12 (6): 1889-1898. http://dx.doi.org/10.1007/s13762-014-0578-z

Christian, E.; Szeptycki, A., 2004. Distribution of Protura along an urban gradient in Vienna. *Pedobiologia*, 48 (5-6): 445-452. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.05.009

Cioce, D.M.; Aitkenhead-Peterson, J.A., 2015. Biodegradable dissolved organic carbon in urban and remnant soils in south-central Texas, USA. *Geoderma*, 245: 52-55. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.013

Clement, N.; Muresan, B.; Hedde, M.; Francois, D., 2015a. Assessment of palladium footprint from road traffic in two highway environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (24): 20019-20031. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5241-9

Clement, N.; Muresan, B.; Hedde, M.; Francois, D., 2015b. PAH dynamics in roadside environments: Influence on the consistency of diagnostic ratio values and ecosystem contamination assessments. *Science of the Total Environment*, 538: 997-1009. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.072

Czechowski, W.; Tych, A.; Staręga, W.K., 1981. Harvestmen (Arachnoidea, Opiliones) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica*, 34: 111-118.

Czechowski, W.R.; Pisarski, B.R., 1981. Species composition and origin of the fauna of Warsaw. P. 1. *Memorabilia Zoologica*, 34.

Dai, J.; Becquer, T.; Rouiller, J.H.; Reversat, G.; Bernhard-Reversat, F.; Lavelle, P., 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. *Applied Soil Ecology*, 25 (2): 99-109. http://dx.doi.org/10.1016/apsoil.2003.09.003

Decaëns, T.; Jiménez, J.J.; Gioia, C.; Measey, J.; Lavelle, P., 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42: 23-28. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001

Decina, S.M.; Hutyra, L.R.; Gately, C.K.; Getson, J.M.; Reinmann, A.B.; Gianotti, A.G.S.; Templer, P.H., 2016. Soil respiration contributes substantially to urban carbon fluxes in the greater Boston area. *Environmental Pollution*, 212: 433-439. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.012

Deichsel, R., 2006. Species change in an urban setting—ground and rove beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae) in Berlin. *Urban Ecosystems*, 9 (3): 161-178. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-006-8588-3

Desender, K.; Small, E.; Gaublomme, E.; Verdyck, P., 2005. Rural–urban gradients and the population genetic structure of woodland ground beetles. *Conservation Genetics*, 6 (1): 51-62. http://dx.doi.org/10.1007/s10592-004-7748-3

Dmowska, E., 2005. Nematodes colonizing power plant ash dumps. II. Nematode communities in ash dumps covered with turf – Effect of reclamation period and soil type. *Polish Journal of Ecology*, 53 (1): 37-51.

Dunger, W.; Schulz, H.-J.; Zimdars, B.; Hohberg, K., 2004. Changes in collembolan species composition in Eastern German mine sites over fifty years of primary succession. *Pedobiologia*, 48 (5–6): 503-517. http://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.07.005

Dunger, W.; Voigtländer, K., 2005. Assessment of biological soil quality in wooded reclaimed mine sites. *Geoderma*, 129 (1–2): 32-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.028

Dunger, W.; Wanner, M.; Hauser, H.; Hohberg, K.; Schulz, H.J.; Schwalbe, T.; Seifert, B.; Vogel, J.; Voigtländer, K.; Zimdars, B.; Zulka, K.P., 2001. Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation. *Pedobiologia*, 45 (3): 243-271. http://dx.doi.org/10.1078/0031-4056-00083

Eitminaviciute, I., 2006a. Microarthropod communities in anthropogenic urban soils. 1. Structure of microarthropod complexes in soils of roadside lawns. *Entomological Review*, 86 (2): S128-S135. http://dx.doi.org/10.1134/s0013873806110029

Eitminaviciute, I., 2006b. Microarthropod communities in anthropogenic urban soils. 2. Seasonal dynamics of microarthropod abundance in soils at roundabout junctions. *Entomological Review*, 86 (2): S136-S146. http://dx.doi.org/10.1134/s0013873806110030

Enloe, H.A.; Lockaby, B.G.; Zipperer, W.C.; Somers, G.L., 2015a. Urbanization effects on leaf litter decomposition, foliar nutrient dynamics and aboveground net primary productivity in the subtropics. *Urban Ecosystems*, 18 (4): 1285-1303. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-015-0444-x

Enloe, H.A.; Lockaby, B.G.; Zipperer, W.C.; Somers, G.L., 2015b. Urbanization effects on soil nitrogen transformations and microbial biomass in the subtropics. *Urban Ecosystems*, 18 (3): 963-976. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-015-0462-8

FAO; ITPS, 2015. *Status of the World's Soil Resources SWSR- Main Report*. Rome Italy

Fattorini, S., 2011. Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation*, 144 (1): 370-375. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.014

Frouz, J.; Livečková, M.; Albrechtová, J.; Chroňáková, A.; Cajthaml, T.; Pižl, V.; Háněl, L.; Starý, J.; Baldrian, P.; Lhotáková, Z.; Šimáčková, H.; Cepáková, Š., 2013. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology and Management*, 309: 87-95. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.013

Frouz, J.; Pižl, V.; Tajovský, K., 2007. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *European Journal of Soil Biology*, 43, Supplement 1: S184-S189. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.08.033

Frouz, J.; Prach, K.; Pižl, V.; Háněl, L.; Starý, J.; Tajovský, K.; Materna, J.; Balík, V.; Kalčík, J.; Řehounková, K., 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, 44 (1): 109-121. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.09.002

Fujita, A.; Maeto, K.; Kagawa, Y.; Ito, N., 2008. Effects of forest fragmentation on species richness and composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae and Brachinidae) in urban landscapes. *Entomological Science*, 11 (1): 39-48. http://dx.doi.org/10.1111/j.1479-8298.2007.00243.x

Gagné, S.A.; Fahr, L., 2011. Do birds and beetles show similar responses to urbanization? *Ecological Applications*, 21 (6): 2297-2312. http://dx.doi.org/10.1890/09-1905.1

Gaublomme, E.; Hendrickx, F.; Dhuyvetter, H.; Desender, K., 2008. The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. *Biological Conservation*, 141 (10): 2585-2596. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.022

Giller, K.E.; Witter, E.; McGrath, S.P., 2009. Heavy metals and soil microbes. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (10): 2031-2037. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.026

Gillet, S.; Ponge, J.-F., 2003. Changes in species assemblages and diets of Collembola along a gradient of metal pollution. *Applied Soil Ecology*, 22 (2): 127-138. http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00134-8

Gillison, A.N.; Jones, D.T.; Susilo, F.-X.; Bignell, D.E., 2003. Vegetation indicates diversity of soil macroinvertebrates: a case study with termites along a land-use intensification gradient in lowland Sumatra. *Organisms Diversity & Evolution*, 3 (2): 111-126. http://dx.doi.org/10.1078/1439-6092-00072

Gisin, H., 1943. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. *Revue Suisse de Zoologie*, 50: 131−224.

Grandchamp, A.-C.; Niemelä, J.; Kotze, J., 2000. The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems*, 4 (4): 321-332. http://dx.doi.org/10.1023/a:1015707916116

Green, D.M.; Oleksyszyn, M., 2002. Enzyme activities and carbon dioxide flux in a Sonoran desert urban ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (6): 2002-2008. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2002.2002

Green, S.M.; Machin, R.; Cresser, M.S., 2008. Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environmental Pollution*, 152 (1): 20-31. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.005

Griffiths, B.S.; Bonkowski, M.; Roy, J.; Ritz, K., 2001. Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts. *Applied Soil Ecology*, 16 (1): 49-61. http://dx.doi.org/10.1016/s0929-1393(00)00081-0

Groffman, P.M.; Pouyat, R.V., 2009. Methane Uptake in Urban Forests and Lawns. *Environmental Science & Technology*, 43 (14): 5229-5235. http://dx.doi.org/10.1021/es803720h

Groffman, P.M.; Williams, C.O.; Pouyat, R.V.; Band, L.E.; Yesilonis, I.D., 2009. Nitrate Leaching and Nitrous Oxide Flux in Urban Forests and Grasslands. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 1848-1860. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0521

Gulser, F.; Erdogan, E., 2008. The effects of heavy metal pollution on enzyme activities and basal soil respiration of roadside soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 145 (1-3): 127-133. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-0022-7

Hall, S.J.; Ahmed, B.; Ortiz, P.; Davies, R.; Sponseller, R.A.; Grimm, N.B., 2009. Urbanization Alters Soil Microbial Functioning in the Sonoran Desert. *Ecosystems*, 12 (4): 654-671. http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9249-1

Han, X.M.; Wang, R.Q.; Guo, W.H.; Pang, X.G.; Zhou, J.; Wang, Q.; Zhan, J.C.; Dai, J.R., 2011. Soil microbial community response to land use and various soil elements in a city landscape of north China. *African Journal of Biotechnology*, 10 (73): 16554-16565. http://dx.doi.org/10.5897/ajb10.1682

Háněl, L., 2001. Succession of soil nematodes in pine forests on coal-mining sands near Cottbus, Germany. *Applied Soil Ecology*, 16 (1): 23-34. http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00101-3

Háněl, L., 2008. Nematode assemblages indicate soil restoration on colliery spoils afforested by planting different tree species and by natural succession. *Applied Soil Ecology*, 40 (1): 86-99. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.03.007

Hartley, D.J.; Koivula, M.J.; Spence, J.R.; Pelletier, R.; Ball, G.E., 2007. Effects of urbanization on ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) of grassland habitats in western Canada. *Ecography*, 30 (5): 673-684. http://dx.doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05199.x

Hartley, W.; Uffindell, L.; Plumb, A.; Rawlinson, H.A.; Putwain, P.; Dickinson, N.M., 2008. Assessing biological indicators for remediated anthropogenic urban soils. *Science of the Total Environment*, 405 (1-3): 358-369. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008-06.004

Hasegawa, M.; Sasaki, T.; Sato, F.; Abe, S., 2015. Effects of roads on collembolan community structure in subtropical evergreen forests on Okinawa Island, southwestern Japan. *Pedobiologia*, 58 (1): 13-21. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2014.11.002

He, S.Y.; Feng, Y.Z.; Ni, J.; Sun, Y.F.; Xue, L.H.; Feng, Y.F.; Yu, Y.L.; Lin, X.G.; Yang, L.Z., 2016. Different responses of soil microbial metabolic activity to silver and iron oxide nanoparticles. *Chemosphere*, 147: 195-202. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.055

Hill, P.; Kristufek, V.; Dijkhuizen, L.; Boddy, C.; Kroetsch, D.; van Elsas, J.D., 2011. Land Use Intensity Controls Actinobacterial Community Structure. *Microbial Ecology*, 61 (2): 286-302. http://dx.doi.org/10.1007/s00248-010-9752-0

Hlava, J.; Kopecký, O., 2013. How reclamation type and age influence the abundance of earthworms in anthropogenic soils. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22 (6): 1887-1890.

Hofman, J.; Travnickova, E.; Andel, P., 2012. Road salts effects on soil chemical and microbial properties at grassland and forest site in protected natural areas. *Plant Soil and Environment*, 58 (6): 282-288. http://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/66745.pdf

Hohberg, K., 2003. Soil nematode fauna of afforested mine sites: genera distribution, trophic structure and functional guilds. *Applied Soil Ecology*, 22 (2): 113-126. http://dx.doi.org/10.1016/S0929-1393(02)00135-X

Hohberg, K., 2006. Tardigrade species composition in young soils and some aspects on life history of Macrobiotus richtersi J. Murray, 1911. *Pedobiologia*, 50 (3): 267-274. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.02.004

Holtkamp, R.; van der Wal, A.; Kardol, P.; van der Putten, W.H.; de Ruiter, P.C.; Dekker, S.C., 2011. Modelling C and N mineralisation in soil food webs during secondary succession on ex-arable land. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (2): 251-260. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.10.004

Hooper, D.; Chapin, F.; Ewel, J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.; Lodge, D.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setala, H.; Symstad, A.; Vandermeer, J.; Wardle, D., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75 (1): 3–35. http://dx.doi.org/10.1890/04-0922

Hornung, E.; Tóthmérész, B.; Magura, T.; Vilisics, F., 2007. Changes of isopod assemblages along an urban–suburban–rural gradient in Hungary. *European Journal of Soil Biology*, 43 (3): 158-165. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.01.001

Horváth, R.; Magura, T.; Tóthmérész, B., 2012. Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural–urban gradient in a lowland forest in Hungary. *Ecological Research*, 27 (6): 1069-1077. http://dx.doi.org/10.1007/s11284-012-0988-7

Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Tibi, A., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques.* : INRA-CNRS-Irstea (France), Expertise scientifique collective, 930.

Hu, X.F.; Jiang, Y.; Shu, Y.; Hu, X.; Liu, L.M.; Luo, F., 2014. Effects of mining wastewater discharges on heavy metal pollution and soil enzyme activity of the paddy fields. *Journal of Geochemical Exploration*, 147: 139-150. http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.08.001

Hutmacher, A.M.; Zaimes, G.N.; Martin, J.; Green, D.M., 2015. Vegetative litter decomposition along urban ephemeral streams in Southeastern Arizona. *Urban Ecosystems*, 18 (2): 431-448. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-014-0405-9

Ishitani, M.; Kotze, D.J.; Niemelä, J., 2003. Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography*, 26 (4): 481-489. http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03436.x

Ivashchenko, K.V.; Ananyeva, N.D.; Vasenev, V.I.; Kudeyarov, V.N.; Valentini, R., 2014. Biomass and respiration activity of soil microorganisms in anthropogenically transformed ecosystems (Moscow region). *Eurasian Soil Science*, 47 (9): 892-903. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229314090051

Jędryczkowski, W.B., 1981. Isopods (Isopoda) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica*, 34: 79-86.

Joimel, S.; Schwartz, C.; Hedde, M.; Kiyota, S.; Krogh, P.H.; Nahmani, J.; Pérès, G.; Vergnes, A.; Cortet, J., 2017. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Science of the Total Environment*, 584–585: 614-621. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.086

Jordan, M.J.; Lechevalier, M.P., 1975. Effects of zinc-smelter emissions on forest soil microflora. *Canadian Journal of Microbiology*, 21 (11): 1855-1865. http://dx.doi.org/10.1139/m75-269

Joynt, J.; Bischoff, M.; Turco, R.; Konopka, A.; Nakatsu, C.H., 2006. Microbial community analysis of soils contaminaed with lead, chromium and petroleum hydrocarbons. *Microbial Ecology*, 51 (2): 209-219. http://dx.doi.org/10.1007/s00248-005-0205-0

Jung, J.-K.; Kim, S.-T.; Lee, S.-Y.; Park, C.-K.; Lee, E.-H.; Lee, J.-H., 2012. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblage in the urban landscape, Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 35 (2): 79-89. http://dx.doi.org/10.5141/JEFB.2012.012

Kahrilas, G.A.; Blotevogel, J.; Stewart, P.S.; Borch, T., 2015. Biocides in Hydraulic Fracturing Fluids: A Critical Review of Their Usage, Mobility, Degradation, and Toxicity. *Environmental Science & Technology*, 49 (1): 16-32. http://dx.doi.org/10.1021/es503724k

Kamitani, T.; Kaneko, N., 2007. Species-specific heavy metal accumulation patterns of earthworms on a floodplain in Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66 (1): 82-91. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.10.009

Kapusta, P.; Szarek-Lukaszewska, G.; Stefanowicz, A.M., 2011. Direct and indirect effects of metal contamination on soil biota in a Zn-Pb post-mining and smelting area (S Poland). *Environmental Pollution*, 159 (6): 1516-1522. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.015

Kasprzak, K., 1981. Enchytraeids (oligochaeta, enchytraeidae) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica*, 34: 59-67.

Kaye, J.P.; McCulley, R.L.; Burke, I.C., 2005. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems. *Global Change Biology*, 11 (4): 575-587. http://dx.doi.org/10.1111/j1365-2486.2005.00921.x

Kazemi, F.; Beecham, S.; Gibbs, J.; Clay, R., 2009. Factors affecting terrestrial invertebrate diversity in bioretention basins in an Australian urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 92 (3–4): 304-313. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.014

Kenarova, A.; Radeva, G.; Traykov, I.; Boteva, S., 2014. Community level physiological profiles of bacterial communities inhabiting uranium mining impacted sites. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 100: 226-232. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.11.012

Khan, K.S.; Chander, K.; Hartmann, G.; Lamersdorf, N.; Joergensen, R.G., 2007. Sources of heavy metals and their long-term effects on microbial C, N and P relationships in soil. *Water Air and Soil Pollution*, 181 (1-4): 225-234. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-006-9295-7

Kille, P.; Andre, J.; Anderson, C.; Ang, H.N.; Bruford, M.W.; Bundy, J.G.; Donnelly, R.; Hodson, M.E.; Juma, G.; Lahive, E.; Morgan, A.J.; Sturzenbaum, S.R.; Spurgeon, D.J., 2013. DNA sequence variation and methylation in an arsenic tolerant earthworm population. *Soil Biology & Biochemistry*, 57: 524-532. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.014

Kirichenko, M.; Babko, R.; Łagod, G., 2012. Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the urban area of Lublin. *ECOpole*. http://dx.doi.org/10.2429/proc.2012.6(1)021

Kizilkaya, R.; Askin, T.; Bayrakli, B.; Saglam, N., 2004. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals. *European Journal of Soil Biology*, 40 (2): 95-102. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2004.10.002

Klimek, B.; Sitarz, A.; Choczynski, M.; Niklinska, M., 2016. The Effects of Heavy Metals and Total Petroleum Hydrocarbons on Soil Bacterial Activity and Functional Diversity in the Upper Silesia Industrial Region (Poland). *Water Air and Soil Pollution*, 227 (8). http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-2966-0

Klumpp, A.; Hintemann, T.; Lima, J.S.; Kandeler, E., 2003. Bioindication of air pollution effects near a copper smelter in Brazil using mango trees and soil microbiological properties. *Environmental Pollution*, 126 (3): 313-321. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(03)00244-6

Kozdroj, J.; van Elsas, J.D., 2001. Structural diversity of microbial communities in arable soils of a heavily industrialised area determined by PCR-DGGE fingerprinting and FAME profiling. *Applied Soil Ecology*, 17 (1): 31-42. http://dx.doi.org/10.1016/s0929-1393(00)00130-x

Lancaster, N.A.; Bushey, J.T.; Tobias, C.R.; Song, B.; Vadas, T.M., 2016. Impact of chloride on denitrification potential in roadside wetlands. *Environmental Pollution*, 212: 216-223. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.068

Lavelle, P.; Spain, A.V., 2001. *Soil Ecology*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Lee, C.M.; Kwon, T.-S., 2015. Response of ground arthropods to effect of urbanization in southern Osaka, Japan. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 8 (4): 343-348. http://dx.doi.org/10.1016/j.japb.2015.10.007

Li, X.F.; Hou, L.J.; Liu, M.; Zheng, Y.L.; Li, Y.; Lin, X.B., 2015. Abundance and diversity of polycyclic aromatic hydrocarbon degradation bacteria in urban roadside soils in Shanghai. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99 (8): 3639-3649. http://dx.doi.org/10.1007/s00253-014-6299-x

Lorenz, K.; Kandeler, E., 2005. Biochemical characterization of urban soil profiles from Stuttgart, Germany. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (7): 1373-1385. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.12.009

Lorenz, K.; Lal, R., 2009. Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environment International*, 35 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006

Luke, S.; Preston, M.D.; Basiliko, N.; Watmough, S.A., 2015. Microbial Communities, Biomass, and Carbon Mineralization in Acidic, Nutrient-Poor Peatlands Impacted by Metal and Acid Deposition. *Water Air and Soil Pollution*, 226 (2). http://dx.doi.org/10.1007/s11270-014-2265-6

Lukkari, T.; Taavitsainen, M.; Väisänen, A.; Haimi, J., 2004. Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59 (3): 340-348. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.09.011

Lund, M.B.; Holmstrup, M.; Lomstein, B.A.; Damgaard, C.; Schramm, A., 2010. Beneficial effect of *Verminephrobacter* nephridial symbionts on the fitness of the earthworm *Aporrectodea tuberculata*. *Applied and Environmental Microbiology*, 76 (14): 4738-4743. http://dx.doi.org/10.1128/AEM.00108-10

Magro, S.; Gutierrez-Lopez, M.; Casado, M.A.; Jimenez, M.D.; Trigo, D.; Mola, I.; Balaguer, L., 2013. Soil functionality at the roadside: Zooming in on a microarthropod community in an anthropogenic soil. *Ecological Engineering*, 60: 81-87. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.061

Magura, T.; Hornung, E.; Tóthmérész, B., 2008. Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. *Community Ecology*, 9 (1): 115-120. http://dx.doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.1.13

Magura, T.; Horvath, R.; Tothmeresz, B., 2010a. Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape Ecology*, 25 (4): 621-629. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-009-9445-6

Magura, T.; Lövei, G.L.; Tóthmérész, B., 2010b. Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? *Global Ecology and Biogeography*, 19 (1): 16-26. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00499.x

Magura, T.; Nagy, D.; Tóthmérész, B., 2013. Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. *Journal of Insect Conservation*, 17 (4): 715-724. http://dx.doi.org/10.1007/s10841-013-9555-y

Maisto, G.; Santorufo, L.; Milano, V.; Arena, C., 2016. Relationships between Quercus ilex L. litter characteristics and soil microarthropod community in an urban environment at different climatic conditions. *Applied Soil Ecology*, 99: 106-117. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.11.025

Manu, M.; Băncilă, R.I.; Iordache, V.; Bodescu, F.; Onete, M., 2016. Impact assessment of heavy metal pollution on soil mite communities (Acari: Mesostigmata) from Zlatna Depression – Transylvania. *Process Safety and Environmental Protection*. http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.011

Martinova, V.; van Geel, M.; Lievens, B.; Honnay, O., 2016. Strong differences in Quercus robur-associated ectomycorrhizal fungal communities along a forest-city soil sealing gradient. *Fungal Ecology*, 20: 88-96. http://dx.doi.org/10.1016/j.funeco.2015.12.002

McCrackin, M.L.; Harms, T.K.; Grimm, N.B.; Hall, S.J.; Kaye, J.P., 2008. Responses of soil microorganisms to resource availability in urban, desert soils. *Biogeochemistry*, 87 (2): 143-155. http://dx.doi.org/10.1007/s10533-007-9173-4

McIntyre, N.E.; Rango, J.; Fagan, W.F.; Faeth, S.H., 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 52 (4): 257-274. http://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00122-5

Menke, S.B.; Booth, W.; Dunn, R.R.; Schal, C.; Vargo, E.L.; Silverman, J., 2010. Is It Easy to Be Urban? Convergent Success in Urban Habitats among Lineages of a Widespread Native Ant. *Plos One*, 5 (2): e9194. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0009194

Menta, C.; Conti, F.D.; Pinto, S.; Leoni, A.; Lozano-Fondón, C., 2014. Monitoring soil restoration in an open-pit mine in northern Italy. *Applied Soil Ecology*, 83: 22-29. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.07.013

Migliorini, M.; Fanciulli, P.P.; Bernini, F., 2003. Comparative analysis of two edaphic zoocoenoses (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in the area of Orio al Serio Airport (Bergamo, northern Italy). *Pedobiologia*, 47 (1): 9-18. http://dx.doi.org/10.1078/0031-4056-00164

Migliorini, M.; Pigino, G.; Bianchi, N.; Bernini, F.; Leonzio, C., 2004. The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environmental Pollution*, 129 (2): 331-340. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2003.09.025

Morgan, J.E.; Morgan, A.J., 1988. Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metalliferous soils. *Environmental Pollution*, 54 (2): 123-138. http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(88)90142-X

Morrien, E.; Hannula, S.E.; Snoek, L.B.; Helmsing, N.R.; Zweers, H.; de Hollander, M.; Soto, R.L.; Bouffaud, M.L.; Buee, M.; Dimmers, W.; Duyts, H.; Geisen, S.; Girlanda, M.; Griffiths, R.I.; Jorgensen, H.B.; Jensen, J.; Plassart, P.; Redecker, D.; Schmelz, R.M.; Schmidt, O.; Thomson, B.C.; Tisserant, E.; Uroz, S.; Winding, A.; Bailey, M.J.; Bonkowski, M.; Faber, J.H.; Martin, F.; Lemanceau, P.; de Boer, W.; van Veen, J.A.; van der Putten, W.H., 2017. Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nature Communications*, 8. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms14349

Nahmani, J.; Hodson, M.E.; Black, S., 2007. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. *Environmental Pollution*, 145 (2): 402-424. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.009

Nahmani, J.; Lavelle, P., 2002. Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology*, 38 (3-4): 297-300. http://dx.doi.org/10.1016/s1164-5563(02)01169-x

Nahmani, J.; Rossi, J.P., 2003. Soil macroinvertebrates as indicators of pollution by heavy metals. *Comptes Rendus Biologies*, 326 (3): 295-303. http://dx.doi.org/10.1016/s1631-0691(03)00070-2

Nannoni, F.; Rossi, S.; Protano, G., 2014. Soil properties and metal accumulation by earthworms in the Siena urban area (Italy). *Applied Soil Ecology*, 77: 9-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.01.004

Nguyen-Viet, H.; Bernard, N.; Mitchell, E.A.D.; Cortet, J.; Badot, P.-M.; Gilbert, D., 2007. Relationship Between Testate Amoeba (Protist) Communities and Atmospheric Heavy Metals Accumulated in Barbula indica (Bryophyta) in Vietnam. *Microbial Ecology*, 53 (1): 53-65. http://dx.doi.org/10.1007/s00248-006-9108-y

Niemelä, J.; Kotze, D.J., 2009. Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landscape and Urban Planning*, 92 (2): 65-71. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.016

Niemelä, J.; Kotze, D.J.; Venn, S.; Penev, L.; Stoyanov, I.; Spence, J.; Hartley, D.; de Oca, E.M., 2002. Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecology*, 17 (5): 387-401. http://dx.doi.org/10.1023/a:1021270121630

Niklinska, M.; Chodak, M.; Laskowski, R., 2006. Pollution-induced community tolerance of microorganisms from forest soil organic layers polluted with Zn or Cu. *Applied Soil Ecology*, 32 (3): 265-272. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.08.002

Niklinska, M.; Chodak, M.; Stefanowicz, A., 2004. Community level physiological profiles of microbial communities from forest humus polluted with different amounts of Zn, Pb, and Cd-preliminary study with BIOLOG ecoplates. *Soil Science and Plant Nutrition*, 50 (6): 941-944. http://dx.doi.org/10.1080/00380768.2004.10408558

Op De Beeck, M.; Lievens, B.; Busschaert, P.; Rineau, F.; Smits, M.; Vangronsveld, J.; Colpaert, J.V., 2015. Impact of metal pollution on fungal diversity and community structures. *Environmental Microbiology*, 17 (6): 2035-2047. http://dx.doi.org/10.1111/1462-2920.12547

Ouvrard, S.; Barnier, C.; Bauda, P.; Béguiristain, T.; Biache, C.; Bonnard, M.; Caupert, C.; Cébron, A.; Cotelle, S.; Dazy, M.; Cortet, J.; Faure, P.; Masfaraud, J.F.; Nahmani, J.; Poupin, P.; Raoult, N.; Vasseur, P.; Morel, J.L.; Leyval, C., 2011. In situ assessment of phytotechnologies for multicontaminated soil management. *International Journal of Phytoremediation*, 13 (special issue, supplement 1): 245-263. http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2011.568546

Pajak, M.; Blonska, E.; Frac, M.; Oszust, K., 2016. Functional Diversity and Microbial Activity of Forest Soils that Are Heavily Contaminated by Lead and Zinc. *Water Air and Soil Pollution*, 227 (9). http://dx.doi.org/10.1007/s11270-016-3051-4

Papa, S.; Bartoli, G.; Pellegrino, A.; Fioretto, A., 2010. Microbial activities and trace element contents in an urban soil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 165 (1-4): 193-203. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1

Papastefanou, G.; Panayiotou, E.; Mylonas, M.; Simaiakis, S.M., 2015. Centipede assemblages along an urbanization gradient in the city of Heraklion, Crete (Greece). *ZooKeys*, (510): 163-179. http://dx.doi.org/10.3897/zookeys.510.8414

Parisi, V.; Menta, C.; Gardi, C.; Jacomini, C.; Mozzanica, E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 323-333. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002

Park, B.-Y.; Lee, J.-K.; Ro, H.-M.; Kim, Y.H., 2011. Effects of heavy metal contamination from an abandoned mine on nematode community structure as an indicator of soil ecosystem health. *Applied Soil Ecology*, 51: 17-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.08.006

Pass, D.A.; Morgan, A.J.; Read, D.S.; Field, D.; Weightman, A.J.; Kille, P., 2015. The effect of anthropogenic arsenic contamination on the earthworm microbiome. *Environmental Microbiology*, 17 (6): 1884-1896. http://dx.doi.org/10.1111/1462-2920.12712

Patel, V.; Sharma, A.; Lal, R.; Al-Dhabi, N.A.; Madamwar, D., 2016. Response and resilience of soil microbial communities inhabiting in edible oil stress/contamination from industrial estates. *Bmc Microbiology*, 16. http://dx.doi.org/10.1186/s12866-016-0669-8

Pavao-Zuckerman, M.A.; Coleman, D.C., 2007. Urbanization alters the functional composition, but not taxonomic diversity, of the soil nematode community. *Applied Soil Ecology*, 35 (2): 329-339. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.07.008

Pen-Mouratov, S.; Shukurov, N.; Steinberger, Y., 2008. Influence of industrial heavy metal pollution on soil free-living nematode population. *Environmental Pollution*, 152 (1): 172-183. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.05.007

Penev, L.; Stoyanov, I.; Dedov, I.; Antonova, V., 2007. Patterns of urbanisation in the City of Sofia as shown by carabid beetles (Coleoptera, Carabidae), ants (Hymenoptera, Formicidae), and terrestrial gastropods (Mollusca, Gastropoda Terrestria). *Proceedings of the XIII European Carabidologists Meeting*. Blagoevgrad. Pensoft Publishers, 483-509.

Peng, M.; Zi, X.X.; Wang, Q.Y., 2015. Bacterial Community Diversity of Oil-Contaminated Soils Assessed by High Throughput Sequencing of 16S rRNA Genes. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12 (10): 12002-12015. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph121012002

Petkovsek, S.A.; Kopusar, N.; Tome, D.; Krystufek, B., 2015. Risk assessment of metals and PAHs for receptor organisms in differently polluted areas in Slovenia. *Science of the Total Environment*, 532: 404-414. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.076

Pey, B.; Cortet, J.; Capowiez, Y.; Nahmani, J.; Watteau, F.; Schwartz, C., 2014a. Technosol composition affects Lumbricus terrestris surface cast composition and production. *Ecological Engineering*, 67: 238-247. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.039

Pey, B.; Nahmani, J.; Auclerc, A.; Capowiez, Y.; Cluzeau, D.; Cortet, J.; Decaëns, T.; Deharveng, L.; Dubs, F.; Joimel, S.; Briard, C.; Grumiaux, F.; Laporte, M.-A.; Pasquet, A.; Pelosi, C.; Pernin, C.; Ponge, J.-F.; Salmon, S.; Santorufo, L.; Hedde, M., 2014b. Current use of and future needs for soil invertebrate functional traits in community ecology. *Basic and Applied Ecology*, 15: 194-206. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2014.03.007

Pilipiuk, I., 1981. Earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica*, 34: 69-77.

Piotrowska-Dlugosz, A.; Charzynski, P., 2015. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the Ekranic Technosols of Torun (Poland). *Journal of Soils and Sediments*, 15 (1): 47-59. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0963-8

Pisarski, B.R., 1982. Ants of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica*, 36: 73-90.

Pižl, V.; Josens, G., 1995. Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environmental Pollution*, 90 (1): 7-14. http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(94)00097-W

Pizl, V.; Schlaghamersky, J.; Triska, J., 2009. The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals on terrestrial annelids in urban soils. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 44 (8): 1050-1055. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009000800038

Podesta, G.; Sapijanskas, J.; Cortet, J.; Martin, E.; Soubelet, H., 2016. Restauration des sols: panorama, limites et perspectives. In: Bispo, A.; Guellier, C.; Martin, E.; Sapijanskas, J.; Soubelet, H.; Chenu, C., eds. *Les sols, Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable*. Versailles: Quae, 333-349.

Post, R.D.; Beeby, A.N., 1993. Microbial biomass in suburban roadside soils - Estimates based on extracted microbial-C and ATP. *Soil Biology & Biochemistry*, 25 (2): 199-204. http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(93)90027-9

Potter, D.A.; Redmond, C.T.; Meepagala, K.M.; Williams, D.W., 2010. Managing earthworm casts (Oligochaeta: Lumbricidae) in turfgrass using a natural byproduct of tea oil (Camellia sp.) manufacture. *Pest Management Science*, 66 (4): 439-446. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1896

Pouyat, R.V.; Parmelee, R.W.; Carreiro, M.M., 1994. Environmental-effects of forest soil-invertebrate and fungal densities in oak stands along an urban-rural land-use gradient. *Pedobiologia*, 38 (5): 385-399.

Pouyat, R.V.; Russell-Anelli, J.; Yesilonis, I.D.; Groffman, P.M., 2003. Soil carbon in urban forest ecosystems. In: Kimble, J.M.; Heath, L.S.; Birdsey, R.A.; Lal, R., eds. *The potential of US forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 347-362. http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/2003/ne_2003_pouyat_002.pdf

Pouyat, R.V.; Szlavecz, K.; Yesilonis, I.D.; Wong, C.P.; Murawski, L.; Marra, P.; Casey, R.E.; Lev, S., 2015. Multi-scale assessment of metal contamination in residential soil and soil fauna: A case study in the Baltimore-Washington metropolitan region, USA. *Landscape and Urban Planning*, 142: 7-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.05.001

Ramirez, K.S.; Leff, J.W.; Barberán, A.; Bates, S.T.; Betley, J.; Crowther, T.W.; Kelly, E.F.; Oldfield, E.E.; Shaw, E.A.; Steenbock, C.; Bradford, M.A.; Wall, D.H.; Fierer, N., 2014. Biogeographic patterns in belowground diversity in New York City's Central Park are similar to those observed globally. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences.*, 281: 20141988. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1988

Reese, A.T.; Savage, A.; Youngsteadt, E.; McGuire, K.L.; Koling, A.; Watkins, O.; Frank, S.D.; Dunn, R.R., 2016. Urban stress is associated with variation in microbial species composition-but not richness-in Manhattan. *Isme Journal*, 10 (3): 751-760. http://dx.doi.org/10.1038/ismej.2015.152

Rhind, S.M., 2009. Anthropogenic pollutants: a threat to ecosystem sustainability? *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 364 (1534): 3391-3401. http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2009.0122

Rochefort, S.; Therrien, F.; Shetlar, D.J.; Brodeura, J., 2006. Species diversity and seasonal abundance of Collembola in turfgrass ecosystems of North America. *Pedobiologia*, 50 (1): 61-68. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.10.007

Rozanova, M.S.; Prokof'eva, T.V.; Lysak, L.V.; Rakhleeva, A.A., 2016. Soil organic matter in the Moscow State University botanical garden on the Vorob'evy Hills. *Eurasian Soil Science*, 49 (9): 1013-1025. http://dx.doi.org/10.1134/s106422931609012x

Rumble, H.; Gange, A.C., 2013. Soil microarthropod community dynamics in extensive green roofs. *Ecological Engineering*, 57: 197-204. http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.012

Sadler, J.P.; Small, E.C.; Fiszpan, H.; Telfer, M.G.; Niemelä, J., 2006. Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban–rural gradient using woodland carabid assemblages. *Journal of Biogeography*, 33 (6): 1126-1138. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01476.x

Sánchez-Moreno, S.; Navas, A., 2007. Nematode diversity and food web condition in heavy metal polluted soils in a river basin in southern Spain. *European Journal of Soil Biology*, 43 (3): 166-179. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.01.002

Sanford, M.P.; Manley, P.N.; Murphy, D.D., 2009. Effects of Urban Development on Ant Communities: Implications for Ecosystem Services and Management. *Conservation Biology*, 23 (1): 131-141. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01040.x

Santorufo, L.; Cortet, J.; Nahmani, J.; Pernin, C.; Salmon, S.; Pernot, A.; Morel, J.L.; Maisto, G., 2015. Responses of functional and taxonomic collembolan community structure to site management in Mediterranean urban and surrounding areas. *European Journal of Soil Biology*, 70: 46-57. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.07.003

Santorufo, L.; Van Gestel, C.A.M.; Maisto, G., 2014. Sampling season affects conclusions on soil arthropod community structure responses to metal pollution in Mediterranean urban soils. *Geoderma*, 226: 47-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.02.001

Santorufo, L.; Van Gestel, C.A.M.; Rocco, A.; Maisto, G., 2012. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution*, 161: 57-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.09.042

Sarzhanov, D.A.; Vasenev, V.I.; Sotnikova, Y.L.; Tembo, A.; Vasenev, II; Valentini, R., 2015. Short-term dynamics and spatial heterogeneity of CO2 emission from the soils of natural and urban ecosystems in the Central Chernozemic Region. *Eurasian Soil Science*, 48 (4): 416-424. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229315040092

Sattler, T.; Duelli, P.; Obrist, M.K.; Arlettaz, R.; Moretti, M., 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25 (6): 941-954. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-010-9473-2

Schlaghamerský, J.; Pižl, V., 2009. Enchytraeids and earthworms (Annelida: Clitellata: Enchytraeidae, Lumbricidae) of parks in the city of Brno, Czech Republic. *Soil organisms*, 81 (2): 145–173.

Schrader, S.; Böning, M., 2006. Soil formation on green roofs and its contribution to urban biodiversity with emphasis on Collembolans. *Pedobiologia*, 50 (4): 347-356. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.06.003

Shao, Y.; Zhang, W.; Shen, J.; Zhou, L.; Xia, H.; Shu, W.; Ferris, H.; Fu, S., 2008. Nematodes as indicators of soil recovery in tailings of a lead/zinc mine. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (8): 2040-2046. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.014

Shen, F.; Li, Y.X.; Zhang, M.; Awasthi, M.K.; Ali, A.; Li, R.H.; Wang, Q.; Zhang, Z.Q., 2016. Atmospheric Deposition-Carried Zn and Cd from a Zinc Smelter and Their Effects on Soil Microflora as Revealed by 16S rDNA. *Scientific Reports*, 6. http://dx.doi.org/10.1038/srep39148

Shukurov, N.; Kodirov, O.; Peitzsch, M.; Kersten, M.; Pen-Mouratov, S.; Steinberger, Y., 2014. Coupling geochemical, mineralogical and microbiological approaches to assess the health of contaminated soil around the Almalyk mining and smelter complex, Uzbekistan. *Science of the Total Environment*, 476: 447-459. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.031

Silva, L.; Cachada, A.; Freitas, A.C.; Pereira, R.; Rocha-Santos, T.; Duarte, A.C., 2010. Assessment of fatty acid as a differentiator of usages of urban soils. *Chemosphere*, 81 (7): 968-975. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.050

Simonin, M.; Richaume, A., 2015. Impact of engineered nanoparticles on the activity, abundance, and diversity of soil microbial communities: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (18): 13710-13723. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4171-x

Smetak, K.M.; Johnson-Maynard, J.L.; Lloyd, J.E., 2007. Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. *Applied Soil Ecology*, 37 (1–2): 161-168. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.004

Smorkalov, I.A.; Vorobeichik, E.L., 2015. The impact of a large industrial city on the soil respiration in forest ecosystems. *Eurasian Soil Science*, 48 (1): 106-114. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229315010147

Souza-Campana, D.R.d.; Silva, O.G.M.d.; Menino, L.; Morini, M.S.d.C., 2016. Epigaeic ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in urban parks located in Atlantic Forest biome. *Check List, the jounal of Biodiversity data*, 12 (5). http://dx.doi.org/10.15560/12.5.1967

Steinberg, D.A.; Pouyat, R.V.; Parmelee, R.W.; Groffman, P.M., 1997. Earthworm abundance and nitrogen mineralization rates along an urban-rural land use gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 29 (3): 427-430. http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00043-0

Suthar, S.; Singh, S.; Dhawan, S., 2008. Earthworms as bioindicator of metals (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb and Cd) in soils: Is metal bioaccumulation affected by their ecological category? *Ecological Engineering*, 32 (2): 99-107. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.10.003

Sutton, N.B.; Maphosa, F.; Morillo, J.A.; Abu Al-Soud, W.; Langenhoff, A.A.M.; Grotenhuis, T.; Rijnaarts, H.H.M.; Smidt, H., 2013. Impact of Long-Term Diesel Contamination on Soil Microbial Community Structure. *Applied and Environmental Microbiology*, 79 (2): 619-630. http://dx.doi.org/10.1128/aem.02747-12

Toennisson, T.A.; Sanders, N.J.; Klingeman, W.E.; Vail, K.M., 2011. Influences on the Structure of Suburban Ant (Hymenoptera: Formicidae) Communities and the Abundance of Tapinoma sessile. *Environmental Entomology*, 40 (6): 1397-1404. http://dx.doi.org/10.1603/EN11110

Touyama, Y.; Ogata, K.; Sugiyama, T., 2003. The Argentine ant, Linepithema humile, in Japan: Assessment of impact on species diversity of ant communities in urban environments. *Entomological Science*, 6 (2): 57-62. http://dx.doi.org/10.1046/j.1343-8786.2003.00008.x

Tu, C.; Wang, Y.; Duan, W.; Hertl, P.; Tradway, L.; Brandenburg, R.; Lee, D.; Snell, M.; Hu, S., 2011. Effects of fungicides and insecticides on feeding behavior and community dynamics of earthworms: Implications for casting control in turfgrass systems. *Applied Soil Ecology*, 47 (1): 31-36. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.11.002

Tuhackova, J.; Cajthaml, T.; Novak, K.; Novotny, C.; Mertelik, J.; Sasek, V., 2001. Hydrocarbon deposition and soil microflora as affected by highway traffic. *Environmental Pollution*, 113 (3): 255-262. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00193-7

Tych, A., 1981. Scarabaeids (Coleoptera, Scarabaeidae) of Warsaw and Mazovia. *Memorabilia Zoologica*, 34.

van Straalen, N.M.; Butovsky, R.O.; Pokarzhevskii, A.D.; Zaitsev, A.S.; Verhoef, S.C., 2001. Metal concentrations in soil and invertebrates in the vicinity of a metallurgical factory near Tula (Russia). *Pedobiologia*, 45 (5): 451-466. http://dx.doi.org/10.1078/0031-4056-00099

Van Vliet, P.C.J.; Didden, W.A.M.; Van der Zee, S.E.A.T.M.; Peijnenburg, W.J.G.M., 2006. Accumulation of heavy metals by enchytraeids and earthworms in a floodplain. *European Journal of Soil Biology*, 42, Supplement 1: S117-S126. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.09.005

Vasenev, V.I.; Ananyeva, N.D.; Makarov, O.A., 2012. Specific features of the ecological functioning of urban soils in Moscow and Moscow oblast. *Eurasian Soil Science*, 45 (2): 194-205. http://dx.doi.org/10.1134/s1064229312020147

Vepsäläinen, K.; Ikonen, H.; Koivula, M.J., 2008. The Structure of Ant Assemblages in an Urban Area of Helsinki, Southern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 45 (2): 109-127. http://dx.doi.org/10.5735/086.045.0203

Vergnes, A.; Blouin, M.; Muratet, A.; Lerch, T.Z.; Mendez-Millan, M.; Rouelle-Castrec, M.; Dubs, F., 2017. Initial conditions during technosol implementation shape earthworms and ants diversity. *Landscape and Urban Planning*, 159: 32-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.002

Vergnes, A.; Le Viol, I.; Clergeau, P., 2012. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145 (1): 171-178. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.002

Viall, E.M.; Gentry, L.F.; Hopkins, D.G.; Ganguli, A.C.; Stahl, P., 2014. Legacy Effects of Oil Road Reclamation on Soil Biology and Plant Community Composition. *Restoration Ecology*, 22 (5): 625-632. http://dx.doi.org/10.1111/rec.12115

Vilisics, F.; Elek, Z.; Lövei, G.L.; Hornung, E., 2007. Composition of terrestrial isopod assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. *Pedobiologia*, 51 (1): 45-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.12.004

Violle, C.; Navas, M.-L.; Vile, D.; Kazakou, E.; C, F.; Hummel, I.; Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116 (5): 882-892. http://dx.doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x

Wang, M.E.; Markert, B.; Shen, W.M.; Chen, W.P.; Peng, C.; Ouyang, Z.Y., 2011. Microbial biomass carbon and enzyme activities of urban soils in Beijing. *Environmental Science and Pollution Research*, 18 (6): 958-967. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-011-0445-0

Wang, Q.Y.; Zhou, D.M.; Cang, L.; Li, L.Z.; Zhu, H.W., 2009. Indication of soil heavy metal pollution with earthworms and soil microbial biomass carbon in the vicinity of an abandoned copper mine in Eastern Nanjing, China. *European Journal of Soil Biology*, 45 (3): 229-234. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.12.002

Wanner, M.; Dunger, W., 2001. Biological activity of soils from reclaimed open-cast coal mining areas in Upper Lusatia using testate amoebae (protists) as indicators. *Ecological Engineering*, 17 (2–3): 323-330. http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00148-8

Wanner, M.; Dunger, W., 2002. Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology*, 38 (2): 137-143. http://dx.doi.org/10.1016/s1164-5563(02)01135-4

Wei, Z.Q.; Wu, S.H.; Zhou, S.L.; Li, J.T.; Zhao, Q.G., 2014. Soil Organic Carbon Transformation and Related Properties in Urban Soil Under Impervious Surfaces. *Pedosphere*, 24 (1): 56-64. http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60080-6

Wei, Z.Q.; Wu, S.H.; Zhou, S.L.; Lin, C., 2013. Installation of impervious surface in urban areas affects microbial biomass, activity (potential C mineralisation), and functional diversity of the fine earth. *Soil Research*, 51 (1): 59-67. http://dx.doi.org/10.1071/sr12089

Weller, B.; Ganzhorn, J.U., 2004. Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology*, 5 (2): 193-201. http://dx.doi.org/10.1078/1439-1791-00220

Xiao, X.Y.; Yang, M.; Guo, Z.H.; Jiang, Z.C.; Liu, Y.N.; Cao, X., 2015. Soil vanadium pollution and microbial response characteristics from stone coal smelting district. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 25 (4): 1271-1278. http://dx.doi.org/10.1016/s1003-6326(15)63727-x

Xu, H.J.; Li, S.; Su, J.Q.; Nie, S.A.; Gibson, V.; Li, H.; Zhu, Y.G., 2014. Does urbanization shape bacterial community composition in urban park soils? A case study in 16 representative Chinese cities based on the pyrosequencing method. *Fems Microbiology Ecology*, 87 (1): 182-192. http://dx.doi.org/10.1111/1574-6941.12215

Yamaguchi, T., 2004. Influence of urbanization on ant distribution in parks of Tokyo and Chiba City, Japan I. Analysis of ant species richness. *Ecological Research*, 19 (2): 209-216. http://dx.doi.org/10.1111/j.1440-1703.2003.00625.x

Yang, Y.G.; Campbell, C.D.; Clark, L.; Cameron, C.M.; Paterson, E., 2006. Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils. *Chemosphere*, 63 (11): 1942-1952. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.009

Yang, Y.G.; Jin, Z.S.; Bi, X.Y.; Li, F.L.; Sun, L.; Liu, J.; Fu, Z.Y., 2009. Atmospheric Deposition-Carried Pb, Zn, and Cd from a Zinc Smelter and Their Effect on Soil Microorganisms. *Pedosphere*, 19 (4): 422-433. http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0160(09)60135-1

Yang, Y.R.; Song, Y.Y.; Scheller, H.V.; Ghosh, A.; Ban, Y.H.; Chen, H.; Tang, M., 2015. Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi associated with Robinia pseudoacacia in uncontaminated and heavy metal contaminated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 86: 146-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.018

Zappelini, C.; Karimi, B.; Foulon, J.; Lacercat-Didier, L.; Maillard, F.; Valot, B.; Blaudez, D.; Cazaux, D.; Gilbert, D.; Yergeau, E.; Greer, C.; Chalot, M., 2015. Diversity and complexity of microbial communities from a chlor-alkali tailings dump. *Soil Biology & Biochemistry*, 90: 101-110. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.008

Zhang, F.P.; Li, C.F.; Tong, L.G.; Yue, L.X.; Li, P.; Ciren, Y.J.; Cao, C.G., 2010. Response of microbial characteristics to heavy metal pollution of mining soils in central Tibet, China. *Applied Soil Ecology*, 45 (3): 144-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.03.006

Zhang, W.; Wang, K.Y.; Luo, Y.Q.; Fang, Y.T.; Yan, J.H.; Zhang, T.; Zhu, X.M.; Chen, H.; Wang, W.T.; Mo, J.M., 2014. Methane uptake in forest soils along an urban-to-rural gradient in Pearl River Delta, South China. *Scientific Reports*, 4. http://dx.doi.org/10.1038/srep05120

Zhao, D.; Li, F.; Yang, Q.; Wang, R.; Song, Y.; Tao, Y., 2013. The influence of different types of urban land use on soil microbial biomass and functional diversity in Beijing, China. *Soil Use and Management*, 29 (2): 230-239. http://dx.doi.org/10.1111/sum.12034

Zhao, D.; Li, F.m.; Wang, R.S.; Yang, Q.R.; Ni, H.S., 2012. Effect of soil sealing on the microbial biomass, N transformation and related enzyme activities at various depths of soils in urban area of Beijing, China. *Journal of Soils and Sediments*, 12 (4): 519-530. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-012-0472-6

Zhu, W.X.; Carreiro, M.M., 2004. Variations of soluble organic nitrogen and microbial nitrogen in deciduous forest soils along an urban - rural gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (2): 279-288. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.09.011

Zullini, A.; Peretti, E., 1986. Lead pollution and moss-inhabiting nematodes of an industrial area. *Water, Air, and Soil Pollution*, 27 (3): 403-410. http://dx.doi.org/10.1007/BF00649421

Zvereva, E.L.; Kozlov, M.V., 2010. Responses of terrestrial arthropods to air pollution: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 17 (2): 297. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-009-0138-0

Chapitre 4. Biodiversité et fragmentation des paysages

Auteurs : Marianne Cohen (coord.), Laurence Jolivet, Colas Robert, Alan Vergnes

La définition de l'artificialisation prise en compte dans ce chapitre correspond à l'ensemble des processus d'urbanisation (à savoir l'extension et la densification du manteau bâti, l'imperméabilisation des sols[1], l'implantation d'activités industrielles et minières), et à la construction d'infrastructures (notamment de transport). L'impact environnemental de ces processus a été évalué sur les paysages, les habitats, la biodiversité végétale et animale, épigée et aquatique. Bien que l'intensification de l'agriculture puisse être considérée comme une forme d'artificialisation, ce processus n'a pas été pris en considération dans cette ESCo.

Si l'on retient la définition de l'écologie du paysage (Burel et Baudry, 1999; Forman et Godron, 1986), les *paysages* correspondent à des étendues d'échelle kilométrique, composées de différents types d'occupation du sol, disposés de telle façon qu'ils facilitent ou non la circulation des organismes vivants. Les paysages sont donc caractérisés par leur composition et par leur configuration. La présence de *corridors écologiques* participe des continuités vertes (terrestres) et bleues (réseau hydrographique), promues notamment par la politique des Trames vertes et bleues mise en place en France suite au Grenelle de l'Environnement en 2007 sur l'ensemble du territoire national, y compris dans les villes (Scarwell, 2012). Inversement, la *fragmentation* des paysages correspond à un éloignement entre les tâches d'habitat, à l'absence de corridors écologiques et à des effets de barrière limitant le déplacement des organismes vivants.

Les *habitats* correspondent aux milieux de vie des espèces animales et végétales, ils sont définis à la fois par les conditions abiotiques (type de sol, densité de bâti, par analogie le biotope) mais également par la structure végétale (par exemple, la présence d'un couvert arboré sera favorable à des espèces végétales forestières supportant l'ombre, à des oiseaux nichant dans les arbres), la présence de ressources pour le cycle de vie des espèces (notamment de ressources alimentaires pour la faune) voire par leur surface (les animaux ont besoin d'un domaine vital de taille variable selon l'espèce).

La biodiversité peut être appréhendée à différents niveaux d'organisation inter-reliés ; la diversité génétique, la diversité des communautés vivantes, la diversité des paysages. Bien que l'essentiel des références consultées se réfère à la biodiversité à l'échelle des communautés végétales ou animales, certaines études ont cherché à tester le rôle de l'échelle, à préciser les effets de l'artificialisation en termes d'homogénéisation biotique à l'échelle du paysage (échelle kilométrique), de la région ou d'un pays entier, voire à prendre en considération le facteur temps. Des études peu nombreuses ont évalué ses conséquences sur la diversité génétique d'une espèce.

Pour répondre aux objectifs de l'expertise, nous avons identifié les leviers d'action en termes d'aménagements proposés dans les études portant sur le paysage et la biodiversité, et dans des études plus générales sur la planification urbaine intégrant les enjeux de la biodiversité. D'autres leviers d'action sont issus des résultats de notre analyse des travaux scientifiques.

En fonction de la délimitation du champ thématique, une sélection de 130 références a été opérée sur le corpus fourni constitué de 794 références. Cette sélection a été partagée entre les contributeurs, en fonction de leurs domaines de spécialité. Certaines références ont été rajoutées à ce corpus en fonction des connaissances des contributeurs. Nous avons également utilisé la bibliographie établie par Peter Werner et Rudolf Zahner (2008). Au total, nous avons exploité un ensemble de 152 articles, dont 13 revues de littérature. Parmi ces dernières, trois quantifiaient précisément le nombre d'articles indiquant tel ou tel effet (Marzluff (2001) : 51 articles, McKinney (2008) : 48 articles ; Bonthoux *et al.* (2014) : 40 articles).

L'ensemble du corpus initial, soit plus de 300 références échelonnées entre 1972 et 2017, a d'abord été dépouillé selon une grille d'analyse visant à distinguer les points de consensus entre les travaux, les effets positifs ou négatifs de l'artificialisation en fonction des habitats et des espèces concernées. Dans un deuxième temps, nous avons quantifié les résultats dans une méta-analyse détaillant les effets de l'urbanisation et de la fragmentation sur les habitats selon les espèces. Nous avons recensé 84 résultats sur les paysages, 247 sur la biodiversité végétale et 559 pour la faune, soit un total de 890 résultats. Parmi les effets sur les espèces, nous avons distingué ceux concernant la richesse spécifique, l'abondance (ou la densité), la composition, la sélection des traits, la diversité (génétique, à l'échelle des communautés biotiques, à l'échelle du paysage), le comportement, les effets démographiques, le comportement spatial (pour la faune). Ces effets sont provoqués par le changement de composition et de configuration du paysage, mais s'expliquent également par des filtres naturels, des interactions biotiques ou le facteur temps. Nous avons décomposé les résultats de chaque publication par taxon selon une grille à double entrée modalités de l'artificialisation/effets sur la biodiversité. Les effets des mines, des industries et des infrastructures de transport ont été distingués selon qu'elles étaient en activité ou abandonnées.

Chaque effet est transcrit dans le tableau sous forme d'un indice compris entre -1 et +1, selon que l'effet est négatif ou positif ; égal à +/- 0,5 si l'effet n'est pas significativement démontré ou s'il y a des exceptions, égal à 0 si l'effet n'est pas démontré.

[1] Les sols sont imperméabilisés par leur revêtement (ex. asphalte) ou par l'existence de bâti. A Paris, le cumul de la voirie et du bâti représente en moyenne 71% de la surface du sol (Cohen *et al.*, 2012).

Les indices sont ensuite additionnés par groupes d'organismes (végétaux, arthropodes, oiseaux, mammifères, amphibiens, reptiles et autres) et par modalité de l'artificialisation puis divisés par le nombre de résultats correspondant. Dans les tableaux (figures 1, 2, 4 et 5), un indice moyen I_m proche de 1 (cellule verte) correspond à des effets généralement positifs constatés dans l'ensemble du corpus concerné, alors qu'un indice I_m proche de zéro (cellule jaune) indique des effets nuls, ou une compensation entre des effets positifs et négatifs selon les cas. Un indice moyen I_m proche de -1 indique des effets généralement négatifs (cellule rouge). La portée scientifique de cet indice moyen I_m dépendra du nombre de résultats analysés N, et du nombre d'études multi-sites. Dans le texte, la parenthèse (-0,5 ; 15) signifie que la valeur moyenne de l'indice est de 0,5 et le nombre total de résultats pris en compte dans le calcul est de 15).

Six angles d'analyse ont été retenus. Le premier concerne les effets de l'artificialisation sur les paysages, les habitats et leur fragmentation (§ 1). Nous vérifierons dans quelle mesure la composition du paysage est modifiée (diminution de la surface des habitats naturels, création d'habitats ou augmentation de leurs surfaces, boisement et donc perte d'habitat ouvert) de même que sa configuration : fragmentation, isolement des tâches d'habitat, simplification ou au contraire complexification de la matrice paysagère. Enfin, l'urbanisation est supposée avoir un effet sur la qualité des habitats (dégradation ou amélioration), leur fonctionnement, la modification des conditions du biotope (pollution notamment), et induire des effets de voisinage. Puis en fonction d'hypothèses scientifiques concernant l'impact de ces processus sur les communautés vivantes (§ 2), ces effets seront analysés pour les communautés végétales (§ 3), et animales (§ 4). Un paragraphe spécial sera consacré aux effets sur la faune des infrastructures de transport et des zones minières (§ 5). La sixième et dernière partie est une synthèse des effets de l'artificialisation sur les organismes végétaux et animaux, en comparant leurs réponses à la qualité des habitats, à la composition et la configuration des paysages. Nous conclurons ce chapitre par la présentation de leviers d'action, à partir du corpus utilisé pour la méta-analyse et de travaux dédiés à la planification et l'aménagement urbain compatibles avec la préservation de la diversité paysagère et biologique.

1. Effet de l'artificialisation sur les habitats et leur fragmentation

Pour comprendre l'impact de l'artificialisation sur la biodiversité, il est nécessaire de saisir la complexité des deux éléments : **l'artificialisation connait des formes et des temporalités différenciées** (Colantoni *et al.*, 2016; Longley *et al.*, 1992; Schneider et Woodcock, 2008; Soga *et al.*, 2014; Verzosa et Gonzalez, 2010; Xie *et al.*, 2006), **et touche diverses communautés animales et végétales** (Jules et Shahani, 2003). Il n'y a pas d'effet générique en soi de l'artificialisation, certains habitats peuvent être modifiés, de nouveaux habitats créés, la distance (à la ville : nombreuses études conduites le long de gradients rural-urbain ; aux routes) jouant un grand rôle.

Au-delà du gradient rural-urbain, l'effet du gradient d'artificialisation en général, autrement dit l'intensité d'utilisation des terres, est considéré tant pour le paysage dans son ensemble (Frondoni *et al.*, 2011 ; Lofvenhaft *et al.*, 2002 ; Reed *et al.*, 2012) que pour certains habitats comme les plans d'eau (Johnson *et al.*, 2013). Il est nécessaire de penser ces deux éléments en termes systémiques, évolutifs, et à de multiples échelles (Jules et Shahani, 2003). Pour mettre en œuvre cette analyse complexe, les auteurs ont généralement recours aux outils et concepts issus de l'écologie du paysage (Burel et Baudry, 1999) et en particulier aux métriques paysagères, à l'écologie urbaine (Haase, 2008 ; Wu, 2014) ainsi qu'à la *metacommunity theory* qui lie les facteurs locaux (biotiques, abiotiques) au sein d'un habitat et les facteurs paysagers affectant la dispersion des communautés (Jules et Shahani, 2003).

La figure 1 permet d'établir un bilan des effets de l'artificialisation sur les paysages : l'urbanisation aurait un impact moins négatif (-0,5 ; 63) que l'activité minière et les infrastructures routières (-1 ; 11 ; figure 1). Les effets de voisinage sont mentionnés pour mémoire dans la figure 1, mais ne sont pas intégrés dans le décompte précédent. L'urbanisation aurait un faible impact sur les pertes d'habitat, qui sont partiellement compensées par le boisement spontané et la création de surfaces d'habitat (-0,1 ; 23). La fragmentation des paysages et la perte de qualité des habitats sont observés dans tous les travaux traitant des infrastructures de transport ou des activités minières (-1 ; 9) alors que ce n'est pas toujours le cas pour l'urbanisation (-0,7, 32). La plupart des études concernent les habitats forestiers, dont les surfaces ont majoritairement augmenté, au détriment des espaces ouverts, mais dont l'intégrité paysagère et la qualité ont été altérées. En termes de surfaces, l'artificialisation a progressé aux dépens des surfaces agricoles, des prairies et des landes, et des zones humides.

L'artificialisation, et notamment la progression de l'urbanisation, affecte les paysages et les habitats environnants de manière directe et indirecte. Directement, l'artificialisation se traduit principalement par les conversions d'habitats en surfaces dédiées à l'habitat humain et aux infrastructures, par la création d'infrastructures linéaires qui fragmentent (Ellis *et al.*, 2006; Frondoni *et al.*, 2011; MacLean *et al.*, 2010; Tang *et al.*, 2006; Zhang et Gao, 2016) et isolent (Kennedy *et al.*, 2010; Xun *et al.*, 2014) les habitats. Indirectement, les modifications socio-économiques entraînent aussi des modifications internes aux habitats environnants. En particulier, les paysages complexes traditionnels, formés d'une mosaïque d'espaces ouverts et fermés, comme des zones agricoles et forestières, voient leur trame se simplifier au profit d'un reboisement (Barbati *et al.*, 2013; Basnou *et al.*, 2013; Frondoni *et al.*, 2011; Marraccini *et al.*, 2015; Parcerisas *et al.*, 2012; Smiraglia *et al.*, 2015; Wu, 2014). Plus généralement, l'impact de l'artificialisation sur les habitats est largement dépendant d'un effet de distance à la ville

(Basnou *et al.*, 2013; Mitchell *et al.*, 2015; Parcerisas *et al.*, 2012; Salvati *et al.*, 2015; Swenson et Franklin, 2000; Williams *et al.*, 2005).

Modalités de l'artificialisation	Effets sur les paysages				
	Surface habitats	Configuration du paysage	Qualité des habitats	Effet de voisinage	Nombre de résultats
Mines		-1		1	3
Routes	-1	-1	-1		9
Urbanisation	**-0,1**	**-0,7**	-0,7	1	72
Nombre de résultats	27	42	14	11	84

Figure 1. Effets des modalités de l'artificialisation sur les paysages.
En gras soulignés : 20 à 30 effets

L'ensemble des travaux souligne l'importance majeure de l'artificialisation, en particulier l'urbanisation, dans les transformations paysagères affectant la biodiversité, quels que soient les milieux considérés. De manière générale, tout changement d'une occupation du sol (OS) « d'origine » vers l'une des 4 OS (bâti dense, bâti espacé, réseau routier et ferré) est considéré unanimement comme un changement négatif pour les habitats et donc inclus comme tel dans les analyses de changement, de connectivité et de fragmentation du paysage.

Les infrastructures routières entrainent également une diminution de la superficie des habitats naturels et favorables ; une augmentation de la fragmentation des habitats naturels ; un effet de barrière à la dispersion des plantes et aux déplacements des animaux (Coffin, 2007 ; Fu *et al.*, 2010 ; Lang *et al.*, 2016 ; Li *et al.*, 2010; Luo *et al.*, 2016 ; Nogues et Cabarga-Varona, 2014). Plusieurs articles mentionnent la difficulté de séparer les variables d'influence notamment celles associées aux routes (par ex. OS, bruit, trafic, chimie des sols). Aucun effet positif n'est mentionné explicitement. Cependant la fragmentation n'est pas directement proportionnelle à l'importance des infrastructures présentes, ce qui sera confirmé plus loin à propos de leur impact sur différents animaux (§ 5). En outre, les infrastructures correspondent à des occupations du sol différentes de celles voisines entraînant des modifications physiques et chimiques des milieux préexistants et/ou connexes (Trombulak et Frissell, 2000).

Le suivi des transformations paysagères, et notamment la **quantification de l'artificialisation**, est facilité par l'existence de cartes d'occupation du sol et par l'essor des dispositifs d'acquisition de données sur l'occupation du sol, qui permettent de bien documenter, quantifier et comprendre les facteurs de l'urbanisation : l'extension des zones bâties et revêtues, des infrastructures – notamment de transport, et l'aménagement de parcs urbains. Néanmoins, un **manque de données** cohérentes, complètes et spatialisées sur les communautés animales et végétales ne permet pas toujours de quantifier précisément et de cartographier les effets de ces transformations paysagères sur la biodiversité (Basnou *et al.*, 2013; Lofvenhaft *et al.*, 2002). De nombreux travaux proposent de combler, à des échelles régionales, ce manque. Certains travaux, en faible nombre, s'appuient sur **des séries temporelles** et reconstituent les effets de l'ancienneté de l'urbanisation sur un paramètre tel que la couverture de la canopée des arbres (Berland, 2012), Minneapolis), ou sur le taux d'extinction des espèces végétales en un siècle (Hahs *et al.* (2009) dans 22 villes, voir §3), soulignant le rôle de l'histoire de l'urbanisation. D'autres, intéressés à la disparition des habitats de pelouse (Williams *et al.*, 2005), en Australie), mettent en avant des facteurs spatiaux (favorables : proximité à une route, un quartier d'affaire, défavorables : proximité à une voie de chemin de fer, aux rivières) et paysagers (ratio périmètre/surface des tâches d'habitat).

Au-delà de l'occupation du sol (composition d'un paysage, par exemple à une distance n d'une observation sur la biodiversité), la configuration spatiale est importante : à surface équivalente d'habitat perdu, l'effet est différent selon la distance entre les patchs, la présence d'un corridor etc. ; la densité et la connectivité ont une importance majeure ; ces paramètres peuvent être calculés par des métriques paysagères, utilisées en écologie du paysage. On observe généralement une perte de connectivité entre les patchs d'habitat favorable, démontrée selon les études par des métriques de paysage basées sur une matrice de coût de déplacement, des coefficients de résistance des OS, un indice intégral de connectivité ou encore un indice de probabilité de connectivité. De très nombreux indices sont utilisés dans ces études, les plus fréquents étant les indices d'hétérogénéité et de fragmentation pour caractériser la configuration du paysage, et les évolutions nettes pour la composition du paysage (MacGarigal et Marks, 1995).

Quantifier cet impact de l'artificialisation sur les habitats passe par des mesures concernant leurs caractéristiques spatiales (Marraccini *et al.*, 2015; Tang *et al.*, 2006; Zhang et Gao, 2016), mais aussi leur qualité, via des indicateurs de services écologiques ou de qualité de la végétation (Lofvenhaft *et al.*, 2002; Salvati et Ferrara, 2013; Wilby et Perry, 2006; Zhang et Gao, 2016). L'artificialisation n'entraine pas qu'une dégradation et une disparition des habitats : elle entraine aussi la création de nouveaux habitats urbains : espaces verts, parcs et jardins dont le rôle d'habitat ne doit pas être négligé (Berland, 2012; Breuste *et al.*, 2015; Hepcan, 2013; Ikin *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2016; Miller et Hobbs, 2002; Romano *et al.*, 2015; Wilby et Perry, 2006). Par exemple, en Australie, la proportion d'espace vert urbain est corrélée au nombre et à la diversité d'oiseaux (Ikin *et al.*, 2013). Une typologie des habitats urbains dans le Grand Londres (parcs, jardins, cimetières, voies ferrées, friches) et des menaces et opportunités associées est présentée par Wilby et Perry (2006). De même, des effets négatifs à court terme peuvent entrainer, à long terme, une amélioration de la situation, comme par exemple une augmentation du couvert forestier (Berland, 2012).

2. Hypothèses sous-jacentes aux effets de l'artificialisation sur la biodiversité et méthodologies mobilisées

Les conséquences de l'artificialisation sur la biodiversité sont appréhendées en fonction de la composition (par exemple proportion de bâti) et de la configuration du paysage (diversité, fragmentation, connectivité..). D'une manière générale, l'hypothèse sous-jacente aux travaux consultés est celle d'un **filtre environnemental** opéré par l'urbanisation (McKinney, 2006 ; Pickett *et al.*, 2011). Ce filtre s'explique par la conjonction entre a) des facteurs agissant à l'échelle locale : i) la constitution d'habitats très particuliers (sols remaniés, imperméabilisés, forte proportion de bâti, jardins) et ii) les effets des perturbations liées aux pratiques anthropiques (introduction d'espèces exotiques, entretien mécanique ou chimique, piétinement, dérangement), et b) des facteurs à l'échelle du paysage : i) l'isolement des habitats favorables aux espèces[2] et ii) l'effet de barrière gênant leur circulation.

Ce filtre a un **effet sélectif** sur les espèces en fonction de leurs caractéristiques biologiques et de leurs préférences en termes d'habitat. Seules certaines espèces vont supporter ces conditions environnementales et paysagères, voire prospérer et devenir abondantes dans les milieux artificialisés. Cet effet sélectif résulte généralement en une diminution de la richesse et de la diversité floristique ou faunistique globale. Toutefois, le long de gradients de densité urbaine, on peut éventuellement observer à l'interface entre milieux agricoles/naturels et milieux urbains une zone de mélange entre deux pools d'espèces, celles espèces favorisées par l'urbanisation, dites généralistes et celles propres aux milieux naturels, dites spécialistes. Ceci explique que les pertes de diversité spécifique et fonctionnelle liées à l'artificialisation ne sont pas toujours associées (Mayfield *et al.*, 2010). Dans sa revue bibliographique, McKinney (2008) distingue toutefois le cas des espèces végétales et animales, puisque dans 65% des études l'urbanisation moyenne est favorable à la richesse floristique, alors que ce n'est le cas que pour 30% des études sur les invertébrés et 12% des études menées sur les vertébrés.

Une hypothèse découlant de l'effet de filtre environnemental est celle d'une **homogénéisation des communautés vivantes** associée à l'artificialisation, c'est-à-dire une diminution de la diversité à l'échelle du paysage, entre des divers patchs d'habitat dispersés dans la matrice urbaine ou entre des villes réparties dans un espace régional. Elle est liée au phénomène de sélection des espèces évoqué précédemment, mais suppose de se pencher sur la similarité de la composition des communautés vivantes dans des patchs d'habitat dispersés dans la matrice urbaine, voire entre villes et au cours du temps. Les études multi-temporelles sont toutefois assez rares faute de données historiques disponibles (sauf pour la flore (Hahs *et al.*, 2009; Knapp et Wittig, 2012 ; La Sorte *et al.*, 2014)), ce paramètre temporel étant parfois appréhendé à travers la stratégie d'échantillonnage (ex. étude de jardins plus ou moins anciens (Bossu *et al.*, 2014).

Enfin, une dernière hypothèse concerne les **effets de l'artificialisation sur la diversité génétique des espèces et leur succès reproducteur.** On suppose qu'une forte fragmentation de l'habitat d'une espèce sera défavorable à sa mobilité et à une fécondation croisée entre les sous-populations. Ceci conduira à un relatif isolement des sous-populations et à une diminution de leur diversité génétique. Cette dernière hypothèse est testée par des études réalisées sur une espèce végétale.

La composition et la configuration du paysage sont généralement caractérisées à proximité des lieux des inventaires floristiques ou faunistiques, dans une zone-tampon de quelques dizaines ou centaines de mètres (ex. 500 m dans Westerman *et al*. (2011). Quatre études ont testé le rôle de l'échelle dans l'évaluation des effets de l'artificialisation sur la biodiversité. Trois ont montré que les conditions locales avaient davantage d'influence sur la biodiversité que celles observées à l'échelle kilométrique du paysage (Bonthoux *et al*., 2014 ; Mantyka-Pringle *et al*., 2014 ; Moxham et Turner, 2011). Dans quelques cas, les espèces sont inventoriées à l'échelle du paysage, par exemple à l'intérieur de mailles de taille kilométrique (ex. inventaire de l'avifaune du CORIF : (Mimet *et al.*, 2014; Pellissier *et al.*, 2012). Pautasso (Pautasso, 2007) a quant à lui montré que

[2] Le rôle de l'isolement repose sur la théorie des îles proposée par MacArthur et Wilson MacArthur, R.H.; Wilson, E.O., 1967. *Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 203 p. .

l'effet de l'urbanisation sur la richesse floristique, négatif à l'échelle locale, devient positif à l'échelle régionale (maille>1 km, surface>10 000 km²).

Le niveau et la diversité taxonomique considérés sont très variables. Certaines études ne concernent qu'une seule espèce végétale (Lhotte *et al.*, 2014 ; Spagnuolo *et al.*, 2014; Van Rossum, 2008) ou animale. Il s'agit alors par exemple de vertébrés reptiles (BenDor *et al.*, 2009), d'amphibiens (Fischer *et al.*, 2015) et surtout d'oiseaux (McPherson *et al.*, 2016 ; Unfried *et al.*, 2013) ainsi que de quelques mammifères communs selon les régions du monde (renards (Janko *et al.*, 2012) ; cerf de Virginie (Walter *et al.*, 2009) ; chiens de prairie (Magle *et al.*, 2010). En revanche, d'autres études comparent les communautés (ensembles d'espèces) végétales et animales (Bonthoux *et al.*, 2014; Concepcion *et al.*, 2016 ; Dallimer *et al.*, 2012). La plupart des études sont spécialisées soit dans l'étude de la végétation, soit dans celle d'une communauté animale. Les analyses sur une seule communauté sont essentiellement réalisées pour les oiseaux (Kath *et al.*, 2009, Jokimaki, 1998 ; Pellissier *et al.*, 2012). Les analyses couplées de plusieurs communautés ou approche multi-taxons se focalisent sur des groupes d'invertébrés (Vergnes *et al.*, 2017; Vergnes *et al.*, 2012 ; Vergnes *et al.*, 2014). Alors que les études centrées sur la faune sont essentiellement réalisées dans des régions de climat tempéré, celles sur la végétation représentent des domaines climatiques plus variés, incluant le domaine méditerranéen (20% des références), peut-être un effet des écoles en écologie végétale. Dans ce qui suit, nous reprendrons cette séparation du vivant en ordres, tout en traçant certaines pistes quant aux interactions existant entre ces deux segments du vivant et à la comparaison des effets de l'artificialisation.

3. Effets de l'artificialisation sur les espèces et les communautés végétales

En ce qui concerne les espèces végétales, on peut faire l'hypothèse d'une très forte influence des conditions environnementales locales, dites « stationnelles[3] », par exemple le type de sol ou le taux de bâti observé sur le lieu de l'inventaire floristique, et d'un rôle plus modéré de la configuration paysagère. Ceci repose sur le fait que les plantes étant immobiles, elles subissent fortement les conditions du lieu où elles s'implantent, voire en sont des indicateurs. Ce postulat a fondé les approches traditionnelles de l'écologie végétale, de la phytosociologie et de la phyto-écologie. Toutefois, les espèces végétales dépendent elles aussi de paramètres paysagers, qui vont faciliter ou non la dispersion de leur pollen ou de leurs graines, que cette dispersion soit assurée par le vent, l'eau, la faune, agents eux-mêmes dépendants de la configuration paysagère.

Dans la ligne de la tradition de l'écologie végétale, de nombreuses études s'attachent à différencier des communautés végétales, et à mettre à jour le rôle des filtres naturels et anthropiques (Filtres humains (Godefroid et Koedam, 2007) ; Filtres naturels et humains (Basnou *et al.*, 2015 ; Bonthoux *et al.*, 2014 ; Capotorti *et al.*, 2013 ; Cohen *et al.*, 2012 ; Dana *et al.*, 2002; Moxham et Turner, 2011). Y compris dans un habitat semi-naturel tel que les friches, les conditions environnementales et notamment le type de sol (Bonthoux *et al.* (2014) : 5 études concordantes), restent un déterminant important des assemblages d'espèces. Ce rôle des conditions environnementales peut aussi être lié à l'extension des villes sur des habitats particuliers, et sera donc observé en secteur péri-urbain (ex. Rome, Capotorti *et al.* (2013). Il est même démontré sur les assemblages d'espèces exotiques, alors que l'on aurait pu s'attendre à ce que leur répartition soit influencée par l'intensité de l'artificialisation (Basnou *et al.*, 2015). Moxham et Turner (2011) montrent que les déterminants de la composition floristique des dunes côtières intégrées dans l'agglomération de Victoria (Australie) diffèrent selon l'échelle. Dans une zone tampon de 500 m, la distance à la mer et le climat sont déterminants; alors que dans une zone tampon de 20 m c'est le cas de la composition et la configuration paysagères. Au total, cet effet des filtres naturels et anthropiques sur les assemblages d'espèces est démontré dans 27 publications sur 28 l'ayant testé, et dans la moitié d'entre elles par les filtres naturels (figure 2). Toutefois, malgré son importance, cet effet sur les assemblages d'espèces n'est pas toujours caractérisé quant à ses conséquences en termes de pertes ou de gains de fonctionnalités écologiques, alors que d'autres effets sont plus instructifs quant à leurs conséquences négatives, positives ou neutres.

La figure 2 donne une vision synthétique des effets moyens des filtres naturels, anthropiques et paysagers sur les différents paramètres de la biodiversité végétale. Le paramètre le plus fréquemment étudié de la biodiversité est la richesse spécifique. L'urbanisation a un effet quasi nul sur la richesse (-0,1 ; 22 effets) alors que les perturbations locales et les infrastructures (transport, zones industrielles) ont un effet négatif (-0,8 ; 5). Lorsque l'urbanisation est modérée, elle a un effet assez positif sur la richesse floristique (0,4 ; 13), moindre malgré tout que la présence d'habitats favorables (espaces verts, friches : 0,8 ; 13). La connectivité des paysages et l'âge des villes et des habitats ont aussi un effet favorable sur la richesse floristique (0,9 ; 13).

[3] Terme dérivé de celui de « station », employé par Flahault, un des pères de l'écologie végétale, pour désigner un espace où une communauté végétale homogène peut être observée.

Modalités de l'artificialisation	Effets sur la biodiversité végétale										
	Richesse	Abondance, fréquence,	Composition	Sélection généralistes	Sélection spécialistes	Diversité génétique	Diversité communautés	Diversité entre patch	Extinction	Succès reproducteur	Nombre de résultats
Urbanisation, peuplement	**-0,1**	0,3	1	**0,8**	-0,2	-1	0	-0,7		-1,0	60
ITT, industries	-1		1	0,9	-1,0	-1					8
Conditions locales	-0,8	1		0,8	0						12
Urbanisation intermédiaire	**0,4**		1	-1	**0**			-1,0			29
Rural, non exploité	**-0,4**		1		-0,8		-1				19
Habitat urbain favorable	**0,8**	1		0,6	0,9			-1			30
Interactions biotiques	0,5		1		-1	1				-1	9
Filtres naturels	0,7	1	**1**	-1	1						19
Taille ville, fragmentation	0,0	-1		0,3	-1	0	0	1		0	14
Diversité, connectivité, taille	**0,9**		1	-0,2	1,0						18
Composition paysage			0,7								3
Facteur temps	1		1	0,6	0,5			**0,2**	1		27
Nombre de résultats	84	11	28	45	43	7	3	21	1	5	248

Figure 2. Effets de l'artificialisation sur la biodiversité floristique
Chiffres en gras : 10-19 effets ; en gras souligné : 22 effets ;
cellules gris clair : 2-5 études comparatives ; gris moyen : > 5 études comparatives.

Signalons les conclusions convergentes de deux études comparatives, portant sur un grand nombre de villes (USA : Pautasso (2007); Allemagne : Kuhn *et al.* (2004)) quant aux causes possibles de la richesse floristique des villes. Selon ces auteurs, cette richesse serait liée au choix originel de sites favorables à la richesse floristique lors de l'établissement des centres urbains. McKinney (2008) observe pour sa part un effet variable selon le niveau d'urbanisation en comparant 12 études : positif dans les milieux péri-urbains (surfaces imperméabilisées de 20 à 50%, I_m : 0,33), négatif dans les zones urbaines denses (surfaces imperméabilisées >50% I_m : -0,6) et au-delà des franges périurbaines (zone rurale et non exploitée, surfaces imperméabilisées <20%, I_m : -0,4). Plusieurs facteurs peuvent jouer selon lui : l'introduction d'espèces exotiques, l'hétérogénéité spatiale et les effets d'échelle, ou encore l'assemblage de deux cortèges de plantes dans les zones périurbaines, indigènes provenant des zones naturelles et exotiques provenant des zones urbaines (Mayfield *et al.*, 2010). L'intensité de l'agriculture et la pression touristique dans les zones non exploitées pourraient expliquer l'appauvrissement floristique des zones rurales périphériques.

Comme le suggère l'hypothèse du filtre environnemental, l'effet de l'urbanisation sur la biodiversité végétale serait moins quantitatif que qualitatif et de nombreuses études s'attachent à démontrer l'effet sélectif de l'urbanisation (figure 2). Il est vrai qu'il est attendu, puisque les espèces végétales exotiques ont pour partie été introduites intentionnellement par l'homme, pour leurs qualités esthétiques ou fonctionnelles, en particulier en ville. Les traits les plus fréquemment investigués sont le statut d'indigénat et la spécialisation des espèces dans certains habitats, voire leur rareté. Presque toutes concordent sur l'effet sélectif de la densité d'urbanisation, qui quel que soit le contexte, favorise les espèces exotiques (ou néophytes (Concepcion *et al.*, 2016; Dallimer *et al.*, 2012; Godefroid et Koedam, 2007; Moxham et Turner, 2011 ; Pennington *et al.*, 2010 ; Turner *et al.*, 2005), invasives (Basnou *et al.*, 2015) et inversement défavorisent les espèces indigènes, archéophytes[4] (Dallimer *et al.*, 2012; Pennington *et al.*, 2010) ou rares (Bonthoux *et al.*, 2014; Capotorti *et al.*, 2013 ; Godefroid et Koedam, 2007). Pysek (1998) comparant 54 villes d'Europe centrale, montre que la richesse et la proportion des néophytes augmente avec la taille de la ville, alors que c'est l'inverse pour les archéophytes, plus abondantes dans les petites villes puisque liées à l'agriculture. Certains habitats ou densités d'urbanisation sont plus particulièrement favorables à cet effet sélectif. Les jardins de Sheffield constituent, selon Smith *et al.* (2006), une des principales sources d'espèces invasives potentielles, la proportion d'espèces

[4] Les archéophytes sont des espèces introduites avant 1500.

exotiques atteignant 70%. D'après les 12 études recensées par McKinney (2008), c'est dans les zones périurbaines que les espèces spécialistes sont les moins défavorisées (I_m : -0,6), comparativement aux zones urbaines denses et aux zones rurales et non exploitées (I_m : -1 et -0,8, respectivement). Le recul des espèces spécialistes serait donc favorisé par deux formes d'artificialisation des sols, celle induite par l'urbanisation et celle affectant les milieux ruraux et non exploités situés au-delà de la frange péri-urbaine. Schwartz *et al*. (2006) montrent en revanche que les espèces rares ne sont pas moins abondantes dans les comtés les plus peuplés de Californie.

On observe aussi cet effet sélectif le long des **infrastructures de transport**, les espèces exotiques sont favorisées jusqu'à 150 mètres de distance dans les prairies, et seulement à 10 m dans les forêts (Hansen et Clevenger, 2005), confirmant **la plus grande vulnérabilité des écosystèmes herbacés à l'artificialisation** comme cela a été montré à propos de la perte de ces habitats (§1). Dans les espaces verts de Taipeh, les bords de route et de rivières seraient moins favorables aux espèces rares que le cœur du parc (Jim et Chen, 2008). En revanche, dans les bois urbains longeant des voies de chemin de fer à Guangzhou (Chine), Jim (2001) note que les espèces natives sont favorisées, contrairement aux bois situés dans des quartiers institutionnels ou dans des parcs urbains. De plus, la dégradation des sols (compaction, taux de graviers) et les perturbations (piétinement) liées aux infrastructures routières influencent la composition floristique (Cilliers et Bredenkamp (2000), Potchefstroom, Afrique du Sud). La composition floristique des infrastructures abandonnées est quant à elle déterminée par les conditions environnementales et la présence d'habitats rudéraux aux alentours (Westermann *et al*., 2011).

Le degré de spécialisation des espèces végétales est également testé : l'artificialisation semble ainsi défavorable aux espèces associées à un habitat naturel, tel que les espèces hygrophiles ou forestières (Godefroid et Koedam, 2007 ; Pennington *et al.*, 2010) ou les espèces oligotrophes (Van der Veken *et al*., 2004), alors que les espèces rudérales ou nitrophiles sont favorisées (Concepcion *et al*., 2016 ; Dana *et al.*, 2002; Godefroid et Koedam, 2007 ; Van der Veken *et al*., 2004), de même que les géophytes (du fait de la fauche, à Rome (Capotorti *et al.*, 2013)). Dans les bois urbains de Barcelone, Guirado *et al.* (2006) montrent les effets de sélection des espèces en fonction de la distance à la lisière des bois et le type de milieu en contact avec le bois, la situation la plus favorable aux espèces forestières et rares, étant des bois de grande taille et connexes avec des zones agricoles, alors que les espèces des milieux perturbés sont plus nombreuses dans les petits bois et à faible distance de la lisière forestière.

Certaines de ces études s'appuient sur des séries temporelles de données et démontrent l'augmentation de la proportion des espèces exotiques ou néophytes au cours de la période ayant correspondu à l'urbanisation ou à son accélération : 100 dernières années à New York (Clemants et Moore, 2005), dans la ville industrielle de Pilzen (Chocholouskova et Pysek, 2003), 50 dernières années dans un parc urbain (DeCandido, 2004), soulignant une fois encore **la vulnérabilité des milieux prairiaux à l'artificialisation**.

Au total, le bilan de ces études est largement en faveur d'une **validation de cette hypothèse du filtre environnemental**. Le rôle sélectif de l'urbanisation, de la fragmentation des paysages, des perturbations et des infrastructures de transport est positif pour les espèces généralistes (I_m 0,6 ; N_e 31), et négatif pour les espèces spécialistes (-0,4 ; 16). **L'artificialisation des sols associée à l'urbanisation semble donc bien être un facteur de sélection des espèces.**

Une autre hypothèse concernant l'effet de l'artificialisation sur la biodiversité est celle d'une homogénéisation biotique. Les études comparant un nombre important de noyaux urbains et des séries temporelles d'inventaires botaniques concluent de façon non convergente. Pour certains auteurs, cette homogénéisation affecte l'ensemble des espèces végétales. Olden et *al.* (2006) l'observent à l'échelle du continent nord-américain, Schwartz et *al.* (2006) dans les villes et des zones en voie d'urbanisation de Californie. Sur une période d'étude atteignant le siècle, dans 22 villes réparties dans le monde, Hahs *et al*. (2009) démontrent que le taux d'extinction des espèces végétales est supérieur dans les villes les plus anciennes. Selon d'autres études, cette homogénéisation est sélective. Selon McKinney (2004), qui compare vingt localités américaines, elle serait essentiellement le fait des espèces végétales exotiques, que l'on retrouve partout. En Allemagne, l'effet d'homogénéisation concerne les espèces indigènes et archéophytes (Kuhn *et al*., 2004), alors que les plantes introduites après 1500 sont de plus en plus diversifiées entre les villes. Knapp et Wittig (2012) parviennent à un résultat inverse en comparant 59 villages en Allemagne, puisque l'augmentation de la similarité en 20 ans ne concerne pas les espèces néophytes, du fait du turnover dans les introductions d'espèces. Bien que menées à une échelle spatiale très différente, l'étude de Bossu et *al.* ((2014) ; jardins dans deux sites urbains de la région de Marseille) montre que la similarité augmente avec l'âge des jardins pour les espèces exotiques, qui ont besoin de 150 ans pour atteindre leur aire potentielle après leur introduction. Dans une centaine de villes du monde, l'homogénéisation floristique en 60 ans serait limitée à un statut d'indigénat et à une localisation géographique (la similarité des archéophytes augmente dans 25 villes non européennes, l'inverse étant observé dans 75 villes européennes, (La Sorte *et al.*, 2014). En termes de bilan, **la densité du bâti apparait donc comme défavorisant davantage la diversité de la flore à l'échelle du paysage** (I_m -0,7 ; N 5) **que l'ancienneté des villes ou des jardins** (I_m 0,2 ; N 10).

La dernière hypothèse testée concerne l'appauvrissement de la diversité génétique d'une espèce liée à la fragmentation des habitats. Des cinq études consultées, une montre le rôle négatif du taux d'urbanisation (Spagnulo *et al.* (2014) : bryophyte en Campanie et Toscane), deux le rôle des pollinisateurs (faible diversité des pollinisateurs : Lotte *et al.* (2014)), optimisé par la connectivité entre les taches d'habitat du fait de la mobilité des insectes pollinisateurs de l'espèce (Culley *et al*., 2007), et deux autres le rôle non significatif de la taille des patchs sur la diversité génétique (Van Rossum, 2008; 2009). Concernant le succès

reproducteur, les résultats sont là encore divers : une espèce protégée méditerranéenne sera défavorisée à long terme dans les secteurs urbains denses du fait de la faible diversité des pollinisateurs, et à court terme par la compétition avec des buissons s'installant dans les parcelles abandonnées (Lhotte *et al.*, 2014), la taille des patchs d'habitat a un effet variable selon l'espèce (Van Rossum (2008; 2009) : Bruxelles). Le faible nombre d'études et les effets de compensation entre facteurs expliquent les difficultés à valider cette hypothèse.

Ceci nous amène à évoquer le rôle des interactions biotiques entre les espèces végétales, et entre les espèces végétales et animales. Ces interactions sont généralement un indicateur du bon fonctionnement des écosystèmes naturels et peuvent être observées dans certains habitats semi-naturels urbains. Outre leur effet sur le succès reproducteur observé à l'échelle d'une espèce, dans certains habitats, tel que les friches, les espèces qui leur sont significativement associées sont entomogames, c'est-à-dire pollinisées par les insectes ; la circulation de ces derniers étant facilitée par la connectivité de cet habitat le long d'infrastructures de transport abandonnées (Cohen *et al.*, 2012). Dans le même habitat, les espèces végétales produisent des graines consommées par les oiseaux granivores (deux études citées par Bonthoux et *al.* (2014). Une étude menée le long de corridors fluviaux à Sheffield (Dallimer *et al.*, 2012), montre qu'il existe une corrélation entre la richesse floristique et celle des papillons, mais pas entre la richesse en espèces végétales et en oiseaux, le rôle des corridors fluviaux sur la richesse de ces groupes s'avérant moins important qu'attendu.

4. Effet de l'artificialisation sur les espèces et groupes d'espèces animales

L'artificialisation modifie en profondeur la composition (l'urbain remplace les occupations du sol de type agricole et naturelle) et la configuration (fragmentation) des paysages (voir §1) mais aussi transforme le milieu aux échelles locales (pollution, gestion). La sensibilité aux échelles paysagères ou locales dépend des caractéristiques des espèces. Les effets de l'artificialisation sur la faune sont sélectifs (Sorace et Gustin, 2009), comme cela a été précédemment observé pour les espèces végétales. Mais l'intérêt des scientifiques a lui aussi été sélectif. Parmi les espèces de petite taille, les vertébrés et surtout **les oiseaux sont surreprésentés** comparativement à leur part dans le total d'espèces décrites (figure 3). Les études axées sur les invertébrés portent essentiellement sur des insectes (papillons, coléoptères…). Celles sur la grande faune concernent des animaux assez variés. La majorité des études (86%) traite de taxons terrestres, et prennent en compte des facteurs à différentes échelles, locales et paysagère (autour de 90%), seulement 3 études n'analysent qu'une échelle paysagère.

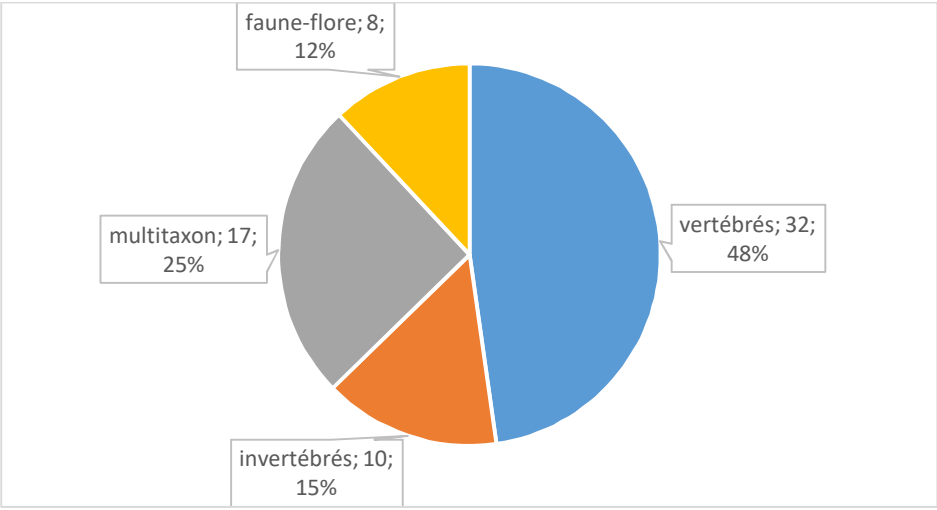


Figure 3. Répartition du corpus entre vertébrés et invertébrés.
Pour chaque groupe, le nombre d'études et le pourcentage du nombre total d'études est précisé

Globalement l'artificialisation a un effet négatif sur les organismes. Toutefois ce résultat cache de grandes disparités entre échelles d'études, taxons et groupes écologiques et degré d'artificialisation, comme l'indique le bilan établi dans la figure 4. Les taxons y sont regroupés en grandes catégories : arthropodes, oiseaux, mammifères, autres (poissons, reptiles, amphibiens, et groupes très larges). Comme pour la flore, on remarque que la richesse spécifique est le paramètre le plus souvent étudié (près de la moitié des effets). **L'effet de la densité du bâti et du peuplement humain, négatif sur la richesse spécifique** (-0,7 ; 129), **est faiblement positif pour la présence et l'abondance** (0,1 ; 22) des arthropodes, mammifères et oiseaux. **Les conditions locales (pollution, perturbations, dérangements) sont particulièrement discriminantes pour l'ensemble des organismes animaux** (-0,8 ; 29), c'est l'inverse lorsque l'habitat est de bonne qualité (0,9 ; 29). Ces résultats sont observés pour l'ensemble des critères de la biodiversité.

Modalités de l'artificialisation	Effets sur les différents taxons	Effets sur la biodiversité faunistique										
		Richesse	Présence/Abondance	Composition	Sélection généralistes	Sélection spécialistes	Diversités	Comportement	Comportement spatial	Interactions biotiques	Démographie	Nombre de résultats
Conditions locales favorables	arthropodes	0,4	0,8	1		1	1					17
	mammifères		1			1	1					4
	oiseaux	1	1			1		1	0			8
Conditions locales défavorables	arthropodes	-1	-1									5
	autres	-0,9	-0,4			-1						12
	mammifères		-1		0,5	-1		-1	-0,8			8
	oiseaux	-1	-1									4
Densité du bâti et du peuplement	arthropodes	**-0,9**	0,1		0,6	-0,6	-1					70
	autres	**-1**	-1		1	-1	-1		-1			32
	mammifères	-0,8	**0**		0,7	-0,2	-1	-1	0,3	0,5		42
	oiseaux	**-0,6**	0,2	0,5	0,8	-1	-1	0	0,3			75
Urbanisation intermédiaire	arthropodes	**-0,1**	0,3		0,5	0,5						79
	autres	0,5				1						3
	mammifères		0,8			1						4
Rural	arthropodes	**0,4**	-1									19
Habitat favorable	arthropodes	0,4	-1			-0,5						8
	autres	0,7	0,17			0,3						8
	mammifères		0,75		0,5	1			0,8	1		10
	oiseaux	0	0		0,5							5
Infrastructures de transport	arthropodes		-1									2
	autres	-1	-1		1	-1			-1		-1	15
	mammifères		-1		0,3	-0,9			**-0,4**		-1	30
	oiseaux		-0,3			-0,3		-1	0		-1	9
Mines	divers		-1			-0,5						4
Fragmentation	divers	0	0		1	-1			-1			10
Connectivité, diversité paysagère	arthropodes	0,7	0,5	1		1						23
	autres					0			1			5
	mammifères	1	0,8		1	0,9			1	1		22
	oiseaux	1	0,5		1	-1	1	1	0		-1	19
Facteur temps	divers		-1		1	-1	-1		1			7
Nombre de résultats		249	107	19	40	59	14	8	46	4	13	559

Figure 4. Effet des modalités de l'artificialisation sur la biodiversité faunistique
En gras : de 10 à 20 effets, en gras souligné : 47 à 63 effets

Certaines espèces sont particulièrement sensibles à la proximité des activités humaines, qui dégrade la qualité de l'habitat : loup gris (Colino-Rabanal *et al.*, 2011), puma et lynx (Lewis *et al.*, 2015), chien de prairie (Magle *et al.*, 2010), koala (McAlpine *et al.*, 2006) ou des animaux domestiques alors que le renard roux, espèce généraliste, l'est moins (Janko *et al.*, 2012). L'effet de la bonne qualité de l'habitat est un peu moins favorable à la richesse en arthropodes (0,4 ; 5).

La présence d'espaces verts a un effet positif assez faible, car il diffère selon les organismes et les paramètres de la biodiversité (0,3 ; 31). Elle est favorable à la présence de mammifères en milieu urbanisé, à leurs déplacements entre des zones d'habitat favorable, en particulier les espèces spécialistes (0,8 ; 10). Par exemple, les renards roux susceptibles d'effectuer des allers-retours entre milieu urbanisé et périphérie (Janko *et al.*, 2012), le loup gris se déplaçant sur de grandes distances (Colino-Rabanal *et al.*, 2011). Elle limite l'extinction d'espèces menacées (le koala (McAlpine *et al.*, 2006)). Il en est de même des zones de cultures dans le cas du cerf de Virginie (Walter *et al.*, 2009) et des zones humides pour les amphibiens (Trombulak et Frissell, 2000) et les renards utilisant des roselières (Janko *et al.*, 2012). Les effets de ces habitats sur les arthropodes sont complexes : assez favorables à la richesse spécifique (0,4 ; 4), défavorables à l'abondance et aux espèces spécialistes (-0,1 ; 2 et -0,5; 2, respectivement). Les effets sur la richesse et l'abondance des oiseaux sont nuls, ils peuvent même favoriser les espèces généralistes (0,5 ; 2). Quant aux milieux ruraux et non exploités, situés au-delà de la frange suburbaine, ils sont assez favorables à la richesse spécifique des arthropodes (0,4 ; 18), d'après la revue de littérature de McKinney (2008).

Les effets de filtre environnemental jouent sur l'ensemble des organismes. Une bonne qualité de l'habitat est favorable aux espèces spécialistes (1 ; 4), inversement la dégradation des habitats (-1 ; 4). L'urbanisation favorise les espèces généralistes (0,7 ; 19). Elle est défavorable aux espèces spécialistes (-0,6 ; 13), les mammifères étant le groupe le moins affecté (-0,2 ; 3). Parmi les mammifères de plus grande taille, les espèces généralistes (mouffette rayée, renard roux (Janko *et al.*, 2012), ou domestiques (chien, (Kowalski *et al.*, 2015) sont favorisées par l'urbanisation, alors que c'est l'inverse pour des grands prédateurs : loup gris (Colino-Rabanal *et al.*, 2011), puma et lynx (Lewis *et al.*, 2015) ou des espèces davantage spécialistes comme le renard gris (Kowalski *et al.*, 2015) et le cerf de Virginie (Walter *et al.*, 2009).

Associée aux changements d'occupations du sol, la configuration du paysage joue également un rôle sur les animaux. **L'existence de corridors écologiques ou une diversité d'habitats est favorable à l'ensemble des organismes** (0,7 ; 69). Ce bilan prend en compte l'ensemble des critères de la biodiversité, y compris les comportements. Plus les organismes ont une affinité importante à l'habitat agricole ou forestier, plus ils seront affectés par la destruction de ces habitats. Les arthropodes et les mammifères spécialistes sont favorisés par la connectivité (0,9 ; 9), les autres organismes ont été trop peu étudiés pour conclure. **L'impact de la fragmentation est donc maximal pour les espèces à faible capacité de dispersion et forestières** comme de nombreux carabes qui sont incapables de voler (Vergnes *et al.*, 2012) ou encore pour des espèces spécialistes comme le lynx roux et le koala dans les forêts bordées par des zones résidentielles (McAlpine *et al.*, 2006). Si l'on prend en compte cette capacité de dispersion, l'effet de la fragmentation est donc sélectif sur les espèces animales. Celle-ci peut toutefois se révéler favorable à certaines espèces comme le raton laveur, neutre pour d'autres (oiseaux d'habitat de prairie (Forman *et al.*, 2002). Inversement, une augmentation de la connectivité montre des effets positifs sur les organismes pour lesquels la fragmentation est défavorable. La connectivité des habitats facilite les déplacements des individus et favorise la pérennité des populations (ex. grenouille verte, hérisson, muscardin (Scolozzi et Geneletti, 2012), loup gris (Colino-Rabanal *et al.*, 2011) et cerf de Virginie (Walter *et al.*, 2009)). L'effet est moins net sur les oiseaux en milieu agricole ou les chiens de prairie (Magle *et al.*, 2010). La taille des patchs d'habitat joue favorablement pour le renard (Janko *et al.*, 2012), le chien de prairie (Magle *et al.*, 2010).

Suivant le cadre théorique des filtres écologiques énoncé dans le §2, l'artificialisation à une échelle paysagère affecte les espèces de la petite faune qui ont des capacités de dispersion réduites et qui se déplacent essentiellement sur le sol (Croci *et al.*, 2008; Vergnes *et al.*, 2012; Vergnes *et al.*, 2014). Elle peut aussi altérer le comportement spatial d'animaux de plus grande taille. Malgré la surreprésentation des études sur les oiseaux comme modèle d'étude, ceux-ci sont relativement peu sensibles aux échelles paysagères (Forman *et al.*, 2002) et très sensibles à l'échelle locale (surface de l'habitat : (Croci *et al.*, 2008)) ; caractéristiques de la végétation (Kath *et al.*, 2009 ; McPherson *et al.*, 2016)). C'est également le cas pour les insectes qui sont capables de voler comme les hyménoptères du genre *Bombus* (Ahrne *et al.*, 2009), les hyménoptères formicidés (fourmis dont les individus sexués volent (Yasuda et Koike, 2009) ou les papillons (Konvicka et Kadlec, 2011).

L'urbanisation par l'artificialisation et la fragmentation des habitats naturels, ont aussi tendance à augmenter **le nombre d'interactions entre les espèces animales de manière défavorable pour les espèces les plus spécialistes** du fait de la compétition avec les espèces généralistes quant à la disponibilité des ressources (Sorace et Gustin, 2009). Ces effets sont montrés pour la grande faune, dont les besoins alimentaires sont importants. Les interactions sont également favorisées par la perturbation du rythme biologique circadien associé à des comportements d'évitement des activités humaines, entraînant potentiellement la coprésence d'espèces animales en compétition au même moment de la journée (ex. des grands prédateurs : puma et lynx (Lewis *et al.*, 2015)). Ces effets de l'urbanisation sur l'augmentation des possibilités d'interactions sont liés à la perte d'habitats et à la présence d'espèces animales dans des zones de forte occupation humaine accompagnée d'animaux domestiques représentant un danger (McAlpine *et al.*, 2006). Les interactions inter-espèces demeurent toutefois difficiles à observer et restent à préciser (Kowalski *et al.*, 2015).

Dans certaines études, on observe des effets positifs de l'artificialisation ou de la fragmentation des habitats naturels jusqu'à un certain seuil. Des niveaux faibles à moyens de fragmentation augmentent l'hétérogénéité du paysage (et donc la diversité des habitats sur une surface donnée) mais au-delà d'un certain seuil, les effets deviennent majoritairement négatifs. Des diversités ou abondances maximales sont détectées à des niveaux moyens d'urbanisation. Il est important de noter que les études le démontrant portent sur des organismes très différents (invertébrés du sol, (Vergnes *et al*., 2014) ; papillons de jour (Konvicka et Kadlec, 2011) ; chauve-souris (Hale *et al.*, 2012). Pour les mammifères, des effets similaires sont observés, par exemple pour le renard roux (Janko *et al*., 2012) dont la densité est plus importante en milieu faiblement urbanisé – proximité de petites villes – qu'en milieu rural et dont la taille des domaines vitaux diminue, du fait de l'augmentation des ressources alimentaires. Les types d'habitats (ou de micro-habitats) favorables, souvent ceux comportant un couvert arboré, sont toutefois privilégiés par les espèces animales au moins pour certaines de leurs activités et leur proximité au milieu urbanisé est favorable (Janko *et al*., 2012 ; Jantz et Goetz, 2008 ; Walter *et al*., 2009). Toutefois, **le bilan général de l'effet de ce niveau intermédiaire d'urbanisation est nul,** ce qui signifie qu'il ne joue pas dans le même sens en fonction des organismes, des critères (richesse, abondance, sélection) et selon les différentes études (86).

En conclusion, on observe des effets complexes de la fragmentation sur la faune mais assez clairement négatifs au-delà d'un certain seuil d'artificialisation. On peut déplorer un manque de suivi à long terme et d'étude sur la viabilité des populations. Les effets directs et indirects de la fragmentation sont rarement distingués. Une minorité d'études analyse les effets de la fragmentation et de la connectivité *sensu stricto* (voir Mimet *et al.* (2014) et Vergnes *et al.* (2012)). Dans la majorité des études, les effets de la fragmentation sont extrapolés à partir des résultats des effets de changement de composition (essentiellement augmentation des surfaces minérales autour des sites, bâtiments, routes…). Les effets dominants de l'artificialisation et de la fragmentation par les routes sur la grande faune concernent la diminution de la taille du domaine vital et la restriction des déplacements.

Quelques travaux tentent d'intégrer les effets du changement climatique. Ce peut être par un échantillonnage à différentes altitudes ou par des simulations du changement climatique. Ces études montrent les effets importants du facteur température et de la densité du bâti (Lumpkin et Pearson, 2013), oiseaux dans le sud des Appalaches) voire leurs effets convergents (invertébrés et poissons affectés par la combinaison des effets négatifs de l'urbanisation sur la teneur en nutriments et de l'augmentation des températures (Mantyka-Pringle *et al*. (2014), Queensland, Australie).

5. Effets des infrastructures routières et ferrées et des zones minières sur la faune

Les infrastructures de transport ont un effet négatif sur les différents paramètres de la biodiversité des organismes (-0,7 ; 56), en particulier sur la présence, l'abondance ou la richesse spécifique des mammifères, des arthropodes et d'autres organismes (amphibiens, poissons, invertébrés) (-1 ; 12). Elles défavorisent les espèces spécialistes de mammifères et d'autres organismes (amphibiens, poissons et faune forestière) (-0,9 ; 8). Les oiseaux sont moins souvent affectés (dans un cas sur 3 ou 4 selon le paramètre). Les mammifères sont les organismes les plus étudiés.

Les routes ont un effet amplifié sur la faune par rapport à leur emprise et à leur trafic. Les effets de barrière et de conduit des infrastructures anthropiques poussent les espèces animales à emprunter les mêmes chemins pour se déplacer. Des routes forestières avec peu de circulation peuvent représenter des coupures importantes car elles sont localisées dans des habitats encore préservés (Liang *et al*., 2014). Ces routes peuvent entraîner aussi des changements d'occupation du sol et des dérangements. Une autoroute peut représenter une coupure franche (Nogues et Cabarga-Varona, 2014). Les routes sont généralement **défavorables aux déplacements** de même que les étendues d'eau (les articles n'étudient que les espèces d'oiseaux, de mammifères et d'amphibiens pour lesquelles les zones humides sont prises en compte). Le nombre de traversées des routes à trafic important et/ou large et accompagnés d'aménagement autre que le revêtement lui-même (ex. autoroutes) peut être réduit. Dans une étude sur les lynx (Apps, 2000), les autoroutes présentes dans les domaines vitaux sont significativement moins traversées. Ceci suggère que les autoroutes ont ici un rôle perturbateur.

Les routes sont associées par ailleurs à une mortalité accrue de la faune du fait des collisions avec les véhicules : Couderc (1980) concernant notamment les autoroutes en zones forestières ; Conruyt-Rogeon et Girardet (2012) sur les mammifères de petite et moyenne taille ; Boves et Belthoff (2012) sur les chouettes). Des facteurs additionnels peuvent accentuer les risques de collisions et augmenter la mortalité : a) la saison qui est en fait lié au rythme biologique des espèces. Par exemple la période de dispersion des juvéniles (ex. renards dans Conruyt-Rogeon et Girardet (2012)) est souvent associée à un nombre accru de collisions ; b) la période de la journée : selon l'intensité d'activité des espèces. Par exemple, le risque est plus élevé pour les espèces nocturnes se déplaçant davantage la nuit (Colino-Rabanal *et al.* (2011) pour les loups) ; c) les comportements spécifiques. Par exemple, certaines espèces d'oiseaux ou de chauve-souris peuvent pratiquer la chasse par des vols bas par rapport au passage des véhicules sur les routes (Sétra *et al.* (2009) sur les chiroptères).

Des grillages peuvent diminuer les traversées et donc les collisions d'après Sétra (2007). Toutefois, ils peuvent également augmenter le nombre de collisions comme observé par Colino-Rabanal et *al.* (2011). Ces auteurs proposent plusieurs hypothèses explicatives comme la perturbation du comportement de traversée des routes ou la corrélation entre présence de grillage et volume du trafic. Le risque de collision avec les infrastructures de transport est également un cas d''ambivalence de l'influence possible des routes sur la faune sauvage. La mortalité accrue de la faune par les collisions peut attirer des espèces prédatrices comme les rapaces (Speziale *et al.*, 2008) sur les condors).

Les voies ferrées peuvent constituer soit un obstacle, soit un lieu de vie (cas du renard roux). Elles peuvent cependant jouer un rôle de corridors de déplacement et ainsi favoriser la dispersion d'individus (Trewhella et Harris, 1990). Concernant les routes, la composition du paysage à leur voisinage peut avoir une influence sur l'intensité de l'effet sur la faune, influence différemment identifiée selon les études. La présence de végétation arborée peut favoriser la présence ou le déplacement de certaines espèces au voisinage des routes (Kasworm et Manley, 1990) ou alors avoir peu d'influence sur la fréquentation par la faune (Wakkinen et Kasworm, 1997). L'effet négatif des infrastructures de transport peut être atténué par l'aménagement de passages (lynx roux, Murphy-Mariscal et *al*. (2015)). Les infrastructures de transport et notamment les routes sont par ailleurs souvent associées à des activités et/ou à une présence humaines qui peuvent modifier le comportement et le cycle biologique des espèces animales (Colino-Rabanal *et al.*, 2011; Huijser et Bergers, 2000).

Si l'on somme l'ensemble des types d'infrastructures de transport, **leur effet sur la démographie des organismes est négatif** (-1 ; 8 ; ce critère n'est pas étudié chez les arthropodes). **Il est moins net sur les changements de comportement spatial des mammifères et des oiseaux** (-0,3 ; 12), en fonction de la mobilité des espèces, de leur caractère spécialiste ou généraliste.

Concernant les zones minières, un premier constat est que les espèces animales sont généralement moins nombreuses dans les anciennes zones d'exploitation minière que dans les zones sans. Les perturbations des milieux initiaux par des exploitations minières sont importantes et de diverses natures. Elles peuvent concerner des coupes forestières (Brenner *et al.*, 1982) concernant la réhabilitation de sites miniers en Pennsylvanie) et plus généralement des habitats particuliers à certaines espèces animales ainsi que des pollutions des sols et des changements de végétation. Se pose aussi la question de la réhabilitation des anciennes zones minières et en particulier de leur reconversion en milieu naturel. La recolonisation de ces zones par les espèces animales est généralement observée, cependant elle peut s'effectuer à des vitesses différentes selon les espèces (Brenner *et al.*, 1982) avec pour les mammifères, une recolonisation rapide des petites espèces (Nichols et Grant (2007): état de l'art sur un ancien site minier de bauxite en Australie). La recolonisation peut être également partielle, c'est-à-dire que les sites ne seront utilisés que pour la recherche de nourriture. Concernant les mammifères, le nombre d'individus par espèce redevient alors similaire au bout de quelques années entre d'anciens sites miniers réhabilités et des sites non miniers. Nichols et Grant (2007) montrent qu'en Australie, la pression de prédation du renard considérée comme espèce invasive est telle sur les espèces locales de mammifères qu'il est souvent nécessaire de réguler leur population pour permettre d'atteindre une recolonisation des sites miniers à des nombres d'individus similaires à ceux de sites non miniers. Le rôle positif de la présence de cachettes et de refuges pour les mères et leurs jeunes semble le plus important, notamment par rapport à la disponibilité des ressources alimentaires (Nichols et Grant, 2007). La composition des communautés de plantes dans les sites réhabilités joue également un rôle important comme indiqué dans Brenner *et al.* (1982) : les espèces animales présentes sont liées chronologiquement aux étapes de reconquête par les espèces végétales. La compétition entre espèces animales a un effet moins important sur la présence des espèces animales que la composition végétale du site dans Brenner *et al.* (1982). Ceci peut être mis en parallèle avec le fait que la compétition entre plantes a un effet moins important sur la recolonisation d'un site par la végétation que la prédation par des herbivores Australie (Parsons *et al.*, 2007).

6. Synthèse sur les effets de l'artificialisation sur les paysages et comparaison faune-flore

Nous avons dans ce qui précède fait le choix d'analyser successivement le rôle de l'artificialisation sur les paysages, puis sur une série d'organismes vivants, végétaux et animaux, constituant la biodiversité que l'on cherche à préserver dans les territoires, malgré les tendances lourdes de l'intensification de l'usage des sols, dont l'artificialisation est une composante essentielle.

D'une manière générale, si les analyses spatiales des changements de morphologie des paysages convergent sur un diagnostic alarmant quant à leurs conséquences potentielles sur les habitats, on observe aussi une grande variabilité dans leurs formes selon les cas d'étude. Le bilan réalisé montre que les conséquences les plus fréquentes de l'artificialisation sont d'une part la baisse de qualité des habitats, d'autre part la fragmentation des paysages. En revanche, les pertes d'habitat sont moins fréquentes ou partiellement compensées par l'extension des forêts ou la création d'habitats urbains. Certains habitats sont de ce fait particulièrement affectés, les milieux humides et prairiaux.

Au regard de ces effets sur les paysages, la comparaison des effets de l'artificialisation sur les organismes végétaux et animaux est pleine d'enseignements. Elle suggère une **vulnérabilité plus importante de la faune** (figure 5). Ceci se vérifie pour **l'impact de l'urbanisation sur la richesse spécifique,** plus négatif pour la faune (-0,7 ; 129) que pour la flore (-0,1 ; 22). Inversement, **l'impact des habitats urbains favorables est** plus positif pour la richesse de la flore (0,8 ; 13) que pour la faune (0,4 ; 8). L'urbanisation a aussi un effet négatif sur la diversité de la faune et de la flore (-0,8 ; 19). **La mauvaise qualité des habitats** a également un impact plus négatif sur la faune (-1 ; 10) que sur la flore (-0,7 ; 9). **Ces résultats montrent les limites des politiques de densification urbaine, qui devraient être compensées par la préservation de tâches d'habitats de qualité ou l'amélioration de la qualité des habitats existants, afin de préserver la biodiversité animale en particulier.**

Les niveaux d'urbanisation intermédiaires sont plus favorables à la richesse floristique (0,4 ; 13) que faunistique (-0,1 ; 66), ceci étant compensé par une plus grande abondance de la faune (0,4 ; 10). C'est l'inverse dans les zones rurales périphériques situées au-delà des franges urbaines (flore : -0,4 ; 12 et faune : 0,4 ; 18). Ceci suggère que **la richesse faunistique diminuerait avec la densité urbaine et la proportion de surfaces imperméables, alors que pour la flore, le maximum serait observé au milieu du gradient d'urbanisation**. Ces effets sont toutefois peu marqués, les indices étant éloignés des valeurs maximales et **n'indiquent que des tendances. Ils n'en restent pas moins instructifs au regard de l'inquiétude souvent exprimée quant à l'étalement urbain, aux politiques de densification urbaine ou encore à l'intérêt porté aux ceintures vertes.**

Modalités de l'artificialisation	Type d'organismes	Effets sur la biodiversité						Nombre de résultats						
		Richesse	Abondance, présence	Sélection généralistes	Sélection spécialistes	Diversités	Démographie	Richesse	Abondance, présence	Sélection généralistes	Sélection spécialistes	Diversités	Démographie	Total
Conditions locales défavorables	flore	-0,8	1	0,8	0			4	1	5	2			12
	faune	-0,9	-0,8	0,5	-1			7	12	1	4			24
Urbanisation, peuplement	flore	-0,1	0,3	0,8	-0,2	-0,7	-1	22	4	14	9	9	1	59
	faune	-0,7	-0,1	0,7	-0,6	-1		129	27	19	13	10	0	198
ITT, industries, mines	flore	-1		0,9	-1			1		4	1	1		7
	faune	-1	-0,9	0,5	-0,8		-1	3	13	5	12		12	45
Urbanisation intermédiaire	flore	0,4		-1	0	-1		13		3	11	1		28
	faune	-0,1	0,4	0,5	0,7			66	10	5	5			86
Rural, non exploité	flore	-0,4			-0,8	-1		12			5	1		18
	faune	0,4	-1					18	1					19
Habitat urbain favorable	flore	0,8	1	0,6	0,9	-1		13	1	5	9	2		30
	faune	0,4	0,1	0,5	0,1			8	11	4	5			28
Taille ville, fragmentation	flore	0	-1	0,3	-1	0,2		1	1	3	2	5	2	14
	faune	0	0	1,0				1	3	3	1			9
Diversité, connectivité	flore	0,9		-0,2				10	0	5	1			16
	faune	0,8	0,6	1	0,5	1	-1	11	17	2	14	1	1	46
Nombre total								319	101	78	94	30	16	638

Figure 5. Indice moyen et nombre de résultats des modalités de l'artificialisation des sols sur la faune et la flore

En revanche, on observe systématiquement un effet de sélection des organismes généralistes, au détriment des espèces spécialistes induit par l'urbanisation, les activités minières et industrielles et les infrastructures de transport, même s'il n'a pas toujours la même intensité. **C'est donc bien l'ensemble des organismes vivants qui subit cet effet de filtre environnemental.**

Le long du gradient d'urbanisation, la richesse spécifique et l'effet de sélection des espèces spécialistes varient en parallèle pour la flore et la faune. La densité urbaine influence l'effet de sélection des espèces généralistes, atténué dans les milieux périurbains. Plutôt qu'un mélange entre les pools d'espèces spécialistes et généralistes (Mayfield *et al.*, 2010), ces résultats suggèrent **l'importance de la présence d'habitats favorables pour la préservation de la richesse floristique et des espèces spécialistes de la flore et de la faune aux niveaux moyens d'urbanisation**.

Les effets de la connectivité des paysages sont moins étudiés pour la flore que pour la faune. Dans l'ensemble, **elle a un impact positif sur la biodiversité floristique et faunistique** (0,9 ; 10 et 0,8 ; 11 respectivement), mais la symétrique n'est pas vraie : la fragmentation des habitats ou la taille des villes ont un effet quasi nul sur la flore et la faune.

Notre analyse incite toutefois à une certaine prudence. Les résultats sont assez différents, en fonction de la façon dont est mesurée la biodiversité (richesse, abondance, …), et selon le type d'organismes sur lesquels porte l'attention des chercheurs. Même pour des hypothèses semblant très solides et validées, comme celle de l'homogénéisation biotique, on trouve des études apportant des nuances voire des cas contraires. Pour la petite faune, nous n'avons pas mis en évidence un effet générique de l'artificialisation mais des effets hétérogènes en fonction des niveaux d'artificialisation et des caractéristiques écologiques des organismes, il est donc difficile de conclure à un syndrome "artificialisation".

Conclusion générales et leviers d'action

Les leviers d'action qui peuvent être mobilisés pour l'atténuation de l'impact de l'artificialisation sur la biodiversité comportent deux volets : l'action de levier sur le contrôle préventif de la transformation des paysages, l'action conservatoire ou réparatrice sur la préservation des organismes dans des paysages modifiés et l'ingénierie écologique pour réaménager les paysages et favoriser la présence d'une diversité d'organismes vivants.

La méta-analyse que nous avons réalisée confirme l'intérêt de la mise en place d'**infrastructures compensatrices** (localisation, superficie) suggérées par quelques travaux sur les effets de l'artificialisation sur les paysages et la biodiversité, et en hiérarchise la portée attendue. Toutefois, la plupart de ces travaux émettent des recommandations très générales visant à **limiter l'étalement urbain** (Basnou *et al.*, 2015; Dallimer *et al.*, 2012), **la densification des zones déjà bâties** (Godefroid et Koedam, 2007) ou **la fragmentation**, ce qui est en cohérence avec l'orientation des auteurs en biologie de la conservation (Dallimer *et al.*, 2012). Il est vrai que de telles recommandations ne sont pas simples à émettre, compte-tenu de la complexité des résultats, et des effets combinés ou contradictoires de certains facteurs (études sur une espèce végétale, (Van Rossum, 2008 ; 2009). Les articles identifiant un effet seuil de l'urbanisation pour la faune et la flore mettent le doigt sur **la limite des politiques de densification urbaine**, alors que ces dernières sont souvent proposées par les aménageurs comme une alternative face à l'étalement urbain et dans la perspective d'une réduction de l'impact carbone des villes. Parallèlement, les travaux orientés sur l'aménagement et la planification urbaine, insistent sur la limitation de l'étalement urbain et **n'intègrent pas dans leurs propositions les effets seuil de la densité urbaine démontrés par les études focalisées sur les espèces et groupes d'espèces.** Ils n'en constituent pas moins un recueil d'expériences afin d'évaluer la faisabilité des recommandations émises par les travaux axés sur les effets de l'artificialisation sur les paysages et la biodiversité.

Une priorité consisterait à **minimiser les effets négatifs de l'artificialisation sur les paysages** : il s'agit d'un paramètre que peuvent maîtriser les politiques publiques. En effet, les effets de l'artificialisation sont négatifs pour l'ensemble du paysage, ainsi que pour les habitats naturels autres que forestiers. Les habitats forestiers semblent bénéficier à la fois des effets de la déprise agricole, de politiques de préservation ou de reboisement, alors que les milieux humides, les mosaïques associant agriculture et bois, les **prairies et les landes** pouvant potentiellement accueillir des espèces spécialistes, sont défavorisées par l'artificialisation **à laquelle ils sont particulièrement sensibles**. Il en est de même pour les **friches**, habitats semi-naturels parfois éphémères, accompagnant les pulsations et les déplacements de la dynamique d'artificialisation, et qui gagneraient à être **préservées, voire gérées dans les plans d'aménagement** (Bonthoux *et al.*, 2014 ; Bossu *et al.*, 2014; Cohen *et al.*, 2012).

La politique de densification urbaine destinée à limiter l'étalement urbain et réduire l'impact carbone des villes, devrait être appliquée avec prudence, compte-tenu des effets négatifs de la densité urbaine sur la faune et sur les espèces spécialistes de la faune et de la flore constatés par notre analyse. De plus, cette politique de densification ne pourrait s'appliquer que dans les zones péri-urbaines, or notre analyse a montré leur intérêt pour préserver la richesse en espèces végétales. **La mise en œuvre de la politique des trames vertes pourrait compenser la double tendance à l'œuvre** (étalement urbain/densification), en combinant i) la **préservation de tâches d'habitat** de taille suffisamment grande, ii) l'amélioration ou la préservation de la **qualité de ces habitats** iii) la préservation ou la création de véritables **corridors écologiques**.

Notre analyse trace des pistes quant aux actions à entreprendre le long du gradient de densité urbaine et en fonction du type d'organismes. La faune, la plus sensible à la densité urbaine et à l'imperméabilisation, devrait être ciblée par des aménagements volontaristes dans les zones denses et moyennement denses, et depuis les zones périphériques (corridors écologiques). Ce dispositif devrait être associé avec des modes de gestion et d'aménagement spécifiques pour la flore, en ciblant les zones de centre-ville et les zones périphériques, dans lesquelles des efforts particuliers doivent être faits pour maintenir, agrandir ou créer des tâches d'habitat diversifiés (pas seulement des bois, mais aussi des milieux prairiaux). La banalisation de la flore pourrait être limitée en réhabilitant les espèces locales par des campagnes de sensibilisation auprès des services des espaces verts et des jardiniers privés. Un de ses principaux moteurs est en effet l'introduction de végétaux exotiques par les collectivités locales et les jardiniers.

Concernant la préservation des tâches d'habitats, plusieurs expériences intéressantes sont rapportées par la littérature scientifique. L**es auteurs n'opposent pas les enjeux environnementaux et de développement socio-économique, mais proposent de les concilier.** Des travaux menés dans des pays marqués par une très forte dynamique urbaine proposent des mesures pour éviter le grignotage des espaces verts dans les phases d'extension urbaine (Jim, 2004). Bien évidemment, la difficulté consiste à dépasser le conflit potentiel entre les objectifs de développement et de préservation de la biodiversité, Liu et *al.* (2016) pensent que cela est possible en modifiant à la marge la répartition des investissements socio-économiques. Des **méthodes de modélisation spatiale permettent d'optimiser les choix de préservation de la biodiversité dans les territoires urbains en développement** (Bettigole *et al.*, 2014; Chang *et al*., 2012; Girvetz *et al.*, 2008; Gordon *et al.*, 2009). Ces travaux montrent que la prise en compte des enjeux de biodiversité n'est pas limitée à des contextes de faible dynamique urbaine : banlieues résidentielles, quartiers « gentrifiés », « shrinking cities ». Tobias (2013) émet des recommandations à partir du cas suisse, qui l'amène au double constat des conséquences négatives des zones bâties denses en termes de régulation hydro-climatique, et de celles de l'étalement urbain qui réduit la taille des éléments semi-naturels jusqu'à affecter leur fonctionnalité écologique. Il propose ainsi un mécanisme délimitant d'une part l'extension des lotissements, d'autre part les zones susceptibles d'être développées et celles à préserver, et enfin un **mécanisme de compensation** des pertes en sols perméables par la restauration de cette fonctionnalité dans des zones voisines.

D'après notre analyse, la qualité des habitats a une influence bien plus forte encore sur la biodiversité que le taux d'urbanisation, ce qui justifierait des mesures spécifiques en termes de conception urbaine. L'imperméabilisation des surfaces, un des paramètres de la qualité des habitats ayant un impact systématiquement négatif sur la faune, pourrait être limitée par des **aménagements adaptés**. **Favoriser l'hétérogénéité des hauteurs de bâti et des strates végétales** est favorable à l'abondance des oiseaux dans une ville dense (Pellissier *et al.*, 2012). Parmi les autres paramètres, citons l'intensité des perturbations, la pollution des sols, qui influent négativement sur la flore et la faune, et les dérangements des mammifères, auxquels une gestion moins intensive et une sensibilisation du public pourraient remédier. La dépollution des sols est une mesure plus onéreuse, mais permettrait aussi la mise en place d'espaces éducatifs ou jardiniers, qui contribueraient en retour à une sensibilisation du public et une participation citoyenne.

Notre analyse a aussi démontré l'importance de la diversité et de la connectivité du paysage sur la biodiversité floristique et faunistique, en particulier pour les espèces les moins mobiles. Un autre objectif d'aménagement régulièrement énoncé est de maintenir la connectivité entre les habitats favorables (Magle *et al*., 2010) ; (Scolozzi et Geneletti, 2012), par exemple en ménageant des **corridors écologiques suffisamment larges,** supérieurs à 20 mètres (Vergnes *et al*., 2012) et en prenant en compte les terrains privés dans l'identification et la préservation de réseaux écologiques (Jantz et Goetz, 2008). Hostetler et *al.* (2011) attirent aussi l'attention sur la nécessité, pour que des trames vertes soient efficaces, de veiller à ce que l'interface entre les zones bâties et commerciales et les corridors ait un impact minimal sur ces derniers, menacés par de multiples effets négatifs (ruissellement, invasion d'espèces exotiques). Ceci repose sur une mobilisation conjointe des aménageurs, des chercheurs et des habitants, à travers notamment des actions de sensibilisation. Compte-tenu des possibles effets de dérangement de la faune mis en évidence par notre analyse, la multifonctionnalité de ces continuités écologiques (par exemple pour la mobilité humaine non motorisée) doit être envisagée avec prudence. Yu *et al.* (2013) sont plus optimistes : les corridors écologiques permettent selon eux de rendre les nouvelles zones urbanisées plus agréables à vivre à un moindre cout financier, tout en favorisant la biodiversité.

Les infrastructures de transport nécessiteraient des aménagements afin de réduire leurs effets très négatifs sur la biodiversité d'après notre analyse. Les effets positifs des passages à faune le long des infrastructures routières ont été démontrés par exemple sur les populations de lynx roux par Murphy-Mariscal *et al.* (2015). Ce type d'aménagement a toutefois un coût important limitant leur multiplication. Une réflexion d'ensemble consisterait à améliorer la gestion des bas-côtés des infrastructures, en adoptant des modes de gestion limitant la pollution chimique, les perturbations, et la dégradation des habitats connexes aux infrastructures, dont les effets sont très négatifs. En amont, se pose aussi la question de la multiplication de ces infrastructures, qui viennent fragmenter en particulier les zones rurales entourant les villes, qui sont un réservoir pour des espèces de faune, et où la flore est déjà appauvrie. Cette localisation des infrastructures de transport en périphérie des villes a bien entendu des avantages, car elle évite une trop forte concentration des nuisances dans les zones les plus densément peuplées, mais elle a un impact négatif en termes de biodiversité. Signalons que les voies ferrées ont un impact moins négatif sur la faune que les routes, d'après des travaux menés sur des organismes très différents (renard roux, hérissons

et condors). Compte-tenu du moindre impact carbone des déplacements par voies ferrées, les préférer aux infrastructures routières aurait donc un double avantage.

La pertinence de la mise en place, le renforcement ou la restauration de dispositifs de type « ceinture verte » pour limiter l'étalement urbain devrait prendre en compte les spécificités des zones rurales et non exploitées entourant les villes mises en évidence dans notre analyse. Brown *et al.* (2004) proposent une démarche de modélisation multi-agent pour tester l'efficacité de ces dispositifs, dans diverses configurations d'extension urbaine sur des zones rurales. Si la largeur et l'emplacement de ces ceintures sont déterminants pour leur efficacité, il faut également prendre en compte la perception de la qualité esthétique des paysages ainsi que la localisation optimale des centres de services.

Cette prise en compte des attentes des habitants est en effet essentielle et soulignée par plusieurs auteurs. Martin et *al.* (2013) déterminent, à partir d'une enquête auprès de 100 résidents de zones péri-urbaines situées à l'interface avec la vie sauvage, que leur information par la presse locale et leur participation à des actions éducatives allait de pair avec leur bonne connaissance des enjeux environnementaux, et en conclut sur l'importance d'axer l'éducation à l'environnement vers les jeunes générations. L'action coordonnée des différentes instances gouvernementales pourrait permettre de mieux prendre en compte l'urbanisation à différentes échelles, de locales à régionales, et de coordonner les politiques d'aménagement afin de limiter ses effets (Luo *et al.*, 2016).

Outre l'impact environnemental attendu des politiques publiques de trames vertes et de biodiversité, il ne faut en effet pas oublier les bénéfices qu'elles peuvent apporter en termes de qualité de vie. Nous n'évoquerons pas ici l'abondante littérature consacrée aux questions du bien-être urbain et au rôle de la « nature », ou la « verdure », termes employés par les citadins, dans la qualité de vie et la santé, ni les liens entre les inégalités socio-économiques et l'accès à la biodiversité. Un des ressorts consiste à invoquer les bénéfices que la biodiversité peut apporter aux habitants des zones artificialisées, à travers des arguments tels que les avantages que les trames vertes peuvent apporter à la santé humaine (Coutts et Hahn, 2015). Signalons les études comparatives, entre villes françaises (Scarwell, 2012) et européennes (Madureira *et al.*, 2015), de la perception et de l'évaluation faite par les citadins des politiques de trames vertes urbaines. Cette comparaison met en avant des points de consensus, par exemple le rôle bénéfique des espaces verts sur la santé, le bien-être, et le contact avec la nature, alors que leur impact sur le microclimat (températures, bruit) n'est pas considéré par les citadins. En revanche, les avis sont variables selon les villes quant à certains bénéfices des espaces et trames vertes, à savoir la promotion de la biodiversité ou la contribution à l'image de la ville.

Les résultats de cette expertise invitent donc à une prise en compte des attentes des citadins et des aménageurs concernant le choix des espèces à préserver. **Les efforts à accomplir pour préserver la biodiversité dans une dynamique d'artificialisation sont plus importants pour la faune**, et particulièrement les espèces très peu mobiles **que pour la flore**, ce qui suppose de mener une réflexion sur les espèces prioritaires. Or les espèces qui contribuent à la préservation des services écosystémiques sur le long terme ne sont pas les plus connues ni les plus attirantes pour le public, et sont souvent celles qui sont les plus sensibles aux effets de l'artificialisation. Le Service du Patrimoine Naturel du MNHN a ainsi proposé une liste d'espèces cibles dans la politique des trames vertes et bleues, à partir de la liste rouge de l'IUCN (MNHN 2011[5]).

La notion de service écosystémique serait ici précieuse pour orienter les choix vers des espèces rendant de multiples services à la société (production notamment alimentaire, régulation hydro-climatique, bienfaits culturels et sanitaires) tout en contribuant à maintenir la qualité des écosystèmes pour maintenir cette fourniture de services sur le long terme (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Coutts et Hahn, 2015; Niemela *et al.*, 2010 ; Tratalos *et al.*, 2007). Cette notion est également mobilisée dans les travaux scientifiques, afin de démontrer l'intérêt économique et culturel des trames vertes (Coutts et Hahn, 2015) et des espaces verts urbains (Niemela *et al.*, 2010). Plus fondamentalement, Acierno (2015) propose d'appliquer la notion de résilience au « milieu » urbain, en associant plusieurs principes d'aménagement et de planification urbaine, prenant en compte la morphologie des villes et leur diversité naturelle et culturelle : diminuer la consommation de terres, mettre en œuvre la trame verte, encourager les mobilités douces, protéger le patrimoine culturel et rural, concevoir des modèles de ville compacte. L'expérience de Singapour montre toutefois que malgré un investissement important dans des études écologiques au cours des 10 dernières années, ces dernières ne prennent pas assez en compte les enjeux du développement durable et négligent la composante bâtie, pourtant essentielle dans les milieux artificialisés (Tan et Hamid, 2014).

Actuellement, les différents enjeux de l'artificialisation des sols sont posés comme antagonistes. Le développement socio-économique et la création d'emplois supposeraient de continuer à développer les métropoles et les infrastructures de transport les desservant. La préservation des terres agricoles et la production alimentaire sont menacées par l'étalement urbain, qui a lui-même des conséquences néfastes sur l'impact carbone des villes et le temps de transport domicile-travail. Dans ce contexte d'étalement et de densification urbaine, la conservation voire la recréation de paysages et d'habitats de qualité, seraient favorables à la biodiversité, à la santé et au bien-être des habitants, notamment dans le contexte du changement climatique. Plutôt que d'opposer ces enjeux, notre étude esquisse des leviers d'action, afin de limiter ou compenser les effets négatifs sur la biodiversité de la densification urbaine dans le cœur des agglomérations et autour des infrastructures de transport. Deux enseignements principaux sont apportés par les travaux scientifiques consultés : i) la préservation de la biodiversité demande

[5] https://inpn.mnhn.fr/programme/listes-rouges/presentation

des mesures quantitatives et qualitatives ciblées pour la faune et la flore, en fonction du niveau d'urbanisation et du type d'infrastructures de transport, ii) la mise en place de ces politiques gagne à s'appuyer sur la participation citoyenne, afin de limiter les pratiques involontairement néfastes (introduction d'espèces exotiques, abus des herbicides, dérangement de la faune) et à privilégier des aménagements prenant en compte les services écosystémiques culturels et économiques (bien-être, dimension esthétique, santé, alimentation, attractivité touristique…).

Références bibliographiques citées

Acierno, A., 2015. The complex systemic vision and local milieu to face the challenges of resilience. *Tria-Territorio Della Ricerca Su Insediamenti E Ambiente*, 15: 7-20.

Ahrne, K.; Bengtsson, J.; Elmqvist, T., 2009. Bumble Bees (Bombus spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. *Plos One*, 4 (5). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0005574

Apps, C.D., 2000. Space-use, diet, demographics, and topographic associations of lynx in the southern Canadian Rocky Mountains: a study. In: Ruggiero, L.F.; Aubry, K.B.; Buskirk, S.W.; Koehler, G.M.; Krebs, C.J.; McKelvey, K.S.; Squires, J.R., eds. *Ecology and Conservation of Lynx in the United States*. Boulder, Colorado: University Press of Colorado, 351-371. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr030/rmrs_gtr030_351_372.pdf

Barbati, A.; Corona, P.; Salvati, L.; Gasparella, L., 2013. Natural forest expansion into suburban countryside: Gained ground for a green infrastructure? *Urban Forestry & Urban Greening*, 12 (1): 36-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2012.11.002

Basnou, C.; Alvarez, E.; Bagaria, G.; Guardiola, M.; Isern, R.; Vicente, P.; Pino, J., 2013. Spatial Patterns of Land Use Changes Across a Mediterranean Metropolitan Landscape: Implications for Biodiversity Management. *Environmental Management*, 52 (4): 971-980. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-013-0150-5

Basnou, C.; Iguzquiza, J.; Pino, J., 2015. Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats. *Landscape and Urban Planning*, 136: 156-164. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.001

BenDor, T.; Westervelt, J.; Aurambout, J.P.; Meyer, W., 2009. Simulating population variation and movement within fragmented landscapes: An application to the gopher tortoise (Gopherus polyphemus). *Ecological Modelling*, 220 (6): 867-878. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.01.005

Berland, A., 2012. Long-term urbanization effects on tree canopy cover along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 15 (3): 721-738. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-012-0224-9

Bettigole, C.A.; Donovan, T.M.; Manning, R.; Austin, J.; Long, R., 2014. Acceptability of residential development in a regional landscape: Potential effects on wildlife occupancy patterns. *Biological Conservation*, 169: 401-409. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.029

Bolund, P.; Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29 (2): 293-301. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(99)00013-0

Bonthoux, S.; Brun, M.; Di Pietro, F.; Greulich, S.; Bouche-Pillon, S., 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132: 79-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010

Bossu, A.; Marco, A.; Manel, S.; Bertaudiere-Montes, V., 2014. Effects of built landscape on taxonomic homogenization: Two case studies of private gardens in the French Mediterranean. *Landscape and Urban Planning*, 129: 12-21. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.05.002

Boves, T.J.; Belthoff, J.R., 2012. Roadway mortality of barn owls in Idaho, USA. *Journal of Wildlife Management*, 76 (7): 1381-1392. http://dx.doi.org/10.1002/jwmg.378

Brenner, F.J.; Kelly, R.B.; Kelly, J., 1982. Mammalian community characteristics on surface mine lands in Pennsylvania. *Environmental Management*, 6 (3): 241-249. http://dx.doi.org/10.1007/bf01866887

Breuste, J.; Artmann, M.; Li, J.X.; Xie, M.M., 2015. Special Issue on Green Infrastructure for Urban Sustainability. *Journal of Urban Planning and Development*, 141 (3). http://dx.doi.org/10.1061/(asce)up.1943-5444.0000291

Brown, D.G.; Page, S.E.; Riolo, R.; Rand, W., 2004. Agent-based and analytical modeling to evaluate the effectiveness of greenbelts. *Environmental Modelling & Software*, 19 (12): 1097-1109. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.11.012

Burel, F.; Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage*. Paris: Tec & Doc Lavoisier (*Concepts, méthodes et applications*), 359 p.

Capotorti, G.; Del Vico, E.; Lattanzi, E.; Tilia, A.; Celesti-Grapow, L., 2013. Exploring biodiversity in a metropolitan area in the Mediterranean region: The urban and suburban flora of Rome (Italy). *Plant Biosystems*, 147 (1): 174-185. http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.771715

Chang, Q.; Qiu, Y.; Li, X.; Wu, J.S., 2012. A MSPA-based Approach of Urban Green Space System Planning. In: Iranpour, R.; Zhao, J.; Wang, A.; Yang, F.L.; Li, X., eds. *Advances in Environmental Science and Engineering, Pts 1-6*. (Advanced Materials Research), 5972-5979. http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.518-523.5972

Chocholouskova, Z.; Pysek, P., 2003. Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzen. *Flora*, 198 (5): 366-376. http://dx.doi.org/10.1078/0367-2530-00109

Cilliers, S.S.; Bredenkamp, G.J., 2000. Vegetation of road verges on an urbanisation gradient in Potchefstroom, South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 46 (4): 217-239. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(99)00057-2

Clemants, S.E.; Moore, G., 2005. The changing flora of the New York metropolitan region. *Urban Habitats*, 3 (1): 192-210. http://urbanhabitats.org/v03n01/nymf_pdf.pdf

Coffin, A.W., 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*, 15 (5): 396-406. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006

Cohen, M.; Baudoin, R.; Palibrk, M.; Persyn, N.; Rhein, C., 2012. Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: New evidences, next questions. The example of Paris, France. *Landscape and Urban Planning*, 106 (3): 277-287. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.007

Colantoni, A.; Grigoriadis, E.; Sateriano, A.; Venanzoni, G.; Salvati, L., 2016. Cities as selective land predators? A lesson on urban growth, deregulated planning and sprawl containment. *Science of the Total Environment*, 545: 329-339. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.170

Colino-Rabanal, V.J.; Lizana, M.; Peris, S.J., 2011. Factors influencing wolf Canis lupus roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (3): 399-409. http://dx.doi.org/10.1007/s10344-010-0446-1

Concepcion, E.D.; Obrist, M.K.; Moretti, M.; Altermatt, F.; Baur, B.; Nobis, M.P., 2016. Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems*, 19 (1): 225-242. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-015-0474-4

Conruyt-Rogeon, G.; Girardet, X., 2012. *Identification des points de conflits entre la faune et les routes. Méthode d'observation des collisions par les agents des routes. Retour d'expérience sur le réseau de la DIR Est en Franche-Comté*. Paris: Muséum national d'histoire naturelle, 74 p. http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00814507

Couderc, J.-M., 1980. Autoroutes et espaces forestiers. *Norois*, 105 (1): 33-44. http://www.persee.fr/doc/noroi_0029-182x_1980_num_105_1_3869

Coutts, C.; Hahn, M., 2015. Green Infrastructure, Ecosystem Services, and Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12 (8): 9768-9798. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph120809768

Croci, S.; Butet, A.; Georges, A.; Aguejdad, R.; Clergeau, P., 2008. Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology*, 23 (10): 1171-1186. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-008-9257-0

Culley, T.M.; Sbita, S.J.; Wick, A., 2007. Population genetic effects of urban habitat fragmentation in the perennial herb Viola pubescens (Violaceae) using ISSR markers. *Annals of Botany*, 100 (1): 91-100. http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcm077

Dallimer, M.; Rouquette, J.R.; Skinner, A.M.J.; Armsworth, P.R.; Maltby, L.M.; Warren, P.H.; Gaston, K.J., 2012. Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and Distributions*, 18 (8): 742-753. http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00891.x

Dana, E.D.; Vivas, S.; Mota, J.F., 2002. Urban vegetation of Almeria City - a contribution to urban ecology in Spain. *Landscape and Urban Planning*, 59 (4): 203-216. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(02)00039-7

DeCandido, R., 2004. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947-1998. *Biological Conservation*, 120 (1): 129-136. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.02.005

Ellis, E.C.; Wang, H.Q.; Xiao, H.S.; Peng, K.; Liu, X.P.; Li, S.C.; Ouyang, H.; Cheng, X.; Yang, L.Z., 2006. Measuring long-term ecological changes in densely populated landscapes using current and historical high resolution imagery. *Remote Sensing of Environment*, 100 (4): 457-473. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2005.11.002

Fischer, K.; Becker, M.; Becker, B.A.; Bensch, J.; Bockers, A.; Burmeister, M.; Dombrowski, J.; Donke, E.; Ermisch, R.; Fritze, M.; Fritzsch, A.; Hubler, N.; Ide, M.; Klockmann, M.; Mielke, M.; Pfender, D.; Schiffler, M.; Schrodter, M.; Sund, L.; Viertel, C.; Weise, E.; Werner, M.; Winter, M., 2015. Determinants of tree frog calling ponds in a human-transformed landscape. *Ecological Research*, 30 (3): 439-450. http://dx.doi.org/10.1007/s11284-014-1238-y

Forman, R.T.T.; Godron, M., 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, 619 p.

Forman, R.T.T.; Reineking, B.; Hersperger, A.M., 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a suburbanizing landscape. *Environmental Management*, 29 (6): 782-800. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-001-0065-4

Frondoni, R.; Mollo, B.; Capotorti, G., 2011. A landscape analysis of land cover change in the Municipality of Rome (Italy): Spatio-temporal characteristics and ecological implications of land cover transitions from 1954 to 2001. *Landscape and Urban Planning*, 100 (1-2): 117-128. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.002

Fu, W.; Liu, S.L.; Degloria, S.D.; Dong, S.K.; Beazley, R., 2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, 95 (3): 122-129. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.12.009

Girvetz, E.H.; Thorne, J.H.; Berry, A.M.; Jaeger, J.A.G., 2008. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning*, 86 (3-4): 205-218. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.02.007

Godefroid, S.; Koedam, N., 2007. Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, 22 (8): 1227-1239. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x

Gordon, A.; Simondson, D.; White, M.; Moilanen, A.; Bekessy, S.A., 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 91 (4): 183-194. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.011

Guirado, M.; Pino, J.; Roda, F., 2006. Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge. *Global Ecology and Biogeography*, 15 (1): 50-62. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-822x.2006.00197.x

Haase, D., 2008. Urban Ecology of Shrinking Cities: An Unrecognized Opportunity? *Nature + Culture*, 3 (1): 1-8. http://dx.doi.org/10.3167/nc.2008.030101

Hahs, A.K.; McDonnell, M.J.; McCarthy, M.A.; Vesk, P.A.; Corlett, R.T.; Norton, B.A.; Clemants, S.E.; Duncan, R.P.; Thompson, K.; Schwartz, M.W.; Williams, N.S.G., 2009. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters*, 12 (11): 1165-1173. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01372.x

Hale, J.D.; Fairbrass, A.J.; Matthews, T.J.; Sadler, J.P., 2012. Habitat Composition and Connectivity Predicts Bat Presence and Activity at Foraging Sites in a Large UK Conurbation. *Plos One*, 7 (3). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0033300

Hansen, M.J.; Clevenger, A.P., 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*, 125 (2): 249-259. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.03.024

Hepcan, S., 2013. Analyzing the pattern and connectivity of urban green spaces: A case study of Izmir, Turkey. *Urban Ecosystems*, 16 (2): 279-293. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-012-0271-2

Hostetler, M.; Allen, W.; Meurk, C., 2011. Conserving urban biodiversity? Creating green infrastructure is only the first step. *Landscape and Urban Planning*, 100 (4): 369-371. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.011

Huijser, M.P.; Bergers, P.J.M., 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (Erinaceus europaeus) populations. *Biological Conservation*, 95 (1): 111-116. http://dx.doi.org/10.1016/s0006-3207(00)00006-9

Ikin, K.; Beaty, R.M.; Lindenmayer, D.B.; Knight, E.; Fischer, J.; Manning, A.D., 2013. Pocket parks in a compact city: how do birds respond to increasing residential density? *Landscape Ecology*, 28 (1): 45-56. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9811-7

Janko, C.; Schroder, W.; Linke, S.; Konig, A., 2012. Space use and resting site selection of red foxes (Vulpes vulpes) living near villages and small towns in Southern Germany. *Acta Theriologica*, 57 (3): 245-250. http://dx.doi.org/10.1007/s13364-012-0074-0

Jantz, P.; Goetz, S., 2008. Using widely available geospatial data sets to assess the influence of roads and buffers on habitat core areas and connectivity. *Natural Areas Journal*, 28 (3): 261-274. http://dx.doi.org/10.3375/0885-8608(2008)28[261:uwagds]2.0.co;2

Jim, C.Y., 2004. Green-space preservation and allocation for sustainable greening of compact cities. *Cities*, 21 (4): 311-320. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2004.04.004

Jim, C.Y.; Chen, W.Y., 2008. Pattern and divergence of tree communities in Taipei's main urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 84 (3-4): 312-323. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.09.001

Jim, C.Y.; Liu, H.T., 2001. Patterns and dynamics of urban forests in relation to land use and development history in Guangzhou City, China. *Geographical Journal*, 167 (4): 358-375. http://dx.doi.org/10.1111/1475-4959.00031

Johnson, P.T.J.; Hoverman, J.T.; McKenzie, V.J.; Blaustein, A.R.; Richgels, K.L.D., 2013. Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. *Journal of Applied Ecology*, 50 (1): 34-42. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12022

Jokimaki, J.; Suhonen, J., 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. Landscape and Urban Planning, 39 (4): 253-263. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(97)00089-3

Jules, E.S.; Shahani, P., 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science*, 14 (3): 459-464. http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02172.x

Kasworm, W.F.; Manley, T.L., 1990. Road and trail influences on grizzly bears and black bears in Northwest Montana. *Bears: Their Biology and Management: A Selection of Papers from the Eighth International Conference on Bear Research and Management, Victoria, British Columbia, Canada, February 1989*. International Association for Bear Research and Management, 79-84. http://dx.doi.org/10.2307/3872905

Kath, J.; Maron, M.; Dunn, P.K., 2009. Interspecific competition and small bird diversity in an urbanizing landscape. *Landscape and Urban Planning*, 92 (2): 72-79. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.02.007

Kennedy, C.M.; Marra, P.P.; Fagan, W.F.; Neel, M.C., 2010. Landscape matrix and species traits mediate responses of Neotropical resident birds to forest fragmentation in Jamaica. *Ecological Monographs*, 80 (4): 651-669. http://dx.doi.org/10.1890/09-0904.1

Knapp, S.; Wittig, R., 2012. An analysis of temporal homogenisation and differentiation in Central European village floras. *Basic and Applied Ecology*, 13 (4): 319-327. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2012.06.004

Konvicka, M.; Kadlec, T., 2011. How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. *European Journal of Entomology*, 108 (2): 219-229. http://dx.doi.org/10.14411/eje.2011.030

Kowalski, B.; Watson, F.; Garza, C.; Delgado, B., 2015. Effects of landscape covariates on the distribution and detection probabilities of mammalian carnivores. *Journal of Mammalogy*, 96 (3): 511-521. http://dx.doi.org/10.1093/jmammal/gyv056

Kuhn, I.; Brandl, R.; Klotz, S., 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*, 6 (5): 749-764.

La Sorte, F.A.; Aronson, M.F.J.; Williams, N.S.G.; Celesti-Grapow, L.; Cilliers, S.; Clarkson, B.D.; Dolan, R.W.; Hipp, A.; Klotz, S.; Kuhn, I.; Pysek, P.; Siebert, S.; Winter, M., 2014. Beta diversity of urban floras among European and non-European cities. *Global Ecology and Biogeography*, 23 (7): 769-779. http://dx.doi.org/10.1111/geb.12159

Lang, W.; Chen, T.T.; Li, X., 2016. A new style of urbanization in China: Transformation of urban rural communities. *Habitat International*, 55: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2015.10.009

Lewis, J.S.; Bailey, L.L.; VandeWoude, S.; Crooks, K.R., 2015. Interspecific interactions between wild felids vary across scales and levels of urbanization. *Ecology and Evolution*, 5 (24): S946-S961. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1812

Lhotte, A.; Affre, L.; Saatkamp, A., 2014. Are there contrasted impacts of urbanization and land uses on population persistence? The case of Teucrium pseudochamaepitys, an endangered species in Southern France. *Flora*, 209 (9): 484-490. http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2014.05.002

Li, T.A.; Shilling, F.; Thorne, J.; Li, F.M.; Schott, H.; Boynton, R.; Berry, A.M., 2010. Fragmentation of China's landscape by roads and urban areas. *Landscape Ecology*, 25 (6): 839-853. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-010-9461-6

Liang, J.; Liu, Y.; Ying, L.X.; Li, P.; Xu, Y.; Shen, Z.H., 2014. Road impacts on spatial patterns of land use and landscape fragmentation in three parallel rivers region, Yunnan Province, China. *Chinese Geographical Science*, 24 (1): 15-27. http://dx.doi.org/10.1007/s11769-014-0652-y

Liu, Y.Z.; Theller, L.O.; Pijanowski, B.C.; Engel, B.A., 2016. Optimal selection and placement of green infrastructure to reduce impacts of land use change and climate change on hydrology and water quality: An application to the Trail Creek Watershed, Indiana. *Science of the Total Environment*, 553: 149-163. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.116

Lofvenhaft, K.; Bjorn, C.; Ihse, M., 2002. Biotope patterns in urban areas: a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, 58 (2-4): 223-240. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00223-7

Longley, P.; Batty, M.; Shepherd, J.; Sadler, G., 1992. Do green belts change the shape of urban areas? A preliminary analysis of the settlement geography of South East England. *Regional Studies*, 26 (5): 437-452. http://dx.doi.org/10.1080/00343409212331347101

Lumpkin, H.A.; Pearson, S.M., 2013. Effects of Exurban Development and Temperature on Bird Species in the Southern Appalachians. *Conservation Biology*, 27 (5): 1069-1078. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12085

Luo, T.; Zhang, T.H.; Wang, Z.F.; Gan, Y.H., 2016. Driving Forces of Landscape Fragmentation due to Urban Transportation Networks: Lessons from Fujian, China. *Journal of Urban Planning and Development*, 142 (2). http://dx.doi.org/10.1061/(asce)up.1943-5444.0000292

MacGarigal, K.; Marks, B.J., 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report (GTR), PNW-GTR-351, 122 p. http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf

MacLean, M.G.; Congalton, R.G.; Isprs, 2010. Mapping and analysis of fragmentation in southeastern New Hampshire. *Geospatial Data and Geovisualization: Environment, Security, and Society*. (International Archives of the Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences), 5 p.

Madureira, H.; Nunes, F.; Oliveira, J.V.; Cormier, L.; Madureira, T., 2015. Urban residents' beliefs concerning green space benefits in four cities in France and Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14 (1): 56-64. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2014.11.008

Magle, S.B.; Reyes, P.; Zhu, J.; Crooks, K.R., 2010. Extirpation, colonization, and habitat dynamics of a keystone species along an urban gradient. *Biological Conservation*, 143 (9): 2146-2155. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.027

Mantyka-Pringle, C.S.; Martin, T.G.; Moffatt, D.B.; Linke, S.; Rhodes, J.R., 2014. Understanding and predicting the combined effects of climate change and land-use change on freshwater macroinvertebrates and fish. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 572-581. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12236

Marraccini, E.; Debolini, M.; Moulery, M.; Abrantes, P.; Bouchier, A.; Chery, J.P.; Sanz, E.S.; Sabbatini, T.; Napoleone, C., 2015. Common features and different trajectories of land cover changes in six Western Mediterranean urban regions. *Applied Geography*, 62: 347-356. http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.05.004

Martin, L.E.; Sorice, M.G.; Kreuter, U.P., 2013. Understanding and influencing urban residents' knowledge about wildland management in Austin, Texas. *Urban Ecosystems*, 16 (1): 33-51. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-011-0177-4

Marzluff, J.M., 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff, J.M.; Bowman, R.; Donnelly, R., eds. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Boston, MA: Springer US, 19-47. http://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_2

Mayfield, M.M.; Bonser, S.P.; Morgan, J.W.; Aubin, I.; McNamara, S.; Vesk, P.A., 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19 (4): 423-431. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00532.x

McAlpine, C.A.; Bowen, M.E.; Callaghan, J.G.; Lunney, D.; Rhodes, J.R.; Mitchell, D.L.; Pullar, D.V.; Poszingham, H.P., 2006. Testing alternative models for the conservation of koalas in fragmented rural-urban landscapes. *Austral Ecology*, 31 (4): 529-544. http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01603.x

McKinney, M.L., 2004. Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. *Global Ecology and Biogeography*, 13 (1): 47-53. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00059.x

McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127 (3): 247-260. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005

McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11 (2): 161-176. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4

McPherson, S.C.; Brown, M.; Downs, C.T., 2016. Crowned eagle nest sites in an urban landscape: Requirements of a large eagle in the Durban Metropolitan Open Space System. *Landscape and Urban Planning*, 146: 43-50. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.10.004

Miller, J.R.; Hobbs, R.J., 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16 (2): 330-337. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00420.x

Mimet, A.; Maurel, N.; Pellissier, V.; Simon, L.; Julliard, R., 2014. Towards a unique landscape description for multi-species studies: A model comparison with common birds in a human-dominated French region. *Ecological Indicators*, 36: 19-32. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.029

Mitchell, M.G.F.; Bennett, E.M.; Gonzalez, A., 2015. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environmental Research Letters*, 10 (9). http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094014

Moxham, C.; Turner, V., 2011. The effect of fragmentation on the threatened plant community Coastal Moonah Woodland in Victoria, Australia. *Urban Ecosystems*, 14 (4): 569-583. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-011-0171-x

Murphy-Mariscal, M.L.; Barrows, C.W.; Allen, M.F., 2015. Native wildlife use of highway underpasses in a desert environment. *Southwestern Naturalist*, 60 (4): 340-348. http://dx.doi.org/10.1894/0038-4909-60.4.340

Nichols, O.G.; Grant, C.D., 2007. Vertebrate fauna recolonization of restored bauxite mines - Key findings from almost 30 years of monitoring and research. *Restoration Ecology*, 15 (4): S116-S126. http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00299.x

Niemela, J.; Saarela, S.R.; Soderman, T.; Kopperoinen, L.; Yli-Pelkonen, V.; Vare, S.; Kotze, D.J., 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. *Biodiversity and Conservation*, 19 (11): 3225-3243. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9888-8

Nogues, S.; Cabarga-Varona, A., 2014. Modelling land use changes for landscape connectivity: The role of plantation forestry and highways. *Journal for Nature Conservation*, 22 (6): 504-515. http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.08.004

Olden, J.D.; Poff, N.L.; McKinney, M.L., 2006. Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation*, 127 (3): 261-271. http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.04.027

Parcerisas, L.; Marull, J.; Pino, J.; Tello, E.; Coll, F.; Basnou, C., 2012. Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme County, 1850-2005). *Environmental Science & Policy*, 23: 120-132. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.002

Parsons, M.H.; Rafferty, C.M.; Lamont, B.B.; Dods, K.; Fairbanks, M.M., 2007. Relative effects of mammal herbivory and plant spacing on seedling recruitment following fire and mining. *BMC Ecology*, 7 (1): 13. http://dx.doi.org/10.1186/1472-6785-7-13

Pautasso, M., 2007. Scale dependence of the correlation between human population presence and vertebrate and plant species richness. *Ecology Letters*, 10 (1): 16-24. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00993.x

Pellissier, V.; Cohen, M.; Boulay, A.; Clergeau, P., 2012. Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landscape and Urban Planning*, 104 (2): 181-188. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.011

Pennington, D.N.; Hansel, J.R.; Gorchov, D.L., 2010. Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation*, 143 (1): 182-194. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.002

Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L.; Grove, J.M.; Boone, C.G.; Groffman, P.M.; Irwin, E.; Kaushal, S.S.; Marshall, V.; McGrath, B.P.; Nilon, C.H.; Pouyat, R.V.; Szlavecz, K.; Troy, A.; Warren, P., 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92 (3): 331-362. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022

Pysek, P., 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, 25 (1): 155-163. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.251177.x

Reed, S.E.; Kretser, H.E.; Glennon, M.J.; Pejchar, L.; Merenlender, A.M., 2012. Faunal Biodiversity at the Urban-Rural Interface: Current Knowledge, Research Priorities, and Planning Strategies. In: Laband, D.N.; Lockaby, B.G.; Zipperer, W.C., eds. *Urban-Rural Interfaces: Linking People and Nature*. (ACSESS Publications), 99-114. http://dx.doi.org/10.2136/2012.urban-rural.c6

Romano, B.; Ciabo, S.; Fiorini, L.; Marucci, A.; Zullo, F., 2015. Urban empty spaces and green fields for the ecological quality. The post-earthquake regeneration in the city of L'Aquila. *Tria-Territorio Della Ricerca Su Insediamenti E Ambiente*, 14: 103-116. http://dx.doi.org/10.6092/2281-4574/3018

Salvati, L.; Biasi, R.; Carlucci, M.; Ferrara, A., 2015. Forest transition and urban growth: exploring latent dynamics (1936-2006) in Rome, Italy, using a geographically weighted regression and implications for coastal forest conservation. *Rendiconti Lincei-Scienze Fisiche E Naturali*, 26: S577-S585. http://dx.doi.org/10.1007/s12210-015-0378-5

Salvati, L.; Ferrara, C., 2013. Do changes in vegetation quality precede urban sprawl? *Area*, 45 (3): 365-375. http://dx.doi.org/10.1111/area.12047

Scarwell, H.-J., 2012. Éditorial: Rio+ 20, dépasser l'horizon de la conférence. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 3 (2 "Trames vertes"). http://developpementdurable.revues.org/9341

Schneider, A.; Woodcock, C.E., 2008. Compact, dispersed, fragmented, extensive? A comparison of urban growth in twenty-five global cities using remotely sensed data, pattern metrics and census information. *Urban Studies*, 45 (3): 659-692. http://dx.doi.org/10.1177/0042098007087340

Schwartz, M.W.; Thorne, J.H.; Viers, J.H., 2006. Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation*, 127 (3): 282-291. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.017

Scolozzi, R.; Geneletti, D., 2012. Assessing habitat connectivity for land-use planning: a method integrating landscape graphs and Delphi survey. *Journal of Environmental Planning and Management*, 55 (6): 813-830. http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2011.628823

Sétra, 2007. *Faune et trafic. Manuel européen d'identification des conflits et de conception de solutions*. Bagneux: Service d'études techniques des routes et autoroutes (Sétra), (Rapport COST 341 - Fragmentation des habitats due aux infrastructures de transport), 179 p. http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/faune_et_trafic.pdf

Sétra; Nowicki, F.; Dadu, L.; Carsignol, J.; Bretaud, J.; Bielsa, S., 2009. Chiroptères et infrastructures de transports terrestres: menaces et actions de préservation. *Note d'information du Sétra – Série Economie Environnement Conception*, n° 91: 22 p. http://www.cerema.fr/IMG/pdf/preservation-faune-et-flore-etude12-cerema.pdf

Smiraglia, D.; Ceccarelli, T.; Bajocco, S.; Perini, L.; Salvati, L., 2015. Unraveling Landscape Complexity: Land Use/Land Cover Changes and Landscape Pattern Dynamics (1954-2008) in Contrasting Peri-Urban and Agro-Forest Regions of Northern Italy. *Environmental Management*, 56 (4): 916-932. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0533-x

Smith, R.M.; Thompson, K.; Hodgson, J.G.; Warren, P.H.; Gaston, K.J., 2006. Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*, 129 (3): 312-322. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.045

Soga, M.; Yamaura, Y.; Koike, S.; Gaston, K.J., 2014. Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*, 51 (5): 1378-1386. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12280

Sorace, A.; Gustin, M., 2009. Distribution of generalist and specialist predators along urban gradients. *Landscape and Urban Planning*, 90 (3-4): 111-118. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.019

Spagnuolo, V.; De Nicola, F.; Terracciano, S.; Bargagli, R.; Baldantoni, D.; Monaci, F.; Alfani, A.; Giordano, S., 2014. Persistent pollutants and the patchiness of urban green areas as drivers of genetic richness in the epiphytic moss Leptodon smithii. *Journal of Environmental Sciences*, 26 (12): 2493-2499. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.036

Speziale, K.L.; Lambertucci, S.A.; Olsson, O., 2008. Disturbance from roads negatively affects Andean condor habitat use. *Biological Conservation*, 141 (7): 1765-1772. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.017

Swenson, J.J.; Franklin, J., 2000. The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica Mountains. *Landscape Ecology*, 15 (8): 713-730. http://dx.doi.org/10.1023/a:1008153522122

Tan, P.Y.; Hamid, A.R.B., 2014. Urban ecological research in Singapore and its relevance to the advancement of urban ecology and sustainability. *Landscape and Urban Planning*, 125: 271-289. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.019

Tang, J.M.; Wang, L.; Yao, Z.J., 2006. Analyzing urban sprawl spatial fragmentation using multi-temporal satellite images. *Giscience & Remote Sensing*, 43 (3): 218-232. http://dx.doi.org/10.2747/1548-1603.43.3.218

Tobias, S., 2013. Preserving ecosystem services in urban regions: Challenges for planning and best practice examples from Switzerland. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 243-251. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1392

Tratalos, J.; Fuller, R.A.; Warren, P.H.; Davies, R.G.; Gaston, K.J., 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83 (4): 308-317. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.003

Trewhella, W.J.; Harris, S., 1990. The effect of railway lines on urban fox (vulpes-vulpes) numbers and dispersal movements. *Journal of Zoology*, 221: 321-326. http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.1990.tb04004.x

Trombulak, S.C.; Frissell, C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14 (1): 18-30. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x

Turner, K.; Lefler, L.; Freedman, B., 2005. Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning*, 71 (2-4): 191-206. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.003

Unfried, T.M.; Hauser, L.; Marzluff, J.M., 2013. Effects of urbanization on Song Sparrow (Melospiza melodia) population connectivity. *Conservation Genetics*, 14 (1): 41-53. http://dx.doi.org/10.1007/s10592-012-0422-2

Van der Veken, S.; Verheyen, K.; Hermy, M., 2004. Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants. *Flora*, 199 (6): 516-523. http://dx.doi.org/10.1078/0367-2530-00180

Van Rossum, F., 2008. Conservation of long-lived perennial forest herbs in an urban context: Primula elatior as study case. *Conservation Genetics*, 9 (1): 119-128. http://dx.doi.org/10.1007/s10592-007-9314-2

Van Rossum, F., 2009. Conservation of wet meadow species in an urban context: lychnis flos-cuculi as study case. *Belgian Journal of Botany*, 142 (2): 98-110. http://dx.doi.org/10.2307/41427180

Vergnes, A.; Blouin, M.; Muratet, A.; Lerch, T.Z.; Mendez-Millan, M.; Rouelle-Castrec, M.; Dubs, F., 2017. Initial conditions during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity. *Landscape and Urban Planning*, 159: 32-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.002

Vergnes, A.; Le Viol, I.; Clergeau, P., 2012. Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145 (1): 171-178. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.002

Vergnes, A.; Pellissier, V.; Lemperiere, G.; Rollard, C.; Clergeau, P., 2014. Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodiversity and Conservation*, 23 (8): 1859-1877. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-014-0689-3

Verzosa, L.C.O.; Gonzalez, R.M., 2010. Remote sensing, geographic information systems and shannon's entropy: measuring urban sprawl in a mountainous environment. In: Wagner, W.; Szekely, B., eds. *100 Years Isprs Advancing Remote Sensing Science, Pt 1*. (International Archives of the Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences), 269-274.

Wakkinen, W.L.; Kasworm, W., 1997. *Grizzly bear and road density relationships in the Selkirk and Cabinet-Yaak recovery zones*. Missoula, USA: US Fish and Wildlife Service, 29 p. http://igbconline.org/wp-content/uploads/2016/02/Wakkinen_Kasworm_1997_Grizzly_bear_and_road_density_relation.pdf

Walter, W.D.; VerCauteren, K.C.; Campa, H.; Clark, W.R.; Fischer, J.W.; Hygnstrom, S.E.; Mathews, N.E.; Nielsen, C.K.; Schauber, E.M.; Van Deelen, T.R.; Winterstein, S.R., 2009. Regional assessment on influence of landscape configuration and connectivity on range size of white-tailed deer. *Landscape Ecology*, 24 (10): 1405-1420. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-009-9374-4

Werner, P.; Zahner, R., 2008. Biodiversity and Cities. A Bibliography. *Third Conference of the COmpetence NeTwork URban Ecology Urban Biodiversity & Design*. Erfurt, 37 p. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/siedlung/Broschuere_CONTUREC_Biodiversity_and_Cities_Bibliography.pdf

Westermann, J.R.; von der Lippe, M.; Kowarik, I., 2011. Seed traits, landscape and environmental parameters as predictors of species occurrence in fragmented urban railway habitats. *Basic and Applied Ecology*, 12 (1): 29-37. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.11.006

Wilby, R.L.; Perry, G.L.W., 2006. Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK. *Progress in Physical Geography*, 30 (1): 73-98. http://dx.doi.org/10.1191/0309133306pp470ra

Williams, N.S.G.; McDonnell, M.J.; Seager, E.J., 2005. Factors influencing the loss of an endangered ecosystem in an urbanising landscape: a case study of native grasslands from Melbourne, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 71 (1): 35-49. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.01.006

Wu, J.G., 2014. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125: 209-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.018

Xie, Y.C.; Yu, M.; Bai, Y.F.; Xing, X.R., 2006. Ecological analysis of an emerging urban landscape pattern-desakota: a case study in Suzhou, China. *Landscape Ecology*, 21 (8): 1297-1309. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-006-0024-9

Xun, B.; Yu, D.; Liu, Y.P.; Hao, R.F.; Sun, Y., 2014. Quantifying isolation effect of urban growth on key ecological areas. *Ecological Engineering*, 69: 46-54. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.041

Yasuda, M.; Koike, F., 2009. The contribution of the bark of isolated trees as habitat for ants in an urban landscape. *Landscape and Urban Planning*, 92 (3-4): 276-281. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.008

Yu, D.Y.; Shi, P.J.; Liu, Y.P.; Xun, B., 2013. Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area. *Ecological Engineering*, 53: 205-216. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.045

Zhang, Z.M.; Gao, J.F., 2016. Linking landscape structures and ecosystem service value using multivariate regression analysis: a case study of the Chaohu Lake Basin, China. *Environmental Earth Sciences*, 75 (1). http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4862-0

Chapitre 5. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie urbaine et la gestion des eaux pluviales

Auteurs : Hervé Andrieu (coord.), Emmanuel Berthier, Fabrice Rodriguez, Véronique Ruban, Cathy Werey
Avec les contributions de : S. Barraud, Ghassan Chebbo, José-Frédéric Deroubaix, Johnny Gaspéri, Marie-Christine Gromaire, Nathalie Le Nouveau, Régis Moilleron, Ludovic Oudin, David Ramier, Jérémie Sage

L'urbanisation modifie le fonctionnement hydrologique, en augmentant fortement les flux de ruissellement et le risque d'inondation qui en résulte, mais elle affecte également la qualité des eaux ruisselées qui se chargent en polluants au contact des matériaux (enveloppe bâtie, revêtements de sol, mobilier urbain, véhicules…) et lessivent les polluants issus des activités anthropiques et déposés sur les surfaces.

La prise en charge des eaux urbaines fait appel à des systèmes (réseaux) d'assainissement, dont le développement, motivé par une question de salubrité et de santé publique, remonte au XIXe siècle. Pour transporter les eaux usées hors de la ville, les urbanistes et ingénieurs ont fait le choix d'utiliser le réseau d'évacuation des eaux pluviales existant (option dite du réseau unitaire). Le traitement des eaux usées s'est développé dans la seconde moitié du XXe siècle. Afin de ne pas surcharger les stations d'épuration, des réseaux séparatifs, distincts pour les eaux usées et les eaux pluviales, ont ensuite été prônés. Il s'agissait d'évacuer rapidement ces eaux pluviales de ruissellement urbain vers l'exutoire des bassins versants. Il a fallu attendre les années 1970-80 pour que les impasses techniques et environnementales résultant du transfert le plus rapide possible des eaux pluviales vers le milieu naturel apparaissent clairement, comme par exemple les inondations urbaines et les pics de pollution liés aux rejets directs dans le milieu naturel lors des évènements pluvieux. La création d'ouvrages de stockage et de décantation des eaux pluviales a tout d'abord été privilégiée. Le contrôle à la source des eaux pluviales, décliné en France sous l'appellation de "techniques alternatives" (au "tout tuyau") apparaît maintenant comme une solution durable de gestion des eaux urbaines de temps de pluie. Cette évolution marque un tournant en réintroduisant les différentes composantes du cycle de l'eau, et notamment l'infiltration dans la prise en charge des eaux urbaines. Simultanément, l'eau en ville redevient un atout environnemental, un élément d'agrément. Des efforts importants sont consacrés à la restauration des cours d'eau urbains.

L'impact de l'urbanisation sur l'hydrologie est présenté en quatre parties. La première partie est consacrée à l'influence de l'urbanisation et de l'artificialisation des sols qui en résulte sur les processus physiques du cycle de l'eau et sur le bilan hydrologique. Les conséquences de l'urbanisation sur la qualité des eaux pluviales urbaines font l'objet de la seconde partie. La troisième partie présente les méthodes et dispositifs de contrôle à la source des eaux pluviales. La quatre partie aborde la gestion des eaux pluviales en termes de politiques locales, de gouvernance et de gestion des services publics.

1. Modifications des processus physiques et impact sur le bilan hydrologique

Auteurs : Emmanuel Berthier, avec des contributions de David Ramier et Jérémie Sage (Cerema Île-de-France), et Ludovic Oudin (laboratoire Metis de l'université Pierre-et-Marie Curie)

L'artificialisation des sols modifie les processus hydrologiques dans la canopée urbaine, en surface, et dans le sous-sol, et ceci sur des épaisseurs significatives (typiquement de plusieurs mètres à quelques dizaines de mètres).

Ces modifications et les impacts induits sont abordés dans la littérature scientifique, y compris via des articles de synthèse récents (sans exhaustivité, (Bach *et al.*, 2014 ; Fletcher *et al.*, 2013 ; McGrane, 2016 ; Salvadore *et al.*, 2015; Schirmer *et al.*, 2013 ; Vogel et Moore, 2016). La revue bibliographique proposée ici est donc avant tout basée sur ces articles de synthèse, complétée par le parcours du corpus fournis par l'Esco. 190 articles issus du corpus ont été identifiés comme potentiellement intéressants, et finalement une vingtaine ont été lus en détail.

Cette note est structurée en 2 parties : une première résumant l'état des connaissances sur les modifications des processus physiques hydrologiques induites par l'artificialisation (échelle spatiale généralement fine, typiquement inférieure au km^2), et une seconde sur une sélection d'impacts sur le bilan hydrologique et les milieux récepteurs (échelle spatiale typiquement supérieure au km^2). Cette note porte uniquement sur les flux et stocks quantitatifs (*cf.* sujet 2 pour l'impact sur la qualité de l'eau) et dans le cadre d'une gestion traditionnelle des eaux pluviales (*cf.* sujet 3 pour l'impact de techniques alternatives).

1.1. Modification des processus hydrologiques par l'artificialisation

Il est distingué 3 compartiments pour décrire les modifications des processus physiques : la surface, le sol, et les aménagements dans le sol.

1.1.1. Les modifications des flux à l'interface sol-atmosphère.

L'artificialisation se traduit par « l'imperméabilisation » de la surface : les vocabulaires surfaces « imperméables », « imperméabilisées », « revêtues », « artificielles » sont utilisés.

A l'échelle de la surface individuelle imperméabilisée

Les travaux menés à l'échelle de surfaces individuelles imperméabilisées (toits, tronçons de voiries, parkings, …) montrent un fort accroissement du ruissellement entraînant une forte réduction de l'infiltration et de l'évapotranspiration (synthèse par Redfern *et al.* (2016). La littérature souligne toutefois que ses surfaces conservent un réel comportement hydrologique avec des pertes au ruissellement non négligeables à l'échelle de l'année et lors des événements pluvieux fréquents (synthèse par Redfern *et al.* (2016), et voir aussi Ramier *et al.* (2011), Ragab *et al.* (2003a; Ragab *et al.*, 2003b) et Hollis et Ovenden, (1988a; b). Ces pertes ont une double origine :

- l'infiltration au travers du matériau de surface. Les taux observés sur des surfaces pavées sont assez élevés : Rocheta *et al.* (2017) mesurent à l'aide d'un infiltromètre double anneau des infiltrations de 50 mm/h sur des pavés traditionnels au Portugal. Sur des enrobés bitumineux, qui recouvrent traditionnellement les voiries, Ramier *et al.* 2004 (2004) et Letellier *et al.* (2010) mesurent des infiltrations variant entre 0,05 mm/h et 5 mm/h, soit des valeurs équivalentes à celles trouvées sur des sols naturels argileux ou limoneux-argileux ;

- l'évaporation de l'eau interceptée sur la surface, et souvent dans une moindre mesure, de l'évaporation d'eau du sol au travers du matériau de surface. Les valeurs disponibles proviennent souvent d'estimation à partir de bilan hydrologique : Ramier *et al.* (2011) estiment l'évaporation à environ 20% des précipitations annuelles sur 2 tronçons de chaussées, Ragab et *al.* (2003a ; Ragab *et al.*, 2003b), l'estime entre 9 et 25% sur 6 pans de toits en pente recouverts par des tuiles, Ramier *et al.* (2004) à 25% sur 3 plaques expérimentales d'enrobé bitumineux (*cf.* aussi le paragraphe 2.b de cette note).

Il est aussi à noter que les surfaces non-horizontales imperméabilisées (murs, toitures en pente, …) interceptent une partie de la composante horizontale des pluies (qui apparaît dès lors que le vent est significatif) et que cette composante peut produire localement et rapidement du ruissellement (Blocken et Carmeliet, 2015; Blocken *et al.*, 2013).

A l'échelle de petits bassins versants

A l'exutoire de petits bassins versants pluviaux (typiquement inférieur à quelques km^2), cet accroissement du ruissellement avec l'imperméabilisation se retrouve (Guan *et al.*, 2015; Miller *et al.*, 2014 ; Sillanpaa et Koivusalo, 2015 ; Valtanen *et al.*, 2014 ; Yao *et al.*, 2016a ; Yao *et al.*, 2016b). La variabilité du ruissellement observée sur des surfaces individuelles d'un événement à l'autre se retrouve à l'échelle du bassin versant, et est même accrue du fait du comportement des surfaces « naturelles » (*cf.* 1.b) et des interactions sol-réseau (*cf.* 1.c). Berthier *et al.* (1999) ont suivi pendant 7 ans le ruissellement issu de 2 petits bassins versants pluviaux dans les environs de Nantes (France), avec un habitat de type lotissement. Le coefficient de ruissellement moyen obtenu lors d'un événement pluvieux est de 0,26 sur les deux bassins versants, alors que les coefficients d'imperméabilisation sont de 0,37 et 0,35 ; ces coefficients de ruissellement sont en outre très variables d'un événement pluvieux à l'autre (Figure 1).

Le lien entre ruissellement et surfaces imperméabilisées est aussi dépendant de la part de ces surfaces qui sont effectivement/réellement connectées au réseau, part qui peut être très variable d'un bassin versant à l'autre et qui reste très difficile à connaître (Ebrahimian *et al.*, 2016 ; Huang *et al.*, 2008; Seo *et al.*, 2013). En reprenant l'exemple de Berthier *et al.* (1999), les coefficients d'imperméabilisation totaux sur les 2 bassins versants sont de 0,45 et 0,47.

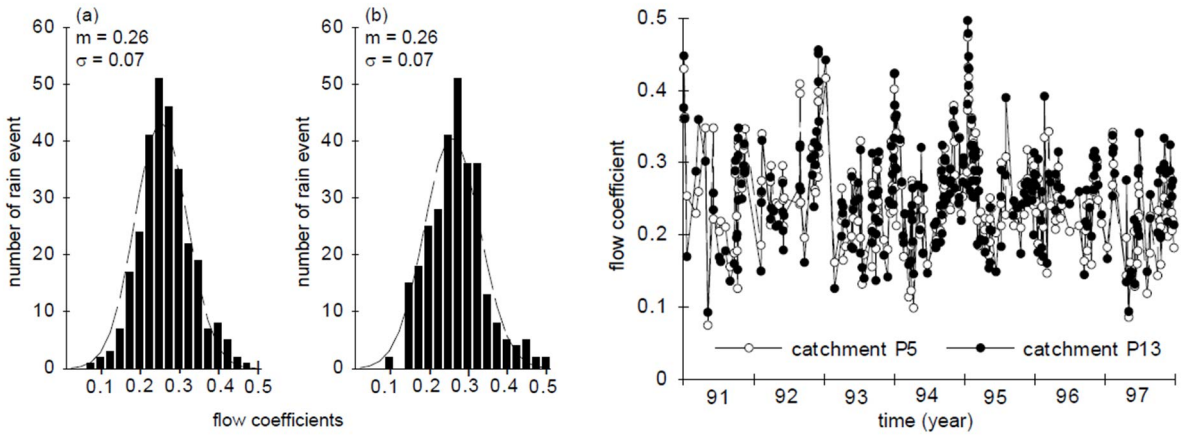


Figure 1. Variabilité des coefficients de ruissellement observés sur 2 petits bassins versants urbains (tirés de Berthier et al., 1999)

1.1.2. Les modifications du sol

Certaines des modifications physiques, chimiques, et biologiques du sol (*cf*. aussi Thèmes Physique et physico-chimie des sols, et Biologie et écologie du sol) ont des effets sur les processus hydrologiques et les écoulements d'eau.

Modifications impactant l'hydrologie

Les écoulements d'eau sont conditionnés par la structure et la texture d'un sol considéré comme un milieu poreux. Selon McGrane (2016), les modifications liées à l'artificialisation sur ces caractéristiques sont les suivantes : i) le compactage du sol, du fait des travaux et des usages, réduit la (macro)porosité si importante pour assurer l'infiltration ; ii) l'usage fréquent de « remblais » (mélange du sol en place, apport d'autres sols, voire « création » d'un nouveau sol y compris avec des matériaux artificiels) modifient les structure et texture du sol, iii) la réduction de la matière organique, fréquente du fait de l'artificialisation, modifie la texture.

Comportement des surfaces « perméables »

Le comportement hydrologique des espaces verts (zones non-imperméabilisées et végétalisées) dans les milieux artificialisés est généralement très différent de celui de l'espace initial. Les dynamiques temporelles et spatiales de l'infiltration et des écoulements de sub-surface s'avèrent plus conditionnées par les effets de l'artificialisation plutôt que par les caractéristiques initiales du sol, comme cela est souvent supposé (McGrane, 2016). Gregory *et al.* (2006) mettent en évidence que le compactage de sols sableux sous des ouvrages d'infiltration du Nord de la Floride (USA) réduit de 70% à 99% les flux d'infiltration.

1.1.3. De nouveaux termes puits et sources

Le sol artificialisé, et en particulier le sol urbain, est affecté par de multiples réseaux à l'origine de nouveaux termes puits et sources pour les écoulements d'eau.

Echanges d'eau entre le sol et les réseaux d'eaux

Les réseaux d'alimentation et d'évacuation d'eau ne sont pas parfaitement étanches et les volumes échangés avec le sol peuvent être importants (Fletcher *et al.* 2013). Ces échanges dépendent principalement (McGrane, 2016) de :

- la densité des réseaux, plus elle est élevée, plus les échanges sont potentiellement fréquents et importants. Dans les grandes villes américaines, la densité des réseaux d'évacuation (eaux pluviales et usées) se situe entre 10 et 20 km/km^2 (Mc Pherson, 1974) ;
- l'état des réseaux, plus ils sont mal posés et anciens et plus les échanges sont accrus ;
- le contexte hydrogéologique, en particulier le niveau de la nappe superficielle et la perméabilité du sol. C'est surtout les échanges avec les réseaux d'évacuation (infiltration dans le réseau ou exfiltration depuis le réseau) qui sont conditionnés par ce contexte (Bhaskar *et al.*, 2016). Plus la nappe est élevée, plus les infiltrations risquent d'être importantes et les exfiltrations réduites ; une perméabilité élevée du sol va aussi favoriser les échanges sol-réseaux, dans les deux sens.

Chisala et Lerner (2008) évaluent l'exfiltration à partir d'un réseau d'eaux usées à 0,01-0,1 l/s/km de réseau. En considérant le cas d'étude de la ville de Nottingham (UK), cette exfiltration est estimée à l'équivalent de 10 mm par an d'eaux usées qui rejoindraient le sol urbain.

A partir de mesures à l'exutoire d'un petit bassin versant de Nantes (France), Rodriguez *et al.* (2013) évaluent à 32% des précipitations annuelles les infiltrations d'eau dans les réseaux d'eaux pluviales et usées ; Berthier *et al.* (2004) estiment à 20% ces infiltrations sur un autre bassin versant de la même région ; dans ces 2 cas d'étude, les infiltrations d'eaux du sol représentent donc des volumes annuels équivalents à ceux produits par le ruissellement de surface !

Les fuites des réseaux d'eau potable, sous-pression, sont généralisées. Elles peuvent représenter un terme non négligeable du bilan hydrologique d'un bassin versant urbain : Rodriguez *et al.* (2013) estiment qu'elles représentent 10% des précipitations annuelles à l'échelle d'un petit bassin versant urbain de 30 ha.

Prélèvements et apports ponctuels

L'artificialisation est aussi souvent associée à la création de prélèvements et apports ponctuels d'eau qui vont influencer les écoulements souterrains et le bilan hydrologique. Il est rencontré des pompages d'eau afin d'alimenter la ville. Un sur-pompage, fréquent dans les pays en voie de développement (McGrane, 2016), des nappes superficielles entraînent des abaissements, qui ont comme conséquences des difficultés pour continuer à les exploiter, la réduction de la capacité auto-épuratoire du sol, et l'apparition de risques de mouvement de terrain (Ozdemir, 2015). Inversement une diminution des pompages, comme dans le département de la Seine-Saint-Denis (France) du fait de la désindustrialisation, provoque une remontée des nappes superficielles.

1.2. Impact de l'artificialisation sur le bilan hydrologique

Les enjeux écologiques et sociaux qui peuvent être impactés par les effets présentés précédemment se déclinent généralement à des échelles spatiales larges (bassin versant / agglomération / territoire). Ces impacts résultent de la combinaison de ses effets, avec une grande variabilité spatiale et temporelle sur un même site et d'un site à l'autre. Il apparaît ainsi des tendances dans l'impact de l'artificialisation, mais aussi de nombreuses exceptions : chaque événement, chaque site peut-être quasiment un cas particulier.

Le premier outil privilégié pour évaluer l'impact est l'observation, mais cette observation est rendue compliquée et lourde du fait des grandes variabilités spatiales et temporelles des processus et d'impact ; c'est pourquoi la littérature contient plus de travaux de modélisation (Bach *et al.*, 2014; Fletcher *et al.*, 2013).

1.2.1. Impact de l'artificialisation sur les régimes hydrologiques des cours d'eau[6]

Cet impact est largement étudié dans la littérature : les résultats montrent que s'est encore une question très ouverte, du point des vues de l'impact mais aussi des méthodes et outils à utiliser (Salavati *et al.*, 2016).

L'impact sur les débits

De nombreuses études ont porté sur l'impact de l'urbanisation sur la réponse hydrologique des bassins versants, en étudiant différentes caractéristiques de l'écoulement, notamment en hautes eaux (intensité du pic de crue, temps de réaction du bassin) ou à l'étiage (écoulement de base, débit caractéristique de l'étiage). Si l'imperméabilisation et la construction d'un réseau d'évacuation des eaux pluviales sont souvent mis en avant (Jacobson, 2011), d'autres effets peuvent modifier significativement les débits dans les cours d'eau : la modification du réseau hydrographique naturel (Motta et Tucci, 1984), de nouveaux bassins de rétention ou barrages (FitzHugh & Vogel 2011), des pompages et des transferts inter-bassins (Claessens *et al.*, 2006), des rejets de station d'épuration (Barringer *et al.* 1994). Cette multiplicité de modifications et d'effets peuvent aboutir à des compensations et rendre difficile de synthétiser les résultats à partir des nombreux cas étudiés dans la littérature (Brath *et al.*, 2006). Les observations ne sont pas toujours cohérentes avec les impacts attendus d'augmentation des occurrences et intensités de crue (Brandes *et al.*, 2005 ; Kauffman *et al.*, 2009) et de diminution des débits moyens (Rozell, 2010) ; (Bhaskar *et al.*, 2016). Si la question est de quantifier l'impact de l'artificialisation, il est donc important de dépasser les cas d'étude et d'essayer de travailler sur un large échantillon de bassins versants (Salavati *et al.*, 2016).

Le travail de Braud *et al.* (2013) sur le bassin versant péri-urbain de l'Yzeron dans la région de Lyon (Fr, 150 km^2) est particulièrement illustratif du cas d'étude. L'analyse est réalisée à partir de mesures de pluie et de débits distribuées sur le bassin, dont une mesure de débit sur un déversoir d'orage du réseau d'assainissement unitaire. Les résultats indiquent une décroissance des débits spécifiques de l'amont à l'aval, sauf pour les forts débits, alors que le taux d'urbanisation augmente

[6] avec des contributions de L. Oudin

de l'amont vers l'aval. Sur les sous-bassins versants où un déversoir d'orage est présent, les forts débits spécifiques sont augmentés alors que la fréquence des débits journaliers nuls est réduite. Sur une petite partie du bassin, les eaux usées traitées par une station d'épuration peuvent être l'unique source de débit pendant plusieurs semaines. Les débits moyens sont réduits sur la majorité des sous-bassins versants urbanisés. Les débits lors des crues fréquentes sont augmentés par l'artificialisation, et en particulier par les rejets des réseaux unitaires, mais peu modifiés lors des fortes crues pendant lesquelles les parties rurales du bassin versant jouent un rôle prépondérant. Les rejets des réseaux urbains sur le bassin versant sont constitués, à l'échelle annuelle, de 30% par de l'infiltration d'eau du sol et de 40% de ruissellement pluvial (le reste est de l'eau usée) ; les auteurs avancent que ce taux élevé d'infiltration peut expliquer la diminution des débits moyens.

Salavati *et al.* (2016) ont mené un travail moins détaillé mais sur un échantillon de 24 bassins versants urbains américains de caractéristiques variées ; la figure 2 synthétise les résultats obtenus :

- les débits moyens annuels (Mean Flow) et les débits de crue (Q95) augmentent en moyenne, augmentations qui restent modérées, et même si pour environ la moitié des bassins, cette tendance n'est pas statistiquement significative ;
- les variations des débits d'étiage (Q05) sont plus significatives statistiquement mais réparties quasi équitablement entre des augmentations et des diminutions !

Il est aussi à noter que les augmentations observées sur les débits moyens et forts sont indépendantes du taux d'urbanisation (ce taux caractérise ici plutôt l'extension des zones urbaines sur le bassin versant plutôt que leur densité).

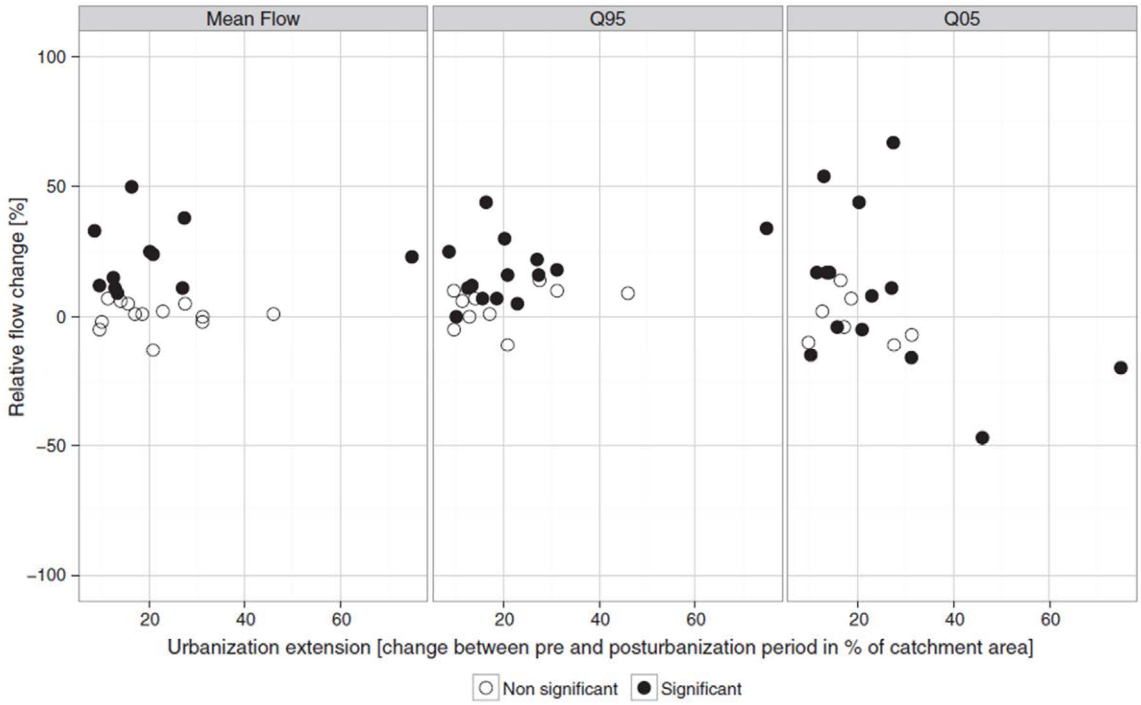


Figure 2. Impact de l'urbanisation sur les débits moyens annuels, de crues, et d'étiages (sur 24 bassins versants américains et en fonction du taux d'urbanisation ; tiré de Salavati et al. 2016).

Méthodologies pour étudier ces impacts

L'approche usuelle consiste à avoir des données historiques sur l'artificialisation (typiquement des bases de données d'occupation du sol) et sur les régimes hydrologiques (mesures de pluies et débits, éventuellement distribuées sur le bassin versant). Un premier challenge consiste à en déduire des indicateurs quantitatifs d'évolution : évaluer un taux d'imperméabilisation à partir de données d'occupation du sol (Miller *et al.*, 2014), quelles caractéristiques de l'hydrogramme doit-on prendre en compte (Braud *et al.*, 2013 ; Homa *et al.*, 2013) ? L'une des difficultés est aussi que cette approche de confrontation des évolutions de l'artificialisation et du régime hydrologique présuppose qu'il n'y a pas d'autres facteurs pouvant modifier l'hydrologie ; c'est une hypothèse forte au vu de la variabilité climatique naturelle (c'est par exemple le cas en Amérique du Nord dans l'étude de Salavati *et al.* (2016). Cette variabilité climatique naturelle empêche en effet d'effectuer des tests statistiques de tendance/cassure sur les débits seuls, et ils existent diverses approches qui essayent de s'en affranchir :

• les approches s'appuyant sur l'analyse conjointe d'observations de débits de bassins urbanisés et de bassins non urbanisés situés à proximité (DeWalle *et al.*, 2000) ; (Homa *et al.*, 2013). Ces études comparatives peuvent s'effectuer sur un couple de bassins (dits bassins appariés) ou sur un échantillon plus large de bassins avec un gradient d'urbanisation important permettant de dégager des comportements généraux des bassins à l'urbanisation. L'avantage de ces approches réside dans

leur simplicité mais elles reposent fortement sur la disponibilité de données hydrométriques sur de longues chroniques (avant et après l'urbanisation sur les bassins urbains). La proximité spatiale entre les bassins urbanisés et les bassins de référence non urbanisés est importante car elle garantit une homogénéité en termes de climat. Par ailleurs, ces approches se limitent à l'analyse historique de l'impact urbain et excluent l'analyse prospective sur des scénarios d'urbanisation ;

• les approches s'appuyant sur des modèles conceptuels (Hejazi et Moglen, 2008; Salavati *et al.*, 2016). Ces modèles nécessitent en général un calage de paramètres. La représentation physique des processus n'est pas prise en compte explicitement mais implicitement au travers des paramètres de calage. ; classique consiste à caler le modèle sur une période avant l'urbanisation et à simuler l'écoulement pour la période après l'urbanisation en conservant les paramètres obtenus pour la période avant urbanisation (Hejazi et Moglen, 2008). Ainsi, la simulation du modèle sur la période après l'urbanisation représente l'écoulement qui se serait produit si l'urbanisation n'avait pas eu lieu sur le territoire du bassin versant. Ces approches sont moins exigeantes en termes de données nécessaires mais elles sont sensibles aux incertitudes inhérentes à la modélisation hydrologique. Par ailleurs, comme il est difficile de relier la valeur des paramètres à des caractéristiques physiques du bassin (et en particulier au développement urbain), ces modèles ne permettent pas de faire des analyses prospectives ;

• les approches s'appuyant sur des modèles à base physique permettant de tenir compte explicitement du changement d'occupation du sol (Furusho *et al.*, 2013; Niehoff *et al.*, 2002). Ces études sont surtout utilisées pour apporter des estimations de changement de comportement du bassin versant suite à une urbanisation planifiée ou scénarisée. La quantité de données nécessaires à l'implémentation de tels modèles rend possible leur application à quelques bassins bien renseignés, voire instrumentés, mais rend difficile leur utilisation sur plusieurs bassins versants (Niehoff *et al.*, 2002). Comme les approches fondées sur la modélisation conceptuelle, les approches par modélisation à base physique présentent aussi des incertitudes qu'il est nécessaire de quantifier et de mettre en perspective des impacts hydrologiques simulés de l'urbanisation.

1.2.2. Impacts de l'artificialisation sur l'évapotranspiration[7]

L'évapotranspiration est un flux du bilan hydrologique historiquement peu considéré dans les milieux artificialisés et souvent difficile à renseigner. Il est l'objet de plus en plus de travaux ces dernières décennies, entre autre car il est couplé avec le bilan énergétique et donc influence l'ambiance thermique des villes (le favoriser permettrait de réduire l'ilot de chaleur urbain ; lien avec le Thème Environnement urbain de l'Esco). Comprendre et reproduire l'évapotranspiration sont donc identifiés comme un enjeu fort pour l'hydrologie urbaine dans plusieurs articles de synthèse (Fletcher *et al.*, 2013; McGrane, 2016).

Impacts de l'artificialisation sur le flux d'évapotranspiration

Dans des conditions naturelles et sous des climats non-extrêmes, l'évapotranspiration (ET) est un terme important du bilan hydrologique, généralement bien supérieure à 50% des précipitations annuelles (sur des forêts, l'ET est estimée entre 60% et 95%). L'ET est réduite par l'artificialisation car les revêtements de surface limitent l'évaporation issue du sol et annule la transpiration des végétaux (sauf dans le cas de surfaces revêtues végétalisées). Le Tableau 1 synthétise quelques résultats d'ET au-dessus de zones artificielles, obtenus par mesures et/ou par modélisation. L'ET n'est pas nulle au-dessus des surfaces imperméabilisées, en particulier l'évaporation de la pluie interceptée en surface est souvent non négligeable (Farreny *et al.*, 2011; Ragab *et al.*, 2003a; Ragab *et al.*, 2003b ; Ramier *et al.*, 2011). La végétation urbaine joue aussi un rôle important, et parfois dans des conditions thermiques et radiatives qui peuvent augmenter cette quantité (Jacobs *et al.*, 2015 ; Onishi *et al.*, 2010). Comme dans des conditions naturelles, l'ET au-dessus de milieux artificiels a une grande variabilité journalière (cycle diurne) et saisonnière (flux plus important en été) (Fletcher *et al.*, 2013).

A partir d'un modèle distribué d'hydrologie urbaine, Li (2015) évalue l'impact du développement d'une ZAC sur une superficie de 338ha aux alentours de Paris (France). La zone est imperméabilisée à 14% en situation initiale (8% de voirie et 6% de toit), et à 34% en situation future (19% de voirie et 15% de toit). Dans le bilan hydrologique annuel simulé, l'ET est initialement de 69%, avec 7% d'évaporation et 62% de transpiration, et en situation future, l'ET est réduite à 61%, dont 7% d'évaporation et 53% de transpiration. Une imperméabilisation de 20% de la zone d'étude réduit donc l'ET à hauteur de 8% des précipitations (la réduction porte sur la transpiration des végétaux, l'évaporation de surface restant équivalente).

Dans la littérature, il est aussi souligné que la réduction du flux d'ET liée à l'artificialisation peut être partiellement compensée par l'irrigation artificielle des espaces verts (O'Driscoll *et al.*, 2010). De façon anecdotique, Grimmond *et al.* (1993) mesurent au mois d'août les bilans énergétiques issus d'une prairie « naturelle » et d'un lotissement : les résultats indiquent que l'ET est plus élevée au-dessus du lotissement qui comprend de nombreuses pelouses irriguées.

[7] avec des contributions de D. Ramier

Références	Type de zone source	Evapo(transpi)ration (% pluies annuelles)	Méthodes d'estimation
(Ragab *et al.*, 2003a)	Toitures en tuile de pentes et orientations variables (5 pans, Angleterre)	9-25%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Farreny *et al.*, 2011)	Toitures (Barcelone, Espagne)	Tuiles, pente 30°: 16% Plaque de métal, pente 30°: 8% Plastic, pente 30°: 9% Gravier, plat : 38%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Gromaire *et al.*, 2013)	Toitures végétalisées extensives (6 compartiments, Paris, France)	50-70%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Ramier *et al.*, 2011)	Tronçons de voirie (2 tronçons plats, Nantes, France)	20%	Résidu du bilan hydrologique simulé
(Ragab *et al.*, 2003b)	3 Parkings et 1 Tronçon de voirie (Angleterre)	21-24%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Rodriguez *et al.*, 2013)	Zone urbaine de 30 ha, imperméabilisée à 49% (Nantes, France)	46%	Résidu du bilan hydrologique mesuré
(Li, 2015)	ZAC de 338ha, imperméabilisée à 34% (environ de Paris, France)	61%	Modèle hydrologique
(Berthier *et al.*, 2006)	Lotissement de 4,7ha, imperméabilisé à 45% (Nantes, France)	48% et 33%	Comparaison de 2 modèles
(Grimmond et Oke, 1991)	Zone urbaine de 21 ha, imperméabilisée à 40%, importance de l'irrigation (Vancouver, Canada)	32%	Mesures et modèle

Tableau 1. Importance de l'évapo(transpi)ration au-dessus de zone artificielles

Un flux avec encore des méconnaissances

Beaucoup d'auteurs soulignent que le flux d'ET restent un flux assez méconnu en milieu artificiel (Fletcher *et al.*, 2013 ; McGrane, 2016 ; O'Driscoll *et al.*, 2010)… C'est un flux d'interface, entre le sol et l'atmosphère, conditionné par ces 2 compartiments qu'il est alors nécessaire d'observer ou de modéliser. C'est aussi un flux qui intervient dans les deux bilans hydrologique et énergétique, son étude nécessite donc des collaborations entre les hydrologues et les climatologues des milieux artificialisés.

La mesure : décrire l'ET correctement nécessite d'acquérir des mesures en continu (infrajournalière), sur le long terme (plusieurs saisons) et si possible sur différents types de surface dont les superficies peuvent être relativement faibles: quelques centaines de m² seulement. L'estimation de l'évapotranspiration peut se faire de différentes manières soit par utilisation de formules théoriques utilisant des données météorologiques (Choisnel, 1988) soit par des mesures directes ou indirectes (Nouri *et al.*, 2013). Comme le soulignent Di Giovanni *et al.* (2011), ces techniques sont à l'origine développées pour l'agriculture et utilisent certaines hypothèses inhérentes à ce milieu : monoculture bien irriguée, hauteur de plantes uniforme, grande superficie. Le dispositif de mesure largement utilisé pour différents types de couverts (forêts, vignes, cultures...) et sous différents climats (continentales, semi-arides…) est la mesure par Eddy-Covariance (noté EC par la suite). C'est une mesure de flux turbulents à partir de mesures à haute fréquence de vitesse du vent et de vapeur d'eau dans l'air (Burba, 2013). Cette méthode a été utilisée en milieu urbain ces dernières années : 64 stations de mesures ont été recensées (Grimmond et Christen, 2012) au-dessus de zones sources de grandes superficies. Le flux d'ET ainsi mesuré est une intégration de l'apport de différentes occupations du sol concernées par la zone source (footprint), et cette zone source varie en fonction des conditions de vent. A une échelle spatiale plus représentative des surfaces individuelles, les mesures directes de l'évapotranspiration généralement utilisées sont réalisées avec des lysimètres (Voyde *et al.*, 2010) ; Di Giovanni *et al.* (2011) pour des toitures végétalisées et Ramier *et al.* (2011) pour des voiries). La surface d'étude est alors réduite au m² voire moins, et peut ne plus être représentative de la centaine de m². Les mesures peuvent également être difficiles à mettre en œuvre car elles nécessitent des conditions expérimentales spécifiques (en particulier aux limites des lysimètres). D'autres dispositifs tels que des chambres à ET in-situ ou en laboratoire (Starke *et al.*, 2011) ont également été testés : cependant, ces méthodes sont là encore limitées à des superficies très petites, de l'ordre du m² et sont difficiles à réaliser de manière continue (par exemple Bouyer *et al.* (2014). Les mesures indirectes par bouclage des bilans d'énergie ou hydrique sont généralement utilisées quand les mesures directes ne peuvent pas être mises en œuvre : elles sont obligatoirement lourdes car nécessitent de mesurer tous les autres termes (Nouri *et al.*, 2013) et certaines méthodes posent encore questions(Foken *et al.*, 2006).

La plupart des mesures par EC en milieu artificiel ont donc pour objectif d'étudier l'écosystème urbain et à ce titre se font pour de grandes surfaces. La hauteur de mesure la plus faible relevée dans la base Urbaflux est de 12 m (Grimmond et Christen, 2012). Le rare exemple de mesure par EC dans un environnement urbain contraint a été réalisé lors de la campagne de mesure FluxSap (Rodriguez, 2014). Des mesures de flux d'évapotranspiration furent réalisées dans le jardin d'un pavillon de la ville de Nantes (De Munck et Lemonsu, 2012). Lors de cette campagne, la position des capteurs a été abaissée par rapport

à ce qui se fait habituellement afin de circonscrire les surfaces contribuant au flux d'ET à la superficie du jardin. L'analyse de ces mesures indiquent que les flux semblent sous-estimés (De Munck et Lemonsu, 2012) et que les conditions de validité des mesures ne sont pas toujours atteintes (Salam, 2015).

La modélisation : les modélisations de l'hydro-climatologie urbaine sont de plus en plus fréquents, certaines sont basées sur des modèles de transferts sol-plante-atmosphère (SVAT en anglais) dédiés aux milieux artificiels (voir par exemple l'article d'inter-comparaison de modèle de Best et Grimmond (2014). Ces modèles ne détaillent pas toujours les multiples processus qui ont lieu dans les 2 compartiments atmosphère et sol, ni tous les termes des bilans hydrologique et énergétique dans ces compartiments, et enfin ni tous les couplages qui lient ces deux bilans. Des auteurs indiquent en particulier qu'il est important de bien représenter les comportements des surfaces imperméabilisées (Wouters *et al.*, 2015) ; (Ramamurthy et Bou-Zeid, 2014) ; (Lemonsu *et al.*, 2007).

1.2.3. Impacts de l'artificialisation sur les fluctuations des nappes superficielles[8]

L'artificialisation en modifiant le cycle hydrologique va impacter l'hydrogéologie et les nappes. C'est en 1er lieu les nappes superficielles, généralement à surface libre, qui vont être touchées. Les enjeux autour de ces nappes superficielles sont nombreux, humains et écologiques (Bhaskar et al, 2016).

La représentation de l'impact de l'artificialisation sur les nappes superficielles est longtemps demeurée excessivement simple, avec l'idée que le développement urbain se traduisait nécessairement par une réduction de la recharge des nappes[9] (Bhaskar *et al.*, 2016). Or de manière générale, l'impact de l'urbanisation sur les eaux souterraines, et en particulier sur le niveau des nappes reste aujourd'hui incertain, la littérature scientifique faisant état de conséquences variables d'une étude à l'autre (Barron *et al.*, 2013 ; Bhaskar *et al.*, 2016; Fletcher *et al.*, 2013 ; McGrane, 2016) Certains travaux ont ainsi pu mettre en évidence un lien entre le développement urbain et l'abaissement du niveau des nappes (Hardison *et al.*, 2009 ; Hayashi *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2005) alors que d'autres suggèrent que l'altération des surfaces naturelles et les apports des réseaux souterrains peuvent conduire à une élévation du niveau de ces dernières, ou à défaut de leur recharge (Zhang et Kennedy, 2006) ; (Musolff *et al.*, 2010) (voir Barron *et al.* (2013) ; (Bhaskar *et al.*, 2016) ; (McGrane, 2016) pour des références supplémentaires). Une grande diversité d'approches peut être utilisée pour évaluer l'incidence du développement urbain sur le niveau des nappes. La complexité des processus en jeu, le manque d'observation ainsi que l'importance de l'échelle considérée soulèvent cependant de nombreux problèmes méthodologiques incitant à prendre un certain recul par rapport aux résultats de la littérature (Schirmer *et al.*, 2013).

Processus conduisant à une diminution de la recharge ou du niveau des nappes

Le développement urbain s'accompagne d'une augmentation des surfaces revêtues supposée limiter l'infiltration et la recharge des nappes. Néanmoins, l'étude du comportement des surfaces urbaines suggère que ces dernières pourraient bien souvent participer à l'alimentation des nappes, notamment parce que donnant localement lieu à des flux d'infiltration importants (Salvadore *et al.*, 2015 ; Schirmer *et al.*, 2013; Wiles et Sharp, 2008). Des travaux suggèrent en outre que l'effet de cette « imperméabilisation » des sols sur le niveau des nappes pourrait avoir été largement surestimé (Bhaskar *et al.*, 2016 ; Haase, 2009; Thomas et Tellam, 2006), notamment parce que compensé par d'autres modifications du bilan hydrologique et en particulier la réduction de l'évapotranspiration (Li, 2015).

L'artificialisation des sols s'accompagne généralement du développement de réseaux souterrains d'évacuation des eaux (usées ou pluviales). Lorsque le niveau des nappes se trouve supérieur au niveau des réseaux d'assainissement, ces derniers, dont l'étanchéité s'avère souvent imparfaite, peuvent alors collecter des volumes non-négligeables d'eaux souterraines (Bhaskar *et al.*, 2016 ; Boukhemacha *et al.*, 2015 ; Musolff *et al.*, 2010 ; Rutsch *et al.*, 2006). La présence d'infrastructures souterraines en milieu urbain (tunnels, parkings…) peut (1) donner lieu à des modifications locales du niveau des nappes parce que faisant obstacle aux écoulements souterrains (Attard *et al.*, 2016; Vazquez-Sune *et al.*, 2005), et (2) influencer de façon plus globale le fonctionnement hydrologique d'un bassin versant parce que nécessitant de prélever des volumes considérables. Les prélèvements d'eau depuis le sous-sol pour des usages industriels ou domestiques peuvent également représenter un terme non négligeable du bilan hydrique d'un bassin versant urbain et se traduire par un abaissement du niveau des nappes (Hoque *et al.*, 2007; Salvadore *et al.*, 2015). À l'heure actuelle, ce phénomène affecte majoritairement les pays en voie développement (McGrane, 2016 ; Mikita *et al.*, 2011).

Processus donnant lieu à une augmentation de la recharge ou à une élévation du niveau des nappes

L'impact de la réduction des flux d'infiltration vers le sous-sol due à l'artificialisation des sols peut être compensée par une diminution de l'évapotranspiration (Barron *et al.*, 2013 ; Li, 2015; Salvadore *et al.*, 2015). Des apports « extérieurs » sont

[8] avec des contributions de J.Sage

[9] Dans cette note, le terme « recharge » représente le flux d'eau qui rejoint effectivement la nappe, c.à.d. le bilan (infiltration – remontée d'eau) au niveau du toit de la nappe

également susceptibles de contribuer à la recharge des nappes en milieu urbain. Si les volumes apportés par les réseaux d'assainissement sont généralement négligeables, la contribution des réseaux d'eau potable peut en revanche s'avérer conséquente (et représenter jusqu'à 50% de la recharge à l'échelle annuelle ; (Salvadore *et al.*, 2015). En outre, des apports tels que l'irrigation des espaces verts peuvent également participer à l'alimentation des nappes. Le déclin industriel, et donc la réduction des prélèvements, s'accompagne dans certaines aires urbaines d'une remontée du niveau des nappes (Beretta *et al.*, 2004 ; Ducci et Sellerino, 2015; Vazquez-Sune *et al.*, 2005). La présence de structures souterraines pourrait faciliter les écoulements préférentiels dans le sous-sol urbain et favoriser la recharge des nappes ; peu d'éléments scientifiques permettent cependant d'appuyer ce résultat. De façon plus anecdotique, l'abaissement du niveau des nappes consécutif à des prélèvements pourrait être partiellement compensé par une recharge plus importante provoquée par une augmentation des gradients hydrauliques entre zones non-saturée et saturée (Mikita *et al.*, 2011). Dans certains cas (modes d'aménagement peu denses), la destruction de la végétation résultant de l'artificialisation d'un bassin versant peut se traduire par une réduction de la transpiration et donc une augmentation de la recharge (Hassane *et al.*, 2016).

En résumé, la figure 3 récapitule les nombreux facteurs qui conditionnent les fluctuations des nappes superficielles, en distinguant les facteurs « naturels » des facteurs liés à l'artificialisation. Cette multiplicité de facteurs, dont les poids diffèrent selon le cas d'étude, explique la diversité des réactions relevée dans la littérature.

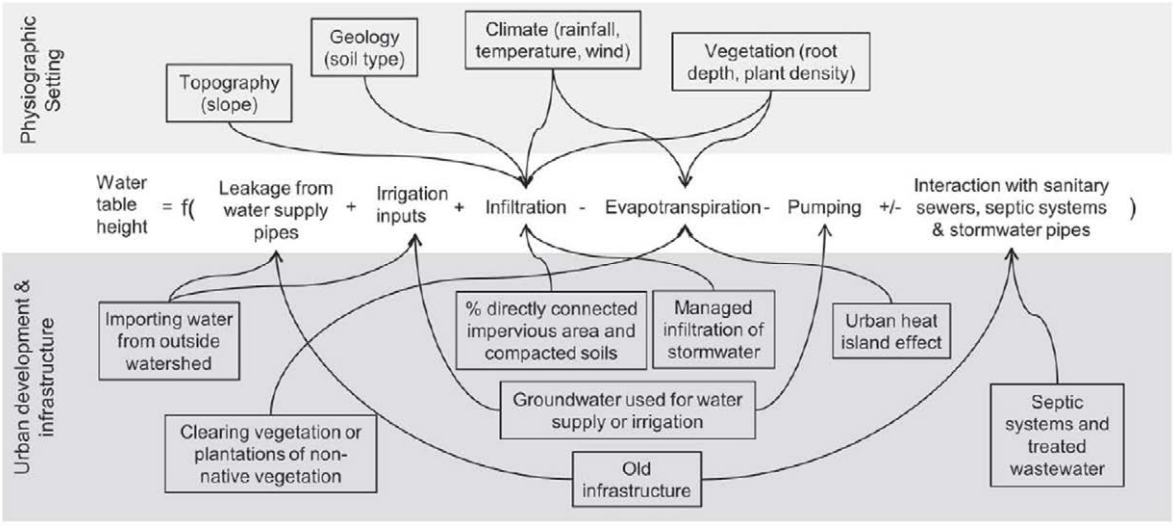


Figure 3. Ensemble des facteurs conditionnant les fluctuations des nappes superficielles en milieu artificiel (tiré de Bhaskar et al. 2016)

Problèmes méthodologiques

Il est important de souligner qu'une grande diversité d'approches a pu être utilisée pour évaluer l'incidence de l'artificialisation sur la recharge et le niveau des nappes. De manière générale, les observations disponibles ne permettent le plus souvent pas d'évaluer directement cette incidence, en particulier à l'échelle de la ville. Initialement, l'impact de l'occupation des sols et de l'artificialisation sur le bilan hydrologique et le niveau des nappes a surtout été abordé à travers l'étude de débits en rivière, et plus particulièrement du « débit de base » (supposé être essentiellement attribuable aux apports des nappes souterraines) (Bhaskar *et al.*, 2016). Pour les études s'intéressant plus spécifiquement au niveau des nappes ou à la recharge, différentes démarches ont également pu être mobilisées (Schirmer *et al.*, 2013), avec (1) des bilans reposant sur des observations, (2) des modèles simples pour lesquels l'artificialisation est uniquement abordée à travers l'occupation des sols et (3) des modèles intégrés cherchant à décrire l'ensemble des interactions entre le sol et le milieu construit.

L'évolution du climat constitue probablement un point de vigilance pour les études s'appuyant sur des périodes longues d'observation. Les résultats de Jeppesen *et al.* (2011) montrent ainsi que l'impact du développement de l'aire urbaine de Copenhague sur le niveau des nappes a été au cours des dernières décennies assez largement compensé par l'évolution du climat.

1.3. Synthèse et perspectives

Les modifications des processus hydrologiques liées à l'artificialisation sont nombreuses et variées. Elles sont conditionnées par de nombreux facteurs, dont l'organisation spatiale des surfaces artificiels et des réseaux dans le sous-sol. Il en résulte des impacts généralement complexes à identifier et très variables d'un cas d'étude à l'autre. La figure 4 propose une tentative de synthèse en renseignant les impacts attendus selon la littérature sur une série de flux et stock d'eau.

En perspectives, la littérature souligne régulièrement que l'impact de l'artificialisation sur le comportement hydrologique des bassins versants est encore une question très ouverte, et de nombreuses besoins sont identifiés (*cf.* cette note). De façon générale, il en ressort 3 points à souligner:

i) L'intérêt d'observer de façon la plus détaillée possible cet impact. Cet effort, obligatoirement lourd, doit se concentrer sur un nombre restreint de cas, en cours d'urbanisation ou urbanisé, avec des mesures en continu, de long-terme, et spatialisée (cf. par exemple le réseau français des observatoires en hydrologie urbaine). Les bases de données ainsi constituées sont précieuses pour bien comprendre les processus physiques et pour alimenter les développements et évaluations de modèles ;

ii) Multiplier les cas d'étude. C'est une approche complémentaire à la précédente : l'évaluation des impacts y sera sûrement plus incertaine et l'analyse mois physique, du fait de données moins complètes et précises, mais les tendances seront plus robustes (*cf.* par exemple le travail de Salavati *et al.* (2016) sur les débits) ;

iii) Poursuivre le développement de modèles détaillés en hydrologie urbaine: ces modèles doivent idéalement intégrés les divers compartiments (atmosphère, sol, réseau…), être spatialisés, pouvoir simuler de longues chroniques (plusieurs années), être basés sur des processus physique, et si possible prendre en compte les interactions/rétro-actions avec d'autres enjeux (climat et énergie, physico-chimie de l'eau et des sols, biologie et écologie du sol).

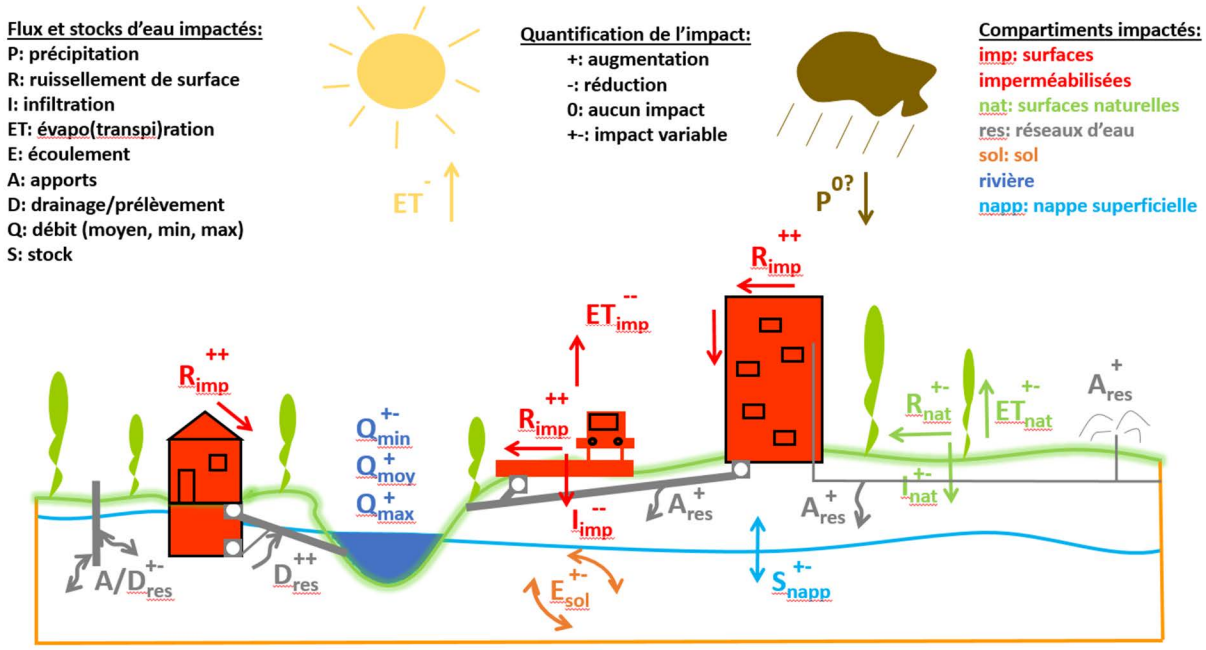


Figure 4. Synthèse de l'impact de l'artificialisation sur les flux et stocks d'eau

2. Conséquences de l'artificialisation des sols sur la qualité des eaux pluviales

Auteurs : Véronique Ruban, Johnny Gaspéri, Marie-Christine Gromaire, Ghassan Chebbo, Régis Moilleron

Depuis les années 1970, une imperméabilisation importante des sols en France et en Europe est observée. Cette artificialisation se traduit en particulier par l'accroissement des surfaces imperméabilisées et l'étalement urbain. Selon la définition donnée par le Ministère de la transition écologie et solidaire, les sols artificialisés recouvrent les sols bâtis et les sols revêtus et stabilisés (routes, voies ferrées, parkings, chemins...). Le ministère de l'Agriculture retient une définition plus large, qui recouvre également d'autres « sols artificialisés », comme les chantiers, les terrains vagues, et les espaces verts artificiels. L'artificialisation correspond à un changement d'utilisation, laquelle n'est pas nécessairement irréversible.

Les principales conséquences environnementales de l'imperméabilisation des sols sont connues et sont de plusieurs ordres. Elles sont d'ordres hydrauliques en modifiant le cycle de l'eau, en aggravant les phénomènes de ruissellement pluviaux et en diminuant l'infiltration naturelle de l'eau dans le sol et son pouvoir filtrant. Les conséquences environnementales peuvent être également chimiques, avec le transfert de nombreux polluants susceptibles d'être véhiculés dans les eaux de ruissellement puis transférer vers les milieux récepteurs. Depuis plusieurs décennies, les rejets urbains de temps de pluie suite aux charges

polluantes qu'ils véhiculent sont considérés comme une source importante de dégradation des milieux aquatiques (Brombach et al., 2005 ; Burton et Pitt, 2002 ; Clark et al., 2002; Fam et al., 1987 ; Gromaire et al., 2001 ; Pitt et Maestre, 2005)

Dès lors qu'un sol est artificialisé, les infrastructures urbaines (chaussées, béton, mobilier urbain), le bâti ou les activités qui s'y déroulent sont susceptibles d'émettre différents polluants. S'il est à ce jour impossible de dresser un inventaire exhaustif des différents sources de polluants sur un sol artificialisé, les apports liés au trafic routier (gaz d'échappement, fuites d'huile, usure des pneumatiques, etc.) ou ceux liés aux matériaux de construction ont été particulièrement étudiés.

Pendant longtemps les recherches sur les eaux de ruissellement ont porté sur les nutriments et/ou autres polluants traditionnels (matières en suspension (MES), la pollution organique (DCO et DBO5), l'azote ou le phosphore ou encore quelques micropolluants tels que certains métaux lourds et les hydrocarbures (Brown et Peake, 2006). Depuis les années 2000, le nombre de polluants étudiés dans les eaux de ruissellement a augmenté considérablement (Barbosa et al., 2012 ; Zgheib et al., 2012). On recherche aujourd'hui de nombreux pesticides et biocides, des perturbateurs endocriniens tels que les phthalates, les alkylphénols et le bisphénol A (Bjorklund et al., 2009) ou encore des polluants prioritaires de la Directive Cadre européenne sur l'Eau n°2000/60/CE (Eriksson et al., 2007) ; (Lamprea et Ruban, 2011a) , (Lamprea et Ruban, 2011b) ; (Zgheib et al., 2012).

Ce chapitre a pour objet l'impact de l'artificialisation des sols sur la qualité des eaux pluviales. Dans une première partie, les principales sources de polluants sur un sol artificialisé sont présentées. La seconde partie s'attache à la qualité des eaux pluviales. Dans la mesure où les différentes recherches menées sur les eaux pluviales ont montré que leur qualité variait selon l'échelle spatiale du bassin versant considéré, il convient de différencier les eaux de ruissellement à l'échelle de la parcelle (de 1 à 2 ha) des eaux de ruissellement à l'aval de bassins versants de plus grandes tailles. La dernière partie du chapitre sera consacrée à l'impact sur le milieu récepteur.

2.1. Sources et voies de transferts des polluants

Pour une large gamme de polluants, les recherches sur les eaux pluviales attestent d'une production locale importante due au lessivage des surfaces urbaines (toitures, bâtis), des véhicules, des matériaux de construction, du mobilier urbain ou encore des activités qui s'y déroulent (Thorpe et Harrison, 2008) (Figure 5).

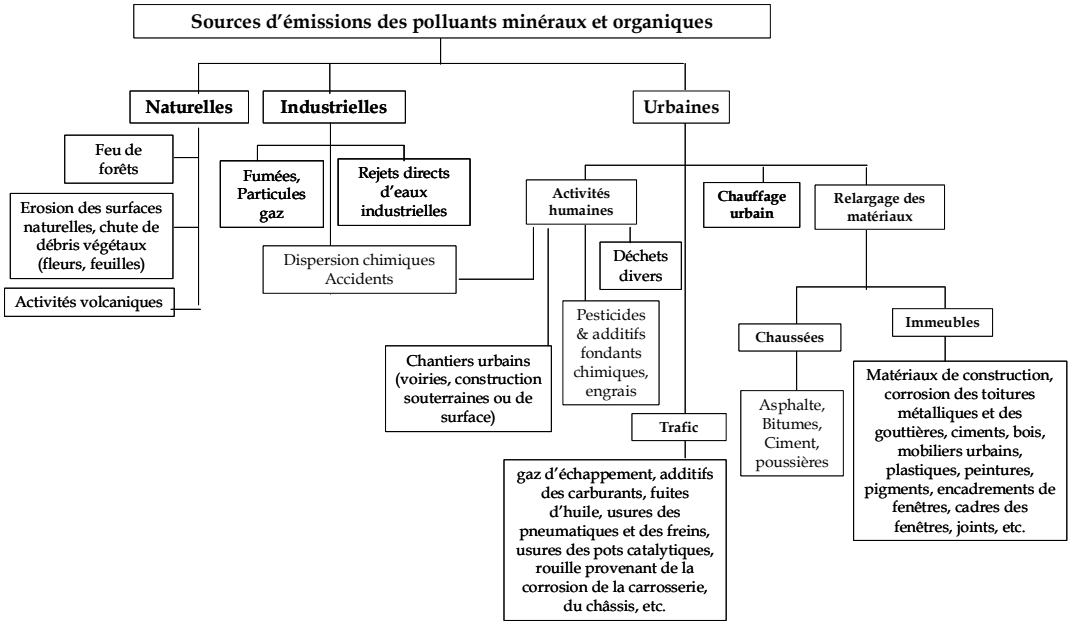


Figure 5. Sources diffuses des polluants minéraux et organiques en milieu urbain (Zgheib, 2009)

Les émissions polluantes liées au trafic automobile ont été particulièrement étudiées. Ces émissions peuvent être liées : 1) aux émissions depuis le véhicule (gaz d'échappement, usure de certains consommables tels que les plaquettes de frein et les pneumatiques), 2) aux pertes de fluides sur la chaussée et 3) au lessivage des consommables automobiles (Figure 5). Selon plusieurs études, il apparait clairement que le trafic est la source très majoritaire d'émission d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et une source importante de métaux dans les eaux de ruissellement. L'abrasion des garnitures de freins apparait comme une source importante de Cu, et dans une moindre mesure de Sb, Cd, Zn et Pb. L'usure des pneumatiques représente une source importante de Zn. Dans la mesure où les véhicules sont composés d'une multitude de pièces (joints, pièces en plastiques, etc.), d'autres familles de polluants sont susceptibles d'être relarguées par les consommables

automobiles. Parmi ces familles, on retrouve les alkylphénols et alkylphenols éthoxylés utilisés dans les pneumatiques, certains phtalates ou bisphénols utilisés dans des pièces plastiques ou des protecteurs UV comme la benzophénone. De même les huiles et carburants sont composés d'un grand nombre d'additifs. Les huiles (huiles moteur et lubrifiantes) contiennent notamment des HAP, du Sb ou encore du Zn. Certains lave-glaces, liquides de freins ou de refroidissement contiennent des alkylphénols et du bisphénol A.

Parmi les matériaux de construction, de nombreuses études s'intéressent aux constituants des toitures (rampants et accessoires) car ils sont des sources significatives de métaux (Cd, Cu, Pb et Zn). Ainsi, des émissions importantes en métaux ont été rapportées pour certaines toitures métalliques (Forster, 1999 ; Lamprea, 2009 ; Sainte, 2010). Leurs concentrations varient selon l'âge et le type de toiture ainsi que les matériaux utilisés. Les toitures bétonnées ou certains éléments de toitures en PVC (gouttières, volets) peuvent émettre des alkylphénols, du bisphénol A, mais aussi des organoétains.

D'autres travaux se focalisent enfin sur le lessivage de biocides à partir de bois de construction (Miyauchi et Mori, 2008; Schoknecht et al., 2003), des revêtements de façades (Bucheli et al., 1998 ; Burkhardt et al., 2012; Jungnickel et al., 2008 ; Schoknecht et al., 2009) ou de toitures végétalisées. A titre d'exemple, des émissions importantes de diuron ou d'isoproturon peuvent être observées suite à la construction de nouvelles infrastructures urbaines. Si le matériau en lui-même peut être à l'origine des émissions polluantes, la contamination des eaux de ruissellement peut être également liée à l'application de produits, durant la mise en œuvre du matériau ou lors des opérations de maintenances et d'entretien. Parmi ces produits, on peut citer l'exemple des pesticides, fertilisants et autres produits chimiques employés pour l'entretien des matériaux ou des espaces urbains privés ou publics. Parmi les pesticides et biocides fréquemment rencontrés, on peut citer la carbendazine, le diuron, le glyphosate et l'AMPA son produit de dégradation et l'isoproturon.

Pour certains polluants comme les polybromodiphénylethers (PBDE), les alkylphénols, le bisphénol A et les phtalates, les sources de contamination sont multiples car ces molécules sont utilisées dans une large gamme de produits et révèlent des applications très diversifiées. De ce fait, la contribution relative des différentes sources à la contamination des eaux de ruissellement est encore très mal cernée.

Enfin, des travaux récents (Chérin, 2017 ; Gasperi et al., 2014) montrent que pour un large panel de molécules, les retombées atmosphériques ne contribuent que minoritairement à la pollution observée aux exutoires. Leur contribution n'excède généralement pas 30%, et confirme ainsi une production locale importante, notamment pour des molécules telles le BPA, les APnEO et les PBDE jusqu'ici très peu étudiées dans les eaux pluviales. Cette production est à relier au lessivage des surfaces urbaines, immeubles et véhicules.

2.2. Caractérisation des eaux pluviales

Les recherches menées ces dernières années sur les eaux de ruissellement et plus particulièrement celles entreprises dans le cadre des observatoires en hydrologie urbaine (réseau URBIS) démontrent la présence de nombreux polluants dans les eaux de ruissellement. Quel que soit le type de bassin versant, de nombreuses molécules sont ubiquistes et sont retrouvées dans tous les types d'eau. Un récapitulatif des travaux de thèse de Sally Zgheib qui se sont attachés à la recherche de 88 molécules dans les eaux pluviales illustre ce propos (Figure 6).

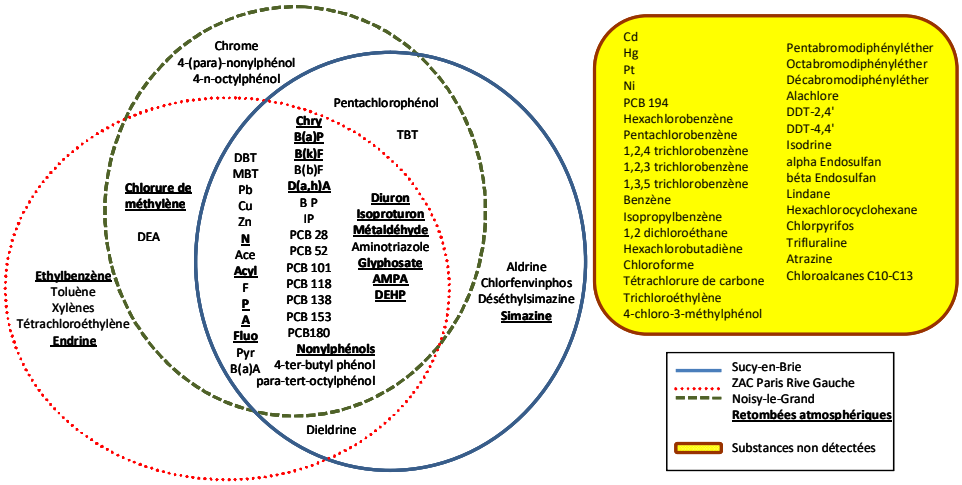


Figure 6. Schéma récapitulatif de la présence des 88 substances dans les eaux pluviales (Zgheib, 2009)

Malgré l'ubiquité de certaines molécules entre les différents types d'eau, on note clairement que les eaux pluviales à l'échelle de la parcelle ou du quartier sont moins contaminées comparativement à celles collectées à l'échelle de bassin versant de plus grand taille, et ce pour un grand nombre de polluants. Cette observation induit une typologie de la contamination selon la surface urbaine considérée.

2.2.1. Eaux de ruissellement à l'échelle de la parcelle ou du quartier

Niveau de concentration

Plusieurs études ont été menées sur la qualité des eaux pluviales à l'échelle de la parcelle ou du quartier. Pour de nombreux polluants, une contamination des eaux pluviales plus faible que celle à l'aval de grands bassins versants drainés par des réseaux séparatifs est en effet observée (Bressy, 2010). Ce résultat pourrait s'expliquer en partie par les effets de transport des eaux pluviales dans les réseaux et du mélange d'effluents provenant de zones d'activité variables. Il est en effet possible que les effluents se chargent en contaminants, par possible remise en suspension des stocks et/ou mauvais branchements, et perdent la spécificité de leur provenance. Pour les alkylphénols et les HAP, les concentrations mesurées dans les eaux pluviales du bassin versant amont correspondent aux valeurs les plus faibles mesurées à l'aval des réseaux séparatifs. Pour le Cu et le Pb, les concentrations mesurées à l'amont sont systématiquement inférieures aux plus faibles valeurs mesurées à l'aval.

Des travaux récents montrent cependant, pour quelques cas particuliers, que les concentrations à l'échelle de la parcelle peuvent être équivalentes ou inférieures à celles mesurés aux exutoires des réseaux séparatifs suite à l'aménagement de techniques alternatives ou d'autres infrastructures de gestion dont les matériaux peuvent relarguer certains contaminants. Dans le cas de toitures végétalisées, des risques de relargage de métaux par les différents substrats constitutifs de ces toitures ont été en effet mis en avant (Gromaire et al., 2011; Robert-Sainte et al., 2009) ; Schwager et al. (2014; Schwager et al., 2015). Des relargages de pesticides par ces ouvrages sont également envisageables suite à des traitements locaux ou à des éléments d'étanchéité (Jiang et al., 2012).

Dans le cas du Zn, la tendance inverse peut être observée, avec des concentrations parfois 2 à 3 fois plus élevées en amont que celles mesurées à l'aval des réseaux pluviaux (Bressy, 2010). Ces fortes concentrations peuvent découler des matériaux de couverture utilisés.

Bien que plus faible que les eaux de ruissellement à l'aval de bassin, cette contamination reste cependant très variable d'un évènement pluvieux à un autre selon la parcelle considérée et significative pour certains micropolluants dont les concentrations sont supérieures aux normes de qualité environnementale (NQE, Directive 2013/39/EC) pour les HAP, le nonylphénol (NP) et certains métaux traces.

Dans le cas des pesticides, les niveaux observés dans les eaux de ruissellement dépendent du type de surface, des doses utilisées et des propriétés physico-chimiques des molécules utilisées (Blanchoud et al., 2004). Dans le cas d'un herbicide épandu sur une surface urbaine, le temps écoulé entre l'application et l'événement pluvieux intervient également sur le transfert.

A l'échelle amont, certains biocides peuvent être soit émis par des éléments constitutifs du bâti (façade ou toitures végétalisées) soit de l'entretien de ces infrastructures. A titre d'exemple, Delamain et al. (2016) observent systématiquement le mécoprop dans les effluents en sortie de toitures végétalisées (jusqu'à 8 µg.L^{-1}). Ce résultat pourrait s'expliquer par la couche bitumineuse d'étanchéité du toit, le mécoprop étant une matière active utilisée comme agent anti-racine dans cette couche afin d'empêcher la pénétration des racines (Eawag, 2009). Des études ont montré que cet herbicide issu de l'hydrolyse du préventol B2 intégré aux membranes, pouvait être lessivé par les eaux de ruissellement (Bucheli et al., 1998 ; Vialle et al., 2013 ; Wittmer et Burkhardt, 2009). Delamain et al. (2016) observent également fréquemment le glyphosate et l'AMPA dans les eaux de ruissellement (0,22-0,56 µg.L-1). Ceci est cohérent avec une utilisation de glyphosate pour l'entretien de certains bâtiments et surfaces à proximité. Dans les eaux de ruissellement, la carbendazime reste quantifiable (0,04-0,06 µg.L^{-1}) (Delamain et al., 2016), même si son utilisation comme produit phytopharmaceutique est interdite en France depuis 2008. Elle pourrait provenir de peintures extérieures pouvant comporter des fongicides (Burkhardt et al., 2007). Thuyet et al. (Thuyet et al., 2012) signalent la présence d'imidacloprid et de fipronil dans des eaux de lessivage de béton. Enfin, Van-de-Voorde et al. (Van de Voorde et al., 2012) rapportent des concentrations en composés d'ammonium quaternaire (utilisé comme nettoyant et démoussant) dans des eaux de toitures allant jusqu'à 27 mg.L^{-1}.

Tableau 2. Comparaison des concentrations en micropolluants dans les eaux de ruissellement amont avec les normes de qualité environnementales

Métal µg L^{-1} Organiques ng L^{-1}	Gamme de valeurs	Référence	NQE
As	5-10	(Delamain *et al.*, 2016)	0,83*
Cd	<LQ	(Delamain *et al.*, 2016)	0,08-0,25*
Cr	2	(Delamain *et al.*, 2016)	3,4

*Arrêté du 27/07/2015 du Ministère de la transition écologie et solidaire, NQE-MA : valeur moyenne annuelle eaux de surface intérieures, directive

Cu	15 5-30	(Bressy, 2010) (Delamain *et al.*, 2016)	1,0*
Ni	3	(Delamain *et al.*, 2016)	4,0*
Ti	1-4	(Delamain *et al.*, 2016)	2**
V	4-5	(Delamain *et al.*, 2016)	2,5**
Pb	10 3	(Bressy, 2010)) (Delamain *et al.*, 2016)	1,2*
Zn	600 70-90	(Bressy, 2010) (Delamain *et al.*, 2016)	7,8*
∑14 HAP	1 000	(Bressy, 2010)	
NP	500	(Bressy, 2010)	300*
OP	35	(Bressy, 2010)	100*
mécoprop	0,22-0,85	(Delamain *et al.*, 2016)	
carbendazime	0,07	(Delamain *et al.*, 2016)	

2013/39/UE du parlement européen et du conseil.
**Valeurs guides environnementales (Ineris, 2015)

Répartition dissous-particulaire des polluants

L'étude de la répartition des micropolluants entre les phases dissoute (< 0,45 µm) et particulaire permet de mieux comprendre leur comportement dans les eaux pluviales. La distribution des micropolluants intervient sur leur devenir dans l'environnement et par conséquent, sur leur impact au sein des milieux aquatiques. Les conditions physico-chimiques du milieu, la biodisponibilité ou encore la toxicité de l'élément sont autant de paramètres pouvant entrainer l'évolution de la spéciation des métaux (Varrault et al., 2012). La connaissance de cette distribution dissous/particulaire est également importante dans l'hypothèse d'un traitement éventuel des eaux.

Les travaux de Bressy (2010) montrent que la contamination des eaux pluviales n'est pas exclusivement particulaire comme il est souvent pensé. Ce paradigme a d'ailleurs fortement orienté les gestionnaires vers des systèmes de traitement par décantation. Certains paramètres sont en effet majoritairement véhiculés par les particules (HAP > 90%, Pb, Cr > 80%), mais d'autres sont répartis entre les deux fractions (Cu, HAP légers, etc.) ou majoritairement dissous (Zn et alkylphénols). Ce constat est partagé par Lamprea (2009) pour les eaux de ruissellement de toitures. Ses travaux ont en effet montré que le Zn et le Cd se trouvent principalement dans la phase dissoute. En revanche, le Cr est présent majoritairement sous forme particulaire. Pour le Cu, le Ni et le Pb, la répartition entre les phases dissoute et particulaire varie selon le type de toiture.

Conséquences opérationnelles dans la gestion des eaux pluviales
Compte tenu des niveaux de concentrations dans les eaux de ruissellement à l'échelle de la parcelle, la tendance en hydrologie urbaine est désormais de gérer les eaux pluviales au plus près de la source, en essayant d'infiltrer une partie importante des volumes ruisselés. En hydrologie, ce concept est appelé « gestion amont ». Au niveau des types d'ouvrages à mettre en place pour leur traitement, le choix ne doit pas se borner uniquement à des traitements par décantation : d'une part les eaux pluviales amont sont plus dissoutes qu'à l'aval, et d'autre part la cible du traitement n'est plus uniquement les matières en suspension, mais également des substances prioritaires dont certaines sont majoritairement dissoutes.

2.2.2. Eaux de ruissellement à l'aval de réseau séparatif pluvial

Niveau de concentration

Les eaux pluviales à l'exutoire de réseaux séparatif ont été étudiées à travers différents programmes de recherches (Fuchs *et al.*, 2004; Smullen *et al.*, 1999). Si les métaux et les HAP ont été particulièrement étudiés, des travaux récents ont été menés dans le cadre du projet ANR INOGEV pour une large gamme de polluants. Ce projet qui figure parmi les plus aboutis sur la caractérisation des eaux pluviales s'intéressait à trois bassins versants urbains drainés par des réseaux d'assainissement séparatifs : le bassin versant de Sucy-en-Brie pour l'observatoire OPUR en région parisienne, le bassin versant de Pin Sec pour l'observatoire ONEVU à Nantes et le bassin versant de Chassieu pour l'observatoire OTHU à Lyon. Ces bassins versants présentent une diversité d'occupation du sol (pavillonnaire, résidentiel avec habitat collectif et individuel, industriel) tout en étant représentatifs des zones urbaines. Leurs surfaces s'étendent de 30 (Pin Sec) à 228 ha (Sucy) et leurs coefficients d'imperméabilisation varient entre 27 (Sucy) et 75% (Chassieu). Chassieu est une zone industrielle, alors que les deux autres bassins sont principalement résidentiels. Sucy est un quartier résidentiel avec une majorité de petites habitations familiales individuelles et des activités commerciales et professionnelles limitées (petits espaces de ventes et de services). Le bassin versant du Pin Sec est un quartier résidentiel avec principalement des immeubles d'habitations et des maisons individuelles. Les densités du trafic ont été respectivement évaluées à 60 000, 36 000 et 10 000 véhicules kilomètres parcourus par jour (véhicules.km j^{-1}) à Sucy, Chassieu et Pin Sec. Une base de données très importante portant sur 77 micropolluants (Gasperi *et al.*, 2014) a ainsi été constituée. Les principaux résultats concernant les concentrations en métaux, HAP, pesticides, alkylphénols, bisphénol A (BPA) et PBDE dans les eaux pluviales à l'exutoire de ces trois bassins versants sont présentés ci-dessous.

Métaux. Les concentrations en métaux présentent une très forte variabilité spatiale (un ou plusieurs ordres de grandeur d'un échantillon à l'autre pour un même site de mesure). Les valeurs moyennes sont dans la même gamme de concentration que les mesures précédentes sur ces sites (Becouze-Lareure, 2010; Lamprea et Ruban, 2011a ; Percot, 2012), mais plutôt dans la fourchette basse des données publiées dans la littérature (Rossi, 1998 ; Sabin et al., 2005). Le Zn (126-212 µg.L^{-1}), le Cu (14-38 µg.L^{-1}) et le Sr (29-113 µg.L^{-1}) sont les plus abondants.

Le projet INOGEV fournit en outre des informations relativement nouvelles pour des métaux peu, voire pas documentés, comme As, Co, Mo, Pt, Sr, Ti et V. Pour le Mo (1-12 µg L^{-1}, Q20 et Q80), Co (1-3,5 µg L^{-1}), Pb (7-35 µg L^{-1}), V (3-7 µg L^{-1}), Ti (10-37 µg L^{-1}) et Cd (0,12 à 0,42 µg L^{-1}), les résultats ne montrent pas de différence d'un site à l'autre à l'échelle des trois bassins versants étudiés. Pour As, Cu, Cr, Ni, Zn et Sr, des différences entre les sites ont été relevées. Des concentrations plus élevées en Cr et Ni ont été mesurées à Chassieu, probablement en raison des activités industrielles locales. Des fortes concentrations en Cu, Zn, Sr et Ti ont été mesurées à Sucy. Ces métaux étant reconnus comme des traceurs du trafic automobile puisqu'ils peuvent provenir des garnitures de freins et des pneumatiques (Sternbeck et al., 2002 ; Thorpe et Harrison, 2008), les différences entre les sites sont essentiellement liées à des différences de densité de trafic. Si une typologie de contamination pour ces métaux peut être établie selon la densité de trafic, nous ne disposons pas à ce jour de de connaissance pour évaluer l'effet d'une limitation et/ou d'une fluidisation du trafic. La contamination en Zn peut également être attribuée à la lixiviation de toitures, de gouttières, mobilier urbain en zinc ou en acier galvanisé.

La plupart des concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement dépassent les normes de qualité environnementales (Tableaux 3 et 4) mettant ainsi en avant l'impact du bâti, des voiries et des activités humaines sur la qualité des eaux. Au-delà de ces molécules, d'autres études pointent la présence d'organoétains, de phtalates ou de chloroalcanes dans les eaux pluviales à des niveaux de quelques µg.L^{-1} (Zgheib et al., 2011; 2012), mais à ce jour, les connaissances sur ces éléments sont très limitées.

Tableau 3. Comparaison des concentrations en métaux dans les eaux à l'exutoire de réseaux d'eaux pluviales avec les normes de qualité environnementales

Métal (µg.L^{-1})	Gamme de valeurs	Référence	NQE
As	1,36±1,3 - 4,48±3,19	(Gasperi *et al.*, 2014)	0,83*
Cd	0,5-2,2 0,7 0,32±0,31	(Rossi, 1998) (El Mufleh, 2009) (Gasperi *et al.*, 2014)	0,08-0,5*
Cr	3,0-195 2,1-20 3,2 2,1-14 1,3-16,2 2,8±2,1 -10,96±8,84	(Rossi, 1998) (Sabin *et al.*, 2005) (El Mufleh, 2009) (Lamprea et Ruban, 2011a) (Percot, 2012) (Gasperi *et al.*, 2014)	3,4*
Co	3,45±3,13	(Gasperi *et al.*, 2014)	0,3**
Cu	66,6-54,8 5,9-37 50-220 152 10,5-208,5 27,08±20,63 - 66,91±56,42	Base de données NURP (valeurs moyennes et médianes) (Sabin *et al.*, 2005) (Zgheib, 2009) (El Mufleh, 2009) (Percot, 2012) (Gasperi *et al.*, 2014)	1,0*
Mo	7,68±13,09	(Gasperi *et al.*, 2014)	
Ni	2,1-8,5 10 2,2-32 2,0-22,15 3,65±2,49 - 8,41±5,74	(Sabin *et al.*, 2005) (El Mufleh, 2009) (Lamprea et Ruban, 2011a) (Percot, 2012) (Gasperi *et al.*, 2014)	4,0*
Pb	1,2-16 25-130 14 7,1-119,6	(Sabin *et al.*, 2005) (Zgheib, 2009) (El Mufleh, 2009) (Percot, 2012)	1,2*
Pt	< Limite quantification	(Gasperi *et al.*, 2014)	
Sr	37,6±25,25 - 152,73±107,78	(Gasperi *et al.*, 2014)	
Ti	27,8±28,6	(Gasperi *et al.*, 2014)	2**
V	4.86±2.84	(Gasperi *et al.*, 2014)	2,5**
Zn	52-502 176-140 32-320 130-520 64-536	(Rossi, 1998) Base de données NURP (valeurs moyennes et médianes) (Sabin *et al.*, 2005) (Zgheib, 2009) (El Mufleh, 2009)	7,8*

	536 93.3-878.1 196.54±135.43 - 438.93±360.2	(Lamprea et Ruban, 2011a) (Percot, 2012) (Gasperi *et al.*, 2014)	

* Arrêté du 27/07/2015 du Ministère de la transition écologie et solidaire, NQE-MA : valeur moyenne annuelle eaux de surface intérieures, directive 2013/39/UE du parlement européen et du conseil.
**Valeurs guides environnementales (Ineris, 2015).

HAP. A l'instar des métaux, des concentrations en HAP plus importantes sur Sucy (2 791 ng.L^{-1}) ont été observées comparativement aux bassins de Chassieu (908 ng.L^{-1}) et Pin Sec (694 ng.L^{-1}), suite à la plus forte densité de trafic sur ce site. Les concentrations les plus élevées ont été systématiquement trouvées à Sucy, qui présente la densité de trafic la plus importante. Ce constat a été opéré dans la bibliographie. Le bassin industriel de Chassieu génère les concentrations de HAP les plus faibles. Ces faibles concentrations de HAP étaient inattendues, en raison des nombreuses activités industrielles et logistiques sur ce bassin ainsi que de la proximité de la rocade lyonnaise, mais elles restent toutefois concordantes avec la faible densité de circulation au sein de ce bassin.

Tableau 4. Comparaison des concentrations en polluants organiques dans les eaux de ruissellement avec les normes de qualité environnementales

Elément (ng L^{-1})	Gamme de valeurs	Référence	NQE
Fluoranthène	116±77 - 468 ±417 57,5 15-131 169	(Gasperi *et al.*, 2014) (Percot, 2012) (Lamprea, 2009) (Zgheib *et al.*, 2011)	0,0063*
Pyrène	106±70 - 375±332 59,3 11-141 170	(Gasperi *et al.*, 2014) (Percot, 2012) (Lamprea, 2009) (Zgheib *et al.*, 2011)	0,024**
∑13 HAP	694±437 - 2791±2542	(Gasperi *et al.*, 2014)	
∑16 HAP	3 300 104-862	(Zgheib *et al.*, 2011) (Lamprea, 2009)	
BDE-209	66±66 - 630±1 012	(Gasperi *et al.*, 2014)	
∑9 PBDE	63±64 - 777±1 010	(Gasperi *et al.*, 2014)	
Glyphosate	337±807 2 150-3 270	(Gasperi *et al.*, 2014) (Lamprea, 2009)	
Glufosinate	756±10 121 5	(Gasperi *et al.*, 2014) (Percot, 2012)	
AMPA	824±7 077 230-350	(Gasperi *et al.*, 2014) (Lamprea, 2009)	
Diuron	1 213±10 784 100-210	(Gasperi *et al.*, 2014) (Lamprea, 2009)	
Isoproturon	88±929	(Gasperi *et al.*, 2014)	
Carbendazime	213±1 355	(Gasperi *et al.*, 2014)	
Mécoprop	3±7 5	(Gasperi *et al.*, 2014) (Lamprea, 2009)	
BPA	552±510 <LD-107 000	(Gasperi *et al.*, 2014) (Kalmykova *et al.*, 2013)	
NP	359±228 LQ-7 300 160-920	(Gasperi *et al.*, 2014) (Kalmykova *et al.*, 2013) (Bressy *et al.*, 2012)	

*NQE provisoire (eaux de surface intérieures), circulaire 2007/23 du Ministère de la transition écologie et solidaire,
** NQE-MA, Valeur Moyenne Annuelle (eaux de surface intérieures), directive 2013/39/UE du parlement européen et du conseil.

Pesticides. Parmi les pesticides les plus couramment détectés, le glyphosate (95-198 ng.L^{-1}, Q20 et Q80), l'AMPA (16-469 ng.L^{-1}), le diuron (25-795 ng.L^{-1}) et le glufosinate (6-389 ng.L^{-1}) sont prédominants dans les eaux pluviales. L'isoproturon (3-53 ng.L^{-1}) et la carbendazime (7-195 ng.L^{-1}) ont été quantifiés à de plus faibles niveaux, tandis que les concentrations de pesticides rémanents (mécoprop, 2,4-D et 2,4-MCPA) n'excèdent pas 5 ng.L^{-1}. Etant donné le nombre limité d'évènements pluvieux (de 4 à 8 évènements selon le site), la différence de concentrations entre les sites n'a pas été testée. Malgré quelques études (Blanchoud et al., 2004 ; Huang et al., 2004 ; Quaghebeur et al., 2004), la présence de ces herbicides et leur gamme de concentrations dans les eaux pluviales restent encore mal documentées. De fortes concentrations en glyphosate ont été mesurées sur le bassin du Pin Sec, où l'utilisation de ce pesticide par les services municipaux est limitée. Des concentrations beaucoup plus faibles en diuron et carbendazime ont été observées à Chassieu comparativement à Sucy et Pin Sec. Même si l'utilisation reste limitée à des façades relativement nouvelles ou récemment rénovées, le diuron et la carbendazime peuvent être lessivés à partir de nouvelles peintures et de crépis antisalissures à de fortes concentrations (Burkhardt et al., 2007). La

plus forte proportion de bâtiments industriels à façades métalliques sur Chassieu et donc une probabilité moindre de lessivage de ces composés depuis les crépis et peintures de façades comparativement aux autres bassins, pourrait expliquer ces différences. Malgré son interdiction, le diuron pourrait encore être utilisé par les jardiniers privés ou s'être accumulé dans les sols. Des concentrations élevées d'herbicides ont été ponctuellement observées (1 500-3 000 ng.L-1) indépendamment du site ou de la période d'étude. Ces fortes concentrations dépendent de différents facteurs affectant la quantité de pesticides remobilisés, tels que la durée entre l'application et les précipitations, l'imperméabilisation des surfaces traitées ou les caractéristiques des évènements pluvieux (Huang et al., 2004). La présence de composés d'ammonium quaternaire dans les eaux pluviales est signalée par Van de Voorde et al. (Van de Voorde et al., 2012) mais les concentrations sont faibles (0,2 µg.l^{-1}) alors qu'elles atteignent 80 µg.g^{-1} dans les matières en suspension.

PBDE. Parmi les PBDE détectés dans les eaux pluviales, le déca-BDE (BDE-209) est prédominant avec des concentrations variant de 23 à 251 ng.L^{-1}. Les autres congénères varient globalement de 0,5 à 3,0 ng.L^{-1}. Pour les tri- à hepta-BDE, le BDE-47 et BDE-99 sont les congénères les plus présents, avec des abondances moyennes relatives de 5 et 3%. Aucune autre donnée expérimentale sur les niveaux de PBDE dans les eaux pluviales n'est à ce jour disponible. Bien qu'aucune différence géographique n'ait été observée pour la contamination des RAT, des différences significatives d'un site à l'autre ont été observées pour la contamination des eaux pluviales. Des concentrations plus faibles en PBDE ont été effectivement trouvées à Sucy, par rapport aux autres bassins versants, mais aucune explication ne peut être fournie pour rendre compte de ces différences. Quel que soit le site, les concentrations en BDE-209 à l'exutoire des bassins ont été significativement plus élevées que celles mesurées dans les RAT au cours de cette étude (Σ8 PBDE, 0,4 à 8,6 ng.L-1) ou bien dans celles rapportées en Suède pour les zones urbaines (Σ8 PBDE, 2,5 à 14,4 ng.L-1, (Ter Schure et al., 2004).

Bisphénol A et alkylphénols. Pour ces molécules, aucune différence entre les sites n'a été observée. Les concentrations moyennes événementielles du BPA et du nonylphénol (NP) ont été respectivement estimées à 552 et 359 ng.L^{-1} et apparaissent nettement plus élevées que celles rapportées pour l'eau de pluie à Paris (10-180 ng.L-1 pour le BPA et <LD-167 ng.L-1 pour le NP (Cladiere et al., 2013) mais équivalentes à celles des eaux de ruissellement et des lixiviats de décharges en Suède (<LD-107 000 ng.L-1 pour le BPA et <LQ-7300 ng.L-1 pour le NP (Kalmykova et al., 2013). À l'échelle nationale, les niveaux de NP sont également comparables à ceux rapportés par Bressy et al. (Bressy et al., 2012), à savoir 160 à 920 ng.L^{-1} (d10-d90). Indépendamment du site et de l'évènement pluvieux considérés, les distributions des alkyléphénols (alkylphénols et alkylphénols mono ou diéthoxylates) demeurent relativement homogènes et suivent l'ordre suivant: NP (42 ± 25%) > NP1EO (25 ± 11%) ≈ NP1EC (21 ± 9%) > NP2EO (12 ± 4%). Pour la première fois, la présence de NP1EC a été signalée dans les eaux pluviales, avec des concentrations nettement supérieures à celles mesurées dans les RAT (< 3 ng.L^{-1}). Une corrélation positive des NP1EO et NP2EO avec le carbone organique dissous (COD) a été trouvée. La NQE définie pour le NP (300 ng.L^{-1}) est souvent dépassée.

Répartition dissous-particulaire des polluants

A l'exutoire de réseau séparatif, les métaux sont majoritairement liés à la phase particulaire (> 50%), excepté pour le Sr. Cette tendance est plus fortement prononcée pour Co, Cr, Pb et Ti, et dans une moindre mesure pour Cu. Les autres métaux (As, Cd, Ni, V, Mo et Zn) présentent un comportement intermédiaire puisque la phase particulaire varie de 48 ± 18% (As) à 63 ± 40% (Mo).

La répartition des polluants organiques entre les phases dissoute et particulaire dépend de leurs propriétés physico-chimiques. Les HAP sont préférentiellement associés aux particules, mais une différence nette entre les HAP de faible poids moléculaire (50% à 80% des HAP totaux) et les HAP de haut poids moléculaire (> 80%) est observable. Les PBDE sont très majoritairement associés aux particules. Pour ces composés, des solutions de gestion classiques basées sur la rétention et la décantation semblent être pertinentes (Pitt et al. 1995). Cette étude confirme cependant que la fraction dissoute peut être prédominante pour certains contaminants comme les pesticides, le BPA et les APnEO. Le BPA a été principalement observé dans la fraction dissoute. Pour les alkylphénols, la fraction particulaire ne dépasse pas 45%. Ceci pourrait être expliqué par les structures des APnEO (composés amphiphiles) ou encore par la non atteinte d'un équilibre dans le réseau séparatif. Pour les pesticides, le diuron, l'isoproturon, le glyphosate et le glufosinate sont majoritairement sous forme dissoute.

2.2.3. Rejets urbains de temps de pluie

Les eaux pluviales peuvent être gérées selon différents modes. Elles peuvent être gérées dès l'amont au sein de techniques alternatives – dans ce cas elles ne seront pas transférées à un réseau à proprement parlé – soit acheminées vers des réseaux séparatifs ou des réseaux unitaires. Selon le réseau, la qualité des eaux pluviales peut évoluer. A titre d'exemple, l'acheminement des eaux pluviales dans un réseau séparatif peut conduire ou non à un stockage couplée ou non à un traitement de ces eaux. Dans le cas de réseau unitaire, les eaux pluviales seront mélangées aux eaux usées et les volumes générés sont parfois tels qu'une partie de ces effluents unitaires de temps de pluie doit donc être rejetée dans l'environnement. L'appellation Rejets Urbains de Temps de Pluie (RUTP) est communément utilisée pour ces déversements.

A l'instar des eaux pluviales strictes, les RUTP ont été l'objet de différentes études (Gasperi et al., 2008; Gasperi et al., 2010). Les travaux menés en agglomération parisienne démontrent qu'un nombre important de polluants sont présentes dans les RUTP. Parmi les 88 substances recherchées, 49 substances ont été détectées dans les RUTP dont 12 polluants prioritaires et 8 substances dangereuses prioritaires; la plupart étant aussi détectées dans les eaux usées ou les eaux de ruissellement.

Pour la plupart des polluants organiques hydrophobes et des métaux particulaires, les concentrations des RUTP excèdent les concentrations observées pour les eaux usées et les eaux de ruissellement, due à la remise en suspension des dépôts formés au sein du réseau. Dans le cas des HAP, la contribution du réseau est estimée entre 35 et 70% de la charge totale (Gasperi et al., 2008). Pour les contaminants plus hydrophiles tels que les pesticides ou quelques métaux comme le Zn, le Cd et le Pb, les eaux de ruissellement semblent contribuer majoritairement à la pollution observée dans les RUTP. Dans le cas des métaux, les eaux pluviales semblent contribuer à minium 60% de la charge polluantes des RUTP et ce quel que soit l'évènement pluvieux considéré. Les eaux usées apparaissent, quant à elles, comme la source majoritaire de composés organiques volatils. Des concentrations en DEHP et en organoétains comparables ont été observées entre tous les types d'eau.

2.3. Impacts des rejets d'eaux pluviales sur les milieux aquatiques

Les impacts des rejets d'eaux pluviales sont de nature physique, chimique, biologique, écologique, et sanitaire.

Les rejets, à des débits et des volumes parfois très élevés en fonction de l'intensité et de la hauteur des précipitations qui les ont générés, peuvent accroitre de manière significative les débits et les vitesses d'écoulement des milieux aquatiques dans lesquels ils se produisent. Au droit des rejets, on observe des érosions localisées (affouillements) ou étendues, et parfois des phénomènes marqués d'incision et de creusement des lits des cours d'eau pouvant conduire à des modifications géomorphologiques significatives.

Les impacts chimiques des polluants traditionnels (MES, DCO/DBO5, N et P) ont été étudiés depuis de nombreuses années et sont directement liés à la présence des polluants transportés par les rejets pluviaux, qu'il s'agisse des eaux pluviales strictes ou des RUTP (Brombach et al., 2005 ; Clark et al., 2007; Pitt et Maestre, 2005). Zgheib (2009) a par ailleurs montré que l'évaluation de l'impact potentiel sur le milieu naturel du rejet direct des eaux pluviales, permet de mettre en évidence que des rejets de métaux (Cr, Pb, Cu et Zn), de DEHP, de nonylphénols, d'organoétains, de PCB et de HAP sont potentiellement toxiques pour le milieu aquatique indépendamment de l'occupation du sol considéré.

Lorsque les débits et volumes d'eaux pluviales déversés sont significatifs par rapport à ceux transitant dans les cours d'eau, on observe généralement une augmentation des concentrations des polluants concernés dans les milieux aquatiques.

Les rejets de MES peuvent entraîner des colmatages du lit et modifier, temporairement ou durablement, la composition des zones hyporhéiques. Les MES sont également le vecteur des polluants présents en phase particulaire. Les rejets de matière organique oxydable entraînent une baisse de la concentration en oxygène dissous des milieux aquatiques. Si cette baisse est suffisamment longue et prononcée, elle peut conduire à des mortalités piscicoles.

Buerge et al. (2006) indiquent, que pour les composés qui sont bien éliminés au sein de station d'épuration tels que le phosphore, les apports liés au RUTP peuvent être équivalents aux rejets des eaux traités. Les rejets d'azote et de phosphore, dans les milieux aquatiques avec des écoulements très lents ou relativement fermés (certaines baies, de même que les lacs et ruisseaux urbains par exemple) contribuent au phénomène d'eutrophisation.

Les concentrations en métaux, HAP et micropolluants organiques des milieux aquatiques sont également augmentées significativement par les rejets d'eaux pluviales. A l'échelle événementielle, les rejets de certains polluants (métaux, pesticides, HAP par exemple) dans les eaux pluviales peuvent représenter une contribution significative et parfois majeure des rejets urbains par rapport aux rejets des stations d'épuration. A titre d'exemple, Cladière (2012) souligne des apports significatifs d'alkylphénols et de Bisphénol A dans les RUTP comparativement aux flux transitant dans les milieux récepteurs. Benotti et Brownawell (2007) constatent pour certains résidus pharmaceutiques des augmentations de concentrations en zone estuarienne suite à des déversements de RUTP. A l'échelle annuelle, la contribution des eaux pluviales aux flux polluants totaux rejetés dans un milieu aquatique est variable selon les sites et les polluants. Dans le cas des alkylphénols et du bisphénol A, un bilan à l'échelle de l'Ile-de-France suggère que les eaux pluviales pourraient contribuer entre 20 et 60% des flux de polluants en Seine (Cladiere, 2012).

Les impacts biologique et écologique affectent la biocénose des milieux aquatiques. Pour un certain nombre de substances (pesticides, certains métaux), les rejets d'eaux pluviales entraînent des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification le long des chaînes trophiques, pouvant conduire à terme à la disparition de certaines espèces (maladies, longévité plus faible, reproduction perturbée) et donc à la perturbation de l'écosystème et des populations présentes.

Les nombreux micropolluants organiques suivis plus récemment dans les eaux pluviales ont des conséquences sur les milieux aquatiques encore très mal documentées. Certaines substances semblent être bioaccumulables, écotoxiques et sont, pour certaines d'entre elles, reconnues comme des perturbateurs endocriniens susceptibles d'affecter les populations des milieux aquatiques.

Enfin, les rejets d'eaux pluviales ont des impacts sanitaires notables. Les concentrations élevées en germes de contamination fécale, bactéries et virus, peuvent conduire à la fermeture temporaire de zones de baignades ou d'activités nautiques en contact avec l'eau (surf par exemple). Ce constat est d'autant plus important lorsqu'il s'agit des RUTP, pour lesquels des concentrations importantes en pathogènes peuvent être observées (Passerat et al., 2011).

2.4. Conclusions et perspectives

En multipliant les surfaces bâties et les voiries, l'artificialisation des sols génère l'introduction d'une multitude de polluants dans les différents compartiments de l'environnement urbain (air, eaux, sédiments, sols). Les activités humaines contribuent aussi à l'introduction de ces contaminants dans les différents milieux et les modes de gestion de l'eau conditionnent la qualité et la quantité des polluants rejetés.

Concernant la gestion des eaux amont (à l'échelle de la parcelle ou du quartier), des travaux récents montrent, pour quelques cas particuliers, que les concentrations à l'échelle de la parcelle peuvent être équivalentes ou inférieures à celles mesurés aux exutoires des réseaux séparatifs suite à l'aménagement de techniques alternatives ou d'autres infrastructures de gestion dont les matériaux peuvent relarguer certains contaminants. Dans le cas de toitures végétalisées, des risques de relargage de métaux par les différents substrats constitutifs de ces toitures ont été en effet mis en avant

Au niveau des types d'ouvrages à mettre en place pour leur traitement, le choix ne doit pas se borner uniquement à des traitements par décantation : d'une part les eaux pluviales à l'amont contiennent une fraction plus importante de polluants dissous comparativement à l'aval, et d'autre part la cible du traitement n'est plus uniquement les matières en suspension, mais également un panel de substances dont certaines substances prioritaires majoritairement dissoutes (alkylphénols par ex.).

Toutefois, même si des études ont déjà été réalisées, il apparaît nécessaire de mieux caractériser le ruissellement amont, notamment pour orienter les solutions de gestion à la source et s'assurer que ces solutions ne génèrent pas plus de polluants que les modes de gestion « traditionnels ». Les travaux menés dans le cadre de l'appel à projets micropolluants de l'ONEMA « Innovations et changements de pratiques: lutte contre les micropolluants des eaux urbaines », permettront, entre autres, d'apporter des informations complémentaires sur l'efficacité des dispositifs de gestion des polluants mis en place pour traiter ces polluants.

Sigles et abbréviations

AMPA : Acide amino méthyl phosphonique
ANR : Agence National de la Recherche
AP : Alkylphénols
BPA : Bisphénol A
COV : Carbone organique volatil
DBO5 : Demande biochimique en oxygène
DBT : Dibutyl étain
DCO : Demande chimique en oxygène
DEHP : di-2-éthylhexyle phtalate
HAP Hydrocarbures aromatiques polycycliques
INOGEV : Innovations pour une gestion durable de l'Eau en Ville
LD : Limite de détection
LQ : Limite de quantification
MBT : Monobutyl étain
MES : Matières en suspension
NQE : Norme de Qualité Environnementale
NP : Nonylphénol
ONEVU : Observatoire Nantais des Environnements Urbains
OP : octylphénol
OPUR : Observatoire des Polluants Urbains
OTHU : Observatoire de terrain en hydrologie urbaine
PBDE : polybromodiphénylethers
RAT : Retombées atmosphériques totales
RUTP : Rejets urbains de temps de pluie

3. La gestion alternative des eaux pluviales, un moyen de désimperméabliser les surfaces urbaines ?

Auteur : F. Rodriguez, contributions : S. Barraud, M-C. Gromaire

3.1. Introduction et généralités sur le thème

L'urbanisation conduit à artificialiser les sols notamment avec une croissance très importante des surfaces imperméables faisant reculer les surfaces naturelles ou agricoles. La figure 7 montre à titre d'exemple l'évolution des surfaces imperméables dans l'agglomération lyonnaise.

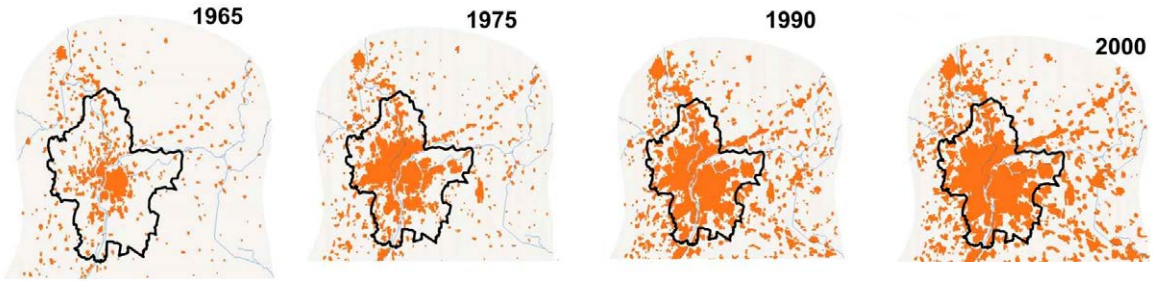


Figure 7. Evolution des surfaces imperméables (en orange) sur l'agglomération lyonnaise entre 1965 et 2000 (source : IRSTEA)

Or la gestion des eaux pluviales est indissociable des processus d'urbanisation et contribue, elle aussi, a une modification en profondeur des sols urbains. La figure 8 illustre à grands traits les tendances en termes de modification des processus hydrologiques engendrée par l'imperméabilisation. Elle montre notamment une diminution (i) des infiltrations profondes limitant la recharge des eaux souterraines, (ii) des infiltrations de sub-surface qui peuvent alimenter la végétation et préserver une certaine humidité du sol, (iii) de l'évapotranspiration et (iv) une augmentation des ruissellements superficiels qu'il est nécessaire de gérer.

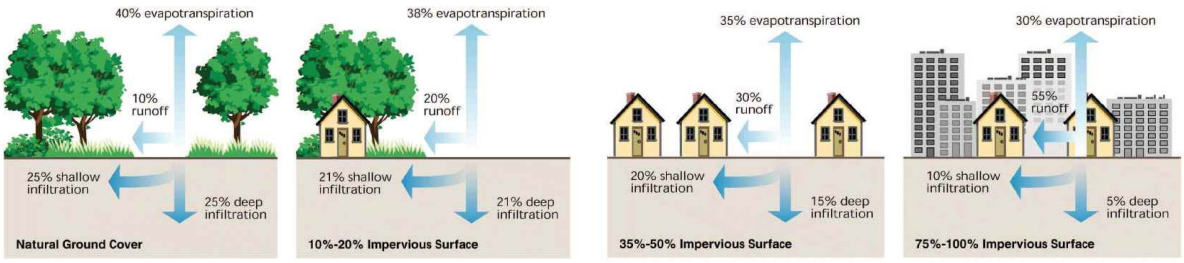


Figure 8. Effets de l'imperméabilisation sur les phénomènes hydrologiques (source : Federal Interagency Stream Restoration Working Group (1998))

L'histoire de la gestion de ces ruissellements montre plusieurs périodes. La plus ancienne et celle qui structure encore de manière importante les sols et sous-sols urbains est la gestion par réseau de canalisations souterraines qui a accompagné depuis le milieu du XIXe siècle le développement urbain. Le principe était de conduire le plus rapidement possible des eaux de pluie vers les réseaux, eux-mêmes devant conduire le plus rapidement possible les eaux aux milieux aquatiques pour les éloigner de la ville. Le modèle d'alors, basé sur des concepts hygiénistes, était la « ville sèche », l'eau étant considérée comme une menace et une source potentielle de contamination notamment lorsqu'elle ne circule pas (eaux stagnantes).

La ville se densifiant et s'étendant, le principe du réseau a peu à peu été remis en question et ce, dès les années 70. En effet le défaut majeur du réseau de conduites est de concentrer, en des temps courts, des flux importants tant en termes de quantités (volumes, débits d'eau) que de pollution (lessivage des polluants déposés sur les surfaces ou constitutifs des surfaces urbaines, mais aussi érosion des sédiments formés dans les dispositifs d'assainissement (Gasperi *et al.*, 2010 ; Gromaire *et al.*, 2001). Cela s'est traduit par des problèmes d'inondations urbaines liés aux infrastructures elles-mêmes d'une part et par la pollution des milieux aquatiques de surface d'autre part. Cela a également contribué à complexifier la structure du sous-sol urbain : les réseaux enterrés (dont les réseaux d'assainissement) sont posés dans des tranchées qui constituent des zones de drainage préférentielles de par leurs propriétés hydrodynamiques spécifiques (perméabilité faible).

Ainsi en opposition à l'évacuation rapide, de nouvelles approches de gestion ont vu le jour avec pour objectif de « redonner » aux surfaces sur lesquelles se produit le ruissellement un rôle proche de celui qu'il avait pu avoir avant urbanisation (conditions de pré-développement). Ce sont, en France, les techniques alternatives (sous-entendu au réseau d'assainissement pluvial) ou encore les techniques compensatoires (sous-entendu des effets de l'urbanisation (Fletcher *et al.*, 2015).

Cela s'est traduit, dans un premier temps, par la conception de systèmes de gestion des EP qui permettent de restituer à l'aval des bassins versants urbains des quantités d'eau ou de polluants plus faibles (en débits, en volumes ou en charges polluantes). Les bassins de retenue et/ou d'infiltration centralisés placés à l'aval des bassins versants (dits aussi « end of pipe ») (figure 9a) ont été les plus utilisés et le sont encore. Ce sont des ouvrages régulés basés sur le stockage et l'infiltration. L'espace nécessaire à leur insertion dans le tissu urbain étant important et induisant des coûts d'acquisition de foncier élevés, ces dispositifs de contrôle ont été progressivement et dans un deuxième temps conçus pour être pluri-fonctionnels (bassin de retenue servant de terrain de sport, de jardin, plan d'eau aménagé pour la promenade…) (figure 9b).



Figure 9. a. bassin de retenue classique (étanche) ; **b.** bassin multifonction servant à la pratique du foot ; **c.** noue d'infiltration

Aujourd'hui les stratégies de gestion des eaux pluviales se sont encore infléchies vers des approches encore plus intégrées au projet urbain, faisant intervenir une plus large gamme de dispositifs gérant les eaux encore plus à la source (évitant au maximum le ruissellement (European Commission et Directorate-General for Research and Innovation, 2015). Elles font appel à des approches plus paysagères ré-introduisant davantage de nature en ville. On parle de re-perméabiliser la ville`, de les renaturer (Carré et Deutsch, 2015; Cossais *et al.*, 2016), de déconnecter les eaux pluviales des réseaux (Sieker et Klein, 1998) (e.g. la métropole de Lyon a lancé un projet de « Ville perméable » (Grand Lyon, 2017), la ville de Paris met en place son Plan Pluie (Apur, 2015). Des solutions comme les noues, toitures végétalisées, les jardins de pluie, les chaussées réservoirs, les tranchées, les biofiltres gérant les eaux au plus près de leur lieu de production sont en plein essor et accompagnent l'urbanisation (figure 9c). Ces approches tendent à faciliter le développement de l'urbanisation à moindre coût (notamment dans les zones péri-urbaines) ou à la requalification / rénovation des quartiers en tissu dense en autonomisant les opérations. Elles tendent aussi à rendre un caractère plus « naturel » aux surfaces urbaines en contrebalançant les effets de l'urbanisation (amélioration des infiltrations de sub-surface et potentiellement des infiltrations plus profondes, renforcement des phénomènes d'évapotranspiration liés à la présence de végétation). Ces aménagements « naturalisés » restent cependant davantage des « objets de nature » (Ah-Leung *et al.*, 2013) ou des « techniques de nature » et sont donc à considérer, concevoir et gérer comme tels. Enfin la diminution des ruissellements et donc du lessivage des surfaces permet une limitation de l'entrainement des polluants dans les milieux récepteurs. Ces ouvrages sont, à ce titre, souvent associés à la dénomination « bioretention» dans la littérature anglosaxonne (Kazemi *et al.*, 2009; Thompson *et al.*, 2008) sans que le préfixe « bio » ait une signification bien claire. Dietz (2007) définit un ouvrage de biorétention comme une dépression végétalisée remplie d'un substrat filtrant, recueillant les eaux de ruissellement d'une surface imperméabilisée. Cette dénomination cherche principalement à marquer le rôle potentiellement épurateur des dispositifs favorisant les processus d'abattement de la pollution (filtration, adsorption et dégradation par les plantes) comme nous le verrons par la suite.

Cette évolution des approches de gestion à la source s'accompagne d'une évolution des services attendus des dispositifs : à l'efficacité en termes de gestion quantitative des eaux pluviales et des inondations et à l'efficacité en matière de gestion des flux polluants (abattement ou diminution des émissions anthropiques), s'ajoute très clairement une volonté d'une plus grande intégration à la ville créant des opportunités paysagères, une nouvelle vision de l'eau comme ressource et non plus uniquement comme menace (e.g. comme ressource alternative à l'eau potable), comme source de biodiversité ou encore de lutte contre les ilots de chaleur urbains.

Il est à noter qu'une grande majorité des pays connaît ou a connu les mêmes changements de paradigmes techniques. Malgré des appellations très différentes, Fletcher *et al.* (2015), insistant davantage sur certains aspects (e.g. LIDS-Low impact Development Systems, WSUD-Water Sensitive Urban Design, BMPs - Best Management Practices, SUDS - Sustainable Urban Drainage Systems, Stormwater control measures, green infrastructures…), les approches restent très similaires.

3.2. Focus sur les performances hydrologiques

A l'échelle locale

La plupart des ouvrages de gestion alternative des eaux pluviales répondent en premier lieu à un objectif de limitation des débits afin de maîtriser les surcharges des réseaux d'assainissement et les risques d'inondation associés lors d'événements météorologiques exceptionnels. Ils permettent de limiter les débits de pointe (par stockage, régulation et/ou infiltration), et de limiter les volumes de ruissellement (grâce à l'infiltration) à l'exutoire des zones contributives de ces ouvrages, et à une échelle locale. Les préconisations de conception des ouvrages et leur dimensionnement sont fréquemment basées sur des méthodes destinées à se prémunir des événements exceptionnels (typiquement la pluie décennale) (Petrucci, 2012). Pour cela, la conception des ouvrages s'appuie sur la régulation du débit de fuite, afin d'assurer un retour à la distribution fréquentielle initiale des débits, c'est à dire avant l'aménagement (Petrucci *et al.*, 2014). C'est un des objectifs de ces ouvrages, qui participent ainsi à la désimperméabilisation des surfaces urbanisées en compensant les effets de l'urbanisation. Plus rarement, la conception de ces ouvrages peut être guidée par des critères d'abattement des volumes (Sage *et al.*, 2015), qui peut se traduire par une hauteur ruisselée à retenir : 4-12 mm pour (Mouy *et al.*, 2007) à Paris ou 19 mm pour Bollig (2007) dans l'Arizona. La maîtrise des volumes associés aux « pluies courantes » est un objectif secondaire qui a émergé plus récemment, en lien notamment avec la maîtrise des flux polluants (Sage *et al.*, 2015). D'autres objectifs sont moins souvent cités en France, mais le sont beaucoup plus à l'étranger (Emerson et Traver, 2008 ; Fletcher *et al.*, 2015 ; Ursino, 2015), en particulier pour les dispositifs basés sur l'infiltration des eaux pluviales : le retour à un bilan hydrologique équivalent avant le développement de la zone urbaine (ou maintien du bilan hydrique « pré-développement ») et en particulier le maintien des débits de base dans les rivières (Hamel et Fletcher, 2014), ou la réalimentation des nappes (Dussaillant *et al.*, 2005 ; Endreny et Collins, 2009 ; Machusick *et al.*, 2011 ; Shuster *et al.*, 2007 ; Zhang et Guo, 2013). Le fait que ces ouvrages interagissent beaucoup plus avec les interfaces (sol et atmosphère) par rapport aux dispositifs d'assainissement pluvial plus traditionnels de type « tuyau enterré » implique une prise en compte de nombreux processus physiques à ces interfaces (Figure 10), et non pas du simple débit de sortie du dispositif ; l'évaluation de la performance hydrologique s'en trouve plus difficile à appréhender et à mesurer.

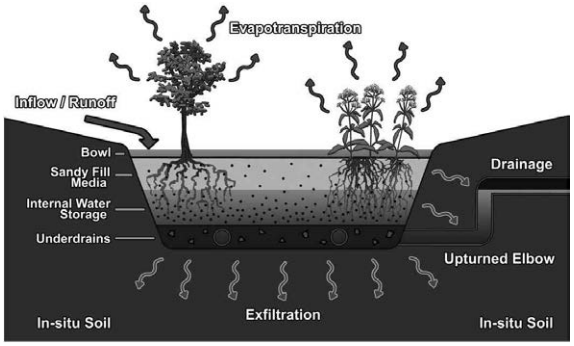


Figure 10. Coupe d'un dispositif alternatif de type « bioretention » avec un stockage de l'eau pluviale (reproduit de S. Kennedy, NCSU, 2010 et repris par Davis et al., 2012).

La performance hydrologique des ouvrages à une échelle locale a fait l'objet de nombreux travaux de recherche, souvent basés sur des observations in situ, et qui traitent de différents types de dispositifs alternatifs ; parmi ceux-ci les plus fréquents sont les toitures végétalisées, les jardins de pluie, et les noues dans une moindre mesure, mais aussi des dispositifs d'infiltration non végétalisés : pavés ou enrobés perméables, tranchées drainantes, puits d'infiltration. Ces dispositifs sont remarquables pour limiter l'artificialisation des sols urbains : les noues et les toitures végétalisées remplacent une surface artificielle (voirie et bâti) par une surface plus naturelle ; les jardins de pluie collectent simplement l'eau de ruissellement issue de surfaces imperméabilisées individuelles, à l'échelle de la parcelle. Plusieurs critères permettent de juger de la performance hydrologique de ces ouvrages : réduction ou retard du débit de pointe (Figure 11), réduction des volumes ou capacité de rétention, et parfois influence sur les termes d'infiltration ou d'évapotranspiration.

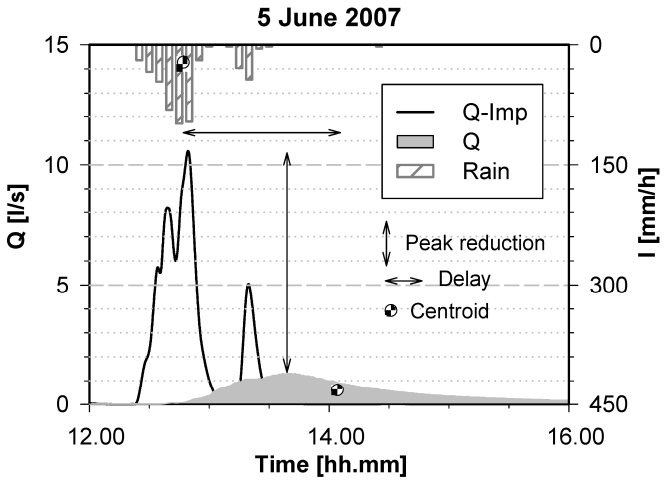


Figure 11. Impact hydrologique d'une toiture végétalisée sur l'hydrogramme pour une étude de cas en Italie (Palla et al., 2010) : le débit grisé représente la réponse de la toiture végétalisée, par rapport à celle d'un bâtiment classique imperméabilisé

- De nombreux auteurs mentionnent le rôle d'abattement des débits de pointe permis par ces dispositifs et l'ont démontré à partir d'observations in situ, soit sur des ouvrages réels soit sur des pilotes. Ces observations sont menées sur un échantillon d'événements pluvieux, typiquement sur 2 ans de données hydrologiques :

Davis (2008), Hatt *et al.* (2009) et Schlea *et al.* (2014) pour des jardins de pluie, Alfredo *et al.* (2010) ; Palla *et al.* (2010) et Stovin (2010) pour les toitures végétalisées**.** L'efficacité des dispositifs peut être appréciée en estimant la réduction moyenne du débit de pointe : par exemple environ 50% de réduction des débits de pointe pour des jardins de pluie instrumentés pendant 2 ans pour Davis (2008) ou 83% de réduction des débits de pointe pour des toitures végétalisées instrumentées pendant 19 mois en Italie. L'impact positif des techniques alternatives sur le décalage temporel du pic de débit généré lors d'un événement pluvieux est également abordé dans la littérature, mais de façon moins fréquente (Davis (2008) ou Schlea *et al.* (2014)).

- La rétention d'un volume de ruissellement est un des principes de ces dispositifs, et permet donc d'abattre les volumes ruisselés ; ceci fait écho au critère d'abattement des volumes parfois préconisé dans la conception de ces ouvrages et évoqué plus haut. Le nombre d'événements pluvieux ne générant pas de volume ruisselé (donc abattement de 100%) est évoqué dans certains travaux pour qualifier l'efficacité d'un dispositif (Davis, 2008). La plupart du temps, les auteurs évoquent simplement une réduction du volume ruisselé entrant dans le dispositif, qui peut varier selon les configurations. Certaines recherches étudient la sensibilité de cette efficacité en fonction du type de matériau poreux permettant de stocker l'eau ou de la hauteur de la zone de stockage (Brown et Hunt, 2011a ; Davis *et al.*, 2012). L'influence sur cette efficacité de la conductivité hydraulique de la couche d'infiltration est également notée (Le Coustumer *et al.*, 2007) et pose la question du maintien dans le temps des performances d'infiltration grâce à un entretien adapté (Brown et Hunt, 2012). Une grande variabilité d'abattement est observée selon les types de dispositif alternatif, elle varie entre 33% (Hatt *et al.*, 2009) et 90% (Khan *et al.*, 2012) pour des jardins de pluie ; Yilmaz *et al.* (2016) mentionnent des abattements en volume de 60 à 90% pour des toitures végétalisées de différents types à différentes saisons (épaisseur de substrat et type de végétation).

- enfin le rôle de ces ouvrages sur les autres composantes du bilan hydrologique est mentionné mais de façon moins systématique, en raison d'une mesure plus difficile pour ces composantes ; l'impact sur le flux ou la quantité d'évapotranspiration est ainsi évoqué par certains auteurs (Brown et Hunt, 2011b ; Chapman et Horner, 2010 ; Khan *et al.*, 2012 ; Yilmaz *et al.*, 2016), mais ce terme est bien souvent estimé par déduction des autres termes ou à partir de l'ETP (EvapoTranspiration Potentielle) et non pas mesuré directement. L'infiltration est également un terme qui permet de juger du fonctionnement d'un dispositif (lorsque celui-ci est infiltrant). C'est un terme qui est parfois intitulé « exfiltration » car il concerne le transfert de l'eau contenue dans le dispositif vers le milieu environnant (en général le sol). Là aussi, il est souvent déduit des autres termes du bilan hydrique car difficile à mesurer. Notons enfin que l'impact réel sur le niveau de la nappe est très peu mentionné dans des travaux portant uniquement sur des résultats issus d'observations. A une échelle locale, qualifier la quantité d'eau infiltrée dans le sol et en quelque sorte la recharge de la zone saturée est possible, mais l'impact réel sur le niveau de saturation est très peu abordé.

De façon générale, une période d'observation longue est un facteur indispensable pour garantir une bonne évaluation des performances de l'ouvrage (Asleson *et al.*, 2009). L'évaluation de la performance des ouvrages peut alors être déterminée en réalisant une comparaison de ce système avec le système « naturel » correspondant ou système dans un état de pré-développement. Dans ce cas-là, une mesure intéressante peut être introduite avec l'analyse des courbes durée/fréquence (*flow duration curves*) qui permet de juger de l'efficacité des ouvrages sur différentes périodes de retour des pluies ; ceci est toutefois plus difficile à réaliser seulement avec des données hydrologiques en raison de la durée d'observation nécessaire (Olszewski et Davis, 2013) ; des outils de simulation peuvent être utilisés pour pallier cette difficulté (Petrucci *et al.*, 2014).

A l'échelle globale

Si l'impact des ouvrages à l'échelle locale est avéré, leur effet à une échelle plus large (agglomération urbaine, rivière urbaine, nappe) a peu été abordé dans la littérature. La réduction des flux d'eau à l'échelle locale est *a priori* bénéfique à une échelle plus large, mais la part des dispositifs est souvent faible sur un bassin versant urbain donné, ce qui rend leur impact peu détectable à l'échelle globale. La diffusion de dispositifs alternatifs de gestion des eaux pluviales à l'échelle urbaine doit être assez systématique pour que cet impact soit significatif (Versini *et al.*, 2015). Dans la littérature, très peu de références abordent la détection de l'impact de l'introduction de dispositifs alternatifs à une échelle globale (quartier, bassin versant) grâce à des observations. En général, des modèles sont mis en œuvre pour montrer cet impact et donc évaluer la performance hydrologique sur le débit d'une rivière urbaine ou sur la nappe (Brander *et al.*, 2004 ; Hoskins et Peterein, 2013 ; James et Dymond, 2012 ; Olszewski et Davis, 2013 ; Rodriguez *et al.*, 2007).

Trois composantes du cycle de l'eau en milieu urbain peuvent être en particulier modifiées par la systématisation des aménagements urbains favorisant une gestion alternative : la recharge de la nappe, les débits de base, et dans une moindre mesure l'évapotranspiration. D'une part, l'infiltration généralisée des eaux pluviales en milieu urbain se traduit par un changement de l'état hydrique du sol et des nappes : la recharge des nappes peut être favorisée par ces pratiques, ce qui est un moyen de maintenir la ressource en eau souterraine dans les zones urbaines, sur lesquelles les ouvrages souterrains et les pompages ont traditionnellement plutôt tendance à abaisser les niveaux de la zone saturée. La façon dont cette infiltration des eaux pluviales est réalisée, en lien avec des typologies d'aménagement urbain, peut modifier la recharge de la nappe : Brander *et al.* (2004) montrent par exemple que l'introduction de jardins de pluie qui concentrent l'infiltration serait plus efficace pour la recharge qu'une infiltration diffuse des eaux pluviales grâce à la mise en œuvre d'un module d'infiltration de la méthode SCS. Néanmoins peu d'études montrent l'impact réel qu'aurait la généralisation de techniques à la source en termes de quantité des ressources souterraines (Li, 2015). D'autre part, ces pratiques d'infiltration sont un bon moyen de maintenir les débits de base en zone urbaine, et donc l'écoulement des rivières urbaines, trames bleues de nos cités, lors des périodes d'étiage (Hamel et Fletcher, 2014) ; ceci peut être un point sensible pour ces rivières souvent soumises à la pollution urbaine, plus visible lors des périodes sèches. Ces points sont encore plus saillants sur les zones urbaines pour lesquelles les scénarios de changement climatique indiquent une sécheresse plus importante dans le futur. Enfin l'évapotranspiration est une autre variable du bilan hydrologique potentiellement impactée à une échelle globale par la diffusion de dispositifs alternatifs ; les toitures végétalisées sont classiquement citées dans leur capacité à favoriser l'évapotranspiration (Jelinkova *et al.*, 2015; MacIvor et Lundholm, 2011 ; Yilmaz *et al.*, 2016); une infiltration diffuse des eaux pluviales sur les espaces verts peut également favoriser l'évapotranspiration au détriment de la recharge de la nappe (Brander *et al.*, 2004). Hoskins et Peterein (2013) indiquent toutefois que des dispositifs de type « jardins de pluie » modifient peu la composante d'évapotranspiration. Les variables du bilan hydrologique peuvent donc être impactées de façon variable à l'échelle d'un bassin versant, et donc de l'agglomération, urbaine selon le type de dispositif alternatif choisi, voire selon la stratégie d'aménagement urbain choisie, qui peut faire appel à différents modes de distribution spatiale des surfaces naturelles et artificielles (Brander *et al.*, 2004) ; à ce titre, l'étude réalisée par James et Dymond (2012) est particulièrement intéressante même si elle introduit de la contradiction dans le propos. Ce travail de modélisation montre en effet que le scénario d'aménagement consacré à la rétention des eaux de ruissellement produites par les surfaces imperméables uniquement ont une faible aptitude à retrouver des débits équivalents à ceux antérieurs à ces aménagements, par rapport à des un scénario favorisant la rétention des eaux de ruissellement générées par l'ensemble des types d'occupation du sol.

Enfin une diffusion systématique et non coordonnée des dispositifs de gestion à la source faisant intervenir notamment stockage et régulation peut s'avérer contre-productive. Un bassin versant muni de techniques de régulation est un système qui conduit à écrêter les hydrogrammes de pluie et à les prolonger dans le temps si bien que la contribution des différentes parties de ce bassin versant peut induire une superposition des flux d'eau qui durent plus longtemps. Cela peut donc mener à des inondations plus longues et plus critiques, ou encore conduire à une augmentation de la fréquence et du volume des surverses unitaires (Petrucci, 2012). G. Petrucci (2012) a bien montré dans un contexte français les biais possibles des politiques de limitation réglementaire des débits imposées par les collectivités sans études hydrologiques préalables. Des conditions peuvent réduire les performances hydrologiques des techniques alternatives (Jackisch et Weiler, 2017) : faible capacité de stockage souterrain des systèmes d'infiltration, succession de périodes pluvieuses en période de nappe haute, voire pour certains pays périodes de gel accompagnées de fonte des neiges.

Les limites de ces dispositifs

Les freins au développement de ces dispositifs du point de vue de la limitation des flux d'eau sont aujourd'hui souvent liés aux risques de dysfonctionnements sur le moyen ou le long terme ou plus exactement à la difficulté de les prévoir et de les gérer. Ils peuvent donc limiter la performance hydrologique de ces dispositifs. Deux problèmes sont évoqués quant au bon fonctionnement hydraulique : le piégeage des sédiments dont la gestion et le traitement posent problème aux maîtres d'ouvrage et le colmatage qui conduit à une réduction de la performance hydraulique initiale pour les ouvrages d'infiltration. Ces phénomènes affectent particulièrement les ouvrages centralisés ou semi-centralisés, pour lesquels le rapport surface de bassin versant sur surface d'ouvrage est grand.

Néanmoins, des connaissances et recommandations existent aujourd'hui permettant de relativiser ces risques notamment sur le colmatage. Moins d'éléments sont présents pour l'évaluation quantitative des sédiments piégés pour lesquels des programmes sont en cours (e.g. ANR CABRRES, Kouyi *et al.* (Kouyi *et al*., 2014). L'évolution du colmatage et son emplacement pour différents systèmes en service a fait l'objet de nombreuses études. Sa localisation est bien connue maintenant : à la surface pour les ouvrages comme les chaussées poreuses (Drake et Bradford, 2013; Fassman et Blackbourn, 2010 ; Scholz et Grabowlecki, 2007), à l'interface de différentes couches (sol / matériaux granulaires par exemple) comme pour les biofiltres, tranchées, puits et en fond de dispositif (bassins d'infiltration non comblés, noues en terre (Gonzalez-Merchan; Le Coustumer, 2008 ; Proton, 2008; Siriwardene *et al*., 2007). On sait aussi que les parois des dispositifs sont quasiment épargnées par le colmatage, qu'ils soient centralisés ou décentralisés. Les cinétiques de colmatage sont très dépendantes du type de dispositifs et du type d'apport. Des recommandations existent (Barraud *et al.*, 2009) mais aucun modèle de prévision du colmatage n'est disponible et applicable à des dispositifs quelconques. L'expérience montre cependant que le colmatage de ces ouvrages se traduit par des phénomènes visibles (lames d'eau, débordements locaux) et qu'il est par conséquent possible d'intervenir et de venir corriger la défaillance observée. On sait également par ailleurs que la végétation est un facteur plutôt positif pour limiter le colmatage des ouvrages d'infiltration quand elle est bien choisie ou adaptée (Gonzalez-Merchan, 2012 ; Hatt *et al*., 2009 ; Le Coustumer, 2008) ; elle permet de maintenir une porosité du sol infiltrant grâce à l'action des racines.

Un autre type de freins concerne les critères d'implantation locale des systèmes décentralisés qui sont souvent calqués sur des recommandations relatives à des systèmes centralisés de grande taille et pouvant présenter une forte pression sur l'environnement. Par exemple des risques géotechniques ou géologiques sont mis en avant vis-à-vis des pratiques d'infiltration. Y-a-t-il des risques à infiltrer en milieu urbain au plus près des bâtiments pour la bonne tenue de leurs fondations ? Y-a-t-il des risques à infiltrer sur des sols gypseux de petites quantités d'eau alors même que l'on n'interdit pas l'infiltration dans les espaces verts qui fonctionnent de manière similaire ? Il y a là peu d'études qui permettent d'objectiver les réponses.

La performance hydrologique des techniques alternatives est donc plus difficile à évaluer à une grande échelle ; l'idée souvent véhiculée d'utiliser ces techniques de façon généralisée afin de permettre un retour à un bilan hydrologique d'aménagement équivalent à l'état initial précédent le développement urbain, et donc de compenser les effets néfastes de l'artificialisation des sols en termes d'augmentation des volumes ruisselés, semble donc difficile à concrétiser à ce jour.

3.3. Focus sur les performances environnementales

L'artificialisation des sols modifie non seulement le fonctionnement hydrologique, en augmentant fortement les flux de ruissellement, mais impacte également la qualité des eaux ruisselées qui se chargent en polluants au contact des matériaux (enveloppe bâtie, revêtements de sol, mobilier urbain, véhicules…) et lessivent les polluants issus des activités anthropiques (Petrucci *et al.*, 2014 ; Robert-Sainte *et al.*, 2009). Les concentrations en polluants ainsi que la spéciation des polluants (voir Sujet 3 de l'ESCO « Qualité des eaux pluviales ») sont variables en fonction de la nature de la surface considérée et de son usage, mais également de l'échelle spatiale à laquelle on se place (Bressy *et al.*, 2012). A une échelle très amont, la qualité de l'eau de ruissellement varie fortement en fonction de l'occupation du sol : si une majorité des volumes ruisselés en milieu urbain présentent des niveaux de contamination modérée, certaines surfaces spécifiques peuvent présenter de fortes concentrations en polluants dissous (ruissellement des toitures métalliques par exemple) ou particulaires (voiries à forte circulation, zones industrielles, zones de stockages). A l'aval des systèmes d'assainissement de grande extension, la qualité des eaux est plus homogène et dominée par une fraction particulaire relativement décantable. Il est à noter que les eaux de ruissellement amont sont caractérisées par une granulométrie plus fine - elles sont donc moins décantables - et par une importance de la pollution véhiculée sous forme dissoute, ce qui réduit la performance d'abattement par décantation et nécessite le recours à des processus de filtration et d'adsorption (en favorisant l'écoulement au travers d'une couche de substrat ou de sol d'épaisseur suffisante). Les dispositifs de gestion permettant de lutter contre l'impact polluant des eaux pluviales urbaines seront donc différents selon leur niveau d'insertion (amont ou aval) dans le système de gestion des eaux.

Les ouvrages centralisés reposent pour la plupart sur la décantation en conditions statiques ou dynamiques. Lorsqu'ils sont bien conçus (i.e. volume d'interception ou débit traversier nominal bien dimensionnés, circulation de l'eau conçue pour éviter les volumes morts, conditions de vidange et de gestion des boues évitant les remises en suspension) ils permettent un abattement efficace (Chebbo *et al*., 2003 ; Daligault *et al.*, 1999) de la pollution particulaire, les particules étant le principal vecteur de contamination des eaux pluviales à cette échelle. De plus, certains polluants d'intérêt plus récent pour les eaux pluviales urbaines (alkylphénols, biocides, pesticides) présentent une nature plus hydrophile et ne sont pas abattus efficacement dans les ouvrages de décantation (Sebastian, 2013).

Si en milieu urbain dense, la contrainte foncière oriente souvent le choix vers des ouvrages de génie civil souterrains ; en zones péri-urbaines, des ouvrages de traitement plus extensifs faisant appel aux capacités épuratoires d'un écosystème sont rencontrés. Les bassins en eau pour la gestion des eaux pluviales urbaines ont connu un fort développement à partir des années 1970, tant dans les villes nouvelles qu'en milieu routier. Ils permettent un abattement efficace des contaminants particulaires mais ils agissent également sur la spéciation des métaux par interaction avec la matière organique autochtone

(Lemaire *et al.*, 2015) et permettent la dégradation de certains polluants (Lawrence et Breen, 1998). Ces dispositifs, supports de biodiversité (Le Viol *et al.*, 2009), constituent cependant des écosystèmes fortement artificialisés et impactés par les apports anthropiques (Tixier *et al.*, 2011), sujets notamment à des phénomènes d'hyper-eutrophisation et d'envasement (Tahsin et Chang, 2016).

Le recours à des ouvrages centralisés extensifs de filtration (filtres plantés) commence également à se développer en France pour le traitement des eaux pluviales. Les retours d'expérience sur leur efficacité pour ces eaux pluviales strictes restent limités, en particulier pour les micropolluants organiques (exemple projets SEGTEUP ANR-08-ECOT-013 et ADEPTE 2013-2016 financés par l'ONEMA et les Agences de l'eau). Si une bonne rétention des phases particulaires est observée, ainsi qu'une dissipation de certains composés organiques dégradables, la rétention des métaux dissous paraît moins satisfaisante (Programme de recherche SEGTEUP, 2013; (Walaszek *et al.*, 2016)).

Les performances en termes de piégeage induisent cependant l'accumulation de sédiments pollués. Ces sédiments peuvent présenter un caractère écotoxique et sont susceptibles de re-émettre des polluants dans la colonne d'eau s'ils ne sont pas traités correctement (Karlsson *et al.*, 2010 ; McNett et Hunt, 2011 ; Stromvall *et al.*, 2007). De nombreuses études ont été menées pour les caractériser physiquement et chimiquement (El-Mufleh *et al.*, 2014). Cependant peu de données existent sur leur traitabilité / recyclabilité et sur la façon optimale de les gérer. Certains traitements physiques et biologiques ont été testés pour abattre leur charge polluante avant réutilisation (Petavy, 2007) mais ce domaine mériterait d'être exploré plus précisément car il constitue une vraie préoccupation pour les collectivités.

Pour les ouvrages d'infiltration centralisés des études permettent aujourd'hui d'être optimiste sur le rôle du sol pour le piégeage des principaux polluants véhiculés par les eaux pluviales (e.g. métaux lourds, hydrocarbures) présents sous forme plutôt particulaire. Ces polluants ne migrent pas de manière détectable dans les eaux souterraines dès lors que la conductivité hydraulique et l'épaisseur de zone non saturée sont adaptées (Datry, 2003 ; Foulquier, 2009 ; Gautier, 1998). Ils s'accumulent dans les premiers centimètres du sol (Dechesne, 2002 ; Larmet, 2007 ; Le Coustumer, 2008). Se posent cependant la question des polluants présents sous forme dissoute comme les pesticides par exemple qui sont détectés en aval de systèmes d'infiltration centralisés (Marmonier *et al.*, 2013). Des essais très encourageants sont en cours d'étude pour le développement de bio-indicateurs (organismes sentinelles et biofilms indicateurs) permettant de détecter des dysfonctionnements de bassins d'infiltration (Marmonier *et al.*, 2013).

Au-delà d'un intérêt paysager évident, la présence de végétation peut avoir une influence positive sur les performances hydrologiques et épuratoires des ouvrages, en limitant notamment l'incidence du colmatage comme évoqué plus haut, permettant ainsi de maintenir durablement les capacités d'infiltration du sol (Gonzalez-Merchan, 2012 ; Le Coustumer *et al.*, 2012). L'utilisation d'espèces natives, supportant les alternances entre périodes humides et sèches ou une submersion temporaire, peu sensibles à la pollution ou aux sels de déneigement, et suffisamment robustes pour ne pas être arrachées par les débits entrant est à préconiser (Ballard *et al.*, 2007).

Les ouvrages de gestion à la source des eaux de ruissellement contribuent par différentes voies à la maîtrise des flux polluants (Bressy, 2010). En limitant les transferts dans des réseaux d'assainissement, on s'affranchit des contaminations croisées dues aux connexions entre des réseaux séparatifs souvent imparfaits. D'autre part, la réduction du flux de polluants est favorisée par le fait que les effets de lessivage et d'entraînement des particules sont plus faibles sur les surfaces amont (débit plus faible), par la réduction des volumes de ruissellement pouvant être engendrée et par des processus propices au piégeage des polluants particulaires comme certains métaux et hydrocarbures (stockage, ralentissement et filtration) ou dissous (adsorption sur les sols et substrats).

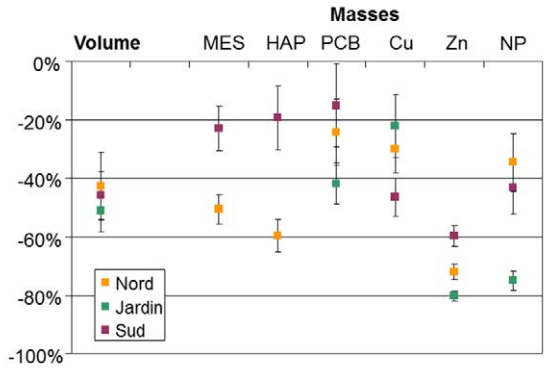


Figure 12. Abattement des volumes et masses annuelles rejetés sur 3 BV aménagés en TA avec un débit de fuite de 10 l/s/ha en comparaison d'un assainissement classique (Clos St Vincent, Noisy le Grand , Bressy 2010)

La gestion à la source permet par ailleurs une gestion différenciée des ruissellements en fonction de leur potentiel de contamination (Gromaire *et al.*, 2013). Pour les ruissellements présentant des concentrations en polluants modérées (toitures, espaces piétons, voirie à faible circulation), un abattement des volumes de ruissellement dans des ouvrages perméables et végétalisés peut permettre une maîtrise suffisante des flux polluants. En effet, cette réduction des flux d'eau ruisselés s'accompagne d'une diminution des flux de polluants associés. Dans le cas des surfaces à fort potentiel polluant (surfaces

métalliques, voirie à forte circulation, parking à forte sollicitation) la mise en œuvre de solutions permettant une filtration et une adsorption des polluants sur un substrat naturel ou artificiel doit être envisagée pour se prémunir d'éventuels transferts vers les eaux souterraines. Il peut s'agir d'ouvrages relativement rustiques s'appuyant sur les services écosystémiques des sols vivants. Une offre croissante de dispositifs préfabriqués de décantation / filtration / adsorption destinés au traitement décentralisé des eaux de ruissellement se développe par ailleurs. Les retours d'expériences sur l'efficacité et la durabilité de ces ouvrages restent, à ce jour, insuffisants.

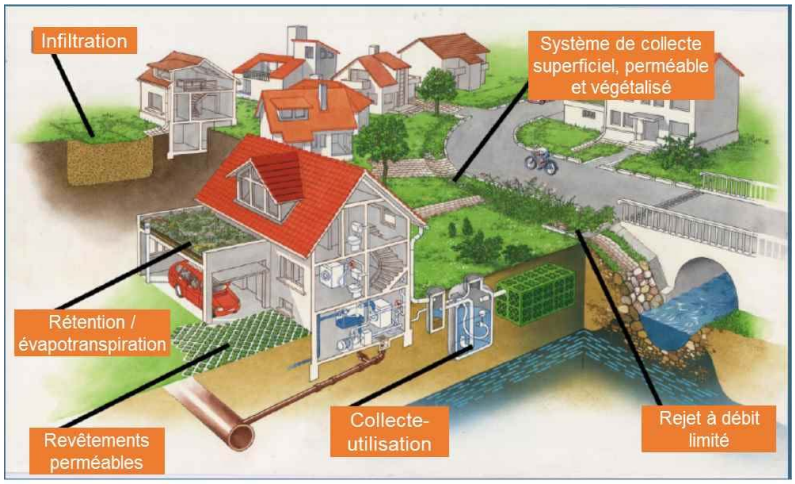


Figure 13. Gestion naturelle des eaux pluviales, adapté de Bayerisches Landesamt für Umwelt « Naturnaher Umgang mit Regenwasser »

L'efficacité des dispositifs de gestion des eaux de ruissellement en termes de maîtrise de flux polluants est évaluée selon une variété de critères (Muthukrishnan *et al.*, 2005). Si des critères exprimant l'abattement des polluants à l'échelle de l'événement pluvieux, entre les eaux de ruissellement entrantes et celles rejoignant en sortie le système d'assainissement ou les eaux superficielles, sont couramment utilisés, ce sont surtout les abattements en masse, à une échelle de temps annuelle, qu'il faudrait considérer. Cet abattement massique peut être dû à une réduction des volumes ruisselés et/ou à une réduction des concentrations des eaux (Davis *et al.*, 2009 ; Trowsdale et Simcock, 2011). Dans le cas de la pollution diffuse induite par les eaux de ruissellement, il est souvent plus pertinent et plus efficace d'agir sur la réduction des volumes ruisselés rejoignant les milieux aquatiques que de chercher à « dépolluer » les eaux (Sage *et al.*, 2015). Par ailleurs, les niveaux de concentration atteints en sortie d'ouvrage sont également un indicateur pertinent à prendre en compte vis-à-vis de l'impact sur le milieu. L'Agence de protection de l'environnement américaine préconise la comparaison des distributions statistiques des concentrations, en entrée et en sortie d'ouvrage (Muthukrishnan *et al.*, 2005).

La maîtrise à la source de la pollution des eaux pluviales peut être mise en œuvre sous de multiples formes, en s'appuyant sur une grande diversité de solutions de gestion décentralisée des eaux de ruissellement (Freeborn *et al.*, 2012 ; Gagrani *et al.*, 2014 ; Gao *et al.*, 2013) : revêtements limitant la formation du ruissellement et donc le transfert de polluants, ouvrages perméables végétalisés d'écoulement ou de rétention favorisant l'infiltration et l'évapotranspiration des ruissellements produits par les pluies courantes et le piégeage des pollutions diffuses dans le sol, ouvrages de filtration plantés ou non.

Recours à des revêtements de sol perméables plutôt qu'imperméables

La végétalisation des toitures permet une réduction très significative des volumes de ruissellement issus de l'enveloppe bâtie à une échelle annuelle (Berndtsson, 2010), et contribue par ce biais à la maîtrise des flux polluants. Les concentrations issues des toitures végétalisées extensives sont cependant souvent supérieures à celles issues d'un toit classique, c'est le cas notamment de la matière organique et du phosphore émis par les substrats (Li et Babcock, 2014 ; Seidl *et al.*, 2012) et les pratiques de fertilisation, mais aussi de certains métaux (cuivre, nickel) et micropolluants organiques (alkyphénols, mecoprop) qui peuvent être émis par les matériaux utilisés pour l'étanchéité, le drainage et l'évacuation des eaux (Gromaire *et al.*, 2014). Toutefois, l'exception du carbone organique dissous et du phosphore, les concentrations observées restent dans des gammes comparables ou inférieures à celles usuellement observées dans les eaux de ruissellement urbaines. L'effet sur les flux polluants est très dépendant du comportement hydrologique, et sera d'autant meilleur que la végétalisation est intensive. Dans le cas d'une végétalisation extensive, le gain porte surtout sur la rétention des HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) issus des retombées atmosphériques (Seidl *et al.*, 2014).

Les études réalisées sur les parkings perméables (Brattebo et Booth, 2003 ; Pratt *et al.*, 1995 ; Sannudo-Fontaneda *et al.*, 2014), minéraux ou végétalisés, montrent une capacité d'abattement des concentrations des matières en suspension (MES) d'au moins 60% en comparaison avec des eaux de ruissellement de surfaces imperméables, grâce à la filtration des particules. Cette filtration se fait principalement sur les premiers centimètres du parking perméable grâce au revêtement de surface. Cette filtration, ainsi que les phénomènes d'adsorption sur le substrat ou revêtement, permettent également d'abattre une certaine fraction des métaux lourds. L'abattement du ruissellement varie selon le type de parkings entre 30 et 70% (Fassman et

Blackbourn, 2010) et est avéré quel que soit le climat (Castro-Fresno *et al.*, 2013 ; Drake et Bradford, 2013). Plus largement, le recours à des revêtements de surface perméables permettrait de limiter les apports de HAP aux milieux aquatiques récepteurs, en limitant le volume ruisselé et en favorisant la rétention de ces composés (Ball et Rankin, 2010).

Collecte et écoulement des eaux de ruissellement sur des surfaces perméables végétalisés

Outre un important abattement des volumes ruisselés (Flanagan *et al.*, 2016), l'écoulement en lame mince des eaux de ruissellement générées par les surfaces urbaines sur des surfaces de collecte perméables et végétalisées tels que les bandes enherbées ou les noues permet un prétraitement du ruissellement superficiel par décantation et filtration au travers des végétaux (Bäckström *et al.*, 2006 ; Barrett *et al.*, 2004 ; Deletic et Fletcher, 2006). La stabilisation du sol par une végétation dense est cependant essentielle afin que le sol ne soit pas lessivé et n'aggrave la charge polluante.

Infiltration des pluies courantes dans des ouvrages de rétention perméables et végétalisés

Dans le cas des surfaces ne présentant pas un fort potentiel de contamination, l'infiltration des pluies courantes (80% du volume annuel, correspondant à l'interception des premiers 8 mm de pluie en Ile de France par ex.) dans le sol en place permet d'abattre une fraction importante des flux polluants. Pour les sols de conductivité hydraulique supérieure à 10^{-6} m.s^{-1}, et dans les conditions météorologiques de la région Ile de France, un abattement de 80% du flux polluant annuel peut être atteint en créant au sein d'ouvrages de rétention des volumes morts d'infiltration de l'ordre de 20 cm. Dans le cas de sols présentant des capacités d'infiltration plus limitées, et afin de limiter le risque de dysfonctionnement (saturation en profondeur du sol, maintien en eau du volume de stockage sur des périodes trop longues), on aura recours à des solutions plus diffuses (en augmentant le rapport surface d'infiltration / surface d'apport), peu profondes et présentant des surfaces d'infiltration ou d'évapotranspiration importantes (Sage, 2016).

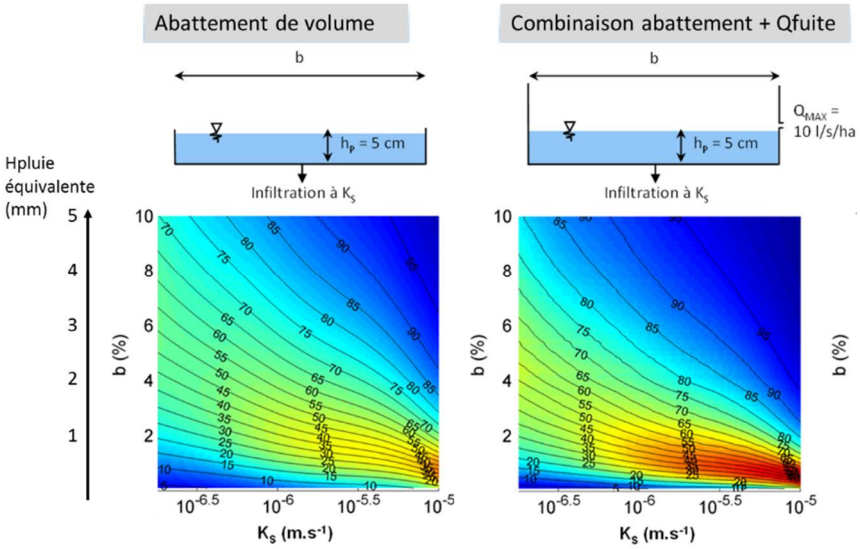


Figure 14. Abattement du flux polluant annuel (isovaleurs en %) des eaux de ruissellement dans le cas d'un ouvrage perméable de gestion à la source, en fonction de la perméabilité du sol K_s et de la surface relative de l'ouvrage (b), pour deux modes de gestion hydrologique : interception de l'eau dans un volume mort de 5 cm, ou interception dans un volume mort de 5 cm +régulation des débits de fuite à 10 l/s/ha. (Sage, 2016)

Rétention, filtration, infiltration dans des ouvrages perméables végétalisés (biorétention, jardins de pluie)

Les ouvrages de biorétention ont pour objectif d'optimiser les processus de dépollution ayant lieu naturellement dans le sol. Leur conception joue sur le choix du type et d'épaisseur du substrat filtrant, le choix des végétaux, le ratio de la surface de l'ouvrage à la surface du bassin versant, la hauteur d'eau stockée à la surface, la présence ou l'absence d'un drain, la présence ou l'absence d'une géomembrane, la présence ou l'absence d'une couche de stockage submergée sous le drain éventuel. Les principaux processus de rétention de polluants sont la filtration physique de polluants particulaires à travers le substrat filtrant et la sorption de polluants dissous. A une échelle de temps longue, d'autres processus de devenir de polluants peuvent avoir lieu, tels que la volatilisation, la photodégradation et la biodégradation (LeFevre *et al.*, 2012). Ces ouvrages sont généralement efficaces pour retenir les MES et les polluants (métaux, HAP) particulaires (Brown et Hunt, 2011a ; Davis, 2008; Diblasi *et al.*, 2009 ; Dietz et Clausen, 2005; Hatt *et al.*, 2009 ; Hsieh et Davis, 2005). Les flux de métaux et de MES sont généralement réduits de plus de 50%, avec des concentrations en MES en sortie d'ouvrage inférieures à 30 mg/l. Des abattements supérieurs à 90% ont été observés pour les hydrocarbures totaux et HAP (Diblasi *et al.*, 2009 ; Hong *et al.*, 2006 ; Hsieh et Davis, 2005), les données concernant les micropolluants organiques restent cependant très lacunaires.



Figure 15. Ouvrages de gestion à la source des eaux de parking/voirie : parking perméable, bande enherbée, noue de biorétention (projet Roulépur)

Cependant, quand la texture du substrat filtrant est trop fine ou que le sol n'est pas encore suffisamment stabilisé et le couvert végétal bien développé, l'entraînement de fines particules du substrat peut aggraver les flux polluants (Leroy *et al.*, 2016). L'émission de matière organique dissoute par le substrat ou le paillage de surface peut également limiter l'abattement des métaux par complexation. Différentes études suggèrent par ailleurs que ce type de d'ouvrage pourrait donner lieu à un relargage de matière azotée ou phosphorée (Barrett *et al.*, 2013 ; Berndtsson, 2010; Hatt *et al.*, 2008).

Les polluants persistants restent présents, soit dans les matériaux filtrants, soit dans les sédiments décantés pour les ouvrages de rétention. La question de la gestion de ces sols et sédiments sur le long terme reste également posée même si l'accumulation est bien moins rapide que dans le cas des systèmes centralisés. Les niveaux de contamination atteints dépendent de la nature du bassin versant d'apport (présence de matériaux ou d'activités polluants), de la nature du sol de l'ouvrage et du rapport entre la surface d'apport et la surface d'infiltration (Tedoldi *et al.*, 2017). Si pour de nombreuses surfaces urbaines peu émettrices (toitures en tuiles, espaces piétons, voiries et parkings peu circulés) l'infiltration des eaux dans le sol naturel ne génère pas des niveaux de contamination significatifs du sol, des niveaux dépassant les seuils d'intervention sont atteints au bout d'une dizaine d'années dans les ouvrages collectant des ruissellements plus contaminés. L'étendue de la zone nécessitant une intervention reste cependant limitée dans la majorité des cas à moins de 25% de la surface de l'ouvrage (les eaux s'infiltrant majoritairement dans la zone proche des points d'apport), et la profondeur atteinte par le front de contamination dépasse rarement 40 cm. Les risques de transfert massif des polluants en profondeur sont limités, si l'on évite les sols à très faible capacité d'adsorption tels que les sables. L'accumulation des polluants et surtout la vitesse de progression verticale du front de contamination peut être limitée en augmentant le rapport Surface infiltration / surface BV, et en assurant une bonne répartition de l'eau sur l'ensemble de la surface de l'ouvrage. Une autre stratégie possible, notamment dans le cas où le sol en place est trop perméable ou peu adsorbant, serait de remplacer la couche superficielle de sol par un matériau plus performant, ou de l'amender, dans la zone la plus sollicitée (Tedoldi *et al.*, 2017).

Pour les polluants organiques, la rétention en surface ou dans le sol des ouvrages de gestion peut permettre des processus de dégradation biotiques ou abiotiques (Haritash et Kaushik, 2009 ; LeFevre *et al.*, 2012; Leroy *et al.*, 2015). Cette dégradation serait favorisée par un couvert végétal dense avec une grande profondeur racinaire. Si les phénomènes de dégradation ou de phytorémédiation paraissent importants vis-à-vis du devenir des contaminants accumulés dans les ouvrages de gestion (Rycewicz-Borecki *et al.*, 2016), leur incidence sur la capacité épuratoire des techniques alternatives reste encore insuffisamment documentée ; (Bressy, 2010 ; Read *et al.*, 2010; Scholes *et al.*, 2008).

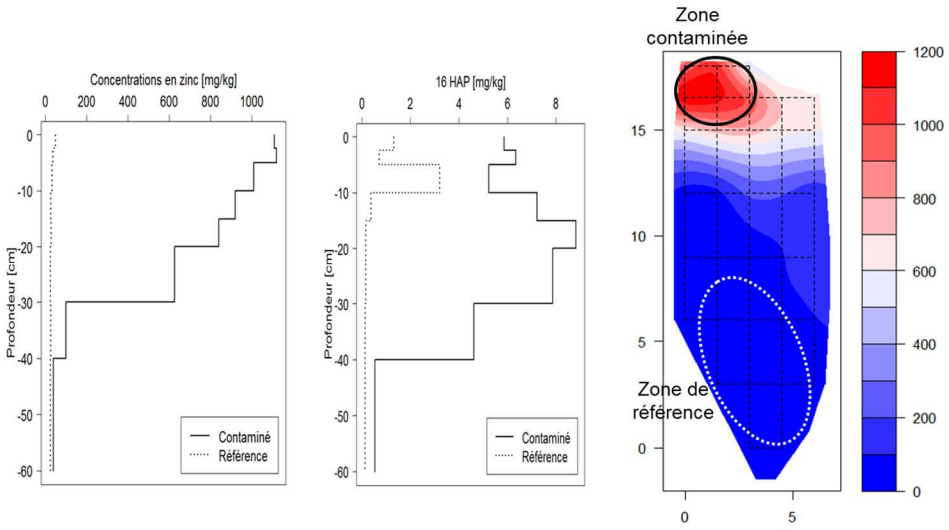


Figure 16. Distribution spatiale de la contamination en zinc et HAP dans un petit bassin d'infiltration des eaux pluviales d'un quartier résidentiel (profils verticaux en Zn et HAP, cartographie de la contamination en Zn du sol de surface (Tedoldi et al., 2017)

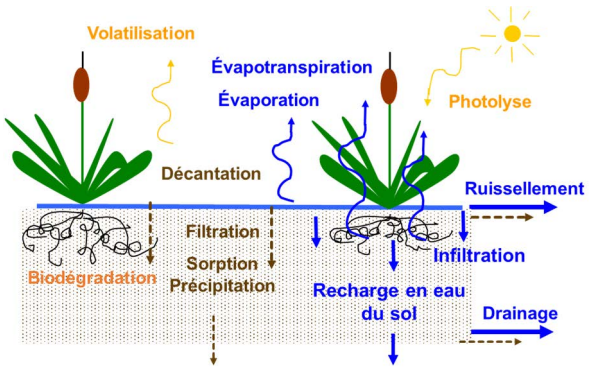


Figure 17. Processus conditionnant le devenir des polluants dans les ouvrages

Que ce soit pour les ouvrages centralisés ou décentralisés, la végétation est aujourd'hui très présente dans les systèmes. Elle est globalement favorable quand les espèces sont bien choisies pour contribuer à la tranquillisation des flux d'eau et donc favoriser décantation et les processus d'adsorption. Cependant la plante elle-même n'est pas très efficace pour extraire la pollution. Ainsi la part extraite par les racines ou les parties aériennes ne représente-elle que quelques pourcents des masses piégées selon Saulais (Saulais, 2011) pour ce qui concerne les métaux lourds. La phytoextraction est donc quasi inexistante, en revanche les micro-organismes présents dans la rhizosphère permettent des processus de stabilisation et/ou de dégradation.

Jusqu'à présent la performance environnementale des ouvrages de gestion a surtout été évaluée sous l'angle de la réduction des flux d'eau et de polluants rejoignant le milieu aquatique superficiel via les eaux pluviales. Une évaluation complète de l'efficacité environnementale nécessite de prendre en compte l'ensemble des flux rejoignant l'environnement (Wang *et al.*, 2013), ce qui peut être complexe dans des systèmes pour lesquels plusieurs compartiments physiques sont concernés, comme évoqué plus haut (évaporation / air – infiltration / sub-surface & sous-sol & nappe – rejet / milieux récepteurs de surface rivières-lacs) :

- flux infiltré vers le sol et le sous-sol pendant les périodes pluvieuses,
- flux liés aux sous-produits issus du traitement (boues, sédiments, eaux de lavage, végétaux...),
- mais aussi flux induits par la construction du dispositif, sa maintenance et sa fin de vie.

Une analyse globale de cycle de vie serait nécessaire pour permettre une évaluation fiable des différents systèmes de gestion envisageables.

La plupart des études se sont intéressées au devenir des flux polluants à l'échelle de l'ouvrage de gestion, peu de données existent en revanche permettant d'évaluer l'incidence des pratiques de gestion à la source à l'échelle urbaine. L'impact à l'échelle du bassin versant va dépendre de la nature du système d'assainissement. Dans le cas d'un assainissement séparatif, tout abattement de flux à l'échelle de l'ouvrage réduit d'autant les flux émis à l'échelle du bassin versant. Dans le cas d'un

assainissement unitaire cependant, la relation n'est pas linéaire, les émissions vers le milieu résultant soit de surverses unitaires, soit des rejets des STEP et dépendant la configuration et des capacités du système de collecte et de traitement. Ainsi, dans le cas d'une généralisation des toitures végétalisées, Seidl *et al.* (2014) n'ont pas mis en évidence d'impact significatif sur les flux de eaux pluviales à l'échelle urbaine. En revanche, dans le cas d'un bassin versant en réseau unitaire et sujet aux surverses de temps de pluie, une déconnexion ou une végétalisation d'une fraction importante des surfaces peut permettre de limiter la fréquence et l'importance des déversements de temps de pluie et ainsi réduire indirectement les apports polluants vers le milieu (Versini *et al.*, 2015). Autixier *et al.* (2014) notent cependant que si l'usage de jardins de pluie permettrait effectivement de réduire les surverses unitaires, la réduction des volumes d'eaux pluviales renvoyées au réseau pour les pluies courantes pourrait également augmenter la sédimentation dans le réseau unitaire et aggraver les pics de concentrations en MES lors des fortes pluies.

Certains résultats de la littérature suggèrent par ailleurs qu'un recours systématique à l'infiltration des eaux pluviales pourrait conduire à une élévation du niveau des nappes phréatiques, comme évoqué dans la partie précédente. Si des impacts sur la qualité des eaux de la nappe n'ont que rarement été mis en évidence à l'échelle de l'ouvrage, la question se pose en cas de systématisation des pratiques d'infiltration. Évaluer l'incidence d'une généralisation de ces pratiques sur le cycle de l'eau en milieu urbain serait donc souhaitable pour préciser le niveau de sollicitation « acceptable » du sol. Un abaissement significatif du niveau des nappes pouvant toutefois être attendu avec l'évolution des conditions climatiques en France et Europe, il semble aujourd'hui important de promouvoir le développement de solutions de gestion favorisant leur réalimentation.

3.4. Focus sur les autres fonctions des dispositifs de gestion des eaux pluviales : la plurifonctionnalité

Ces dispositifs assurent en général d'autres fonctions que les fonctions hydraulique/hydrologique ou de lutte contre la pollution. La figure 18 montre l'évolution des fonctions que l'on attend des systèmes de drainage et illustre les fonctions promues autres que celles relatives à la gestion des eaux pluviales.

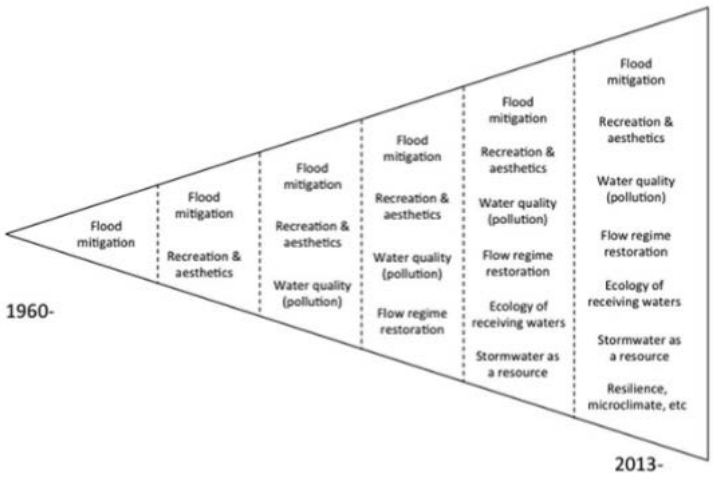


Figure 18. Evolution du rôle que l'on cherche à faire jouer aux infrastructures de gestion des eaux pluviales (adapté de Whelans et al, 1994 in Fletcher et al. (2015)

Aujourd'hui, comme évoqué dans l'introduction, ces dispositifs font partie des aménagements urbains courants et les concepteurs cherchent à rendre les dispositifs pluri-fonctionnels, ce qui favorise grandement leur développement. La pluri-fonctionnalité de ces ouvrages est visible par exemple sur les bassins secs ou en eau souvent insérés dans des parcs publics ou support d'espaces sportifs, mais aussi sur les trames vertes et bleues qui sont présentes dans les outils de planification urbaine en France. Les chaussées réservoirs assurent par exemple une double fonction : gérer la circulation ou le stationnement des automobiles et gérer les eaux pluviales. Les dispositifs à la source comme les noues, les tranchées, les biofiltres, les jardins de pluie, les fosses d'arbres servent à structurer l'espace et à contribuer au verdissement des quartiers (Azzout *et al.*, 1994 ; Madsen *et al.*, 2017). Cette pluri-fonctionnalité permet d'optimiser les espaces et les usages, dans un milieu urbain où la contrainte foncière est importante et de garantir leur maintenance. Elle présente l'intérêt de mieux connecter les riverains à la question de la gestion de l'eau pluviale : le citoyen constitue alors un « opérateur d'alerte » direct en cas de dysfonctionnement (présence d'eau inhabituelle, odeurs…).

Pour beaucoup de ces dispositifs, leur déploiement permet la ré-introduction de la nature ou d'objets de nature en ville dont les bienfaits souvent cités sont les enjeux de sociabilité et de santé (*« [la cité verte], c'est une question de lien social et de santé mentale* » selon E. Orsena in Laïlle *et al.* (2013), de biodiversité et de régulation des effets du climat.

Manusset (2012) nous rappelle par exemple qu'en termes d'impacts psycho-sociaux le verdissement des villes est ressenti par certaines collectivités comme une plus-value importante. Elle montre que plusieurs villes comme Zurich (Suisse), Jinan (Chine), Sheffield (Royaume-Uni), Copenhague (Danemark) ont fait de la densité en espaces naturels dans l'espace urbain,

un enjeu majeur de leur politique de santé publique. Copenhague avait adopté par exemple comme objectif à atteindre en 2015 que 90% de la population soit à moins de 400 m d'un espace naturel (Schipperijn *et al*., 2010 in Manusset (2012)).

Les techniques de gestion à la source (ouvrages perméables et végétalisés) ou bleues (bassins en eau) peuvent contribuer par ailleurs à limiter l'îlot de chaleur urbain, car elles permettent un stockage de l'eau dans les couches superficielles (e.g. toitures végétalisées, noues, jardins de pluie, parkings perméables) et son évaporation ou évapotranspiration ultérieure (Yilmaz *et al.*, 2016). Augmenter ce flux d'évapotranspiration permet de modifier le bilan hydrique et le bilan d'énergie local, et d'augmenter le flux de chaleur latente au détriment du flux de chaleur sensible. Cela peut avoir un effet sur la température de l'air lors de périodes chaudes. L'efficacité de ces dispositifs a été étudiée dans des projets de recherche récents (ANR VEGDUD, ANR VURCA) mais reste à confirmer, en particulier aux différentes échelles (proximité des dispositifs, quartier, ville), et selon la morphologie des espaces bâtis (e.g. (Bowler *et al*., 2010 ; Djedjig *et al*., 2015; Fernandez *et al*., 2015 ; Santamouris, 2014 ; Wong et Lau, 2013). Par ailleurs, l'impact potentiellement bénéfique de la végétation pour la lutte contre les îlots de chaleur comme pour une bonne isolation thermique des bâtiments nécessite un maintien des conditions hydriques favorables au développement de la plante, ce qui peut nécessiter de mettre en place une irrigation, si possible en stockant de l'eau ruisselée (Norton *et al.*, 2015) et donc déplacer les préoccupations (s'assurer d'une bonne irrigation) vers des problèmes de ressource en eau.

Les eaux pluviales sont ainsi aujourd'hui considérées comme une ressource et les pratiques d'utilisation des eaux pluviales sont très développées (voir la synthèse internationale de Campisano *et al.* (2017). Les pratiques d'utilisation ont été d'abord ciblées sur la réutilisation à l'échelle des bâtiments puis à l'échelle des aménagements collectifs. Cette préoccupation a également conduit à se ré-intéresser à la qualité microbiologique des eaux pluviales.

Enfin, la diffusion des zones végétalisées associées à ces dispositifs, au sein de la ville, contribue *a priori* à garder ou développer la biodiversité en ville. Certains aménagements sont même parfois reconnus comme des zones remarquables, comme dans les aménagements de Portes des Alpes en région Lyonnaise où des espèces rares ont pu être identifiées (Cherqui *et al.*, 2016). Cependant la biodiversité associée à la végétalisation ou la présence de zones humides peut également générer des nuisances (e.g. moustiques non désirés, crapauds bruyants, …). L'acceptation de certaines de ces nuisances par les usagers et les risques perçus sont néanmoins peu étudiés pour les dispositifs de gestion des eaux pluviales. L'identification des niveaux de gênes (et non l'idée que les gestionnaires ou décideurs se font de la gêne des usagers) et des risques réels doivent être examinés. Des études récentes s'intéressent par exemple au risque de prolifération de moustiques et notamment de moustiques tigres que les techniques alternatives faisaient craindre au point de vouloir les interdire.

Si la pluralité des fonctions de ces dispositifs de gestion des eaux pluviales offre des opportunités particulièrement riches et importantes, elles restent encore à être expliquées et acceptées par les services ou par les maîtres d'ouvrages car elles nécessitent un décloisonnement des compétences, des services et des savoir-faire.

3.5. Besoin de connaissances et besoins opérationnels

Du point de vue de la recherche, les besoins concernent à la fois des développements de modélisations adaptées et la mise en œuvre d'observations dédiées.

A une échelle locale, le développement et la mise à disposition des modèles génériques capables de représenter ces dispositifs et la variété des configurations possibles (rétention et ou infiltration dans différents types de matériaux poreux...) intégrant les échanges entre les compartiments air/ ouvrages /réseaux / nappe est nécessaire, afin de pouvoir étudier de façon fiable et sur de longues chroniques les performances de ces ouvrages et les interactions entre les différents processus physiques et géochimiques.

A une échelle globale, il est nécessaire de disposer d'outils simplifiés permettant la simulation de l'effet sur ces différents compartiments : (i) des changements globaux (changement climatique, évolution de l'urbanisation ou des modes de gestion des eaux pluviales), (ii) de scénarios d'évolution temporelle des dispositifs, permettant l'intégration de modifications structurelles comme celle induite par le colmatage. Des outils de modélisation capables de simuler le fonctionnement local de ces ouvrages et l'ensemble des variables du bilan hydrologique à une échelle du bassin versant sont indispensables pour cela.

Ces travaux de modélisation devront également s'appuyer sur des observations de moyen et long terme du fonctionnement hydrologique des dispositifs, de l'échelle locale à l'échelle du bassin versant, en regroupant si possible les moyens d'instrumentation des différents compartiments évoqués plus haut, sur des sites instrumentés selon des procédures communes. La métrologie de ces dispositifs n'est en effet pas triviale ; les projets Micromegas, Roulepur, et Matriochkas abordent cette problématique, dans le cadre de l'évaluation de la performance environnementale de différents types de dispositifs alternatifs.

Par ailleurs, la mise en œuvre et le suivi à long terme de ces ouvrages pourrait nécessiter de réaliser des recherches pluridisciplinaires avec des géotechniciens pour ce qui concerne la stabilité des ouvrages, sujets pour l'heure peu investis et qui nécessiteraient l'implication de chercheurs compétents dans d'autres domaines.

Du point de vue des besoins plus opérationnels, nous l'avons évoqué, il est nécessaire aujourd'hui de pouvoir disposer d'outils de conception adaptés au dimensionnement de dispositifs de gestion favorisant l'abattement des volumes par évapotranspiration et l'écrêtement des débit par écoulement au travers d'une couche de substrat, tels que les toitures végétalisées, bandes enherbées, parkings végétalisés, ouvrages de bio-rétention ainsi que des outils permettant de simuler l'incidence d'une systématisation de leur usage à des échelles d'espace plus grandes (quartier, ville, …) et sous différents scénarios crédibles de changements globaux ou régionaux Encore faudra-il réfléchir aux scénarios à prendre en compte.

La performance environnementale de ces dispositifs reste insuffisamment documentée aujourd'hui, en particulier pour les ouvrages de gestion à la source. Evaluer cette performance, dans le cadre « intégré » décrit plus haut, nécessite de mettre en place là encore des campagnes d'observation associant un suivi fin des processus physico-chimiques à l'échelle événementielle (in situ ou en conditions contrôlées sur pilote) et un suivi de chroniques longues permettant de vérifier la pérennité de l'abattement de la pollution vis à vis de l'évolution de l'ouvrage. Cette observation doit s'appuyer sur la mise en œuvre de moyens expérimentaux classiques (mesure d'échantillons d'eau et de sols par prélèvements ponctuels, par temps sec et par temps de pluie), et par des moyens nouveaux à développer, comme la mise en place d'accumulateurs passifs, bioindicateurs ou biocapteurs, tests écotoxicologiques qui permettront de mieux suivre, à la fois dans l'eau mais aussi dans les massifs filtrants, la qualité du milieu considéré. La compréhension de la capacité de ces dispositifs à retenir ou filtrer la pollution passe par une meilleure représentation des systèmes qui les composent, par une meilleure compréhension des processus physiques chimiques et biologiques en jeu et par une modélisation adaptée. En particulier, les processus de transferts des polluants dans les sols urbains doivent être modélisés afin d'étudier le rôle des écoulements préférentiels et le risque de transfert rapide de polluants dans les ouvrages d'infiltration, ainsi que les processus de rétention et de dégradation de certains micropolluants organiques. Une attention particulière doit également être portée aux liens entre les conditions hydrodynamiques dans le massif filtrant et leur fonction épuratoire.

Enfin, les dispositifs basés sur un stockage de l'eau pluviale (bassins de rétention, cuves de récupération/réutilisation des eaux pluviales) peuvent favoriser un développement de microorganismes pathogènes (Nguyen-Deroche *et al.*, 2013; Sebastian *et al.*, 2014). Le risque sanitaire potentiel devrait être mieux évalué notamment si les systèmes sont couplés à de la réutilisation des eaux ou ouverts au public.

Les ouvrages de gestion à la source doivent être adaptés à la nature des eaux de ruissellement à traiter, or celle-ci est fortement variable en fonction de la surface d'apport. Le besoin d'une grille d'analyse simple et faisant référence pour classer le potentiel polluant des surfaces d'apport et orienter les aménageurs vers les solutions de gestion appropriées se fait sentir.

Des documents d'orientations récents (AESN, 2013; DRIEE, 2012) soulignent la nécessité d'abattre le volume de ruissellement des pluies courantes par infiltration partielle et évapotranspiration. Cependant, aucun outil n'est actuellement proposé pour permettre à l'aménageur de quantifier cet objectif en termes de volume d'interception et d'évaluer l'efficacité de cette approche en termes d'abattement des flux polluants (*Cf.* Limitation des flux d'eau). Des travaux de recherche sont ont cours (Sage, 2016) mais demandent à être déclinés sous forme d'outil opérationnel. Si quelques modèles intégrant la qualité existent à l'étranger, leur utilisation n'est, là encore, pas entrée dans la pratique à ce jour en France.

Parmi les questions qui restent en suspens figure le sujet de la maintenance des systèmes par un entretien adapté et régulier. Cette maintenance est essentielle pour assurer la fonction de dépollution de façon pérenne. Le problème d'extraction des sédiments pour les systèmes de rétention, ou du renouvellement des matériaux filtrants pour les systèmes d'infiltration et les dispositifs industrialisés de filtration/adsorption pour lesquels les filières de traitement et de valorisation des déchets sont peu satisfaisantes reste entier.

En termes de conception hydraulique (échelle de l'ouvrage), et en contexte français, les méthodes existantes et utilisées par les opérationnels sont principalement de deux ordres :

- des méthodes de pré-dimensionnement utilisées en dimensionnement (méthode des pluies ou méthode des volumes). Leurs bases reposent sur des hypothèses très simplifiées (e.g. coefficient d'apport constant, pas d'effet d'amortissement des flux d'eau sur le bassin versant alimentant l'ouvrage, débit de fuite constant). Elles reposent également sur des données statistiques de pluies qui sont le plus souvent prises égales à des valeurs de la littérature dont l'adaptation au contexte n'est pas acquise. Elles fournissent le volume à stocker, un temps de vidange approximatif. Ces méthodes dimensionnent les ouvrages pour des évènements rares (e.g. période de retour de 10 ans à 100 ans) mais ne se soucient ni des problèmes de gestion de la pollution ni des événements courants (situations les plus souvent rencontrées).

- des méthodes de simulation basées dans le meilleur des cas sur des pluies historiques dites de référence ou plus souvent sur des pluies de projet qui ont été construites pour modéliser la transformation pluie/débit sur des bassins versants urbains drainés par des réseaux et dont l'adaptation à la simulation des BV munis de systèmes de stockage et ou d'infiltration n'est pas étayée. Les méthodes les plus opérationnelles sont toutes plus ou moins basées sur la "méthode des débits" qui s'appuie sur un modèle de réservoir. La simulation par des séries de pluies est rarissime en France ; les chroniques de pluies n'étant pas accessibles facilement. Les collectivités qui disposent de réseau pluviométrique ne les utilisent pas plus pour les dimensionnements, soit parce qu'elles sous-traitent les études, soit parce qu'elles ne disposent pas de logiciel performant

permettant de les exploiter facilement en des temps acceptables. Des simulations sur de longues chroniques permettraient pourtant, non seulement de dimensionner les ouvrages pour des événements exceptionnels mais également de disposer d'éléments pour mieux appréhender le fonctionnement courant (statistiques sur les périodes de temps pendant lesquels les ouvrages sont à sec par exemple et qui pourraient constituer un handicap pour la survie des végétaux, temps moyen de vidange prenant en compte la succession des événements pluvieux…).

Pour les systèmes décentralisés, la représentation de leur comportement local, pour ce qui est des flux d'eau, nécessiterait en outre d'adapter des modèles qui font intervenir des processus peu pris en compte traditionnellement pour les systèmes centralisés en milieu urbain comme par exemple l'infiltration profonde et l'infiltration de sub-surface, l'évapotranspiration, les écoulements en milieu poreux ou dans le sol urbain très artificialisé et extrêmement hétérogène. Si des modèles de recherche existent partiellement, peu de logiciels adaptés permettent de les simuler à l'aide d'outils dédiés. Certains logiciels existent (MUSIC® en Australie, Storm® en Allemagne, SWMM ®), mais de façon très simplifiée, très locale ou peu pratique à utiliser pour des stratégies décentralisées.

4. Acteurs, territoires, gouvernance et gestion

Auteurs : Caty Werey, José-Frédéric Deroubaix, Nathalie Le Nouveau

4.1. Introduction

Dans cette partie nous nous intéressons aux dispositifs de contrôle à la source des eaux pluviales, c'est-à-dire aux techniques permettant de compenser les effets induits par l'imperméabilisation des sols soit par une limitation des apports aux réseaux d'assainissement, soit par une déconnexion des eaux pluviales engendrées par l'aménagement d'une parcelle. L'émergence de techniques nouvelles, telles que les puits d'infiltration, les noues, les filtres plantés, les bassins secs ou en eau, les toitures végétalisées, intégrant plus ou moins de fonctions paysagères ou récréatives [mais aussi celles sous forme enterrés avec utilisation de SAUL (Structures alvéolaires ultralégères) retiennent surtout notre attention]. Ces nouvelles techniques qui s'affranchissent de plus en plus du réseau et de la logique « du tout au tuyau » tendent à former un nouveau paradigme technique et organisationnel pour les services de l'Etat et les collectivités impliqués dans leur mise en œuvre. En effet, il s'agit de dispositifs pour la plupart conçus et mise en œuvre en surface des villes, ayant pour objectif de stocker et d'évacuer des eaux pluviales mais également (parfois) un objectif de dépollution lorsque la végétation permet une bio-accumulation ou lorsque le sol assure au moins partiellement un piégeage et une dégradation des contaminants. L'infiltration remplit également un autre rôle environnemental puisqu'elle contribue à la réalimentation des nappes, à condition bien sûr que la hauteur de substrat traversé soit suffisante pour garantir une bonne qualité. En outre ces deux fonctions entrainent de nouveaux équilibres au niveau du cycle de l'eau (au sens du grand cycle de l'eau) complété également par l'évapotranspiration que vont apporter ces systèmes temporairement humides.

Ces systèmes certes eux-mêmes très artificiels sont de plus en plus sont considérés comme des facteurs de réintroduction de l'eau et de la nature en ville, contribuant à un cadre de vie agréable favorisant tout à la fois une bonne gestion hydraulique et hydrologique des eaux pluviale et la conception de projets urbains dans lesquels les aspect paysager riche en termes de biodiversité et le refroidissement de la ville.

Qu'en est-il de la bonne utilisation des sols ? Certes ces ouvrages à ciel ouvert, et c'est bien là leur atout, requièrent une certaine emprise foncière mais qui parfois est réduite notamment par l'utilisation de noues en bordures de chaussées ou de bâtiments ou de toitures végétalisées. Cette consommation d'espace est cependant largement compensée par les bénéfices environnementaux et sociétaux, cependant ils posent de nouvelles questions en terme de politiques locales, en termes d'acteurs, de territoires de gouvernance et de gestion des services publics, ce sont les points que nous explorons dans la suite de notre exposé.

4.2. Une politique de gestion des eaux pluviales : quels enjeux, quel(s) service(s) public(s) et quelle(s) compétence(s) ?

4.2.1. Politiques publiques : une affirmation partielle de différents enjeux

Plusieurs travaux récents de R&D ont souligné que les eaux pluviales ont obtenu une reconnaissance comme objet de politique publique à part entière, en réponse à l'évolution et à la diversification des enjeux d'ordre environnemental, social et économique. Au niveau national, le lancement par le MEDDE d'une mission d'expertise de la politique de la gestion des eaux

pluviales le confirme. Néanmoins les problèmes saisis et leur trajectoire varient selon les niveaux de gouvernement, du niveau Européen au niveau local. Quelques points saillants peuvent être soulignés.

En France, à l'échelle de la législation de l'eau (première loi de 1898), cette reconnaissance est récente. Elle est sans doute liée à plusieurs facteurs tels que la forte progression des problématiques urbaines, le développement des connaissances grâce l'hydrologie urbaine et une certaine autonomisation des réponses avec la généralisation du « contrôle à la source », même si la dépendance au sentier technologique du « tout réseau » se fait encore sentir. On peut considérer que cette reconnaissance a été véritablement amorcée en 1992 par le législateur : il décide alors de réguler les « eaux pluviales et de ruissellement », tant sur les questions de quantité que de qualité et tant des systèmes unitaires que des systèmes séparatifs. Et il pose le principe d'un partage des responsabilités : i) aux communes et à leur regroupement, celles d'identifier et spatialiser les problématiques et les mesures à prendre pour y remédier, y compris d'urbanisme, et ii) aux services déconcentrés de l'Etat, les missions de police de l'eau pour les rejets au milieu naturel.

A la même période, le Conseil Européen se limite aux problèmes de déversements de pollution de temps de pluie, par les seuls systèmes unitaires (directive Eaux résiduaires urbaines de mai 1991), en laissant aux Etats membres ce qui a pu être considéré comme une nécessaire marge d'appréciation au vu de la variété des contextes, en particulier climatiques. La condamnation du Royaume- Uni en 2012 par la Cour de Justice Européenne est venue poser des limites à des déversements considérés comme excessifs de temps de pluie, tandis que la Directive cadre sur l'eau de 2000 avait marqué une transition d'une logique de normes d'émission basée sur les « *best available technologies* », qui reste donc d'actualité, à une logique de norme d'immission basée sur une concentration « *souhaitable* » (d'un spectre bien plus large de) polluants dans un milieu (Barraqué et Roche, 2010). Quant aux problématiques d'inondations pluviales, phénomènes complexes, leur appréhension semble plus floue. La directive inondation donne la possibilité d'« *exclure les inondations dues aux réseaux d'égouts* », et l'Etat français a ainsi exclu lors de sa transposition les *« inondations dues aux réseaux de collecte des eaux usées, y compris les réseaux unitaires* », restant silencieux sur d'autres types de réseaux et systèmes d'écoulement (et il a exclu la *maîtrise des eaux pluviales et de ruissellement* de la compétence GEMAPI). On peut constater néanmoins que plusieurs territoires à risque d'inondation (TRI) liée au ruissellement ont été définis, que ce type d'inondations est mentionné dans la SNGRI et qu'une promotion de la prise en compte de ce type d'inondation est effectuée au travers de référentiels portés par le ministère de l'écologie[10]. Enfin, c'est l'enjeu de protection des sols qui a suscité la publication récente de lignes directrices pour lutter contre l'imperméabilisation par la commission européenne, à défaut de directive.

Dans le cadre du projet européen Daywaters, une analyse des politiques de gestion des eaux pluviales conduites dans plusieurs Etats-membres avait été conduite (Chouli, 2006). Elle a mis en évidence une diversité des formes de décentralisation des compétences assainissement et gestion des eaux pluviales ainsi qu'une diversité de combinaison d'instruments pour la mise en œuvre des politiques de gestion des eaux pluviales[11]. Sans que l'on puisse dire alors qu'une combinaison de formes institutionnelles ou organisationnelles soit supérieure à une autre pour une plus importante et plus innovante gestion des ruissellements urbains et des impacts de ces ruissellements sur les milieux récepteurs. Les travaux engagés en 2015 par la Commission Européenne pour dresser un état des lieux de la prise en compte par les Etats-membres des enjeux environnementaux associés aux eaux pluviales pourraient apporter un nouvel éclairage.

Au niveau local en France, on a pu reconstituer la trajectoire de la construction, dans le temps long, des politiques territoriales de gestion des eaux pluviales d'une vingtaine de collectivités[12]. Concernant l'inscription des eaux pluviales sur les agendas politiques, les deux grands types de faits, déclencheurs des inondations et des dysfonctionnements de systèmes d'assainissement, masquent une grande variété de spécificités territoriales dans la perception de l'acuité du problème pluvial, qui conduit alors à la formalisation d'un engagement politique (Le Nouveau *et al.*, 2013). Des profils de politiques ont également été dégagés selon les composantes les plus mobilisées : hydraulique, environnementale, d'aménagement (Soyer, 2014).

4.2.2. Un service public de gestion des eaux pluviales, à l'état d'embryon

C'est l'explicitation nouvelle à partir de 2006 d'un *service public de gestion des eaux pluviales* qui a consacré véritablement la reconnaissance du besoin de structurer les réponses apportées, en donnant un cadre. Cependant, après dix années de parcours législatif et réglementaire, ce service reste à l'état d'embryon. D'abord les conditions de sa « sauvegarde » par le MEDDE dans le cadre de la loi de finances 2015 n'ont pu conduire qu'à des missions minimales, désormais définies par l'art. R. 2226-1 du code général des collectivités territoriales[13]. Ses finalités, en particulier environnementales, ne sont pas

[10] Certu, MEDDE (2003). La Ville et son assainissement ; DPPR (2004). PPR Inondation – note Ruissellement péri-urbain ; DPPR (2006). Les collectivités locales et le ruissellement, etc.

[11] Outils réglementaires, outils d'incitation fiscale, outils d'information et de participation.

[12] Opération de R&D du RST « Gérer durablement les eaux pluviales en zones urbaines » (2010-2014).

[13] « *Art. R. 2226-1. - La commune ou l'établissement public compétent chargé du service public de gestion des eaux pluviales urbaines, mentionné à l'article L. 2226-1 :*

1° Définit les éléments constitutifs du système de gestion des eaux pluviales urbaines en distinguant les parties formant un réseau unitaire avec le système de collecte des eaux usées et les parties constituées en réseau séparatif. Ces éléments comprennent les installations

véritablement et spécifiquement explicitées, ses usagers non identifiés comme le caractère administratif du service a été conservé. Pour l'instant, on ne peut qu'aller chercher une partie des finalités, et une définition des eaux pluviales, dans la description des performances du système de collecte et de traitement des eaux usées, par temps de pluie[14]. Mais elles sont alors limitées aux réseaux unitaires. Et enfin, alors même que le service avait été initialement introduit en 2006 pour résoudre les problèmes de financement des eaux pluviales (Le Nouveau *et al.*, 2013), il est aujourd'hui privé de ressources financières spécifiques.

Dans ces conditions, ce service parait donc inabouti et faiblement injonctif, d'autant plus si on le compare aux trois autres services publics du petit cycle de l'eau, au caractère industriel et commercial : assainissement collectif, assainissement non collectif et eau potable. Cette première comparaison, étayé de retours d'expérience de collectivités, souligne qu'il serait déjà nécessaire *a minima* de fixer une échéance pour établir le descriptif patrimonial[15], de permettre voire imposer la consultation du service lors d'une demande de permis de construire sur la base d'une étude préalable, de donner le droit d'accès aux propriétés privées pour contrôler l'imperméabilisation et les dispositifs, etc. La mesure prise des problématiques de temps de pluie en système unitaire, exprimée par le nouvel arrêté du 21 juillet 2015, va inviter à une plus forte coopération des services d'assainissement collectif et de gestion des eaux pluviales urbaines (et probablement d'autres services comme les voiries, etc.). On ne peut qu'en proposer une première lecture au lendemain de la publication des textes :

- partage de l'inventaire patrimonial des composantes unitaires ;
- diagnostic du système d'assainissement de temps de pluie quantifiant « *la fréquence, la durée annuelle des déversements et les flux polluants déversés au milieu naturel* » ;
- partage du recensement des « *ouvrages de gestion des eaux pluviales permettant de limiter les volumes d'eaux pluviales dans le système de collecte* » ;
- le cas échéant, élaboration conjointe et évaluation d'un *« (…) programme de gestion des eaux pluviales le plus en amont possible, en vue de limiter leur introduction dans le réseau de collecte* »[16]…

Mais pour l'instant, faute d'une maturité du service public de gestion des eaux pluviales urbaines, on risque de continuer à observer encore un temps l'innovation dans les politiques et dispositifs locaux, comme le font déjà un certain nombre d'acteurs comme le GRAIE[17], l'agence de l'eau Loire-Bretagne[18], le Cerema et le Leesu. C'est pourquoi il parait nécessaire de questionner et créer les conditions de véritables services publics de gestion des eaux pluviales urbaines et d'accompagner leur structuration et développement. La place des eaux de ruissellement, intégrée initialement par le projet de loi sur l'eau adopté en 2006, reste posée, de même que la place des zones non urbaines[19].

4.2.4. Quelle place pour les eaux pluviales dans les évolutions de l'organisation territoriale ?

La question des eaux pluviales dans l'organisation territoriale semble avoir fait l'objet de peu de recherches dédiées. Les responsabilités des acteurs sont généralement analysés par les travaux sur l'assainissement pluvial, relevant des sciences et techniques de l'environnement (par exemple, (Chamoux, 2003 ; Granger, 2009). Dans le cadre de l'ANR INOGEV, des travaux en sociologie ont souligné le rôle des collaborations entre collectivités et chercheurs, au sein des observatoires de terrain en hydrologie urbaine (Soyer, 2014). L'observation de 20 collectivités par le RST a permis de reconstituer les étapes et spécificités de la construction de leur politique territoriale de gestion des eaux pluviales, et les coopérations développées (Le Nouveau *et al.*, 2014a; Le Nouveau *et al.*, 2014b). Le Graie et le Certu ont conduit en Rhône-Alpes plus spécifiquement des réflexions

et ouvrages, y compris les espaces de rétention des eaux, destinés à la collecte, au transport, au stockage et au traitement des eaux pluviales ;

2° Assure la création, l'exploitation, l'entretien, le renouvellement et l'extension de ces installations et ouvrages ainsi que le contrôle des dispositifs évitant ou limitant le déversement des eaux pluviales dans ces ouvrages publics.

Lorsqu'un élément du système est également affecté à un autre usage, le gestionnaire du service public de gestion des eaux pluviales urbaines recueille l'accord du propriétaire de cet ouvrage avant toute intervention ».

[14] Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg / jour de DBO_5.

[15] Une telle échéance a été fixée pour le service eau potable, potentiellement pénalisée s'il le la respecte pas. Ainsi l'instruction du 16 juin 2015 précise les modalités de l'application du doublement de la redevance pour prélèvement sur la ressource en eau pour l'usage « *alimentation en eau potable* », en l'absence d'établissement du descriptif détaillé du réseau de distribution ou en situation de rendement insuffisant des réseaux. Ce doublement a été introduit par le décret du 27 janvier 2012 qui demande la réalisation d'un descriptif détaillé et d'un plan d'action pour la réduction des pertes en eau en cas de rendement inférieur à la valeur prescrite (85% ou valeur fonction des m^3 prélevés en ZRE (Zone de répartition des eaux) : « *Le doublement du taux est applicable dès l'année de facturation 2017 au titre de l'année 2016 pour des rendements calculés sur l'année 2014* ».

[16] Article 12 de l'arrêté du 21 juillet 2015, *op. cit.*

[17] http://www.graie.org/graie/BaseDonneesTA/BaseDonneeTA.html

[18] http://www.eau-loire-bretagne.fr/collectivites/guides_et_etudes/eaux_pluviales

[19] En cohérence avec les termes de la loi sur l'eau de 1992, la dénomination initiale du service intégrait « *les eaux pluviales et de ruissellement* ».

pour répondre aux besoins exprimés de clarification de la « compétence eaux pluviales », face au partage des responsabilités (Graie et Certu, 2013). Dans ce cadre, l'analyse de l'expérience de la communauté de communes du Pays de Gex a mis plus particulièrement en évidence le besoin et les capacités à structurer une gouvernance adaptée lorsque les compétences « eaux usées » et « eaux pluviales » sont aux mains de différents structures (communauté de communes et communes). S'il y a encore peu de temps, dans certains territoires, personne ne s'occupait des eaux pluviales comme le constatait un chargé de mission de SAGE, aujourd'hui au contraire, on pourrait parfois faire le constat inverse, celui d'un foisonnement des acteurs et territoires s'en emparant : communes, EPCI, syndicats, CLE, district hydrographique, syndicat de SCOT. Le juriste P. Billet invitait récemment à inventer les territoires du ruissellement, aux côtés des agglomérations d'assainissement (Billet, 2013)...

La réforme de l'organisation territoriale, initiée en 2014 avec la loi MAPTAM du 27 janvier 2014, va modifier en profondeur dans les prochaines années la gouvernance de l'eau dans un mouvement de rationalisation. Le service public de gestion des eaux pluviales a été explicité et relève des communes (art. L. 2226-1 du CGCT). Cependant, seules les communautés d'agglomération avaient vu, de manière éphémère, les eaux pluviales explicitées aux cotés des eaux usées dans leurs compétences facultatives par le CGCT, par la loi Grenelle 2. Une telle explicitation était apparue cohérente, d'une certaine manière, avec celle du service public dédié. La loi NOTRE du 7 août 2015 introduit deux évolutions : i) elle revient à un seul terme générique, "assainissement" (la question des eaux pluviales, débattue lors de la loi de finances, a été ici absente des débats parlementaires), ii) elle rend cette compétence obligatoire à l'horizon 2020 pour les communautés d'agglomération et de communes. Selon les représentants du Ministère, en matière de compétence, l'assainissement du CGCT emporte aussi la gestion des eaux pluviales urbaines, sur la base de jurisprudences du Conseil d'Etat visant les communautés urbaines (CE, 4 décembre 2013, n° 349614[20]). Cependant, les conditions varient : contrairement aux communautés urbaines, les communautés d'agglomération et de communes ne bénéficient pas d'un transfert obligatoire de la compétence voiries qui représentent une part notable des surfaces imperméabilisées, les responsabilités reconnues le conseil d'Etat étaient aussi liées à certaines circonstances (réseaux existants, etc.). D'où probablement des besoins à venir de clarification et partage des conditions d'exercice, de transfert de compétences (inventaire patrimonial, évaluation des charges...) et d'évolutions des organisations, et pourquoi pas d'explicitation d'une compétence gestion des eaux pluviales pour mieux l'affirmer. Une relecture des jurisprudences intervenues en matière d'eaux pluviales pourrait également mieux éclairer et circonstancier les partages des responsabilités et leurs fondements. Enfin, on voit déjà des collectivités structurer des services ou directions du cycle de l'eau, au sein desquels la GEMAPI a parfois déjà trouvé une place. Cela augure des synergies possibles, souhaitables, nécessaires entre les différentes compétences du cycle de l'eau, et de besoins de compréhension des processus à l'œuvre, d'accompagnement et d'évaluation.

4.3. Quels instruments de politique de gestion intégrée des eaux pluviales ?

4.3.1. Une préférence d'abord marquée pour l'instrument réglementaire

Pour des politiques territoriales de gestion des eaux pluviales, parmi les différents instruments mobilisables, la préférence semble nettement aller à l'instrument réglementaire pour intégrer le plus en amont possible les eaux pluviales dans l'aménagement. C'est ce qu'ont montré différentes observations en France (SOeS, 2008)[21]; (Guillon *et al.*, 2008 ; Petrucci *et al.*, 2013) ; (Rioust, 2012) ; (Le Nouveau *et al.*, 2014a; Le Nouveau *et al.*, 2014b), ceci à l'instar par exemple des Etats-Unis (US EPA, 2010). Un tel instrument est mobilisé par les collectivités pour imposer une gestion à la source des eaux pluviales[22] lors de nouvelles constructions. La règle elle-même revêt différentes expressions : débit limite de rejet, zéro rejet dans le réseau, infiltration et plus récemment abattement d'une lame d'eau ou d'un volume. La justification hydrologique des limitations uniformes de débits a été questionnée par les scientifiques au regard du fonctionnement des bassins versants (Chocat *et al.*, 2007; Ferguson, 1995 ; Petrucci *et al.*, 2013).

L'Etat se saisit également de différents instruments de planification, plus ou moins souples, pour accompagner et soutenir ce mouvement à différentes échelles territoriales et niveaux de gouvernance. Au niveau des districts hydrographiques, l'incitation par des SDAGE à privilégier l'infiltration comme en Suisse[23] est peu discutée. En revanche, la mention de valeurs limites de débit de rejets d'eaux pluviales à partir de 2009 a été plus questionnée, avec un risque de « dispense » des acteurs de réflexion sur les enjeux locaux. Au niveau des départements, outre les missions de police de l'eau, quelques DDT mobilisent également les PPR pour accompagner la maîtrise du ruissellement à l'échelle de bassin versant, parfois à la demande de collectivités (exemple du département du Rhône depuis les années 1990).

[20] les responsabilités reconnues le conseil d'Etat étaient aussi liées aux circonstances (défaillance de réseaux, etc.).

[21] http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/ar/306/1168/assainissement-collecte-eaux-usees-pluviales.html

[22] N**o**tion récemment consacrée l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO_5, sans néanmoins avoir été définie.

[23] ou de l'ANC en France, où l'épandage souterrain est d'abord privilégié.

L'analyse plus fine des processus décisionnels en jeu a permis de comprendre les motivations des différents acteurs impliqués, progressivement élargis. Elle a aussi mis en évidence l'hybridation progressive des rationalités dans la construction de ces règles. Si cette hybridation traduit la prise en compte de plusieurs politiques (eau, risque, urbanisme, équité territoriale…), il s'agit bien souvent plus d'une juxtaposition, incrémentale, de ces rationalités que d'une véritable intégration. Il peut en résulter, dans certaines configurations, une sévérisation des normes de gestion des eaux pluviales (niveaux de rejet et de protection), susceptible de grever alors le droit de propriété bien au-delà de la servitude d'écoulement naturel, sans évaluation technico-économique.

Les résultats de recherches sur les réglementations locales, leurs conditions d'élaboration et leurs implications potentielles mériteraient une plus large diffusion. Des méthodes et des outils sont nécessaires pour promouvoir l'évaluation environnementale et économique de différents scenarios (décentralisé / semi-décentralisé…). Des acteurs ont déjà été conduits à faire évoluer leur règle renonçant à l'imposition systématique d'une gestion à la parcelle pour privilégier le projet urbain dans un contexte de densification, ou à les adapter aux projets de rénovation (abattement au moins des faibles pluies par exemple). Pour promouvoir également l'amélioration de l'existant, l'innovation apportée par le projet de SDAGE Rhône-Méditerranée, incitant à un déraccordement voire une désimperméabilisation à l'échelle des projets de territoires (SCOT, PLU), initialement portée par le plan de bassin d'adaptation au changement climatique, sera intéressante à observer. Des travaux, encore peu nombreux sur l'apport des SAGE à la gestion territoriale des eaux pluviales (Le Nouveau *et al.*, 2014a), pourraient également être consolidés.

4.3.2. Des acteurs de l'aménagement accompagnés par les collectivités et les services de l'Etat

Les prescriptions établies localement par les collectivités entrainent un nécessaire changement dans la fabrique urbaine, ceci pour tout ou partie des aménageurs. Elles sont conduites à adapter leur organisation pour s'assurer du respect de leurs prescriptions. Dans ce sens, certaines d'entre elles développent un accompagnement des pétitionnaires et plus largement des différents acteurs de l'acte de construire dans un apprentissage collectif. Ce « service rendu » semble passer par la production de guides, plus ou moins territorialisés et aux multiples dénominations[24]. Ils constituent des supports d'intégration de l'eau dans l'aménagement, aux côtés de l'exemplarité donnée. Une première série de fonctions territoriales remplies par ces référentiels a été mise en évidence dans le cadre des travaux d'observation des politiques de gestion des eaux pluviales de 20 collectivités conduits par le Cerema et le Leesu : accompagnement du changement culturel, représentation politique, porter à connaissance réglementaire, assistance-conseil, capitalisation et management des connaissances, appui à la structuration de la gouvernance et enfin rationalisation des couts de transaction (Le Nouveau *et al.*, 2014b).

Depuis le début des années 2000, ce phénomène de développement des doctrines marque également l'action des services de police de l'eau, en charge de l'instruction des demandes de rejets d'eaux pluviales au milieu naturel (à partir de 1 ha), de leur régularisation et de leur contrôle. La rubrique 2150 de la nomenclature eau représente à l'échelle nationale le nombre le plus important de dossiers instruits, avec 2 700 en 2010, 4 000 en 2013. Mais ce rôle de régulation des services déconcentrés de l'Etat serait encore peu reconnu et étudié spécifiquement. Un travail plus poussé de caractérisation du développement des doctrines des services de l'Etat et de leurs pratiques est actuellement conduit par le Cerema.

Ce phénomène de développement des doctrines et guides locaux pourrait donner lieu à une analyse sous l'angle de la théorie du droit souple (Conseil d'Etat, 2013). Elle aiderait à mieux l'appréhender, en cerner les intérêts et limites, notamment en matière de légitimité et de sécurité juridique. Elle étayerait également des propositions pour, d'une part conforter le service public de gestion des eaux pluviales et préciser son articulation avec les missions de l'Etat[25] et d'autre part proposer des éléments de doctrines pour recourir à ce type de référentiel, tant par l'Etat que par les collectivités. Enfin, des recherches pourraient être également approfondies pour mieux comprendre et accompagner la traduction des règles en pratiques d'aménagement, de construction et d'ingénierie, ainsi que l'influence de la forme des règles sur les décisions et les dispositifs techniques résultants (Berdier et Toussaint, 2007) ; (Patouillard, 2014). Un débit limite de rejet inciterait à un bassin technique de rétention, un zéro rejet à un aménagement valorisant l'eau pluviale…[26]

4.3.3. Des recherches sur la gestion « citoyenne » des eaux pluviales, à développer

Alors qu'ils sont de plus en plus responsabilisés, les citadins semblent pour l'instant peu voire pas investigués en France, en comparaison de l'intérêt que leur portent certaines équipes de recherche à l'étranger. Il faut plutôt consulter des travaux sur la vulnérabilité aux inondations et la résilience territoriale. Des premiers travaux en sociologie ont observé l'appropriation des aménagements par les usagers des espaces publics dans le cadre de l'ANR OMEGA (Baati *et al.*, 2014). D'autres s'intéressent aux incitations financières à l'utilisation des eaux de pluie, aux succès variés (Deroubaix *et al.*, 2015). On peut mentionner le projet Lumieau qui questionnera la représentation du « *tout à l'égout* » par les habitants et artisans strasbourgeois[27]. Plusieurs

[24] Cela va du guide de bonnes pratiques au « règlement pluvial ».
[25] Un arrêté de prescriptions générales pour la rubrique 2150 est en préparation par la DEB.
[26] Selon notamment l'expérience du département de la Seine-Saint Denis.
[27] http://www.onema.fr/AAP-Micropolluants-reseau-assainissements

hypothèses peuvent expliquer cette situation : des actions publiques à destination des particuliers limitées à l'information et aux participations procédurales (enquête publique…), le caractère diffus et peu organisé des citadins qui rend difficile et coûteux leur accès ou encore l'implication assez récente de sociologues dans les recherches en hydrologie urbaine. Les responsabilités des propriétaires, leurs expositions aux inondations pluviales, les financements publics engagés ou requis, la place donnée aux citoyens localement et dans la transition écologique, l'importance des changements de comportements… tout cela milite pour une plus grande attention à l'accompagnement d'une gestion « citoyenne » des eaux pluviales. Ces observations sur les citoyens pourraient probablement être étendues à certains acteurs économiques. La gestion des eaux pluviales par les ICPE par exemple, qui disposent d'une réglementation eau « intégrée », mériterait ainsi d'être analysée.

4.3.4. La taxe pour la gestion des eaux pluviales, un rendez-vous manqué ?

C'est une question légitime, au lendemain de la suppression de la taxe par la loi de finances 2015. Elle aurait pu répondre aux besoins de sensibilisation des citoyens et d'amélioration de l'existant. Un certain nombre de pays dispose déjà d'un tel outil. Quelques dizaines de collectivités s'y intéressaient et avaient lancé des études d'opportunité, seules cinq avaient effectivement délibéré pour l'instaurer (Le Nouveau *et al.*, 2013). Les expériences du Douaisis et de la commune de Sauzé-Vaussais semblaient démontrer la capacité de la fiscalité écologique à générer un double dividende : générer des ressources (au moins pour un temps) tout en incitant à des comportements vertueux. La taxe, fondée sur le principe imperméabilisateur – payeur, n'aura donc pas eu le temps de faire ses preuves, face à la conjonction de plusieurs éléments : l'image première de complexité qui lui était attachée, la rationalisation de la fiscalité avec la suppression des taxes dites à faible rendement ou l'agenda politique peu propice à sa saisie immédiate après son instauration en 2011. Le financement par le budget général reste, à nouveau, le principe général. A ce jour en France, les expérimentations de programmes d'incitations financières de collectivités auprès des propriétaires connaissent des succès variés et visent majoritairement l'utilisation des eaux de pluie (De Gouvello et de Bellaing, 2009 ; Mucig *et al.*, 2013). Des collectivités pionnières comme l'Eurométrople de Strasbourg offrent des subventions pour la déconnexion des eaux pluviales[28]. Leur succès reste tributaire de nombreux facteurs à évaluer. Les travaux de parangonnage en cours apporteront un nouvel éclairage sur les modèles de financement et d'incitation, les finalités visées et les modalités d'accompagnement.

4.4. Quels risques sont appréhendés aujourd'hui et quelle gestion des incertitudes ?

4.4.1. Les changements climatiques, des risques multiples, encore peu considérés

Il existe peu de recherches sur la résilience des services d'assainissement face au changement climatique. La recherche conduite dans le projet Garp 3 C (Gestion de l'Assainissement en Région Parisienne dans le Contexte du Changement Climatique) s'intéressait aux modes de traitement par les services d'assainissement des questions d'inondations par débordement de réseaux (Rioust, 2012). Cette recherche avait permis de mettre en évidence les risques politiques et juridiques encourus par les services d'assainissement des collectivités qui se refusent à considérer la possibilité d'une multiplication d'événements pluvieux extrêmes, évoquant l'incertitude qui caractérise les prévisions dans le domaine. Les collectivités d'ores et déjà engagées dans des stratégies d'optimisation de la gestion de leur patrimoine et dans le développement des mesures compensatoires à l'imperméabilisation estiment être en mesure de faire face à une telle éventualité. La prépondérance de cette logique hydraulique qui ignore la nature des enjeux urbains liés aux inondations par ruissellement et débordements de réseaux fait courir aux services un risque politique (de mobilisation) et juridique (de contentieux). La capacité des services à faire entendre les logiques hydrauliques dans la conduite des projets urbains est loin d'être évidente.

4.4.2. Des micro-polluants encore peu présents dans les politiques locales

La question des micro-polluants est encore peu présente dans les politiques conduites locales, comme l'ont souligné les travaux conduits dans le cadre de l'ANR Inogev. Le spectre des polluants est très large, les connaissances semblent encore jeunes, à consolider et à diffuser dans toute la chaine de la construction (*cf*. séquences 2 et 3). Ce sont à ce stade les pouvoirs publics et les chercheurs qui s'en sont saisis, avec quelques collectivités, notamment dans le cadre de l'appel à projet national « Innovations et changements de pratiques – Lutte contre les micropolluants chimiques des eaux urbaines » (Onema, Agences de l'eau, MEDDE). Trois projets sont portés par les observatoires de terrains en hydrologie urbaine : MATRIOCHKAS (Onevu - Nantes), ROULEPUR (Opur - Ile de France) et MICROMEGAS (Othu - Lyon).

4.4.3. Potentialités des dispositifs distribués

Les recherches commencent à émerger concernant l'évaluation du potentiel des techniques alternatives aux réseaux : potentiel de faisabilité et potentiel d'effets sur le cycle de l'eau urbain, en terme de bénéfices et de risques (Petrucci *et al.*,

[28] https://www.strasbourg.eu/environnement-qualite-de-vie/eau-assainissement/eaux-usees/recuperer-eau-pluie.

2013) ; (Belmeziti *et al.*, 2013 ; Versini *et al.*, 2015). Toutes les formes urbaines ne se prêtent pas également à la récupération et à l'utilisation de l'eau de pluie ou à l'installation de toitures végétalisées. Toutes ces techniques n'ont bien sûr pas les mêmes effets en termes de rétention des volumes et des flux d'eau et de polluants. Des besoins opérationnels portent sur l'aide à la décision et à l'évaluation (séquence 3).

4.4.4. Une méconnaissance patrimoniale, particulièrement des dispositifs privés

Enfin un autre risque important porte sur le patrimoine privé qui tendrait à se diffuser largement, sous l'effet des politiques de gestion à la source des eaux pluviales, sans néanmoins que cette diffusion n'ait été encore réellement documentée. Les enquêtes auprès des services d'assainissement montrent une méconnaissance du patrimoine d'infrastructures lié à la gestion à la source. Même les collectivités en pointe sur le sujet ont une connaissance très relative du patrimoine, de sa conformité et de la maintenance des dispositifs, dès lors que ces dispositifs sont localisés sur des parcelles privées. Pour des collectivités engagées de longue date dans la gestion à la source, comme Bordeaux Métropole avec plus de 10 000 solutions compensatoires, c'est un travail pharaonique (Bourgogne, 2010). Certaines de ces collectivités ont cependant, lorsqu'elles ont envisagé la possibilité d'instaurer une taxe pour la gestion des eaux pluviales, cherché à compléter leur connaissance de ce patrimoine (Le Nouveau *et al.*, 2013). Des premiers constats d'état des lieux patrimonial dressent un tableau alarmant (Pierlot, 2014). Le confortement précité du service public de gestion des eaux pluviales aura vocation à mieux cerner et maîtriser les risques associés, politiques, juridiques, sociaux, environnementaux...

4.5. Quels systèmes, quels patrimoines, à quels coûts pour quels services ?

4.5.1. Raisonner à l'échelle du système de gestion des eaux urbaines

Le passage de la solution « tout tuyau » à celle des techniques alternatives a nécessité un changement de paradigme introduisant la notion de gestion intégrée du système d'assainissement et au-delà du système de gestion des eaux urbaines (SGEU). Il comprend les différentes infrastructures (linéaires et surfaciques), le(s) bassin(s) versant(s) naturel(s) ou urbain(s), l'organisation c.a.d le(s) service(s) gestionnaire(s) mais également l'environnement naturel et humain. Le SGEU implique de considérer une échelle de gestion plus large et donc un changement d'échelle à trois niveaux :

- spatial : passage du réseau d'assainissement à un système enterré ou à ciel ouvert avec des vocations techniques mais également ludiques ou esthétiques en interaction avec l'aménagement urbain,
- organisationnel : le service se retrouve dans un processus interservices au sein de la collectivité ou avec des acteurs extérieurs,
- au niveau des acteurs : niveau multi acteurs concepteurs et gestionnaires où le citoyen est à considérer aussi bien comme abonné au service que comme usager, bénéficiaire ou victime, propriétaire…

La notion de SGEU a été au cœur du projet ANR OMEGA (Cherqui *et al.*, 2013a) et ses différents changements d'échelles techniques, environnementaux et humains sont des champs de questionnement à investiguer. L'échelle élargie favorise également l'interdisciplinarité, partant de l'approche hydraulique du dispositif technique, de l'analyse hydrobiologique, vers la description de son usage social et son évaluation économique et managériale au travers des couts directs et indirects.

4.5.2. Une gestion patrimoniale encore embryonnaire

La gestion patrimoniale reste embryonnaire, elle passe(ra) par une phase d'inventaire et de caractérisation des dispositifs nombreux et peut-être presque tous différents, exercice dans lequel un certain nombre de collectivités se sont déjà lancées (Bordeaux, Nantes, Lyon…) et qui repose la question de l'accès aux données et à la définition d'une typologie commune. Cet inventaire patrimonial, en inter-services (eau, voirie…) est fondateur dans la définition et la structuration du service, comme l'a montré par l'expérience de Roannaise de l'eau (Petit, 2013). Des travaux vont être renforcés par le RST pour développer des méthodes d'inventaire patrimonial, adaptées à différents besoins, avec le soutien de l'Onema.

La caractérisation de système végétalisés à caractère naturaliste, porteurs de biodiversité est différente de celle existante ou encore en cours de mise en place pour les services d'eau potable et d'assainissement via l'incitation du dispositif Grenelle et notamment du décret du 27 janvier 2012.

La multifonctionnalité des ouvrages, le jeu multi-acteurs nécessitent des approches différentes que l'approche purement tronçons utilisée pour les réseaux linéaires, pourtant dès que l'on s'intéresse à la prise en compte des impacts en cas de dysfonctionnement, externalités négatives, on peut recroiser les approches tuyau et TA avec cependant des critères adaptés notamment pour les risques de pollution. Notons qu'il se rajoute un nouveau champ d'investigation qui est celui des externalités positives liées à l'aspect esthétique, paysagé, récréatif… La notion économique d'externalités est définie comme des effets secondaires non compensés (positifs ou négatifs) d'une action économique (Baumol et Oates, 1975).

Concernant l'évaluation de l'état actuel des dispositifs, les travaux sont amorcés. Cependant pour la prédiction de l'évolution des infrastructures dans le temps, le recul est encore insuffisant et nécessitera de nouvelles approches de modélisation qui pourront s'inspirer des approches développées pour les réseaux d'assainissement issus de la Méthodologie RERAU et du Projet INDIGAU (Le Gauffre *et al.*, 2005) mais devront aussi prendre en compte le caractère autonome des systèmes et leur multifonctionnalité.

La gestion patrimoniale s'appuie, d'une part, sur l'entretien : la maintenance de l'équipement durant son cycle de vie, d'autre part, sur la réhabilitation de l'ouvrage, voire son renouvellement. La réalisation de ces opérations nécessiteront de s'interroger sur la source de financement (budget général, budget annexe de l'assainissement, propriétaire privé ….) et sur qui est responsable de l'entretien et/ou de la réhabilitation (Maysonnave, 2012).

L'évaluation des coûts nécessitera de se placer dans une approche de cout global (MEDDAT *et al.*, 2009)à regarder dans un jeu multi-acteurs, la recherche d'une approche générique pourrait s'avérer intéressante. De travaux dans ce sens seront poursuivis, avec le soutien de l'Onema.

La question de la programmation du financement de la réhabilitation pose également la question de la durée d'amortissement au regard de durée de vie réelles encore peu connues, quelques services commencent à dissocier les durées d'amortissement des différents patrimoines (tuyaux et techniques alternatives). Elle nécessitera également d'inventer d'autres modèles de stratégies financières à croiser avec ceux imaginés pour les réseaux d'assainissement (Marlangeon *et al.*, 2014).

4.5.3. Fonctions ou services ? écosystémiques naturels ou urbains ?

L'eau cachée est passée au stade d'eau source d'agréments comme l'illustrent bien les différents articles de l'ouvrage « Peurs et plaisirs de l'eau » (Barraqué et Roche, 2010). L'eau retrouve sa place dans les aménagements urbains et péri-urbains : miroir d'eau, aménagements de berges, remise à ciel ouvert de ruisseaux canalisés… Dans l'ouvrage cité précédemment F. Scherrer pose la question de « l'écocycle urbain », nouveau paradigme technique ? Selon nous, cela va au-delà de la dimension technique avec des incidences sur l'organisation des services urbains ou hors des services urbains. Pour O. Coutard et J. Rutherford (Coutard et Rutherford, 2009) « l'écocycle urbain durable » permet de définir des principes d'organisation territoriale différents aux marges de l'organisation en réseaux collectifs, ils parlent de systèmes composites : alternatifs, décentralisés (récupération des eaux pluviales, production de chauffage ou de froid en pied d'immeuble, assainissement non collectif…).

D'autres auteurs font référence à la notion de service écosystémiques tels que définis par l'approche *Millenium Ecosystem Assessment* (Millennium Ecosystems Assessment *et al.*, 2005), partant de l'écosystème naturel source de nombreux bénéfices pour les hommes, en les étendant à la notion d'écosystèmes urbains, à présent étudiée notamment dans le cadre du projet EFESE porté par le MEDDE[29]. Ainsi Bolund et Hunhammar (Bolund et Hunhammar, 1999) définissent 6 services rendus dont le « drainage des eaux de pluie » pour 7 types d'écosystèmes : les arbres d'alignement, les pelouses des parcs, les parcelles forestières urbaines, les terres cultivées urbaines, les zones humides urbaines, les cours d'eau, les lacs et l'océan. Le positionnement des techniques alternatives, systèmes anthropisés, d'abord étudiés pour un fonctionnement hydraulique, dans la notion de service écosystémique est encore à approfondir tout comme son aspect multifonctionnel, son appropriation par les pratiques indifférenciées, exemple entre les jeux et les dispositifs de gestion urbaines (Ah-Leung *et al.*, 2013).

L'aspect récréatif et paysager pose la question de la prise en compte des externalités positives quand on regarde à l'échelle du système d'assainissement et ceci à côté des externalités négatives plus regardée dans les approches gestion patrimoniale et ouvrant la porte à l'exploration d'analyses couts bénéfices ACB pour étudier une situation de fait et son évolution dans le temps et pour comparer différents projets d'aménagement, approches préconisées par la DCE pour étudier le risque de coûts disproportionnés pour l'atteinte de la bonne qualité des masses d'eau. La diversité des coûts à prendre en compte pose la question des méthodes d'évaluations les plus adaptées et de leur possibilité de mise en œuvre ainsi que l'interaction entre couts directs pour le service (Nafi *et al.*, 2013) et de couts indirects (Cherqui *et al.*, 2013a; Cherqui *et al.*, 2013b) cas lac de Bordeaux, (Werey *et al.*, 2003; Werey *et al.*, 2010).

Des premières analyses de l'intégration de l'eau au sein de projets écoquartiers en France ont souligné qu'ils étaient le cadre d'une intensification de la gestion urbaine de l'eau dans ses différentes composantes, à explorer et évaluer (Le Nouveau et Moriceau, 2011). L'étude approfondie d'écoquartiers ou d'écocampus (Belmeziti *et al.*, 2013) va au-delà de l'étude des fonctions du SGEU (Cherqui *et al.*, 2013a; Cherqui *et al.*, 2013b) en introduisant la prise en compte des valeurs sociales (Faburel et Roché, 2012) et environnementales (Yepez-Salmon, 2011) et la difficulté d'identifier la valeur apportée par les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales au sein d'autres fonctions du système retenu.

[29] Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques :
http://www.territoires-ville.cerema.fr/IMG/pdf/EFESE_GT_SEU_20130906_Reccueil1_cle622b51.pdf

5. Limites des études actuelles et identification des besoins de recherche

L'hydrologie urbaine est définie par ses acteurs comme la science du cycle de l'eau en milieu urbanisé pris sous les angles physiques, physico-chimiques et biologiques. Elle inclut l'étude des interactions entre le cycle de l'eau et les activités humaines dans ce milieu. Elle s'est développée sur ces enjeux et a considérablement évolué au cours des dernières décennies, grâce à une association étroite entre recherche, ingénierie et pratiques opérationnelles. Les priorités de recherche ont accompagné ou anticipé les besoins: évacuation des eaux de temps de pluie, protection contre les inondations urbaines, développement de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, protection des milieux aquatiques. La participation de l'eau et de la végétation au cadre de vie, à la limitation de l'îlot de chaleur urbain, la gestion intégrée des eaux urbaines dessinent de nouvelles préoccupations qui renforcent le rôle structurant du cycle de l'eau dans le projet urbain. Ces préoccupations dessinent les priorités d'une recherche en hydrologie urbaine qui doit devenir de plus en plus interdisciplinaire, et qui pourrait s'organiser autour des thèmes suivants :

- L'observation pour la recherche. L'observation *in situ* et sur le long terme représente en hydrologie urbaine, comme dans toutes les sciences de l'environnement, un fondement de la recherche, une base des collaborations entre équipes et une des clés du succès des projets interdisciplinaires. La structuration des observatoires existants (ZA Strasbourg, URBIS…) a été engagée mais il est important de poursuivre et de renforcer cette initiative qui doit naturellement intégrer une observation des pratiques et de la gouvernance.

- La modélisation hydrologique intégrée. La gestion à la source, le rôle de l'infiltration et de la végétation illustrent l'implication de tous les processus hydrologiques dans la gestion des eaux pluviales. Il existe un réel besoin de développer les connaissances sur les processus hydrologiques qui étaient jusqu'à présent peu étudiés dans un milieu avec ses propres spécificités : hétérogénéité spatiale du sol et du sous-sol, diversité du mode d'occupation des sols. Il s'agit notamment des écoulements de l'eau dans le sol et le proche sous-sol, de l'interface sol-atmosphère… Il sera ainsi possible de développer une nouvelle génération de modèles à différentes échelles, dispositif local, bassin versant et agglomération urbaine, répondant aux besoins suivants : i) conception et le dimensionnement des dispositifs de gestion à la source, ii) modélisation intégrée des bassins versants urbanisés et péri-urbains, iii) la modélisation couplée des transferts d'eau, de polluants, et d'énergie en milieu urbanisé.

- Le renforcement des approches de recherche interdisciplinaires sur le cycle urbain de l'eau. L'ensemble des fonctions des systèmes de gestion des eaux urbaines ne peuvent être étudiée que dans le cadre de projets interdisciplinaires regroupant différents volets : hydrologique, fonctionnement et évolution de la ville, actions anthropiques et qui associent différentes communautés scientifiques dont celles des sciences de l'univers et de l'environnement, des sciences de l'ingénieur, et des sciences humaines et sociales. Cette interdisciplinarité permet également d'étudier le rôle des acteurs qui interviennent dans la conception, l'entretien voire la réhabilitation avec l'objectif de créer de nouveaux référentiels et d'aider les collectivités à revoir leur schémas organisationnels.

Références bibliographiques citées

1. Modifications des processus physiques et impacts sur le bilan hydrologique

Attard, G.; Winiarski, T.; Rossier, Y.; Eisenlohr, L., 2016. Review: Impact of underground structures on the flow of urban groundwater. *Hydrogeology Journal*, 24 (1): 5-19. http://dx.doi.org/10.1007/s10040-015-1317-3

Bach, P.M.; Rauch, W.; Mikkelsen, P.S.; McCarthy, D.T.; Deletic, A., 2014. A critical review of integrated urban water modelling Urban drainage and beyond. *Environmental Modelling & Software*, 54: 88-107. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.12.018

Barron, O.V.; Barr, A.D.; Donn, M.J., 2013. Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. *Journal of Hydrology*, 485: 162-176. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.027

Beretta, G.P.; Avanzini, M.; Pagotto, A., 2004. Managing groundwater rise: Experimental results and modelling of water pumping from a quarry lake in Milan urban area (Italy). *Environmental Geology*, 45 (5): 600-608. http://dx.doi.org/10.1007/s00254-003-0918-7

Berthier, E.; Andrieu, H.; Creutin, J.D., 2004. The role of soil in the generation of urban runoff: development and evaluation of a 2D model. *Journal of Hydrology*, 299 (3-4): 252-266. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.008

Berthier, E.; Andrieu, H.; Rodriguez, F., 1999. The Reze urban catchments database. *Water Resources Research*, 35 (6): 1915-1919. http://dx.doi.org/10.1029/1999wr900053

Berthier, E.; Dupont, S.; Mestayer, P.G.; Andrieu, H., 2006. Comparison of two evapotranspiration schemes on a sub-urban site. *Journal of Hydrology*, 328 (3-4): 635-646. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.01.007

Best, M.J.; Grimmond, C.S.B., 2014. Importance of initial state and atmospheric conditions for urban land surface models' performance. *Urban Climate*, 10: 387-406. http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2013.10.006

Bhaskar, A.S.; Beesley, L.; Burns, M.J.; Fletcher, T.D.; Hamel, P.; Oldham, C.E.; Roy, A.H., 2016. Will it rise or will it fall? Managing the complex effects of urbanization on base flow. *Freshwater Science*, 35 (1): 293-310. http://dx.doi.org/10.1086/685084

Blocken, B.; Carmeliet, J., 2015. Impact, runoff and drying of wind-driven rain on a window glass surface: Numerical modelling based on experimental validation. *Building and Environment*, 84: 170-180. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.11.006

Blocken, B.; Derome, D.; Carmeliet, J., 2013. Rainwater runoff from building facades: A review. *Building and Environment*, 60: 339-361. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.10.008

Boukhemacha, M.A.; Gogu, C.R.; Serpescu, I.; Gaitanaru, D.; Bica, I., 2015. A hydrogeological conceptual approach to study urban groundwater flow in Bucharest city, Romania. *Hydrogeology Journal*, 23 (3): 437-450. http://dx.doi.org/10.1007/s10040-014-1220-3

Bouyer, J.; Claverie, R.; Bouzouidja, R.; Ramier, D.; Berthier, E.; Sabre, M.; Sellam-Kaaniche, E.; de Gouvello, B.; Versini, P.-A., 2014. Vegetative roofs as an urbanheatsink : from small scale experimental investigations to district planning assistance. *Proceedings of the 3rd International Conference on Countermeasures to Urban Heat Island, 13-15 octobre*. Vienezia, Italy, 1422-1424.

Brandes, D.; Cavallo, G.J.; Nilson, M.L., 2005. Base flow trends in urbanizing watersheds of the Delaware River basin. *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (6): 1377-1391. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03806.x

Brath, A.; Montanari, A.; Moretti, G., 2006. Assessing the effect on flood frequency of land use change via hydrological simulation (with uncertainty). *Journal of Hydrology*, 324 (1-4): 141-153. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.10.001

Braud, I.; Fletcher, T.D.; Andrieu, H., 2013. Hydrology of peri-urban catchments: Processes and modelling. *Journal of Hydrology*, 485: 1-4. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.02.045

Burba, G., 2013. *Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural and regulatory applications: A field book on measuring ecosystem gas exchange and areal emission rates*. LI-Cor Biosciences, 331 p.

Chisala, B.N.; Lerner, D.N., 2008. Distribution of sewer exfiltration to urban groundwater. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 161 (6): 333-341. http://dx.doi.org/10.1680/wama.2008.161.6.333

Choisnel, E., 1988. Estimation de l'évapotranspiration potentielle à partir des données météorologiques. *Meteorologie*, (23): 19-27.

Claessens, L.; Hopkinson, C.; Rastetter, E.; Vallino, J., 2006. Effect of historical changes in land use and climate on the water budget of an urbanizing watershed. *Water Resources Research*, 42 (3). http://dx.doi.org/10.1029/2005wr004131

De Munck, C.; Lemonsu, A., 2012. Volet " jardin résidentiel " : Bilan des mesures réalisées et premières analyses. *Réunion EXPE projet FluxSAP*. Nantes, France.

DeWalle, D.R.; Swistock, B.R.; Johnson, T.E.; McGuire, K.J., 2000. Potential effects of climate change and urbanization on mean annual streamflow in the United States. *Water Resources Research*, 36 (9): 2655-2664. http://dx.doi.org/10.1029/2000wr900134

Di Giovanni, K.; Gaffin, S.; Montalto, F.; Rosenzweig, C., 2011. The Applicability of Classical Predictive Equations for the Estimation of Evapotranspiration from Urban Green Spaces: Green Roof Results. In: Beighley, R.E.; Killgore, M.W., eds. *World Environmental and Water Resources Congress 2011: Bearing Knowledge for Sustainability*. Reson, USA: American Society of Civil Engineers, 783-792. http://dx.doi.org/10.1061/41173(414)80

Ducci, D.; Sellerino, M., 2015. Groundwater Mass Balance in Urbanized Areas Estimated by a Groundwater Flow Model Based on a 3D Hydrostratigraphical Model: the Case Study of the Eastern Plain of Naples (Italy). *Water Resources Management*, 29 (12): 4319-4333. http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-1062-3

Ebrahimian, A.; Wilson, B.N.; Gulliver, J.S., 2016. Improved methods to estimate the effective impervious area in urban catchments using rainfall-runoff data. *Journal of Hydrology*, 536: 109-118. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.02.023

Farreny, R.; Morales-Pinzon, T.; Guisasola, A.; Taya, C.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2011. Roof selection for rainwater harvesting: Quantity and quality assessments in Spain. *Water Research*, 45 (10): 3245-3254. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.036

Fletcher, T.D.; Andrieu, H.; Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Advances in Water Resources*, 51: 261-279. http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001

Foken, T.; Wimmer, F.; Mauder, M.; Thomas, C.; Liebethal, C., 2006. Some aspects of the energy balance closure problem. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6: 4395-4402.

Furusho, C.; Chancibault, K.; Andrieu, H., 2013. Adapting the coupled hydrological model ISBA-TOPMODEL to the long-term hydrological cycles of suburban rivers: Evaluation and sensitivity analysis. *Journal of Hydrology*, 485: 139-147. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.059

Gregory, J.H.; Dukes, M.D.; Jones, P.H.; Miller, G.L., 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61 (3): 117-124.

Grimmond, C.; Christen, A., 2012. Flux measurements in urban ecosystems. *FluxLetter, The newsletter of FLUXNET*, 5 (1): 1-8. https://fluxnet.ornl.gov/sites/default/files/FluxLetter_Vol5_no1.pdf

Grimmond, C.S.B.; Oke, T.; Cleugh, H., 1993. The role of "rural" in comparisons of observed suburban-rural flux differences. Ex-change processes at the land surface for a range of space and time scales. *Exchange processes at the land surface for a range of space and time scales. Proceedings*. Yokohama (IAHS Publ, vol. 212), 165-174. http://hydrologie.org/redbooks/a212/iahs_212_0165.pdf

Grimmond, C.S.B.; Oke, T.R., 1991. An evapotranspiration-interception model for urban areas. *Water Resources Research*, 27 (7): 1739-1755. http://dx.doi.org/10.1029/91wr00557

Gromaire, M.; Ramier, D.; Seidl, M.; Berthier, E.; Saad, M.; de Gouvello, B., 2013. Incidence of extensive green roof structures on the quantity and the quality of runoff waters. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin 2013.

Guan, M.F.; Sillanpaa, N.; Koivusalo, H., 2015. Modelling and assessment of hydrological changes in a developing urban catchment. *Hydrological Processes*, 29 (13): 2880-2894. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10410

Haase, D., 2009. Effects of urbanisation on the water balance - A long-term trajectory. *Environmental Impact Assessment Review*, 29 (4): 211-219. http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2009.01.002

Hardison, E.C.; O'Driscoll, M.A.; DeLoatch, J.P.; Howard, R.J.; Brinson, M.M., 2009. Urban Land Use, Channel Incision, and Water Table Decline Along Coastal Plain Streams, North Carolina(1). *Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4): 1032-1046. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00345.x

Hassane, A.B.; Leduc, C.; Favreau, G.; Bekins, B.A.; Margueron, T., 2016. Impacts of a large Sahelian city on groundwater hydrodynamics and quality: example of Niamey (Niger). *Hydrogeology Journal*, 24 (2): 407-423. http://dx.doi.org/10.1007/s10040-015-1345-z

Hayashi, T.; Tokunaga, T.; Aichi, M.; Shimada, J.; Taniguchi, M., 2009. Effects of human activities and urbanization on groundwater environments: An example from the aquifer system of Tokyo and the surrounding area. *Science of the Total Environment*, 407 (9): 3165-3172. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.012

Hejazi, M.I.; Moglen, G.E., 2008. The effect of climate and land use change on flow duration in the Maryland Piedmont region. *Hydrological Processes*, 22 (24): 4710-4722. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7080

Hollis, G.E.; Ovenden, J.C., 1988a. One year irrigation experiment to assess losses and runoff volume relationships for a residential road in Hertfordshire, England. *Hydrological Processes*, 2 (1): 61-74. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.3360020106

Hollis, G.E.; Ovenden, J.C., 1988b. The quantity of stormwater runoff from 10 stretches of road, a car park and 8 roofs in Hertfordshire, England during 1983. *Hydrological Processes*, 2 (3): 227-243. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.3360020304

Homa, E.S.; Brown, C.; McGarigal, K.; Compton, B.W.; Jackson, S.D., 2013. Estimating hydrologic alteration from basin characteristics in Massachusetts. *Journal of Hydrology*, 503: 196-208. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.008

Hoque, M.A.; Hoque, M.M.; Ahmed, K.M., 2007. Declining groundwater level and aquifer dewatering in Dhaka metropolitan area, Bangladesh: causes and quantification. *Hydrogeology Journal*, 15 (8): 1523-1534. http://dx.doi.org/10.1007/s10040-007-0226-5

Huang, S.Y.; Cheng, S.J.; Wen, J.C.; Lee, J.H., 2008. Identifying peak-imperviousness-recurrence relationships on a growing-impervious watershed, Taiwan. *Journal of Hydrology*, 362 (3-4): 320-336. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.09.002

Jacobs, C.; Elbers, J.; Brolsma, R.; Hartogensis, O.; Moors, E.; Rodríguez-Carretero Márquez, M.T.; van Hove, B., 2015. Assessment of evaporative water loss from Dutch cities. *Building and Environment*, 83: 27-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.07.005

Jacobson, C.R., 2011. Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management*, 92 (6): 1438-1448. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.018

Jeppesen, J.; Christensen, S.; Ladekarl, U.L., 2011. Modelling the historical water cycle of the Copenhagen area 1850-2003. *Journal of Hydrology*, 404 (3-4): 117-129. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.20.10.12.022

Kauffman, G.J.; Belden, A.C.; Vonck, K.J.; Homsey, A.R., 2009. Link between Impervious Cover and Base Flow in the White Clay Creek Wild and Scenic Watershed in Delaware. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14 (4): 324-334. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2009)14:4(324)

Lee, J.Y.; Choi, M.J.; Kim, Y.Y.; Lee, K.K., 2005. Evaluation of hydrologic data obtained from a local groundwater monitoring network in a metropolitan city, Korea. *Hydrological Processes*, 19 (13): 2525-2537. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.5689

Lemonsu, A.; Masson, V.; Berthier, E., 2007. Improvement of the hydrological component of an urban soil-vegetation-atmosphere-transfer model. *Hydrological Processes*, 21 (16): 2100-2111. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6373

Letellier, L.; Berthier, E.; Darboux, N., 2010. Développement d 'un infiltromètre pour mesurer les infiltrations d ' eau à la surface des chaussées. *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 277 (juillet-septembre 2010): 19-30.

Li, Y., 2015. *Modélisation des processus hydrologiques au sein d'un bassin versant urbain - Étude d'un module d'écoulement dans la zone saturée et application au projet urbain du futur campus Paris-Saclay*. Ecole Centrale, Nantes.

Mc Pherson, M.B., 1974. *Hydrological effects of urbanization*: Unesco Press (Studies and reports in hydrology, n°18), Paris, (Report of the Sub-group on the Effects of Urbanization on the Hydrological Environment, of the Co-ordinating Council of the International Hydrological Decade), 280 p. http://hydrologie.org/BIB/Publ_UNESCO/SR_018_E_1974.pdf

McGrane, S.J., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 61 (13): 2295-2311. http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084

Mikita, M.; Yamanaka, T.; Lorphensri, O., 2011. Anthropogenic changes in a confined groundwater flow system in the Bangkok basin, Thailand, part I: was groundwater-recharge enhanced? *Hydrological Processes*, 25 (17): 2726-2733. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.8013

Miller, J.D.; Kim, H.; Kjeldsen, T.R.; Packman, J.; Grebby, S.; Dearden, R., 2014. Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a pen-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology*, 515: 59-70. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.011

Motta, J.C.; Tucci, C.E.M., 1984. Simulation of the urbanization effect in flow. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 29 (2): 131-147. http://dx.doi.org/10.1080/02626668409490930

Musolff, A.; Leschik, S.; Reinstorf, F.; Strauch, G.; Schirmer, M., 2010. Micropollutant Loads in the Urban Water Cycle. *Environmental Science & Technology*, 44 (13): 4877-4883. http://dx.doi.org/10.1021/es903823a

Niehoff, D.; Fritsch, U.; Bronstert, A., 2002. Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. *Journal of Hydrology*, 267 (1-2): 80-93. http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(02)00142-7

Nouri, H.; Beecham, S.; Kazemi, F.; Hassanli, A.M., 2013. A review of ET measurement techniques for estimating the water requirements of urban landscape vegetation. *Urban Water Journal*, 10 (4): 247-259. http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2012.726360

O'Driscoll, M.; Clinton, S.; Jefferson, A.; Manda, A.; McMillan, S., 2010. Urbanization Effects on Watershed Hydrology and In-Stream Processes in the Southern United States. *Water*, 2 (3): 605-648. http://dx.doi.org/10.3390/w2030605

Onishi, A.; Cao, X.; Ito, T.; Shi, F.; Imura, H., 2010. Evaluating the potential for urban heat-island mitigation by greening parking lots. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9 (4): 323-332. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2010.06.002

Ozdemir, A., 2015. Investigation of sinkholes spatial distribution using the weights of evidence method and GIS in the vicinity of Karapinar (Konya, Turkey). *Geomorphology*, 245: 40-50. http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.04.034

Ragab, R.; Bromley, J.; Rosier, P.; Cooper, J.D.; Gash, J.H.C., 2003a. Experimental study of water fluxes in a residential area: 1. Rainfall, roof runoff and evaporation: the effect of slope and aspect. *Hydrological Processes*, 17 (12): 2409-2422. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1250

Ragab, R.; Rosier, P.; Dixon, A.; Bromley, J.; Cooper, J.D., 2003b. Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation. *Hydrological Processes*, 17 (12): 2423-2437. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.1251

Ramamurthy, P.; Bou-Zeid, E., 2014. Contribution of impervious surfaces to urban evaporation. *Water Resources Research*, 50 (4): 2889-2902. http://dx.doi.org/10.1002/2013wr013909

Ramier, D.; Berthier, E.; Andrieu, H., 2004. An urban lysimeter to assess runoff losses on asphalt concrete plates. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29 (11-12): 839-847. http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2004.05.011

Ramier, D.; Berthier, E.; Andrieu, H., 2011. The hydrological behaviour of urban streets: long-term observations and modelling of runoff losses and rainfall-runoff transformation. *Hydrological Processes*, 25 (14): 2161-2178. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7968

Redfern, T.W.; Macdonald, N.; Kjeldsen, T.R.; Miller, J.D.; Reynard, N., 2016. Current understanding of hydrological processes on common urban surfaces. *Progress in Physical Geography*, 40 (5): 699-713. http://dx.doi.org/10.1177/0309133316652819

Rocheta, V.L.S.; Isidoro, J.; de Lima, J., 2017. Infiltration of Portuguese cobblestone pavements - An exploratory assessment using a double-ring infiltrometer. *Urban Water Journal*, 14 (3): 291-297. http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2015.1111914

Rodriguez, F., 2014. *Compte-rendu de la campagne FluxSAP 2012 : Rapport du projet Rosenhy.*, 9 p.

Rodriguez, F.; Augris, P.; Flahaut, B.; Jankowfsky, S.; Lebouc, L.; Mosini, M.-L.; Mosset, A.; Pineau, L.; Rouaud, J.-M.; Yilmaz, D., 2013. Apport des observations hydrologiques a differentes echelles en milieu urbain. *Quelles innovations pour la gestion durable des eaux pluviales en milieu urbain ?* Nante, s3-5 décembre 2013, 10 p. http://inogedep2013.sciencesconf.org/conference/inogedep2013/pages/Rodriguez_2.pdf

Rozell, D., 2010. Urbanization and Trends in Long Island Stream Base Flow. *Seventeenth Conference on "Geology (LIG Abstracts)*. Long Island and Metropolitan New York. Stony Brook University: Department of Geosciences, 12 p. http://dspace.sunyconnect.suny.edu/bitstream/handle/1951/50987/RozellConfPaper.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Rutsch, M.; Rieckermann, J.; Krebs, P., 2006. Quantification of sewer leakage: a review. *Water Science and Technology*, 54 (6-7): 135-144. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2006.616

Salam, Y., 2015. *Mesure de l'évapotranspiration à petite échelle spatiale en milieu urbain. Rapport de stage*. Ecole Centrale de Nantes, 53 p.

Salavati, B.; Oudin, L.; Furusho-Percot, C.; Ribstein, P., 2016. Modeling approaches to detect land-use changes: Urbanization analyzed on a set of 43 US catchments. *Journal of Hydrology*, 538: 138-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.010

Salvadore, E.; Bronders, J.; Batelaan, O., 2015. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. *Journal of Hydrology*, 529: 62-81. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028

Schirmer, M.; Leschik, S.; Musolff, A., 2013. Current research in urban hydrogeology - A review. *Advances in Water Resources*, 51: 280-291. http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015

Seo, Y.; Choi, N.J.; Schmidt, A.R., 2013. Contribution of directly connected and isolated impervious areas to urban drainage network hydrographs. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17 (9): 3473-3483. http://dx.doi.org/10.5194/hess-17-3473-2013

Sillanpaa, N.; Koivusalo, H., 2015. Impacts of urban development on runoff event characteristics and unit hydrographs across warm and cold seasons in high latitudes. *Journal of Hydrology*, 521: 328-340. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.12.008

Starke, P.; Wallmeyer, C.; Rolver, S.; Gobel, P.; Coldewey, W.G., 2011. Development of a new laboratory evaporation measurement device as decision support for evaporation-optimized building. *Building and Environment*, 46 (12): 2552-2561. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.06.010

Thomas, A.; Tellam, J., 2006. Modelling of recharge and pollutant fluxes to urban groundwaters. *Science of the Total Environment*, 360 (1-3): 158-179. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.050

Valtanen, M.; Sillanpaa, N.; Setala, H., 2014. Effects of land use intensity on stormwater runoff and its temporal occurrence in cold climates. *Hydrological Processes*, 28 (4): 2639-2650. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.9819

Vazquez-Sune, E.; Sanchez-Vila, X.; Carrera, J., 2005. Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain. *Hydrogeology Journal*, 13 (3): 522-533. http://dx.doi.org/10.1007/s10040-004-0360-2

Vogel, J.R.; Moore, T.L., 2016. Urban Stormwater Characterization, Control, and Treatment. *Water Environment Research*, 88 (10): 1918-1950. http://dx.doi.org/10.2175/106143016X14696400495938

Voyde, E.; Fassman, E.; Simcock, R.; Wells, J., 2010. Quantifying Evapotranspiration Rates for New Zealand Green Roofs. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15 (6): 395-403. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000141

Wiles, T.J.; Sharp, J.M., 2008. The Secondary Permeability of Impervious Cover. *Environmental & Engineering Geoscience*, 14 (4): 251-265. http://dx.doi.org/10.2113/gseegeosci.14.4.251

Wouters, H.; Demuzere, M.; Ridder, K.D.; van Lipzig, N.P.M., 2015. The impact of impervious water-storage parametrization on urban climate modelling. *Urban Climate*, 11: 24-50. http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2014.11.005

Yao, L.; Chen, L.D.; Wei, W., 2016a. Assessing the effectiveness of imperviousness on stormwater runoff in micro urban catchments by model simulation. *Hydrological Processes*, 30 (12): 1836-1848. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10758

Yao, L.; Wei, W.; Chen, L.D., 2016b. How does imperviousness impact the urban rainfall-runoff process under various storm cases? *Ecological Indicators*, 60: 893-905. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.041

Zhang, L.; Kennedy, C., 2006. Determination of sustainable yield in urban groundwater systems: Beijing, China. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11 (1): 21-28. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2006)11:1(21)

2. Conséquences de l'artificialisation des sols sur la qualité des eaux pluviales

Barbosa, A.E.; Fernandes, J.N.; David, L.M., 2012. Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Research*, 46 (20): 6787-6798. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029

Becouze-Lareure, C., 2010. *Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants*. Thèse de doctorat (Génie civil urbain). INSA, Lyon. 289 p.

Benotti, M.J.; Brownawell, B.J., 2007. Distributions of pharmaceuticals in an urban estuary during both dry- and wet-weather conditions. *Environmental Science & Technology*, 41 (16): 5795-5802. http://dx.doi.org/10.1021/es0629965

Bjorklund, K.; Cousins, A.P.; Stromvall, A.M.; Malmqvist, P.A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment*, 407 (16): 4665-4672. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.040

Blanchoud, H.; Farrugia, F.; Mouchel, J.M., 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. *Chemosphere*, 55 (6): 905-913. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.061

Bressy, A., 2010. *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales*. Thèse de doctorat (Sciences et techniques de l'environnement). Université Paris Est, 332 p. http://www.leesu.fr/opur/IMG/pdf/Memoire_Doctorat_Bressy.pdf

Bressy, A.; Gromaire, M.C.; Lorgeoux, C.; Saad, M.; Leroy, F.; Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Research*, 46 (20): 6799-6810. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017

Brombach, H.; Weiss, G.; Fuchs, S., 2005. A new database on urban runoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems. *Water Science and Technology*, 51 (2): 119-128.

Brown, J.N.; Peake, B.M., 2006. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359 (1-3): 145-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016

Bucheli, T.D.; Muller, S.R.; Voegelin, A.; Schwarzenbach, R.P., 1998. Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R,S)-mecoprop in roof runoff waters: Potential contamination of groundwater and surface waters. *Environmental Science & Technology*, 32 (22): 3465-3471. http://dx.doi.org/10.1021/es980318f

Buerge, I.J.; Poiger, T.; Muller, M.D.; Buser, H.R., 2006. Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine. *Environmental Science & Technology*, 40 (13): 4096-4102. http://dx.doi.org/10.1021/es052553l

Burkhardt, M.; Kupper, T.; Hean, S.; Haag, R.; Schmid, P.; Kohler, M.; Boller, M., 2007. Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems. *Water Science and Technology*, 56 (12): 63-67. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.807

Burkhardt, M.; Zuleeg, S.; Vonbank, R.; Bester, K.; Carmeliet, J.; Boller, M.; Wangler, T., 2012. Leaching of Biocides from Facades under Natural Weather Conditions. *Environmental Science & Technology*, 46 (10): 5497-5503. http://dx.doi.org/10.1021/es2040009

Burton, G.A.; Pitt, R., 2002. *Stormwater Effects Handbook: A Toolbox for Watershed Managers*. Lewis Publisher, 911 p.

Chérin, N., 2017. *Modélisation des flux de dépôts atmosphériques du plomb et du cadmium à l'échelle urbaine*. Thèse de doctorat. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris. 147 p.

Cladiere, M., 2012. *Sources, transfert et devenir des alkylphénols et du bisphénol A dans le bassin amont de la Seine : cas de la région Île-de-France*. Thèse de doctorat (Sciences et Technique de l'Environnement). Université Paris-Est, Champs sur Marne. 253 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00816845v2/document

Cladiere, M.; Gasperi, J.; Lorgeoux, C.; Bonhomme, C.; Rocher, V.; Tassin, B., 2013. Alkylphenolic compounds and bisphenol A contamination within a heavily urbanized area: case study of Paris. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (5): 2973-2983. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1220-6

Clark, S.; Pitt, R.; Burian, S.; Field, R., 2002. Urban wet-weather flows. *Water Environment Research*, 74 (5): 106-230. http://dx.doi.org/10.2175/106143002x140422

Clark, S.E.; Burian, S.; Pitt, R.; Field, R., 2007. Urban wet-weather flows. *Water Environment Research*, 79 (10): 1166-1227. http://dx.doi.org/10.2175/106143007x218386

Delamain, M.; Ruban, V.; Rodriguez, F., 2016. Comparaison des pratiques d'entretien des surfaces urbaines entre le bassin versant du pin sec (Nantes) et un écoquartier adjacent–cas des pesticides et des métaux. *Techniques Sciences Méthodes*, (5): pp. 34-52.

Eawag, 2009. *Informations concernant le mecoprop contenu dans les couches bitumeuses des toitures végétalisées*. Berne: Office fédéral de l'environnement, (Referenz/Aktenzeichenl 131-0459), 4 p. http://www.lab-immo.ch/spec/lab-

immo/Concepts/Toiture/M%C3%A9coprop_contenu_dans_les_couches_bitumeuses_des_toitures_v%C3%A9g%C3%A9talis%C3%A9es.pdf

El Mufleh, A., 2009. *Répartition des micropolluants métalliques et organiques au sein de la matrice dolide des sédiments isuus de l'assainissement des eaux pluviales urbaines. Comparaison et critiques de méthodes de fractionnement*. Thèse de doctorat (Génie civil). Ecole Centrale de Nantes, 231 p.

Eriksson, E.; Baun, A.; Mikkelsen, P.S.; Ledin, A., 2007. Risk assessment of xenobiotics in stormwater discharged to Harrestrup angstrom, Denmark. *Desalination*, 215 (1-3): 187-197. http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2006.12.008

Fam, S.; Stenstrom, M.K.; Silverman, G., 1987. Hydrocarbons in urban runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 113 (5): 1032-1046.

Forster, J., 1999. Variability of roof runoff quality. *Water Science and Technology*, 39 (5): 137-144. http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(99)00095-5

Fuchs, S.; Brombach, H.; Weiss, G., 2004. New database on urban runoff pollution. *NOVATECH 2004*. Lyon, 145-152.

Gasperi, J.; Garnaud, S.; Rocher, V.; Moilleron, R., 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. *Science of the Total Environment*, 407 (1): 263-272. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.015

Gasperi, J.; Gromaire, M.C.; Kafi, M.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2010. Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44 (20): 5875-5886. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.008

Gasperi, J.; Sebastian, C.; Ruban, V.; Delamain, M.; Percot, S.; Wiest, L.; Mirande, C.; Caupos, E.; Demare, D.; Kessoo, M.D.; Saad, M.; Schwartz, J.J.; Dubois, P.; Fratta, C.; Wolff, H.; Moilleron, R.; Chebbo, G.; Cren, C.; Millet, M.; Barraud, S.; Gromaire, M.C., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5267-5281. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0

Gromaire, M.C.; Garnaud, S.; Saad, M.; Chebbo, G., 2001. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research*, 35 (2): 521-533. http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00261-x

Gromaire, M.C.; Robert-Sainte, P.; Bressy, A.; Saad, M.; De Gouvello, B.; Chebbo, G., 2011. Zn and Pb emissions from roofing materials - modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment. *Water Science and Technology*, 63 (11): 2590-2597. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.160

Huang, X.J.; Pedersen, T.; Fischer, M.; White, R.; Young, T.M., 2004. Herbicide runoff along highways. 1. Field observations. *Environmental Science & Technology*, 38 (12): 3263-3271. http://dx.doi.org/10.1021/es034847h

Ineris, 2015. *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Fluoranthène*. Paris: Ineris, (DRC-14-136881-07005A), 28 p. http://www.ineris.fr/substances/fr/

Jiang, W.Y.; Haver, D.; Rust, M.; Gan, J., 2012. Runoff of pyrethroid insecticides from concrete surfaces following simulated and natural rainfalls. *Water Research*, 46 (3): 645-652. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.023

Jungnickel, C.; Stock, F.; Brandsch, T.; Ranke, J., 2008. Risk assessment of biocides in roof paint. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (3): 258-265. http://dx.doi.org/10.1065/espr2007.12.465

Kalmykova, Y.; Bjorklund, K.; Stromvall, A.M.; Blom, L., 2013. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachates and stormwater. *Water Research*, 47 (3): 1317-1328. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.054

Lamprea, K., 2009. *Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs périurbains*. Thèse de doctorat (Sciences de l'environnement/Ingénierie de l'environnement). Ecole Centrale de Nantes, 244 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01002809/document

Lamprea, K.; Ruban, V., 2011a. Characterization of atmospheric deposition and runoff water in a small suburban catchment. *Environmental Technology*, 32 (10): 1141-1149. http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2010.528045

Lamprea, K.; Ruban, V., 2011b. Pollutant concentrations and fluxes in both stormwater and wastewater at the outlet of two urban watersheds in Nantes (France). *Urban Water Journal*, 8 (4): 219-231. http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2011.596211

Miyauchi, T.; Mori, M., 2008. Effect of components of leaching medium on the leaching of benzalkonium chloride from treated wood. *Journal of Wood Science*, 54 (6): 490-494. http://dx.doi.org/10.1007/s10086-008-0974-4

Passerat, J.; Ouattara, N.K.; Mouchel, J.M.; Rocher, V.; Servais, P., 2011. Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*, 45 (2): 893-903. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.024

Percot, S., 2012. *Contribution des retombées atmosphériques aux flux de polluants issus d'un petit bassin versant urbain: Cas du Pin Sec à Nantes*. Ecole centrale de Nantes, 210 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00851955/document

Pitt, R.; Maestre, A., 2005. Stormwater quality as described in the National Stormwater Quality Database (NSQD). *10th International Conference on Urban Drainage*. Copenhagen, Denmark.

Quaghebeur, D.; De Smet, B.; De Wulf, E.; Steurbaut, W., 2004. Pesticides in rainwater in Flanders, Belgium: results from the monitoring program 1997-2001. *Journal of Environmental Monitoring*, 6 (3): 182-190. http://dx.doi.org/10.1039/b312558k

Robert-Sainte, P.; Gromaire, M.C.; De Gouvello, B.; Saad, M.; Chebbo, G., 2009. Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 5612-5618. http://dx.doi.org/10.1021/es9002108

Rossi, L., 1998. *Qualité des eaux de ruissellement urbaines*. PhD Thesis. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse. 303 p.

Sabin, L.D.; Lim, J.H.; Stolzenbach, K.D.; Schiff, K.C., 2005. Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. *Water Research*, 39 (16): 3929-3937. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.003

Sainte, P., 2010. *Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement*. Thèse de doctorat. Ecole des Ponts ParisTech, 427 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00539932/document

Schoknecht, U.; Gruycheva, J.; Mathies, H.; Bergmann, H.; Burkhardt, M., 2009. Leaching of Biocides Used in Facade Coatings under laboratory Test Conditions. *Environmental Science & Technology*, 43 (24): 9321-9328. http://dx.doi.org/10.1021/es9019832

Schoknecht, U.; Wegner, R.; Horn, W.; Jann, O., 2003. Emission of biocides from treated materials - Test procedures for water and air. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (3): 154-161. http://dx.doi.org/10.1065/espr2002.09.133

Schwager, J.; Irles, A.; Thiriat, J.; Claverie, R.; Morel, J.-L.; Ruban, V., 2014. Rejets et rétentions d'éléments traces métalliques par les toitures végétalisées-Premiers résultats d'une expérimentation in situ. *Techniques Sciences Méthodes*, 1/2 (janvier-février): 61-69. http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201401061

Schwager, J.; Schaal, L.; Simonnot, M.O.; Claverie, R.; Ruban, V.; Morel, J.L., 2015. Emission of trace elements and retention of Cu and Zn by mineral and organic materials used in green roofs. *Journal of Soils and Sediments*, 15 (8): 1789-1801. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-014-0962-9

Smullen, J.T.; Shallcross, A.L.; Cave, K.A., 1999. Updating the US nationwide urban runoff quality data base. *Water Science and Technology*, 39 (12): 9-16. http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(99)00312-1

Sternbeck, J.; Sjodin, A.; Andreasson, K., 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36 (30): 4735-4744. http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(02)00561-7

Ter Schure, A.F.H.; Larsson, P.; Agrell, C.; Boon, J.P., 2004. Atmospheric transport of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls to the Baltic sea. *Environmental Science & Technology*, 38 (5): 1282-1287. http://dx.doi.org/10.1021/es0348086

Thorpe, A.; Harrison, R.M., 2008. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400 (1-3): 270-282. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007

Thuyet, D.Q.; Jorgenson, B.C.; Wissel-Tyson, C.; Watanabe, H.; Young, T.M., 2012. Wash off of imidacloprid and fipronil from turf and concrete surfaces using simulated rainfall. *Science of the Total Environment*, 414: 515-524. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.051

Van de Voorde, A.; Lorgeoux, C.; Gromaire, M.C.; Chebbo, G., 2012. Analysis of quaternary ammonium compounds in urban stormwater samples. *Environmental Pollution*, 164: 150-157. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.037

Varrault, G.; Rocher, V.; Bracmort, G.; Louis, Y.; Matar, Z., 2012. Vers une nouvelle méthode de détermination des métaux labiles dans les milieux aquatiques. *Techniques Sciences Methodes-Genie Urbain Genie Rural*, 4 (avril): 56. http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201204056

Vialle, C.; Sablayrolles, C.; Silvestre, J.; Monier, L.; Jacob, S.; Huau, M.C.; Montrejaud-Vignoles, M., 2013. Pesticides in roof runoff: Study of a rural site and a suburban site. *Journal of Environmental Management*, 120: 48-54. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.023

Wittmer, I.; Burkhardt, M., 2009. Dynamique des rejets de biocides et de pesticides. *Eawag News*, 671: 8-11. http://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A9958/datastream/PDF/view

Zgheib, S., 2009. *Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire*. Thèse de doctorat ENPC (Sciences et Techniques de l'Environnement). Ecole des Ponts ParisTech., 349 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00554932/document

Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2011. Influence of the land use pattern on the concentrations and fluxes of priority pollutants in urban stormwater. *Water Science and Technology*, 64 (7): 1450-1458. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.770

Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1-Case of separate storm sewers. *Water Research*, 46 (20): 6683-6692. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012

3. La gestion alternative des eaux pluviales

AESN, 2013. *Outils de bonne gestion des eaux pluviales. Document d'orientation pour une meilleure maitrise des polluants dès l'origine du ruissellement*: Agence de l'Eau Seine Normandie, Leesu, Composante urbaine, 64 p. http://www.eau-seine-normandie.fr/fileadmin/mediatheque/Dossier_partage/COLLECTIVITES-partage/EAUX_PLUVIALES/

Ah-Leung, S.; Baati, S.; Patouillard, C.; Toussaint, J.-Y.; Vareilles, S., 2013. Que fabrique-t-on avec les eaux pluviales urbaines? Les dispositifs techniques et les usages du parc Kaplan dans l'agglomération lyonnaise. *Novatech 2013*. Lyon, 23-27 juin, 10 p.

Alfredo, K.; Montalto, F.; Goldstein, A., 2010. Observed and Modeled Performances of Prototype Green Roof Test Plots Subjected to Simulated Low- and High-Intensity Precipitations in a Laboratory Experiment. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15 (6): 444-457. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000135

Apur, 2015. *Préservation et valorisation de la ressource en eau brute - Une gestion parisienne des eaux pluviales*, 120 p. http://www.apur.org

Asleson, B.C.; Nestingen, R.S.; Gulliver, J.S.; Hozalski, R.M.; Nieber, J.L., 2009. Performance Assessment of Rain Gardens(1). *Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4): 1019-1031. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00344.x

Autixier, L.; Mailhot, A.; Bolduc, S.; Madoux-Humery, A.S.; Galarneau, M.; Prevost, M.; Dorner, S., 2014. Evaluating rain gardens as a method to reduce the impact of sewer overflows in sources of drinking water. *Science of the Total Environment*, 499: 238-247. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.030

Azzout, Y.; Barraud, S.; Crès, F.N.; Alfakih, E., 1994. *Nouvelles approches pour la conception des technologies alternatives au réseau de conduites*. Lyon: GRAIE, 10 p.

Bäckström, M.; Viklander, M.; Malmqvist, P.-A., 2006. Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. *Urban Water Journal*, 3 (2): 55-67.

Ball, J.E.; Rankin, K., 2010. The hydrological performance of a permeable pavement. *Urban Water Journal*, 7 (2): 79-90. http://dx.doi.org/10.1080/15730620902969773

Ballard, B.W.; Kellagher, R.; Martin, P.; Jefferies, C.; Bray, R.; Shaffer, P., 2007. *The SUDS manual*. London: Construction Industry Research & Information Association (CIRIA), 937 p.

Barraud, S.; De Becdelièvre L. (coord.); Bedell, J.-P.; Delolme, C.; Perrodin, Y.; Winiarski, T.; Bacot, L.; Brelot, E.; Soares, I.; Desjardin-Blanc, V.; Lipeme-Kouyi, G.; Malard, F.; Mermillod-Blondin, F.; Gibert, J.; Herbreteau, B.; Clozel, B.; Gaboriau, H.; Seron, A.; Come, J.-M.; Kaskassian, S.; Verjat, J.-L.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; Cherqui, F., 2009. *L'infiltration en questions : Recommandations pour la faisabilité la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain*, (ANR PRECODD - Programme ECOPLUIES Techniques alternatives de traitement des eaux pluviales et de leurs sous-produits : vers la maîtrise du fonctionnement des ouvrages d'infiltration urbains), 62 p. http://www.graie.org/ecopluies/delivrables/55729e_guidemodifie_20090203fin6-2.pdf

Barrett, M.; Lantin, A.; Austrheim-Smith, S.; Trb, 2004. Storm water pollutant removal in roadside vegetated buffer strips. *Highway Facility Design 2004; Including 2004 Thomas B. Deen Distinguished Lecture*. Washington: Transportation Research Board Natl Research Council (Transportation Research Record), 129-140.

Barrett, M.E.; Limouzin, M.; Lawler, D.F., 2013. Effects of Media and Plant Selection on Biofiltration Performance. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 139 (4): 462-470. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000551

Berndtsson, J.C., 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering*, 36 (4): 351-360. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.014

Bollig, S.R., 2007. *Diffusion of innovations: how local governments shape public policy to promote progressive stormwater management.* . Master's thesis. . Department of Planning, Public Policy and Management, University of Oregon.

Bowler, D.E.; Buyung-Ali, L.; Knight, T.M.; Pullin, A.S., 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97 (3): 147-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006

Brander, K.E.; Owen, K.E.; Potter, K.W., 2004. Modeled impacts of development type on runoff volume and infiltration performance. *Journal of the American Water Resources Association*, 40 (4): 961-969. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb01059.x

Brattebo, B.O.; Booth, D.B., 2003. Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems. *Water Research*, 37 (18): 4369-4376. http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(03)00410-x

Bressy, A., 2010. *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales*. Thèse de doctorat (Sciences et techniques de l'environnement). Université Paris Est, 332 p. http://www.leesu.fr/opur/IMG/pdf/Memoire_Doctorat_Bressy.pdf

Bressy, A.; Gromaire, M.C.; Lorgeoux, C.; Saad, M.; Leroy, F.; Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Research*, 46 (20): 6799-6810. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017

Brown, R.A.; Hunt, W.F., 2011a. Impacts of Media Depth on Effluent Water Quality and Hydrologic Performance of Undersized Bioretention Cells. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 137 (3): 132-143. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000167

Brown, R.A.; Hunt, W.F., 2011b. Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 137 (11): 1082-1091. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000437

Brown, R.A.; Hunt, W.F., 2012. Improving bioretention/biofiltration performance with restorative maintenance. *Water Science and Technology*, 65 (2): 361-367. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2012.860

Campisano, A.; Butler, D.; Ward, S.; Burns, M.J.; Friedler, E.; DeBusk, K.; Fisher-Jeffes, L.N.; Ghisi, E.; Rahman, A.; Furumai, H.; Han, M., 2017. Urban rainwater harvesting systems: Research, implementation and future perspectives. *Water Research*, 115: 195-209. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.056

Carré, C.; Deutsch, J.C., 2015. *L'eau dans la ville: une amie qui nous fait la guerre*. Editions de l'Aube.

Castro-Fresno, D.; Andres-Valeri, V.C.; Sanudo-Fontaneda, L.A.; Rodriguez-Hernandez, J., 2013. Sustainable Drainage Practices in Spain, Specially Focused on Pervious Pavements. *Water*, 5 (1): 67-93. http://dx.doi.org/10.3390/w5010067

Chapman, C.; Horner, R.R., 2010. Performance Assessment of a Street-Drainage Bioretention System. *Water Environment Research*, 82 (2): 109-119. http://dx.doi.org/10.2175/106143009X426112

Chebbo, G.; Gromaire, M.-C.; Lucas, E., 2003. Protocole VICAS: mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (12): 39-49.

Cherqui, F.; Werey, C.; Le Nouveau, N.; Rodriguez, F.; Joannis, C.; Sibeud, E.; Barraud, S., 2016. De la gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement aux techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, une nouvelle histoire à écrire pour la gestion intégrée des eaux urbaines. *Sciences Eaux et Territoires*, 20: 22-27.

Cossais, N.; Sibeud, E.; Floriat, M., 2016. Le projet" Ville Perméable": évaluation du cycle de vie des ouvrages publics de gestion des eaux pluviales. *Novatech 2016*. Lyon.

Daligault, A.; Meaudre, D.; Arnault, D.; Duc, V.; Bardin, N.; Aires, N.; Biau, D.; Schmid, J.; Clement, P.; Viau, J.Y., 1999. Stormwater and lamella settlers: Efficiency and reality. *Water Science and Technology*, 39 (2): 93-101. http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(99)00012-8

Datry, T., 2003. *Urbanisation et Nappes Phréatiques; Réponses des écosystèmes aquatiques souterrains aux pratiques d'infiltration d'eau pluviale*. Thèse de Doctorat. Université Claude Bernard, Lyon. 215 p.

Davis, A.P., 2008. Field performance of bioretention: Hydrology impacts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13 (2): 90-95. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:2(90)

Davis, A.P.; Hunt, W.F.; Traver, R.G.; Clar, M., 2009. Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135 (3): 109-117. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(109)

Davis, A.P.; Traver, R.G.; Hunt, W.F.; Lee, R.; Brown, R.A.; Olszewski, J.M., 2012. Hydrologic Performance of Bioretention Storm-Water Control Measures. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17 (5): 604-614. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000467

Dechesne, M., 2002. *Mesure et modélisation des flux d'eau et de polluants dans les systèmes d'infiltration*. Thèse. INSA, Lyon. 278 p.

Deletic, A.; Fletcher, T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment - a field and modelling study. *Journal of Hydrology*, 317 (3-4): 261-275. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.021

Diblasi, C.J.; Li, H.; Davis, A.P.; Ghosh, U., 2009. Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environmental Science & Technology*, 43 (2): 494-502. http://dx.doi.org/10.1021/es802090g

Dietz, M.E., 2007. Low impact development practices: A review of current research and recommendations for future directions. *Water Air and Soil Pollution*, 186 (4): 351-363. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-007-9484-z

Dietz, M.E.; Clausen, J.C., 2005. A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water Air and Soil Pollution*, 167 (4): 123-138. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-005-8266-8

Djedjig, R.; Bozonnet, E.; Belarbi, R., 2015. Analysis of thermal effects of vegetated envelopes: Integration of a validated model in a building energy simulation program. *Energy and Buildings*, 86: 93-103. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.09.057

Drake, J.; Bradford, A., 2013. Assessing the potential for restoration of surface permeability for permeable pavements through maintenance. *Water Science and Technology*, 68 (9): 1950-1958. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2013.450

DRIEE, 2012. *Doctrine relative à l'instruction des dossiers de rejets d'eaux pluviales dans le cadre de la police de l'eau (rubrique 2.1.5.0.) et de la police des ICPE*. Paris: Direction regionale et interdépartementale de l'Environnement et de l'Energie d'Ile de France,.

Dussaillant, A.R.; Cuevas, A.; Potter, K.W., 2005. Stormwater infiltration and focused groundwater recharge in a rain garden: simulations for different world climates. In: Savic, D.A.; Marino, M.A.; Savenije, H.G.; Bertoni, J.C., eds. *Sustainable Water Management Solutions for Large Cities*. Wallingford: Int Assoc Hydrological Sciences (Iahs Publication), 178-184. <Go to ISI>://WOS:000248925400024

El-Mufleh, A.; Bechet, B.; Ruban, V.; Legret, M.; Clozel, B.; Barraud, S.; Gonzalez-Merchan, C.; Bedell, J.P.; Delolme, C., 2014. Review on physical and chemical characterizations of contaminated sediments from urban stormwater infiltration basins within the framework of the French observatory for urban hydrology (SOERE URBIS). *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5329-5346. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-2490-3

Emerson, C.H.; Traver, R.G., 2008. Multiyear and seasonal variation of infiltration from storm-water best management practices. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 134 (5): 598-605. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2008)134:5(598)

Endreny, T.; Collins, V., 2009. Implications of bioretention basin spatial arrangements on stormwater recharge and groundwater mounding. *Ecological Engineering*, 35 (5): 670-677. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.017

European Commission; Directorate-General for Research and Innovation, 2015. *Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on 'Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities'*. Luxembourg European Union.

Fassman, E.A.; Blackbourn, S., 2010. Urban Runoff Mitigation by a Permeable Pavement System over Impermeable Soils. *Journal of Hydrologic Engineering*, 15 (6): 475-485. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000238

Federal Interagency Stream Restoration Working Group, 1998. *Stream Corridor Restoration. Principles, Processes, and Practices.*: FISRWG.

Fernandez, F.J.; Alvarez-Vazquez, L.J.; Garcia-Chan, N.; Martinez, A.; Vazquez-Mendez, M.E., 2015. Optimal location of green zones in metropolitan areas to control the urban heat island. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 289: 412-425. http://dx.doi.org/10.1016/j.cam.2014.10.023

Flanagan, K.; Branchu, P.; Ramier, D.; Gromaire, M.-C., 2016. Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff. *Water Science and Technology*, 75 (4): 987-997. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2016.578

Fletcher, T.D.; Shuster, W.; Hunt, W.F.; Ashley, R.; Butler, D.; Arthur, S.; Trowsdale, S.; Barraud, S.; Semadeni-Davies, A.; Bertrand-Krajewski, J.L.; Mikkelsen, P.S.; Rivard, G.; Uhl, M.; Dagenais, D.; Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more - The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12 (7): 525-542. http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2014.916314

Foulquier, A., 2009. *Ecologie fonctionnelle dans les nappes phréatiques : liens entre flux de matière organique, activité et diversité biologiques*. Thèse de Doctorat. Université Claude Bernard, Lyon. 268 p.

Freeborn, J.R.; Sample, D.J.; Fox, L.J., 2012. Residential Stormwater: Methods for Decreasing Runoff and Increasing Stormwater Infiltration. *Journal of Green Building*, 7 (2): 15-30. http://doi.org/10.3992/jgb.7.2.15

Gagrani, V.; Diemer, J.A.; Karl, J.J.; Allan, C.J., 2014. Assessing the hydrologic and water quality benefits of a network of stormwater control measures in a se us Piedmont watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, 50 (1): 128-142. http://dx.doi.org/10.1111/jawr.12121

Gao, C.; Liu, J.; Zhu, J.; Wang, Z., 2013. Review of Current Research on Urban Low-impact Development Practices. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 17 (1): 209-214.

Gasperi, J.; Gromaire, M.C.; Kafi, M.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2010. Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44 (20): 5875-5886. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.008

Gautier, A., 1998. *Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain*. Thèse de doctorat. INSA, Lyon.

Gonzalez-Merchan, C., 2012. *Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales*. Thèse de doctorat. INSA, Lyon. 298 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00943422/document

Grand Lyon, 2017. *Projet Ville perméable; guide d'aide à la conception et à l'entretien.*

Gromaire, M.-C.; Lamprea-Bretaudeau, K.; Mirande-Bret, C.; Caupos, E.; Seidl, M., 2014. Organic Micropollutants in Roof Runoff - A Study of the Emission/Retention Potential of Green Roofs. [consulté:

Gromaire, M.; Ramier, D.; Seidl, M.; Berthier, E.; Saad, M.; de Gouvello, B., 2013. Incidence of extensive green roof structures on the quantity and the quality of runoff waters. *Novatech 2013*. Lyon, 23-27 juin 2013.

Gromaire, M.C.; Garnaud, S.; Saad, M.; Chebbo, G., 2001. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. *Water Research*, 35 (2): 521-533. http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(00)00261-x

Hamel, P.; Fletcher, T.D., 2014. Modelling the impact of stormwater source control infiltration techniques on catchment baseflow. *Hydrological Processes*, 28 (24): 5817-5831. http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10069

Haritash, A.K.; Kaushik, C.P., 2009. Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, 169 (1-3): 1-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.137

Hatt, B.E.; Fletcher, T.D.; Deletic, A., 2008. Hydraulic and pollutant removal performance of fine media stormwater filtration systems. *Environmental Science & Technology*, 42 (7): 2535-2541. http://dx.doi.org/10.1021/es071264p

Hatt, B.E.; Fletcher, T.D.; Deletic, A., 2009. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365 (4): 310-321. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.001

Hong, E.Y.; Seagren, E.A.; Davis, A.P., 2006. Sustainable oil and grease removal from synthetic stormwater runoff using bench-scale bioretention studies. *Water Environment Research*, 78 (2): 141-155. http://dx.doi.org/10.2175/106143005X89607

Hoskins, J.; Peterein, J., 2013. Case Study of St. Louis, Missouri: Comparison of Bioretention Performance to the Runoff Component of a Restored Water Balance. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 139 (4): 516-521. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000625

Hsieh, C.H.; Davis, A.P., 2005. Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 131 (11): 1521-1531. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2005)131:11(1521)

Jackisch, N.; Weiler, M., 2017. The hydrologic outcome of a Low Impact Development (LID) site including superposition with streamflow peaks. *Urban Water Journal*, 14 (2): 143-159. http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2015.1080735

James, M.B.; Dymond, R.L., 2012. Bioretention Hydrologic Performance in an Urban Stormwater Network. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17 (3): 431-436. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000448

Jelinkova, V.; Dohnal, M.; Picek, T., 2015. A Green Roof Segment for Monitoring the Hydrological and Thermal Behaviour of Anthropogenic Soil Systems. *Soil and Water Research*, 10 (4): 262-270. http://dx.doi.org/10.17221/17/2015-SWR

Karlsson, K.; Viklander, M.; Scholes, L.; Revitt, M., 2010. Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials*, 178 (1-3): 612-618. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.129

Kazemi, F.; Beecham, S.; Gibbs, J., 2009. Streetscale bioretention basins in Melbourne and their effect on local biodiversity. *Ecological Engineering*, 35 (10): 1454-1465. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.003

Khan, U.T.; Valeo, C.; Chu, A.; van Duin, B., 2012. Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 1-hydrologic performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 39 (11): 1210-1221. http://dx.doi.org/10.1139/l2012-110

Kouyi, G.L.; Cren-Olive, C.; Cournoyer, B., 2014. Chemical, microbiological, and spatial characteristics and impacts of contaminants from urban catchments: CABRRES project. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5263-5266. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-2612-6

Laïlle, P.; Provendier, D.; Colson, F.; Salanié, J., 2013. *Les bienfaits du végétal en ville* Synthèse des travaux scientifiques et méthode d'analyse, Angers, Plante & Cité, 34 p. http://www.plante-et-cite.fr/data/fichiers_ressources/pdf_fiches/experimentation/Note_Cercle_Cite_Verte.pdf

Larmet, H., 2007. *Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : Influence des conditions hydrodynamiques*. Thèse Université Grenoble / ENTPE, Grenoble.

Lawrence, I.; Breen, P.F., 1998. *Design guidelines: Stormwater pollution control ponds and wetlands*. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, 68 p.

Le Coustumer, S., 2008. *Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales*. Thèse de doctorat. INSA de Lyon / Université Monash Melbourne, 427 p.

Le Coustumer, S.; Fletcher, T.D.; Deletic, A.; Barraud, S., 2007. Hydraulic performance of biofilters for stormwater management: first lessons from both laboratory and field studies. *Water Science and Technology*, 56 (10): 93-100. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.735

Le Coustumer, S.; Fletcher, T.D.; Deletic, A.; Barraud, S.; Poelsma, P., 2012. The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Research*, 46 (20): 6743-6752. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026

Le Viol, I.; Mocq, J.; Julliard, R.; Kerbiriou, C., 2009. The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 142 (12): 3163-3171. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.018

LeFevre, G.H.; Hozalski, R.M.; Novak, P.J., 2012. The role of biodegradation in limiting the accumulation of petroleum hydrocarbons in raingarden soils. *Water Research*, 46 (20): 6753-6762. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.040

Lemaire, B.J.; Lauzent, M.; Khac, V.T.; Varrault, G.; Seidl, M.; Vinçon-Leite, B., 2015. Effet de la matière organique produite dans les bassins de rétention des eaux pluviales sur la spéciation les éléments traces métalliques. *La Houille Blanche*, 3: 37-43. http://doi.org/10.1051/lhb/20150031

Leroy, M.-C.; Portet-Koltalo, F.; Legras, M.; Lederf, F.; Moncond'huy, V.; Polaert, I.; Marcotte, S., 2016. Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Science of the Total Environment*, 566: 113-121. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.027

Leroy, M.C.; Legras, M.; Marcotte, S.; Moncond'huy, V.; Machour, N.; Le Derf, F.; Portet-Koltalo, F., 2015. Assessment of PAH dissipation processes in large-scale outdoor mesocosms simulating vegetated road-side swales. *Science of the Total Environment*, 520: 146-153. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.020

Li, Y., 2015. *Modélisation des processus hydrologiques au sein d'un bassin versant urbain - Étude d'un module d'écoulement dans la zone saturée et application au projet urbain du futur campus Paris-Saclay*. Thèse de doctorat (Docteur de l'École Centrale de Nantes, spécialité Terre, enveloppes fluides). Ecole Centrale, Nantes.

Li, Y.L.; Babcock, R.W., 2014. Green roofs against pollution and climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (4): 695-705. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0230-9

Machusick, M.; Welker, A.; Traver, R., 2011. Groundwater Mounding at a Storm-Water Infiltration BMP. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 137 (3): 154-160. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ir.1943-4774.0000184

MacIvor, J.S.; Lundholm, J., 2011. Performance evaluation of native plants suited to extensive green roof conditions in a maritime climate. *Ecological Engineering*, 37 (3): 407-417. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.10.004

Madsen, H.M.; Brown, R.; Elle, M.; Mikkelsen, P.S., 2017. Social construction of stormwater control measures in Melbourne and Copenhagen: A discourse analysis of technological change, embedded meanings and potential mainstreaming. *Technological Forecasting and Social Change*, 115: 198-209. http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2016.10.003

Manusset, S., 2012. Impacts psycho-sociaux des espaces verts dans les espaces urbains. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 3 (3): 13 p. http://dx.doi.org/10.4000/developpementdurable.9389

Marmonier, P.; Maazouzi, C.; Foulquier, A.; Navel, S.; Francois, C.; Hervant, F.; Mermillod-Blondin, F.; Vieney, A.; Barraud, S.; Togola, A.; Piscart, C., 2013. The use of crustaceans as sentinel organisms to evaluate groundwater ecological quality. *Ecological Engineering*, 57: 118-132. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.009

McNett, J.K.; Hunt, W.F., 2011. An Evaluation of the Toxicity of Accumulated Sediments in Forebays of Stormwater Wetlands and Wetponds. *Water Air and Soil Pollution*, 218 (1-4): 529-538. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-010-0665-9

Mouy, N.; Duguet, P.; Laurent, C., 2007. Faisabilité hydraulique du zonage pluvial à Paris / Hydraulic feasibility of runoff zoning in Paris. *Novatech 2007*. Lyon.

Muthukrishnan, B.; Madge, A.; Selvakumar, R.F.; Sullivan, D.A., 2005. *The use of best management practices (BMPS) in urban watersheds*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency,, (NTIS PB2007-107266).

Nguyen-Deroche, T.; De Gouvello, B.; Lucas, F.; Garrec, N.; Gromaire, M.-C., 2013. Evaluation de la qualité de l'eau de pluie en vue de son utilisation: vers la définition de paramètres pertinents et de protocoles adaptés. *European journal of water quality*, 44 (1): 1-12.

Norton, B.A.; Coutts, A.M.; Livesley, S.J.; Harris, R.J.; Hunter, A.M.; Williams, N.S.G., 2015. Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134: 127-138. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018

Olszewski, J.M.; Davis, A.P., 2013. Comparing the Hydrologic Performance of a Bioretention Cell with Predevelopment Values. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 139 (2): 124-130. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ir.1943-4774.0000504

Palla, A.; Gnecco, I.; Lanza, L.G., 2010. Hydrologic Restoration in the Urban Environment Using Green Roofs. *Water*, 2 (2): 140-154. http://dx.doi.org/10.3390/w2020140

Petavy, F., 2007. *Traitement et valorisation des sédiments de l'assainissement pluvial*. Thèse. Ecole centrale de Nantes, Nantes. 317 p.

Petrucci, G., 2012. *La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines : confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique.* Thèse de doctorat ENPC. Université Paris Est / ENPC, 326 p+ annexes.

Petrucci, G.; Rodriguez, F.; Deroubaix, J.F.; Tassin, B., 2014. Linking the management of urban watersheds with the impacts on the receiving water bodies: the use of flow duration curves. *Water Science and Technology*, 70 (1): 127-135. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2014.206

Pratt, C.J.; Mantle, J.D.G.; Schofield, P.A., 1995. UK research into the performance of permeable pavement, reservoir structures in controlling stormwater discharge quantity and quality. *Water Science and Technology*, 32 (1): 63-69. http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(95)00539-y

Proton, A., 2008. *Etude hydraulique des tranchées de rétention / infiltration*. Thèse de doctorat (Génie civil). INSA, Lyon. 299 p. http://theses.insa-lyon.fr/publication/2008ISAL0073/these.pdf

Read, J.; Fletcher, T.D.; Wevill, T.; Deletic, A., 2010. Plant Traits that Enhance Pollutant Removal from Stormwater in Biofiltration Systems. *International Journal of Phytoremediation*, 12 (1): 34-53. http://dx.doi.org/10.1080/15226510902767114

Robert-Sainte, P.; Gromaire, M.C.; De Gouvello, B.; Saad, M.; Chebbo, G., 2009. Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 5612-5618. http://dx.doi.org/10.1021/es9002108

Rodriguez, F.; Morena, F.; Andrieu, H.; Raimbault, G., 2007. Introduction of innovative stormwater techniques within a distributed hydrological model and the influence on the urban catchment behaviour. *Water Practice and Technology*, 2 (2). http://dx.doi.org/10.2166/wpt.2007.048

Rycewicz-Borecki, M.; McLean, J.E.; Dupont, R.R., 2016. Bioaccumulation of copper, lead, and zinc in six macrophyte species grown in simulated stormwater bioretention systems. *Journal of Environmental Management*, 166: 267-275. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.019

Sage, J., 2016. *Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines*. Thèse de doctorat (Sciences et Techniques de l'Environnement). Paris Est.

Sage, J.; Berthier, E.; Gromaire, M.-C., 2015. Stormwater Management Criteria for On-Site Pollution Control: A Comparative Assessment of International Practices. *Environmental Management*, 56 (1): 66-80. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0485-1

Sannudo-Fontaneda, L.A.; Charlesworth, S.M.; Castro-Fresno, D.; Andres-Valeri, V.C.A.; Rodriguez-Hernandez, J., 2014. Water quality and quantity assessment of pervious pavements performance in experimental car park areas. *Water Science and Technology*, 69 (7): 1526-1533. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2014.056

Santamouris, M., 2014. Cooling the cities - A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy*, 103: 682-703. http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003

Saulais, M., 2011. *Colonisation végétale des bassins d'infiltration et de rétention. Caractérisation de la flore et évolution des caractéristiques physico-chimiques de l'horizon de surface végétalisé*. Thèse de Doctorat (Sciences de l'ingénieur). INSA-ENTPE, Lyon. 248 p.

Schlea, D.; Martin, J.F.; Ward, A.D.; Brown, L.C.; Suter, S.A., 2014. Performance and Water Table Responses of Retrofit Rain Gardens. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19 (8). http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000797

Scholes, L.; Revitt, D.M.; Ellis, J.B., 2008. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management*, 88 (3): 467-478. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.003

Scholz, M.; Grabowlecki, P., 2007. Review of permeable pavement systems. *Building and Environment*, 42 (11): 3830-3836. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.11.016

Sebastian, C., 2013. *Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain: performance en matière de piégeage des micropolluants*. Thèse de doctorat (Génie civil). INSA, Lyon. 355 p. http://theses.insa-lyon.fr/publication/2013ISAL0129/these.pdf

Sebastian, C.; Barraud, S.; Ribun, S.; Zoropogui, A.; Blaha, D.; Becouze-Lareure, C.; Kouyi, G.L.; Cournoyer, B., 2014. Accumulated sediments in a detention basin: chemical and microbial hazard assessment linked to hydrological processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5367-5378. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-2397-z

Seidl, M.; Gromaire, M.-C.; De Gouvello, B., 2012. The effect of roof and rain-event type on pollutant balance of green roofs. *Urban Environmental Pollution - Creating Healthy, Liveable Cities*. Amsterdam, 2012/06/17: 2012-06-17.

Seidl, M.; Mirande-Bret, C.; Saad, M.; Gromaire, M.-C., 2014. The Potential Incidence of Green Roofs on Urban Runoff Quality. *13th International Conference on Urban Drainage*. Sarawak, Malaysia, 7–12 September 2014, 8 p.

Shuster, W.D.; Gehring, R.; Gerken, J., 2007. Prospects for enhanced groundwater recharge via infiltration of urban storm water runoff: A case study. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62 (3): 129-137.

Sieker, H.; Klein, M., 1998. Best Management Practices for stormwater-runoff with alternative methods in a large urban catchment in Berlin, Germany. *Water Science and Technology*, 38 (10): 91-97. http://dx.doi.org/10.1016/s0273-1223(98)00737-9

Siriwardene, N.R.; Deletic, A.; Fletcher, T.D., 2007. Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: Insights from a laboratory study. *Water Research*, 41 (7): 1433-1440. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.12.040

Stovin, V., 2010. The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal*, 24 (3): 192-199. http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x

Stromvall, A.M.; Norin, M.; Pettersson, T.J.R., 2007. Organic contaminants in urban sediments and vertical leaching in road ditches. In: Morrison, G.M.; Rauch, S., eds. *Highway and Urban Environment.* Dordrecht: Springer (Alliance For Global Sustainability Bookseries, vol 12), 235-247. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-6010-6_22

Tahsin, S.; Chang, N.B., 2016. Fast eutrophication assessment for stormwater wet detention ponds via fuzzy probit regression analysis under uncertainty. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (2). http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-5073-6

Tedoldi, D.; Chebbo, G.; Pierlot, D.; Branchu, P.; Kovacs, Y.; Gromaire, M.C., 2017. Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices - Inter-site comparison. *Science of the Total Environment*, 579: 881-892. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.226

Thompson, A.M.; Paul, A.C.; Balster, N.J., 2008. Physical and hydraulic properties of engineered soil media for bioretention basins. *Transactions of the Asabe*, 51 (2): 499-514. http://dx.doi.org/10.13031/2013.24391

Tixier, G.; Lafont, M.; Grapentine, L.; Rochfort, Q.; Marsalek, J., 2011. Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, 11 (6): 1497-1506. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.027

Trowsdale, S.A.; Simcock, R., 2011. Urban stormwater treatment using bioretention. *Journal of Hydrology*, 397 (3-4): 167-174. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.023

Ursino, N., 2015. Risk analysis of sustainable urban drainage and irrigation. *Advances in Water Resources*, 83: 277-284. http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.06.011

Versini, P.A.; Ramier, D.; Berthier, E.; de Gouvello, B., 2015. Assessment of the hydrological impacts of green roof: From building scale to basin scale. *Journal of Hydrology*, 524: 562-575. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.020

Walaszek, M.; Caner-Chabran, A.; Laurent, J.; Bois, P.; Branchu, P.; Mucig, C.; Schwager, J.; Wanko, A., 2016. Trace metals trapping dynamics in urban stormwater constructed treatment wetlands: Cases study in Strasbourg, Moulins-les-Metz and Leuville-sur-Orge. *Novatech 2016*, 4 p. http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/60529/2B5P12-179WAL.pdf

Wang, R.; Eckelman, M.J.; Zimmerman, J.B., 2013. Consequential Environmental and Economic Life Cycle Assessment of Green and Gray Stormwater Infrastructures for Combined Sewer Systems. *Environmental Science & Technology*, 47 (19): 11189-11198. http://dx.doi.org/10.1021/es4026547

Wong, J.K.W.; Lau, L.S.K., 2013. From the 'urban heat island' to the 'green island'? A preliminary investigation into the potential of retrofitting green roofs in Mongkok district of Hong Kong. *Habitat International*, 39: 25-35. http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2012.10.005

Yilmaz, D.; Sabre, M.; Lassabatere, L.; Dal, M.; Rodriguez, F., 2016. Storm water retention and actual evapotranspiration performances of experimental green roofs in French oceanic climate. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 20 (3): 344-362. http://dx.doi.org/10.1080/19648189.2015.1036128

Zhang, S.; Guo, Y., 2013. Explicit Equation for Estimating Storm-Water Capture Efficiency of Rain Gardens. *Journal of Hydrologic Engineering*, 18 (12): 1739-1748. http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000734

4. Acteurs, territoires, gouvernance et gestion

Ah-Leung, S.; Baati, S.; Patouillard, C.; Toussaint, J.-Y.; Vareilles, S., 2013. Que fabrique-t-on avec les eaux pluviales urbaines? Les dispositifs techniques et les usages du parc Kaplan dans l'agglomération lyonnaise. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin, 10 p.

Baati, S.; Vareilles, S.; Toussaint, J.Y., 2014. Valoriser l'eau urbaine pour la vie urbaine. Cas du parc Kaplan dans l'agglomération lyonnaise. *GRAIE, Actes de la conférence de restitution du projet ANR OMEGA, 22 mai 2014*. Lyon.

Barraqué, B.; Roche, P.A., 2010. *Peurs et plaisirs de l'eau*. Paris: Editions Hermann, 553 p.

Baumol, W.J.; Oates, W.E., 1975. *The theory of environmental policy: externalities, public outlays, and the quality of life*. Englewood Cliffs, USA: Prentice-Hall, 272 p.

Belmeziti, A.; Coutard, O.; de Gouvello, B., 2013. A New Methodology for Evaluating Potential for Potable Water Savings (PPWS) by Using Rainwater Harvesting at the Urban Level: The Case of the Municipality of Colombes (Paris Region). *Water*, 5 (1): 312-326. http://dx.doi.org/10.3390/w5010312http://dx.doi.org/

Berdier, C.; Toussaint, J.-Y., 2007. Sept hypothèses sur l'acceptabilité des ouvrages alternatifs d'assainissement des eaux pluviales par infiltration. *NOVATECH 2007*, 6 p.

Billet, P., 2013. La pluie et le code, une histoire de responsabilité. *Revue M3*, n°5: 2 p.

Bolund, P.; Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29 (2): 293-301. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(99)00013-0http://dx.doi.org/

Bourgogne, P., 2010. 25 ans de solutions compensatoires d assainissement pluvial sur la Communauté urbaine de Bordeaux. *NOVATECH 2010*, 8 p.

Chamoux, C., 2003. *Techniques alternatives en assainissement pluvial : de la théorie à la pratique*. Thèse de doctorat. Université, Nice. 499 p.

Cherqui, F.; Baati, S.; Bentarzi, Y.; Chocat, B.; Le Gauffre, P.; Granger, D.; Loubiere, B.; Nafi, A.; Patouillard, C.; Tourne, A., 2013a. Quels enjeux pour la gestion des eaux urbaines? Contribution à la formulation des services attendus par le système de gestion des eaux urbaines. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin 2013. 10 p.

Cherqui, F.; Belmeziti, A.; Baati, S.; Chocat, B.; Le Gauffre, P.; Granger, D.; Loubière, B.; Bentarzi, Y.; Nafi, A.; Tourne, A.; Toussaint, J.Y.; Vareilles, S.; Werey, C., 2013b. *Outil MÉthodologique d'aide à la Gestion intégrée d'un système d'Assainissement et par extension au système de gestion des eaux urbaines. "Bilan des études de cas" eaux urbaines*, (Projet Omega - ANR-09-VILL-004-01.).

Chocat, B.; Ashley, R.; Marsalek, J.; Matos, M.R.; Rauch, W.; Schilling, W.; Urbonas, B., 2007. Toward the sustainable management of urban storm-water. *Indoor and Built Environment*, 16 (3): 273-285. http://dx.doi.org/10.1177/1420326x07078854

Chouli, E., 2006. *La gestion des eaux pluviales urbaines en Europe : analyse des conditions de développement des techniques alternatives*. Thèse de doctorat (Sciences de la terre et génie de l'environnement). ENPC, Paris. 266 p. .

Conseil d'Etat, 2013. *Le droit souple. Etude annuelle 2013*. Paris: La documentation française, 295 p.

Coutard, O.; Rutherford, J., 2009. Les réseaux transformés par leurs marges: développement et ambivalence des techniques «décentralisées». *Flux*, 2009/2 ((n° 76-77): 6-13.

De Gouvello, B.; de Bellaing, C.M., 2009. Les mécanismes d'incitation à l'utilisation de l'eau de pluie en France: entre réglementation nationale et initiatives locales. *Cahiers de l'Association Scientifique Européenne pour l'Eau et la Santé*, 14 (1): 85-91. http://dx.doi.org/10.1051/asees/2009010

Deroubaix, J.-F.; de Gouvello, B.; Moreau de Bellaing, C., 2015. Territorialisation et sens politique des incitations financières à la récupération et à l'utilisation de l'eau de pluie. *Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement. Territory in movement Journal of geography and planning*, (25-26). http://dx.doi.org/10.4000/tem.2714

Faburel, G.; Roché, C., 2012. Les écoquartiers, du projet technique et architectural... au projet social: vers une typologie de cas étrangers et français. *Recherche sociale*, (200): 55-74.

Ferguson, B.K., 1995. Downstream hydrographic effects of urban stormwater detention and infiltration. *1995 Georgia Water Resources Conference* University of Georgia, april 11-12. Georgia Water Resources Institute Proceedings, n°106, Georgia Institute of Technology, 128-131.

Graie; Certu, 2013. Clarifier la compétence eaux pluviales. Actes et synthèse du séminaire. Lyon, 18 avril 2013. 40 p.

Granger, D., 2009. *Méthodologie d'aide à la gestion durable des eaux urbaines*. Thèse de doctorat (Génie civil urbain)). INSA, Lyon. 205 p.

Guillon, A.; Lovera, M.; Sénéchal, C., 2008. Les ouvrages de gestion des eaux pluviales à la parcelle en France-État des lieux en termes de contrôle et d'entretien. *Techniques Sciences Méthodes*, (12): 69-78. http://dx.doi.org/10.1051/tsm/200812069

Le Gauffre, P.; Joannis, C.; Breysse, D.; Gibello, C.; Desmulliez, J.J., 2005. *Gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement urbains - Guide méthodologique*. Paris: Editions Tec & Doc, 416 p.

Le Nouveau, N.; Deroubaix, J.F.; de Gouvello, B.; Hubert, G., 2014a. Les crédits de débit, un instrument incontournable pour une gestion territoriale de l'eau ? *6ème journées doctorales d'hydrologie urbaine*. Lyon.

Le Nouveau, N.; Deroubaix, J.F.; Diou, G.; Tardivo, B., 2013. La taxe pour la gestion des eaux pluviales urbaines, un révélateur de l'action publique : analyse des premières expériences en France. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin, 11 p.

Le Nouveau, N.; Deroubaix, J.F.; Gerolin, A.; Kerloc'h, B.; Ramier, D.; Gradel, O.; Ruperd, Y.; Ménétrieux, C.; Le Mitouard, E.; Correa, E.; Dulac, E.; Hautbois, O.; Ganne, M.; Soyer, M.; Tardivo, B., 2014b. Vers des politiques territoriales de gestion des eaux pluviales : analyse du ressort règlementaire mobilisé par 20 collectivités en France. *Congrès mondial de l'eau*. Lisbonne.

Le Nouveau, N.; Moriceau, B., 2011. Le quartier, échelle de réconciliation de l'eau et de la ville. *Première analyse de projets d'écoquartiers en France*.

Marlangeon, A.; Werey, C.; Tsanga-Tabi, M.; Humbel, X., 2014. Analyse comparative de stratégies techniques et financières pour la réhabilitation de réseaux d'assainissement-Intérêt d'un outil de gestion patrimoniale intégrée pour maîtriser l'évolution du prix de l'eau. *Techniques Sciences Méthodes*, (7/8): 27-40. http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201407027

Maysonnave, L., 2012. *L'enjeu de la transversalité de la gestion des eaux pluviales au sein des collectivités*. Mémoire TFE ENGEES (GESTE/CUS). ENGEES, Strasbourg. 119 p.

MEDDAT; CGDD; SEEI, 2009. *Calcul du Coût Global - Objectifs, méthodologie et principes d'application selon la Norme ISO/DIS 15686-5*, 23 p.

Millennium Ecosystems Assessment; Kumar Duraiappah, A.; Naeem, S., 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*: World ressources Institute, 100 p.

Mucig, C.; Gerolin, A.; Le Nouveau, N.; de Gouvello, B.; Lanher, A.; Irles, A., 2013. Etat des lieux sur la récupération et l'utilisation de l'eau de pluie en France : premiers résultats. *Quelles innovations pour la gestion durable des eaux pluviales en milieu urbain ?* Nantes, 3-5 décembre 2013, 13 p.

Nafi, A.; Bentarzi, Y.; Granger, D.; Cherqui, F., 2013. Eco Ear : méthode d'analyse économique des services rendus par le Système de gestion des eaux urbaines. *NOVATECH 2013*. Lyon, 23-27 juin, 10 p.

Patouillard, C., 2014. Évolutions des dispositifs de gestion des eaux pluviales dans les aménagements urbains-Études de cas dans l'agglomération lyonnaise. *Techniques Sciences Méthodes*, 1/2 (janvier-février): 26-34. http://dx.doi.org/10.1051/tsm/201401026

Petit, P., 2013. Roannaise de l'eau : une compétence eaux pluviales clarifiée à partir d'un inventaire patrimonial. *GRAIE, Certu, Actes du séminaire Clarifier la compétence eaux pluviales*. Lyon, 18 avril 2013, 23-28.

Petrucci, G.; Rioust, E.; Deroubaix, J.F.; Tassin, B., 2013. Do stormwater source control policies deliver the right hydrologic outcomes? *Journal of Hydrology*, 485: 188-200. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.06.018http://dx.doi.org/

Pierlot, D., 2014. *Support de formation « Diagnostiquer les problématiques locales, appréhender les opportunités offertes par le contexte territorial »*, (PFC, Formation « Elaborer, mettre en œuvre et accompagner une politique territoriale de gestion des eaux pluviales.).

Rioust, E., 2012. *Gouverner l'incertain : adaptation, résilience et évolutions dans la gestion du risque d'inondation urbaine. Les services d'assainissement de la Seine-Saint-Denis et du Val de Marne face au changement climatique.* Thèse de doctorat (Architecture, aménagement de l'espace). Université Paris Est, Champs sur Marne. 427 p.

Soyer, M., 2014. *Solidité de l'expertise, prudence de l'innovation : chercheurs et praticiens dans les observatoires d'hydrologie urbaine*. Thèse de doctorat (Sociologie). Université Paris Est, Champs sur Marne. 569 p.

US EPA, 2010. *Green Infrastructure Case Studies: Municipal Policies for Managing Stormwater with Green Infrastructure*: Environmental Protection Agency, (EPA-841-F-10-004), 76 p.

Versini, P.A.; Ramier, D.; Berthier, E.; de Gouvello, B., 2015. Assessment of the hydrological impacts of green roof: From building scale to basin scale. *Journal of Hydrology*, 524: 562-575. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.020

Werey, C.; Janel, J.-L.; Weber, E., 2003. Renouvellement des réseaux d'eau potable: Analyse des coûts. *La Houille Blanche*, 3 (juin): 73-76. http://dx.doi.org/10.1051/lhb/2003053

Werey, C.; Rozan, A.; Wittner, C.; Ghoulam, B.; Soglo, Y.; Larabi, Z., 2010. *T8 - évaluation des impacts en fonction des vulnérabilités - recommandations pour l'évaluation économique des impacts. ,* , (Programme de recherche Génie Civil & Urbain – PGCU 2006 : Indicateurs de performance pour la gestion patrimoniale des réseaux d'assainissement urbains (Indigeau)), 174 p.

Yepez-Salmon, G., 2011. *Construction d'un outil d'évaluation environnementale des écoquartiers: vers une méthode systémique de mise en oeuvre de la ville durable*. Thèse de doctorat (Sciences et techniques architecturales). Université de Bordeaux 1, 89 p.

Chapitre 6. Physique de l'environnement urbain

Auteurs : Marjorie Musy (coord.), Michel André, Katia Chancibault, Benoît Gauvreau

1. Introduction

Trois sous-thématiques sont étudiées ici : le microclimat urbain, la qualité de l'air et l'acoustique.

Une quatrième thématique devrait être abordée. Il s'agit de l'étude des impacts sur le climat qui devrait inclure une vision des impacts de l'action locale sur les changements climatiques mais aussi les rétro-interactions de ces changements climatiques avec le local, et avec beaucoup d'autres impacts (pollution de l'air, économie, etc.). Elle nécessiterait de développer des approches sur le métabolisme urbain et sur les bilans carbone (émissions de GES crées et évitées, séquestration…). L'état de l'art a effectivement fait ressortir des études qui contribueraient à éclairer mieux cet impact, mais l'approche d'intégration de tous les facteurs nous semble relever d'une vision plus globale qui devrait certainement être positionnée à un niveau supérieur dans le document d'expertise collective. Si cette partie n'est pas prise en charge ailleurs, nous la pointons alors comme un « trou dans la raquette » et soulignons la nécessité de l'étudier.

1.1. Choix de fils conducteurs pour les études

A partir des trois thématiques traitées, une entrée commune a été recherchée pour tenter d'harmoniser les contributions et surtout pour poser correctement et de manière cohérente les termes de la problématique, car à la question de l'artificialisation des sols se mêlent rapidement des questions d'urbanisation (voire étalement urbain), de la position particulière du rural. L'ensemble de ces questions sous-jacentes ne facilite pas l'approche des problématiques environnementales. Au final, des points communs et des divergences ont été identifiés, mais cela permet cependant d'avoir une vision plus cohérente de nos approches.

Un postulat de départ : une croissance démographique et un développement des villes
Afin de fixer un cadre aux travaux, nous proposons de les situer dans un scénario de croissance démographique et en conséquence de développement des villes (densification, extension, nouvelles formes urbaines) et des infrastructures. La question de l'artificialisation des sols rejoint alors celle du développement urbain et de l'urbanisation.

Une explicitation des phénomènes, et l'identification des effets/interactions prépondérants, des effets contradictoires
L'impact de l'artificialisation des sols peut être direct, dû aux modifications de la surface qu'elle entraine (y compris les aménagements associés et impacts sur les terrains proches), et indirect par les usages (nouveaux usages, ou leur intensification) qu'elle permet/induit. C'est donc la nature et la fonction des surfaces artificielles qui sont étudiées. Ceci constitue deux voies parallèles dans l'étude. Pour l'acoustique et la qualité de l'air, les impacts indirects sont certainement prépondérants puisqu'ils induisent les sources. Pour le microclimat urbain, cet effet est moindre puisque les apports anthropiques sont faibles par rapport aux effets liés aux sources climatiques.

L'entrée par les échelles
- **Urbain/Rural.** La question de l'artificialisation en milieu urbain ou rural n'a pas le même intérêt dans les trois thématiques. Pour la qualité de l'air et l'acoustique, l'artificialisation a un impact physique même en milieu rural, mais il est moins étudié car les impacts sont moindres du fait d'une plus faible densité de population (humaine) exposée. Restent cependant les impacts sur la faune et la flore.
- **La forme de la ville.** Nous partons du postulat que les villes grossissent, par des processus plus ou moins conjoints d'étalement et de densification. C'est une entrée 'forme urbaine', au sens des formes d'organisation de la densité (plus ou moins homogène, concentrique, polycentrique…). Par contre, l'évolution des usages n'est pas remise en cause et suit l'urbanisation dans une projection de ce qui se fait aujourd'hui.
- **Les modes d'occupation des sols, l'organisation géométrique et la répartition des usages.** Ces paramètres auront des influences variables selon les phénomènes physico-chimiques qui interviennent dans les processus environnementaux.

Les autres paramètres qui ont des impacts croisés
Ils sont identifiés et traités si possible. Il s'agit par exemple des impacts du climat local (la latitude, la météorologie, les vents importants…), les usages et modes de vie… Une synthèse des effets - lorsqu'ils peuvent être établis - est ensuite proposée.

Conclusion sur les leviers ou effets de compensation efficaces
Les conclusions pour chaque thématique reprennent les éléments précédents en faisant ressortir les solutions (ou déterminants) qui aggravent ou permettent d'atténuer les effets de l'artificialisation.

1.2. Densité, formes urbaines et types de surfaces, quelques repères

Auteure : Marjorie Musy (Cerema Ouest)

Les phénomènes physiques dont il est question ici interagissent avec la forme et la nature de l'espace artificiel qu'est la ville. Aussi, il est nécessaire de donner quelques repères sur les caractéristiques de cet espace, la manière dont il est décrit, caractérisé.

Quelle est la surface relative des rues, toits, façades, sols « naturels » dans nos villes ? La réponse à cette question n'est pas facile à trouver. Les données les plus accessibles sont celles des modes d'occupation des sols et en particulier celles relatives à l'empreinte bâtie (également surface horizontale de toitures), aux surfaces imperméabilisées et aux surfaces végétales.

Le Tableau 1 donne quelques valeurs pour les surfaces horizontales, qui peuvent varier selon le mode d'obtention des données et les surfaces de références prises en compte. On constate que dans les grandes villes, les sols imperméabilisés représentent au moins 30% de la couverture de sols et que le total 'toits plus sols imperméabilisés' représente toujours plus de 50%. Ceci explique certainement l'intérêt qui a été porté à ces surfaces.

Tableau 1. Répartition des surfaces de sols imperméabilisés, végétation et bâtiments pour quelques villes françaises et américaines

Ville	% de surfaces couvertes			Référence
	Sols imperméabilisés	Végétation	Toits/bâti	
Etats-Unis				
Salt lake city (ville entière)	36,4	33,3	21,9	(Akbari et Rose, 2008)
Sacramento	44,5	20,3	19,7	
Huston	29,2	37,1	21,3	
Chicago	37,1	26,7	24,8	
France				
Paris intramuros	33	17	47	(Colombert, 2008)
Paris	30	20	40	(Rhein et Palibrk, 2014)
Nantes	35,2	41,5	16,1	Données URbio
Angers	31,6	49,4	13,7	
La Roche Sur Yon	14,9	78,4	14,9	

De nombreux outils, basés sur la télédétection ont été développés pour évaluer ces occupations des sols (Bhatti et Tripathi, 2014 ; Carlson et Sanchez-Azofeifa, 1999 ; Li *et al.*, 2011 ; Liu et Weng, 2013) et leurs impacts.

Par contre, la surface développée a peu été étudiée, sauf par les chercheurs qui travaillent sur le piégeage radiatif des villes. Groleau et Mestayer (2013) étudient quatre quartiers de Nantes. Dans les densités qu'ils donnent (Tableau 2), on constate que la participation des façades à la surface développée va de 20% dans les quartiers les moins denses à presque 60% dans la zone la plus dense. La surface d'enveloppe bâtie, représente elle de 34 à presque 84% de cette surface développée. L'enjeu de ces surfaces, en fonction de la densité du quartier peut donc s'avérer important et on se rend alors bien compte qu'autant que la densité bâtie au sol, la hauteur des bâtiments fait la forme urbaine et ses effets.

D'ailleurs, les climatologues utilisent fréquemment le facteur de vue du ciel (SKy View Factor) pour rendre compte de l'effet de la forme urbaine sur l'effet d'îlot de chaleur urbain (Gal *et al.*, 2009 ; Grimmond *et al.*, 2001 ; Svensson, 2004 ; Unger, 2009; Yamashita *et al.*, 1986 ; Yuan et Chen, 2011), celui-ci est également utilisé pour l'étude de la pollution urbaine (Eeftens *et al.*, 2013), même si la notion de rapport d'aspect est préféré, les études portant en général sur des caractéristiques de rues canyon (Baratian-Ghorghi et Kaye, 2013 ; He *et al.*, 2017 ; Lee *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2013).

Tableau 2. Répartition de la surface développée pour plusieurs quartiers nantais

Quartier	Densité de façade (surface de façade/ surface développée quartier)	Emprise au sol (surface bâti / surface au sol du quartier)	Densité de surface de bâtiment (surface d'enveloppe bâtie/ surface développée quartier)
Nantes - Douve (individuel dispersé)	19,1	18,5	34,1
Nantes- Baugerie (collectif peu dense)	25,2	18	38,7
Nantes - La Télindière (individuel en bandes)	31,7	21,8	46,6
Nantes - Graslin (Centre ville ancien)	57	62	83,7

2. Impacts climatiques

Auteures : Marjorie Musy et Katia Chancibault

2.1. Notions préliminaires

Auteure : Marjorie Musy

Ces dernières années, de nombreux travaux de recherche ont porté sur les impacts de la densification des villes et l'artificialisation des sols sur le microclimat urbain (Akbari *et al.*, 1992 ; Alexandri et Jones, 2006 ; CSTB *et al.*, 2012 ; Musy, 2014). Il s'agit dans ces travaux de comprendre et caractériser le climat urbain.

Toute une série de travaux porte également sur les mesures d'atténuation des impacts de l'urbanisation sur les conditions climatiques locales et globales, c'est tout particulièrement le cas de la végétation qui a mobilisé de nombreux chercheurs (Clergeau et Blanc, 2013 ; Musy, 2014), mais les questions de matériaux et de formes urbaines sont également investiguées.

Avant d'aborder l'état de l'art par l'entrée des échelles, depuis le matériau jusqu'à l'échelle de la ville, en passant par celle du fragment urbain, pour bien comprendre les enjeux de ces recherches, quelques définitions sont nécessaires.

2.1.1. Microclimat urbain et Ilot de Chaleur Urbain

Les villes sont caractérisées par un microclimat spécifique du fait de l'effet des surfaces urbaines et des activités sur le captage du rayonnement, le vent et les échanges gazeux.

Une des manifestations principales de cette interaction est le phénomène d'Ilot de chaleur urbain (ICU) qui se traduit par des températures plus élevées en ville que dans les zones rurales aux alentours. La modification du climat urbain est liée à la forme urbaine, aux matériaux et aux charges anthropiques dissipées dans le tissu urbain. Les dissipations thermiques des bâtiments participent de façon importante à l'amplification du réchauffement urbain et les systèmes de climatisation peuvent représenter une part significative des charges anthropiques, d'autant plus que leur charge augmente avec le réchauffement. Outre son impact sur le confort en milieu urbain, le phénomène d'ICU pose des questions sanitaires avec parfois des conséquences dramatiques, comme lors de la canicule de l'été 2003 qui a entraîné un surcroît de mortalité estimé à 70 000 morts en Europe dont 20 000 en France.

D'une manière générale, les études actuelles portent sur 3 échelles :

- celle de la ville, pour lesquelles il s'agit d'étudier l'Ilot de chaleur urbain, sa formation avec la densification et l'étalement des villes, sa relation aux caractéristiques spatiales de la ville ;
- le confort dans les quartiers, en fonction des formes urbaines et des aménagements ;
- à l'échelle très locale, l'efficacité des dispositifs de rafraichissement.

2.1.2. Outils d'exploration

Alors que le GIEC a annoncé en 2007 un réchauffement global de 1,1 à 6,4°C pour la fin du XXIe siècle, il est impératif de mieux connaître et prévoir l'impact de l'urbanisation sur le climat urbain afin d'anticiper la nécessaire adaptation de nos lieux de vie. Il existe plusieurs méthodes pour mettre en évidence des différences spatiales de température au sein d'une zone urbaine. Elles sont ici regroupées selon deux types : les méthodes basées sur la modélisation et celles basées sur la mesure.

2.1.2.1. Méthodes basées sur la mesure

À chaque objectif, correspondent des méthodes d'observation particulières. Nous focalisons ici sur les méthodes utilisées en climatologie urbaine, pour observer la couche limite de canopée urbaine, donc les Ilots de chaleur urbains surfaciques et atmosphériques.

Précisons que pour être analysées, ces mesures sont souvent confrontées à des données d'occupation du sol généralement issues de données télédétectées (IKONOS, Quickbird, RapidEye) (Lu et Weng, 2009 ; Wu, 2009 ; Zhang et Guindon, 2012). Elles peuvent être alors de différentes résolutions selon la date et le capteur utilisé.

Les mesures de température de radiance par satellite (MODIS, Landsat) sont aussi souvent utilisées. Les mesures satellite, comparées aux mesures in situ, permettent une couverture géographique plus large, mais elles offrent une fréquence temporelle plus faible (Morabito *et al.*, 2016). La mesure de température de radiance permet de calculer la température de surface qui influencera la température de l'air (Ahmed *et al.*, 2013; Buyadi *et al.*, 2013).

1/ Mesures de l'îlot de chaleur urbain de surface

L'ilot de chaleur urbain a plusieurs causes (*cf.* section 2.1.1.) dont la température des surfaces urbaines aux propriétés radiatives différentes des surfaces naturelles. C'est pourquoi de nombreuses études s'intéressent à la distribution spatiale et temporelle de la température de surface pour étudier indirectement l'ilot de chaleur urbain (Ahmed *et al.*, 2013; Buyadi *et al.*, 2013 ; Morabito *et al*., 2016). On parle alors d'ilot de chaleur de surface, en lien avec l'ilot de chaleur urbain (Unger *et al.*, 2000).

La mesure de la température de surface en milieu urbain s'effectue majoritairement via une approche appelée de façon générique 'télédétection'. Les premières observations thermiques des surfaces urbaines (à partir de satellites) ont été conduites par Rao (1972). Depuis, un grand nombre de complexes de capteurs (portés par des satellites, avions ou au sol) ont été utilisés pour réaliser des observations à distance de la température des surfaces urbaines. L'objectif de ces études expérimentales est en général l'analyse de la distribution spatiale des températures des surfaces et leur relation aux caractéristiques physiques des surfaces. Voogt *et al*. (2003) en font une synthèse bibliographique.

Les études basées sur les mesures satellitaires utilisent l'imagerie thermique AVHRR ou Landsat combinée avec une description de l'occupation des sols pour analyser la distribution spatiale de la température de brillance directionnelle[1] ou radiométrique (Balling et Brazel, 1988 ; Carnahan et Larson, 1990 ; Lougeay *et al*., 1996) de haute résolution spatiale est utilisée pour déterminer le comportement thermique de surfaces urbaines en fonction de caractéristiques de ces surfaces telles que le facteur de vue du ciel, la densité bâtie ou l'occupation des sols (Dousset, 1992; Eliasson, 1991 ; Long, 2003; Nichol, 1996).

Dousset (1992) utilise ces techniques pour analyser le bassin de Los Angeles pour les mois d'août 1984 et 1985. L'objectif est de quantifier la différence entre les températures de brillance dérivées des images satellites et les mesures de températures d'air faites *in situ* et d'étudier les microclimats urbains par analyse statistique des données de la couverture nuageuses, des températures de surface, et des informations relatives à l'occupation des sols.

Long (2003) développe une méthodologie pour caractériser des quartiers de Marseille (campagne de mesure ESCOMPTE 2001). La base de données de l'IGN BDTopo et un SIG qui décrit la morphologie des bâtiments et les modes d'occupation du sol sont utilisés dans cette étude pour décrire le tissu urbain marseillais. Plusieurs classifications de Marseille ont été réalisées découpant la zone d'étude en 8 types de quartiers urbains et en zones naturelles (végétation, eau). Les applications ont permis d'étudier les relations entre des caractéristiques des quartiers et des paramètres météorologiques. Par l'analyse de mesures de température de brillance, réalisées par une caméra infrarouge thermique embarquée, l'auteur montre que chaque type de quartier est caractérisé par une température de brillance moyenne et un écart-type révélant l'hétérogénéité et la combinaison des surfaces caractéristiques de ce quartier.

A une échelle d'analyse plus micro, Chudnovsky *et al. (2004)* analysent le comportement thermique de différentes surfaces urbaines en utilisant une caméra IRT haute résolution située à l'altitude de 103 m au-dessus de la ville de Tel-Aviv. Ils concluent que pendant la journée, les éléments qui participent le plus à l'échauffement de l'air sont les toits, les rues et les sols pavés exposés au soleil. Pendant la journée, les rues couvertes d'asphalte et les toitures ont atteint les températures les plus élevées. Inversement, ce sont les murs extérieurs et les arbres qui avaient les températures nocturnes les plus élevées. Les espaces ouverts qui sont exposés à l'ensoleillement direct pendant la journée et aux échanges avec le ciel la nuit ont été caractérisés par les écarts de température diurne les plus grands.

Les mesures de température de surface dans l'infrarouge thermique dans le cas de surfaces rugueuses, comme les surfaces urbaines ont à surmonter plusieurs difficultés : l'anisotropie angulaire et les effets de « hot spot ». Ceux-ci dépendent de la structure de la surface (effet d'ombrage), de la distribution spatiale des facettes qui sont vues par le capteur ainsi que de la position du soleil. Lagouarde *et al.* (2004) proposent un protocole de mesures aéroportées permettant de réduire ces effets. Le dispositif expérimental est basé sur l'utilisation d'une caméra IRT équipée d'un objectif grand angulaire et embarquée sur un petit avion. Le protocole permet de caractériser les effets angulaires pour des angles zénithaux de visée jusqu'à 60°, et pour toutes les directions azimutales. Pendant l'été 2001, dans le cadre du projet UBL-ESCOMPTE, cette méthode a été appliquée à deux quartiers de Marseille, le centre ville (dense) et un quartier périphérique composé de maisons individuelles et de végétation. Les résultats des mesures montrent l'importance des effets de « hot spot » et des différences de température de brillance des surfaces variant de -5 à 7 Kelvin entre les mesures verticales et obliques, en fonction des angles azimutaux de vue. Ces acquisitions permettent également d'illustrer l'impact de la structure de la surface et de la présence de végétation sur le phénomène de « hot spot ».

Une autre approche permettant d'obtenir les variations spatiales des températures de surfaces consiste à modéliser géométriquement les villes et à appliquer l'équation de bilan à chaque élément de surface. Il s'agit alors, pour ces éléments de surface de calculer les flux radiatifs en prenant en compte les masques et les inter-réflexions.

[1] Le terme de température de brillance directionnelle est utilisé pour la température obtenue à partir de l'inversion de la loi de Planck pour un capteur thermique dans une bande de longueur d'onde.

Sauf à utiliser des caméras à visée oblique ces approches n'offrent qu'une "vue du ciel" de la zone étudiée. Les parties couvertes, comme par exemple les surfaces situées sous la canopée végétale, ne sont pas traitées. Par ailleurs, les méthodes de télédétection sont onéreuses à mettre en place. En effet, les coûts des campagnes aéroportées et de mise à disposition des satellites sont élevés. Ces coûts augmentent lorsque les mesures doivent être répétées plusieurs fois dans le cadre d'un suivi temporel de la zone d'étude.

Une approche moins précise consiste alors à utiliser les données satellitaires.

Si la plupart des approches, comparant quartiers plus verts aux quartiers plus minéralisés s'accordent facilement à montrer que les premiers connaissent des températures de surface plus faibles, la difficulté est ensuite de produire une information quant aux ICU atmosphériques à partir des mesures de température de surface.

2/ Mesures de l'îlot de chaleur urbain atmosphérique

La mesure de température d'air en milieu urbain s'effectue généralement en plaçant des capteurs au sein de la couche limite atmosphérique étudiée, à savoir soit la couche limite de canopée urbaine, soit la couche limite urbaine. Elle enregistre les effets cumulés :

- du climat général dans lequel la ville est située,
- des effets des éléments géographiques significatifs situés à proximité de la ville (comme par exemple une chaîne de montagne ou un littoral) et de la topographie,
- des modifications climatiques induites par la présence de bâti,
- du changement climatique lorsque les mesures sont faites sur de longues périodes.

Cette approche in situ permet une mesure directe, précise et instantanée des grandeurs physiques : la température d'air, l'hygrométrie, les vitesses et direction du vent ainsi que plusieurs des flux présents dans l'équation énergétique d'une surface urbaine. L'approche in situ est utilisée pour répondre à plusieurs types de problématiques, comme la caractérisation de l'ICU ou la validation d'un modèle climatique urbain. Selon la méthode employée, elle peut fournir une information détaillée dans le temps et l'espace.

Au sein de cette approche in situ, il est possible de distinguer les campagnes dites "fixes" – consistant à positionner des stations météorologiques dans l'agglomération étudiée puis à enregistrer les variables climatiques - des campagnes dites "mobiles" – à savoir le parcours d'un trajet urbain à pied ou en utilisant un moyen de transport.

Quel que soit le type de mesure, il est nécessaire de définir la zone d'influence des capteurs (ou zone source ou footprint). Elle varie au court du temps, et dépend – entre autres – de la hauteur de mesure, de la rugosité de surface, de la stabilité atmosphérique, du flux ou de la variable climatique mesurée. Du fait de la grande complexité et hétérogénéité de l'environnement urbain, les footprints sont particulièrement difficiles à déterminer au sein de la couche limite de canopée urbaine

Mesures fixes dans la couche limite de canopée urbaine

L'exploitation des données provenant de stations fixes est une méthode largement utilisée dans le domaine de l'étude de l'ICU. De nombreuses campagnes de mesures fixes ont été mises en œuvre (Tableau 3), étudiant les phénomènes physiques de l'échelle microclimatique à l'échelle mésoclimatique. La plupart de ces campagnes ne se focalisent pas uniquement sur la température d'air dans la canopée urbaine. Elles intègrent d'autres problématiques, comme l'étude de la dispersion des polluants atmosphériques ou l'analyse du profil vertical de température d'air au sein de la couche limite urbaine (Masson *et al.*, 2008; Mestayer *et al.*, 2005 ; Salamanca *et al.*, 2012).

Tableau 3. Récentes campagnes de mesure fixes en climatologie urbaine

Nom	Publications	Villes concernées
Multi-city Urban Hydrometeorological Database (MUHD)	(Grimmond et Oke, 2002) (Piringer *et al.*, 2002)	7 villes nord américaines
Basle Urban Boundary Layer Experiment (BUBBLE)	(Rotach *et al.*, 2005) ;	Bâle
Expérience sur site pour contraindre les modèles de pollution atmosphérique et de transport d'émissions (ESCOMPTE)	(Mestayer *et al.*, 2005)	Marseille
Canopy and Aerosol Particles Interactions in TOulouse Urban Layer (CAPITOUL)	(Masson *et al.*, 2008)	Toulouse
Dual-use European Security IR Experiment (DESIREX)	(Salamanca *et al.*, 2012)	Madrid
FluxSAP Impact of vegetation	(Mestayer *et al.*, 2011)	Nantes
Réseau de 35 stations est en place depuis 2004	(Petralli *et al.*, 2014)	Florence

Cette approche fixe utilise deux ou plusieurs stations positionnées dans l'agglomération étudiée, dont au moins une en milieu urbain et une en milieu rural. Installées de façon permanente, les stations météorologiques fournissent une information sur le cycle journalier de l'ICU, mais également sur les évolutions hebdomadaires, saisonnières et pluriannuelles.

Il existe principalement trois approches différentes pour l'utilisation de données issues de stations météorologiques fixes :

- comparer deux stations, l'une en milieu urbain, l'autre en milieu rural. Dans ce cas, la station urbaine doit être placée de façon à être représentative de l'environnement urbain en matière de morphologie des bâtiments, occupation du sol, matériaux urbains présents et chaleur anthropique émise. La station rurale doit être représentative de l'ensemble de la périphérie de la ville.

- étudier un réseau de plusieurs stations réparties dans l'agglomération afin d'obtenir une information spatiale concernant la température d'air. Par extrapolation spatiale entre les différentes stations, il est possible de placer des isothermes et d'obtenir une carte thermique de l'agglomération.

- examiner l'historique des données climatiques sur une ou plusieurs stations afin d'analyser l'évolution temporelle de la température d'air sur plusieurs mois ou plusieurs années. Cette démarche permet notamment d'interroger la relation entre l'évolution de l'amplitude de l'ICU et le développement de l'urbanisation.

L'approche par mesures fixes repose sur le choix et le nombre de points de mesure. Il est difficile d'obtenir une information détaillée concernant la distribution spatiale de la température d'air dans l'agglomération. Par ailleurs, d'un point de vue pratique, il est difficile d'implanter des stations météorologiques en milieu urbain pour des raisons d'accès, sécurité... estiment la zone de représentativité d'une mesure est d'un rayon de 100 mètres pour une zone densément bâtie et 200 mètres en zone ouverte pour un capteur situé à une hauteur de 2 mètres.

Chapman *et al.* (2015) posent clairement la question de la pérennité de ces réseaux de mesures portés par la recherche et proposent des pistes d'évolution par l'utilisation de données de moins bonne qualité mais mieux distribuées sur le ville.

Certaines études peuvent aussi utiliser les stations de mesure fixes et pérennes appartenant généralement à un réseau de stations météorologiques nationales qui peuvent permettre de caractériser l'évolution de l'ilot de chaleur urbain dans le temps en fonction de l'évolution de l'urbanisation. Ceci est particulièrement dédié aux villes avec une forte et rapide urbanisation (Dou et Zhao, 2011 ; Emmanuel, 2005). Lorsque ces études s'intéressent à une longue période (plusieurs dizaines d'années), il faut réussir à différencier l'accroissement de température liée à l'urbanisation de celle liée au réchauffement global de température (Alizadeh-Choobari *et al.*, 2016 ; Dou et Zhao, 2011). On distingue alors la différence de température « anthropogénique » de la différence de température de fond. La comparaison de mesures en ville et en dehors de la ville sur une même longue période peut permettre de les distinguer. L'approche combinée de données mesurées avec des résultats de modélisation utilisant des scénarios de changement climatique avec ou sans évolution urbaine peut aussi être pertinente (Argueso *et al.*, 2014).

Mesures mobiles dans la couche limite de canopée urbaine

La mesure mobile de variables climatiques s'est développé en parallèle des approches de mesures fixes. Leur principe est d'effectuer un itinéraire à l'intérieur (Figure 1) et aux abords d'une agglomération, souvent des transects ville-campagne. Ces mesures mobiles sont réalisées à pied ou en utilisant un moyen de transport individuel ou collectif (Figures 2 et 3).

La mesure mobile peut être pratiquée à tout moment (nuit jour) et peut permettre d'atteindre une forte densité spatiale en termes de points de mesure. Elle permet ainsi d'étudier la variation spatiale de température d'air dans la couche limite de canopée urbaine à l'échelle de quelques dizaines de mètres. Toutes les rues de l'agglomération peuvent théoriquement être parcourues, ce qui rend, en théorie ces méthodes très intéressantes. Cependant, la mesure mobile s'effectue en général dans une rue et en fonction du moyen de transport choisi, des zones restent non accessibles (les cœurs d'îlot, par exemple) et ce sont majoritairement des mesures au dessus de surfaces imperméables qui sont prises, ce qui pose la question de la représentativité des mesures.

Par ailleurs, il est difficile de les maintenir sur une longue période, tout comme il est difficile de parcourir la ville assez vite pour avoir des mesures simultanées. Ainsi avec un seul véhicule ou capteur, la mesure mobile ne permet pas de mesurer les variables climatiques de façon synchrone à différents points de l'agglomération. Egalement le temps de parcours fait que les mesures de fin et début de parcours ne correspondent pas à la même température d'air régionale. Pour résoudre ce problème, les données provenant de mesures mobiles sont ajustées temporellement sur la base d'une température de référence relevée au moment du début et de la fin du trajet (Lebras, 2015). Il est également possible d'utiliser plusieurs véhicules ou capteurs, ce qui augmente le coût de la campagne et demande de mobiliser plus de personnes. Cependant, cette approche présente un coût plus modeste que l'approche par mesures fixes.

La voiture est le moyen de transport le plus utilisé, mais selon la surface à couvrir, des trajets piétons ou en vélo sont également effectués (Tableau 4).

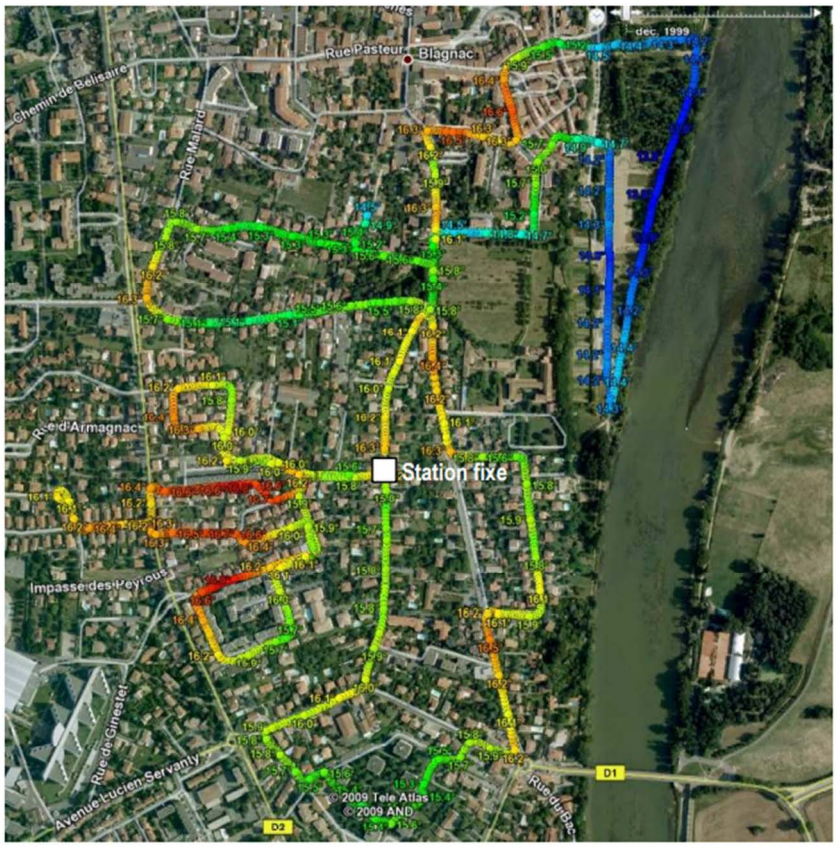


Figure 1. Température à Blagnac sur un parcours à vélo le 3 juin 2009 le matin.
Source : rapport final du projet PIRVE (Lebras, 2015)

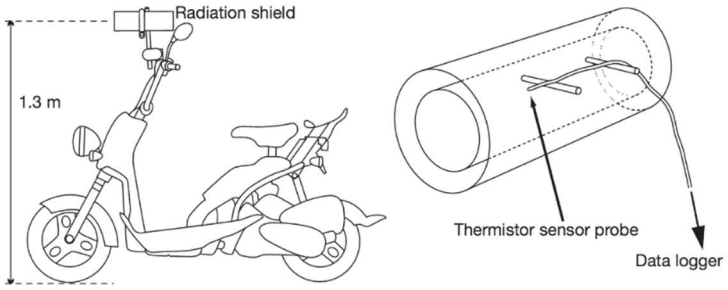


Figure 2. Mesures mobiles utilisant un vélomoteur (source : Yokobori et Ohta (2009)

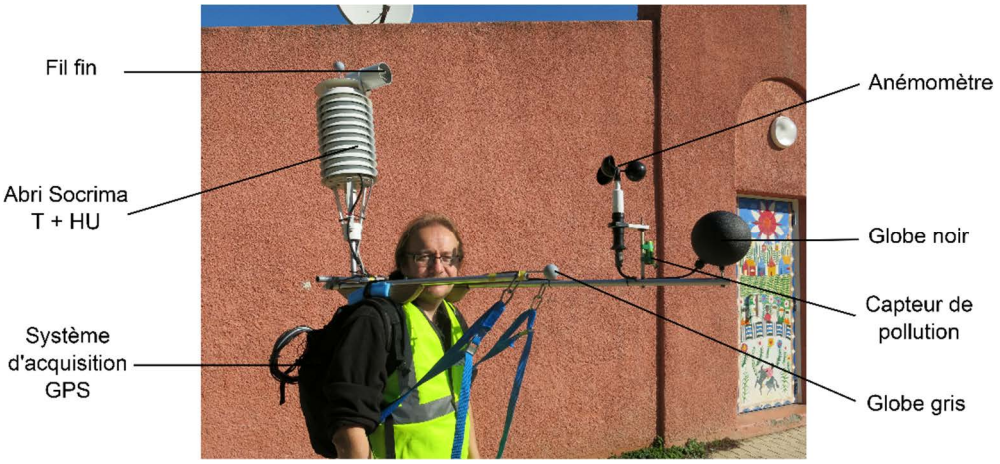


Figure 3. Station mobile développée par le CNRM/GAME pour caractériser les conditions de confort thermique

Tableau 4. Etudes impliquant la mesure mobile en climatologie urbaine

Villes concernées	Publications	Moyen d'acquisition
Tokyo	(Saitoh *et al*., 1996)	3 voitures
Göteborg	(Eliasson, 1996; Svensson, 2004)	1 voiture
Singapour	(Goh et Chang, 1999)	1 voiture
Lodz	(Klysik et Fortuniak, 1999)	5 voitures
Tel Aviv	(Saaroni *et al.*, 2000)	4 voitures
Szeged et Debrecen, Hongrie	(Unger *et al.*, 2010)	1 voiture
Aix-la-Chapelle	(Buttstädt *et al*., 2011)	Réseau de bus
Leipzig	(Schwarz *et al.*, 2012)	1 piéton
Utrecht	(Brandsma et Wolters, 2012)	1 vélo
Rotterdam	(Heusinkveld *et al*., 2014)	2 vélos
Nancy	(Leconte *et al*., 2015)	1 voiture
Tokyo	(Yokobori et Ohta, 2009)	Vélomoteur
Toulouse	(Lebras, 2015)	
Szeged en Hongrie	(Unger *et al.*, 2001)	Voiture
Portland, Oregon,	(Hart et Sailor, 2009)	Voiture
Rotterdam	(Heusinkveld *et al*., 2014)	Vélo

3/ Mesures du bilan énergétique urbaine

La mesure des flux énergétiques impliqués dans l'équation énergétique urbaine nécessite de placer les capteurs au niveau de la sous-couche d'inertie, c'est-à-dire dans la couche où les flux turbulents sont spatialement homogènes et représentatifs de la zone subjacente. L'ensemble des instruments de mesure utilisés doit donc être placé plusieurs mètres au dessus des bâtiments. Cette approche nécessite donc la mise en place de mâts de mesure, afin de placer les capteurs en haut de ces mâts.

Le flux radiatif net peut être déduit à l'aide d'un ensemble de quatre capteurs : deux pyranomètres (l'un orienté vers le ciel mesurant le flux radiatif CLO descendant, l'autre orienté vers la surface terrestre mesurant le flux radiatif CLO ascendant K) et deux pyrgéomètres (l'un orienté vers le ciel mesurant le flux radiatif GLO descendant, l'autre orienté vers la surface terrestre mesurant le flux radiatif GLO ascendant). Les flux de chaleur sensible et latent sont mesurés via un dispositif expérimental utilisant la covariance d'eddy. Dans le cas du flux de chaleur sensible, un anémomètre ultrasonique couplé à un thermocouple enregistre les fluctuations de vent et de température d'air. Ces fluctuations permettent dans un second temps de calculer le flux de chaleur sensible. Dans le cas du flux de chaleur latent, un anémomètre ultrasonique couplé à un hygromètre enregistre les fluctuations de vent et d'humidité. Ces fluctuations permettent dans un second temps de calculer le flux de chaleur latent. Dans certains cas, le flux de stockage dans les matériaux urbains est mesuré à l'aide de fluxmètres thermiques. Le flux de chaleur anthropique n'est pas systématiquement mesuré. En règle générale, il est significativement plus faible que les autres flux précédents et est parfois regroupé avec le flux de stockage dans les matériaux. Par ailleurs, le terme relatif à l'advection horizontale n'est pas mesuré, d'une part du fait de la difficulté technique que cette mesure représente, d'autre part parce que ce flux est significativement plus faible que les autres flux.

4/ L'analyse des mesures

A partir des mesures, des approches de modélisation sont développées. Celles-ci peuvent être classées en 3 types :

- les modèles de régression géoclimatique (RG),
- les méthodes de classification géoclimatique (CG)
- les méthodes d'interpolation géostatistique (IG).

Méthodes de modélisation empiriques par régression géoclimatique

Une deuxième manière d'étudier les variations spatiales de l'ICU est de mesurer des différences de température entre plusieurs points d'une agglomération et d'expliquer ces différences par une ou plusieurs variables. Des modèles statistiques de régression (linéaires ou non-linéaires) sont établis entre une variable à modéliser et une ou plusieurs variables explicatives

Ce type de modèle est simpliste comparé aux modèles climatiques vus précédemment. Il nécessite un jeu de données de mesures de température, fixe ou mobile et la connaissance d'une ou plusieurs variables explicatives (obtenu à partir de la connaissance du tissu urbain). Seules des températures ou des différences de température sont estimées, sans modélisation des flux, mais les phénomènes physiques sont souvent considérés pour identifier les variables explicatives les plus pertinentes. Nous avons divisé cette famille de modèles en deux sous familles, selon que l'aspect spatial est traité ou non.

Modèles globaux d'ICU

Un des objectifs recherché est d'identifier une variable explicative qui permettrait d'estimer l'ICU quelle que soit la ville étudiée. Oke (Oke, 1973) a par exemple régressé l'ICU mesuré par temps clair et calme (peu de vent) par le logarithme de la population. Il a montré que cette relation dépendait également de la structure des villes, en différenciant les coefficients de régression pour les villes européennes et les villes d'Amérique du Nord. Karl *et al.* (1988) ont également établi une relation (non-linéaire) entre la population et la différence de température mesurée entre le centre urbain et sa campagne environnante. Elle a été établie à partir des minimaux journaliers de 305 villes et villages, relevés pour toutes conditions météorologiques pendant une année.

Ces approches ont néanmoins des limites. Bohm (1998) montre que la population de Vienne est restée constante entre 1951 et 1995 mais l'ICU n'a pas cessé de croître, ce qu'il explique par la modification de l'occupation des sols (dont une augmentation de la surface habitable par habitant), l'augmentation constante et importante des consommations d'énergie (2,5 fois plus élevée en 1995 qu'en 1951).

Les modèles empiriques présentés jusqu'ici sont simples mais pauvres en informations spatiales et temporelles. Ils décrivent une différence de température en distinguant seulement deux milieux (la ville et sa périphérie). La différence de température est également calculée à un instant précis de la journée et est moyennée par le nombre de jours utilisé pour élaborer le modèle. Enfin, les jours utilisés pour élaborer le modèle peuvent être sélectionnés pour des conditions météorologiques particulières (calmes et claires). Il n'est donc pas possible d'estimer l'ICU quelles que soient les conditions météorologiques à partir de ces modèles.

Modèles spatiaux d'ICU

D'autres modèles ont été développés, qui se distinguent des modèles précédents par un nombre de sites de mesures souvent supérieur à une dizaine et par la combinaison de plusieurs modèles pour différencier l'influence des variables explicatives de l'ICU au fil des saisons (Svensson *et al.*, 2002) ou des mois (Suomi *et al*., 2012).

La ville peut être ainsi segmentée selon un type de critère (densité de population, données morphologiques des bâtiments, usage prépondérant des bâtiments) pour en extraire une cartographie plus ou moins détaillée. Dou et Zhao (2011) ont explicité des lois différentes reliant la température de l'air d'une zone urbaine dans le sud de la Chine, à la densité de population selon le jour (logarithme ou inverse) ou la nuit (linéaire). Dans le cadre d'une étude portant sur Lisbonne, Alcoforado *et al.* (2006) ont montré que l'ilot de chaleur urbain (nocturne) dépendait principalement du facteur de vue du ciel, de la hauteur des bâtiments et de la densité de surfaces imperméabilisées. Des paramètres géoclimatiques comme la topographie, l'altitude et la distance à la rivière ne sont pas à négliger. Quant à Akinbode *et al*. (2008), ils ont relié des mesures de température de l'air et d'humidité effectuées dans une agglomération moyenne du Nigeria, à l'usage prépondérant des bâtiments (résidentiel, industriel, commercial, loisirs…), malgré l'impossibilité de collecter des données la nuit, pour des raisons de sécurité.

Les différences de températures sont parfois calculées à plusieurs instants de la journée, par exemple aux instants les plus chauds et les plus froids (Petralli *et al.*, 2014). Les conditions météorologiques régionales (notamment le vent) sont également prises en compte dans l'estimation de l'ICU (Alonso *et al.*, 2007). Comme les précédents, ces modèles utilisent généralement des indicateurs de forme urbaine ou de typologie de sols comme variables explicatives de l'ICU. Yokobori et Ohta (2009) établissent par exemple deux modèles, un pour la journée et un pour la nuit qui relient la température moyenne mesurée et la densité de végétation calculée autour des 11 sites de mesures.

Méthodes de classification géoclimatique

Ces méthodes sont proches des méthodes de régression géoclimatique car basées sur la caractérisation géographique des différentes zones climatiques d'une zone urbaine. Cependant, elles n'ont pas forcement pour premier objectif de quantifier les différences de températures entre ces espaces. Elles ont fait l'objet de nombreuses publications ces dernières années, suite à la proposition de Stewart et Oke (2012) du concept de «local climate zones» (LCZ) qui consiste à partitionner le territoire selon ses caractéristiques climatiques. Les territoires sont classés en différentes sous-classes en utilisant plusieurs paramètres qui concernent la morphologie urbaine et l'occupation du sol :

- le type d'objet présent dans la zone (bâtiments ou plantes)
- la hauteur de ces objets
- la densité spatiale de ces objets dans la zone
- le caractère perméable ou imperméable des surfaces situées entre les objets de la zone

Une analyse de l'influence de ces paramètres sur la température de l'air a permis de créer 17 types de LCZ (Figure 4).

L'intérêt de cette classification est d'identifier et de comparer, au sein d'un territoire des zones climatiquement homogènes à partir d'un jeu d'indicateurs. La mise en œuvre opérationnelle de cette classification est néanmoins une tâche complexe, notamment pour des villes européennes dont les tissus urbains sont mois homogènes que ceux des villes nord-américaines

et le maillage des rues organisé de façon moins géométrique. L'automatisation de la classification est également complexe, mais des progrès sont faits avec l'utilisation de données satellitaires (Nassar *et al.*, 2016).

Les LCZ ont entre autres été appliquées sur la ville de Nancy par Leconte *et al.* (2015), à Szeged (Hongrie) par Lelovics *et al.* (2014) et à Dubaï par Nassar *et al.* (2016) (Figure 5).

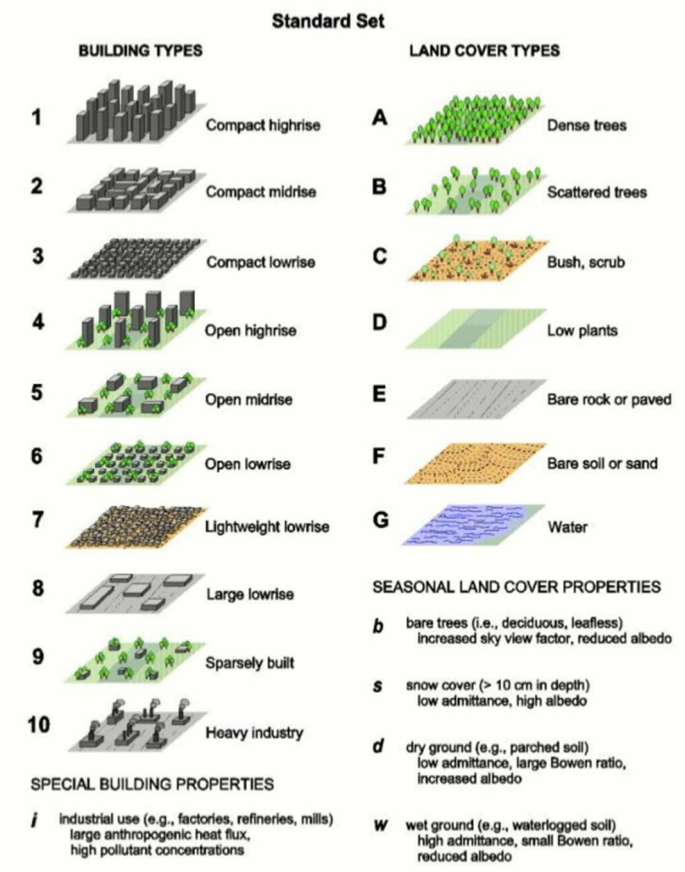


Figure 4. Présentation des 17 LCZ (10 types de LCZ urbanisés et 7 non urbanisés). D'après Stewart et Oke (2012)

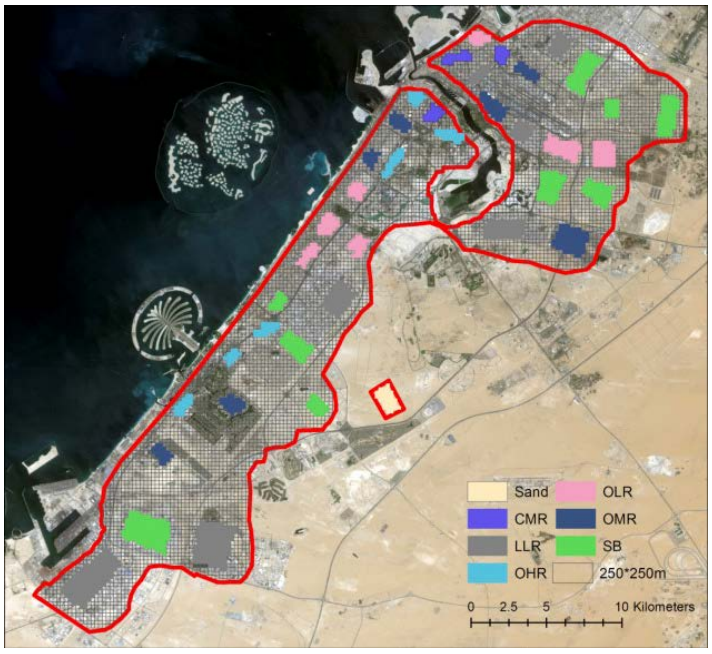


Figure 5. LCZ identifiées à Dubaï à partir de données satellites LANDSAT Source : Nassar et al. (2016)
(CMR = compact mid-rise, LLR = large low-rise, OHR = open high-rise, OLR = open low-rise, OMR = open mid-rise)

L'ICU n'est pas quantifié directement par la méthode, mais la classification des tissus urbains peut être extrapolée et mise en relation avec des mesures (Leconte *et al.*, 2015). Cette classification est également un bon départ pour distinguer des zones a priori homogènes climatiquement, en vue du déploiement d'un réseau de mesures.

Méthodes d'interpolation géostatistique

Ce moyen de cartographier l'ICU consiste à interpoler des mesures de températures d'air relevées en différents points d'un territoire via des méthodes géostatistiques. Différentes techniques d'interpolation peuvent être utilisées à partir des variables suivantes :

- n mesures de températures T réparties sur le territoire à interpoler,
- la distance entre un point de mesure et un point à modéliser,
- le poids de la température T d'un point de mesure dans l'estimation de la température à modéliser.

Certaines de ces techniques d'interpolation sont simples comme la distance inverse. D'autres, comme le krigeage, sont plus complexes mais plus précises car prenant également en compte a distance entre les points de mesures deux-à-deux. Cette technique, bien que courante en météorologie est assez peu utilisée en météorologie urbaine. On peut cependant citer l'application de Hinkel *et al.* (2003) pour identifier la forme de l'ICU moyen journalier en hiver dans la ville de Barrow en Alaska. La mise en œuvre de cette technique étant gourmande en temps humain et de calcul, elle est très rarement utilisée pour suivre l'évolution temporelle de l'ICU au cours d'une journée. Elle nécessite par ailleurs un réseau dense de stations de mesures de température au sein d'une zone urbaine.

Les variables géographiques telles que le type de sols ou la morphologie de la ville ne sont en effet pas considérés dans les calculs, ne permettant pas d'estimer l'ICU pour n'importe quelle zone de la ville à partir de ces informations comme le permettent les modèles de régression.

Les méthodes géostatistiques peuvent également être utilisées en complément de modèles de régression, comme le font Szymanowski et Kryza (2011) en établissant un modèle de régression multiple (avec des variables explicatives telles que la densité de surface artificielles), couplé à une technique de krigeage.

2.1.2.2. Méthodes basées sur la modélisation

S'agissant de la modélisation, si la représentation des phénomènes physiques urbains qui agissent sur le climat local est relativement aisée, celle des multiples interactions entre eux l'est moins. Cependant, les processus physiques (thermique, aérodynamique, hydrologie, rayonnement…) impliqués dans le microclimat urbain et le comportement thermique des bâtiments ne peuvent être considérés indépendamment les uns des autres.

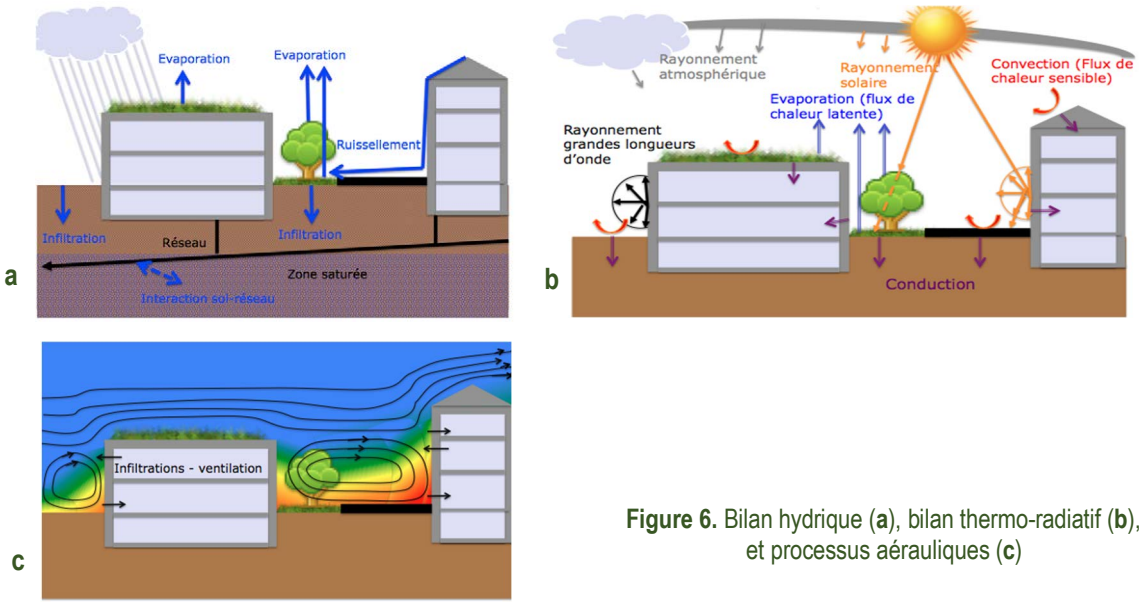


Figure 6. Bilan hydrique (**a**), bilan thermo-radiatif (**b**), et processus aérauliques (**c**)

Le bilan hydrique (Figure 6a) traduit les échanges d'eau entre le sol et ses réseaux enterrés, les surfaces et l'atmosphère en période de temps de pluie ou en temps sec, et prend en compte la variabilité spatiale des caractéristiques de la surface du sol (imperméabilisation, présence de végétation), des propriétés hydrodynamiques des sols (perméabilité) et de la présence de réseaux enterrés qui constituent des lieux de drainage préférentiels dans le sol. Au flux d'évapotranspiration entre surface et atmosphère, correspond un flux de chaleur, le flux de chaleur latente.

Le bilan énergétique exprime l'équilibre entre le rayonnement net, le flux de chaleur latente (issu du bilan hydrique), le flux de chaleur sensible (convection au niveau des surfaces) et le flux de chaleur par conduction dans les sols et au travers de l'enveloppe des bâtiments (stockage). Pour ces surfaces, ce flux de chaleur par conduction dépend du traitement des ambiances intérieures (chauffage/climatisation). Un bilan thermique du bâtiment peut être fait afin d'écrire l'équilibre entre les flux de chaleur au travers des murs et des toits, les apports solaires, les charges internes (usages, équipements…), les flux liés à la ventilation et aux infiltrations de l'air à travers l'enveloppe et les rejets sec ou humides (centrales de climatisation par exemple)

Le flux de chaleur sensible au niveau des parois dépend des écoulements et de la température de l'air à proximité de la paroi. Les débits de ventilation et les infiltrations dépendent également de ces écoulements qui conditionnent les niveaux de pression sur les parois.

On constate donc qu'il y a dans chacun de ces bilans des flux et variables d'état qui expriment les interactions entre les phénomènes physiques. Cependant, ces interactions sont souvent négligées ou simplifiées, et nous trouvons ainsi deux grandes familles de modèles climatiques : les modèles de bilan radiatif et les modèles aérauliques. Ceux-ci ont beaucoup évolué, pour s'adapter aux nouvelles hypothèses d'aménagement urbain et représentent les interactions physiques soit en les intégrant directement dans les modèles existants, soit en réalisant des couplages entre modèles spécialisés, notamment avec des modèles de bilan thermique (pour les bâtiments) et/ou des modèles hydrologiques (pour la continuité avec la disponibilité en eau).

Une des difficultés de mise en œuvre des couplages reste que les échelles de description spatiale ou temporelle des phénomènes ne sont pas toujours les mêmes. Par exemple la simulation des consommations énergétiques des bâtiments est en général effectuée sur une période d'une année (avec un pas de temps d'une heure et des fichiers météo obtenus par traitement statistique de données trentenaires permettant de définir des normales climatiques (Bertolo et Bourges, 1992) alors que les simulations microclimatiques permettant l'obtention de données très locales sont davantage tournées vers une représentation de conditions climatiques types ou de séquences climatiques de quelques jours.

Modélisation climatique urbaine

Aux différentes échelles de description du climat urbain (Figure 7) correspondent des objectifs différents. Pour étudier l'influence des villes sur l'atmosphère et en particulier le phénomène d'îlot de chaleur urbain, la communauté scientifique a développé des modèles permettant de reproduire les principaux échanges énergétiques et hydriques entre le milieu urbain et l'atmosphère. La dernière décennie a ainsi connu des avancées considérables dans l'urbanisation des modèles atmosphériques (Dupont *et al.*, 2004 ; Lemonsu et Masson, 2002 ; Leroyer *et al.*, 2010; Martilli *et al.*, 2002). Lorsque l'on s'intéresse au confort de l'usager de la ville, l'échelle considérée est celle de son environnement proche : la rue, la place… Ces études sont généralement menées à l'aide de modèles décrivant explicitement les aménagements urbains (bâtiments, arbres isolés…) et modélisant leur impact local sur l'ensoleillement, le vent, la température et l'humidité de l'air (Ali-Toudert, 2005 ; Bouyer, 2009 ; Robitu, 2005 ; Robitu *et al.*, 2006).

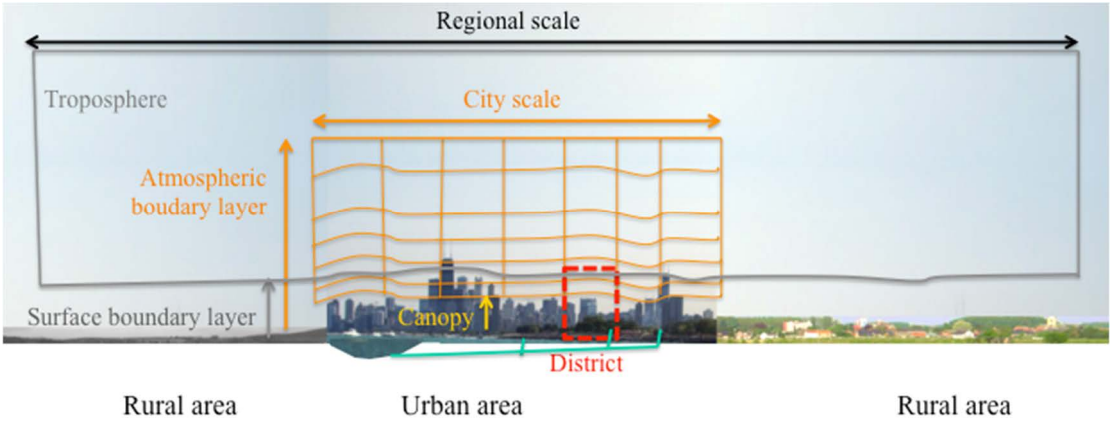


Figure 7. Echelles de la micro-climatologie urbaine

Même si l'échelle d'étude est celle qui répond au mieux à la question posée, la connaissance des variables climatiques à l'échelle de la ville peut s'avérer importante dans l'étude des conditions de confort, pour replacer le fragment urbain étudié dans son environnement et extraire des informations sur les modifications engendrées par les formes urbaines et les aménagements locaux. Afin de relier les différentes échelles, des plateformes de modélisation sont mises en place pour forcer les modèles dédiés à l'échelle du fragment urbain par des conditions météorologiques à haute-résolution issues de modèles à plus grande échelle (Chen *et al.*, 2011).

A l'inverse, la connaissance des processus qui interviennent à « petite échelle » permet d'améliorer la modélisation des processus physiques qui participent au climat urbain à plus « grande échelle », tout en restant en adéquation avec l'échelle considérée. Ceci a conduit au développement de schémas de « paramétrisation » de la ville de plus en plus sophistiqués, en termes de description spatiale du tissu urbain et de processus physiques représentés. Il n'y a pas à l'heure actuelle de consensus quant au degré de complexité requis pour des applications à méso échelle. En effet, la complexité du modèle allant de pair avec la quantité d'informations nécessaire pour l'alimenter, certains modèles théoriquement plus détaillés peuvent se comporter moins bien, par manque de données, que des modèles simplifiés. En revanche, il paraît important de raffiner suffisamment ces modèles pour prendre en compte l'hétérogénéité du milieu urbain et les interactions fortes entre les différents quartiers, et être ainsi en mesure d'aborder la modélisation du climat urbain en assurant une cohérence entre les différentes échelles.

Nous avons classé les modèles climatiques urbains en deux familles correspondant à deux grandes échelles d'appréhension : ceux qui représentent un fragment urbain (de l'échelle de la rue au quartier), composé de différents types de surfaces (bâti, sol, végétation) représentées explicitement, c'est-à-dire dans leur géométrie et positionnement relatifs, et ceux qui représentent une échelle à laquelle les surfaces ne peuvent plus être représentées explicitement.

Echelle du fragment urbain, approches « ambiances thermiques »

Nous présentons ici les modèles qui ont vocation à étudier les hétérogénéités des facteurs physiques d'ambiance produites par la forme urbaine et les aménagements. Selon leur point de départ (objectif et spécialité d'origine de l'équipe de chercheurs), les modèles représentent en général mieux une partie des flux et ont une approche plus simplifiée sur les autres de manière à aboutir à un bilan complet des différents flux de chaleur et de masse entre surface bâtie, sol, végétation et atmosphère.

On trouve ainsi une famille de modèles qui permettent de calculer les flux solaires dans des géométries urbaines complexes : DART (Gastellu-Etchegorry *et al.*, 1996), SOLENE (Groleau *et al.*, 2003; Miguet et Groleau, 2007), SOLWEIG (Figure 8) (Lindberg *et al.*, 2008). Ils permettent de calculer la température radiante moyenne, indicateur de confort représentatif en environnement extérieur. Cependant, par exemple, le modèle SOLWEIG s'affranchit du bilan thermique des parois en approximant les températures de surface à partir de la température d'air et en fonction de l'exposition au soleil de la surface considérée au cours du temps. Ce modèle prend donc principalement en charge les phénomènes radiatifs et paramétrise les autres.

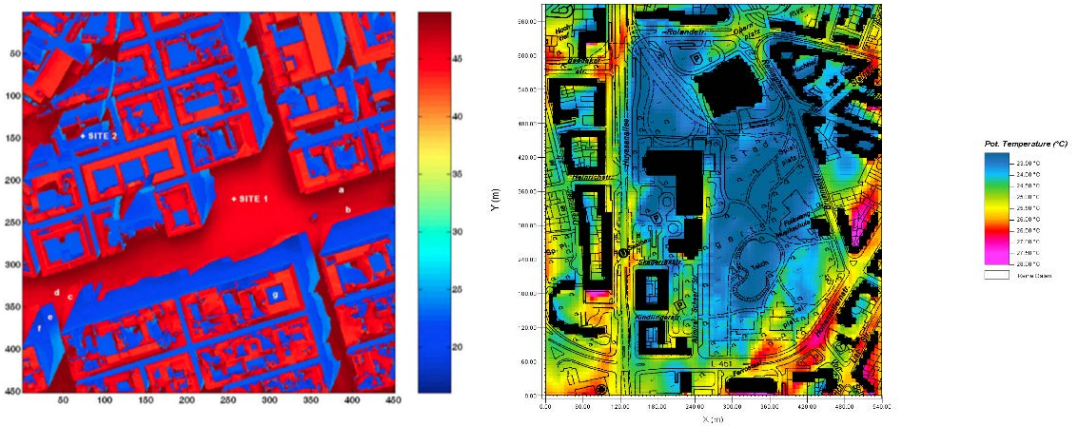


Figure 8. Exemple de résultats obtenus avec : à gauche : SOLWEIG (Variations de la Température Radiante Moyenne (°C) centre de Göteborg, 15h - 11/10/2005 (Chen et al., 2007) ; à droite : ENVI-met, température d'air dans et autour d'un parc urbain (°C) (Lahme et Bruse, 2003)

On peut également regrouper les modèles qui réalisent les bilans sur l'air environnant (bilans de masse, de chaleur et de quantité de mouvement) comme ENVI-met (Figure 8), SOLENE-microclimat (Robitu, 2005) et « coupled simulation » (Chen *et al.*, 2007 ; Chen *et al.*, 2009) qui permettent de calculer les flux radiatifs, les températures de surface, le champ de vitesse du vent, le taux d'humidité et la température de l'air dans une géométrie urbaine même complexe et en présence de végétation. Cette dernière est représentée par un milieu poreux au vent et semi-transparent par rapport au rayonnement solaire, et les processus d'évapotranspiration et de photosynthèse sont exprimés dans les bilans de masse et de chaleur.

Ces trois modèles, s'ils semblent similaires dans les applications qu'ils permettent, ne le sont pas dans leur mise en œuvre. En effet, les équipes de développement d'ENVI-met et de « coupled simulation » ont opté pour la mise en place d'un modèle complet, ce qui nécessite d'intégrer des modèles pour tous les phénomènes. Cette approche lourde se fait au détriment de certains sous-modèles. Par exemple, pour traiter plus simplement le rayonnement, les géométries traitées dans Envi-met et « coupled simulation » doivent être décrites dans une trame orthogonale, ce qui respecte moins bien la forme des fragments urbains de villes européennes.

A contrario, le couplage d'outils a été retenu par les développeurs de SOLENE-Microclimat, qui associe SOLENE (pour les aspects radiatifs et thermiques dans les parois et le sol), Code-Saturne (pour les aspects aérauliques) et différents modules pour les bâtiments et solutions d'adaptation climatiques (Figure 9).

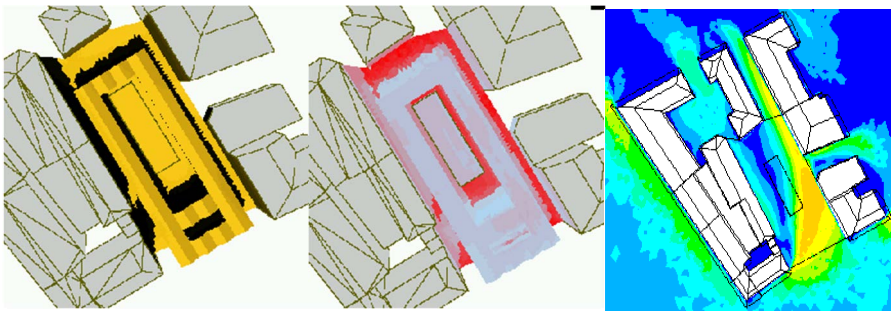


Figure 9. Exemple de résultats obtenus avec le couplage de SOLENE-microclimat et de FLUENT (Flux solaire, température de surface, vitesses d'air dans une place arborée (Robitu, 2005).

Pour répondre à la nécessité d'évaluation de techniques alternatives d'aménagement, ces modèles doivent évoluer de manière à prendre en compte différents types d'aménagements urbains comme :

- La présence de végétation et les impacts liés à son type (Alexandri et Jones, 2006 ; Chen *et al.*, 2009 ; Lahme et Bruse, 2003 ; Malys *et al.*, 2014 ; Robitu *et al.*, 2006), sa localisation (Alexandri et Jones, 2006; Bruse et Fleer, 1998 ; Jesionek et Bruse, 2003) et son mode de gestion (intensive ou extensive) ;

- Les matériaux constructifs spécifiques pour le traitement des îlots de chaleur urbains comme les revêtements sélectifs type « cool paints » en toiture (Akbari *et al.*, 1997) ou en façade (Doya, 2010), ou encore les matériaux actifs dans un système énergétique tels que les panneaux solaires ;

- La forme urbaine (orientation, densité…), sur laquelle un travail spécifique de conception peut être mené avec des objectifs de confort ou de consommation énergétique (Hoyano *et al.*, 1999; Huang, 2010).

Echelle de la ville

Le climat urbain résulte des échanges d'énergie (radiative, thermique et hydrique) entre les surfaces et l'atmosphère, et des interactions aérodynamiques entre la couche de canopée et l'atmosphère. L'objectif premier des modèles urbains de bilan énergétique des surfaces est de déterminer les flux de chaleur et d'humidité qui vont conditionner le comportement thermodynamique de l'atmosphère urbaine, à des échelles pouvant aller de la centaine de mètres à quelques kilomètres. A ces échelles, les différents éléments constituant le milieu urbain ne peuvent être représentés explicitement. L'étude du climat à l'échelle de la ville, ou à plus grande échelle, nécessite donc de représenter certaines des spécificités du milieu urbain qui vont avoir une influence sur le vent, la température et l'humidité de l'air : la morphologie urbaine, la présence de surfaces imperméables, la prédominance des surfaces bâties par rapport aux surfaces naturelles, les propriétés physiques des surfaces (albédo, émissivité) et des matériaux (conductivité et capacité thermiques).

Qu'ils soient à base empirique (Grimmond et Oke, 2002) ou à base physique, tous les modèles de bilan énergétique des surfaces s'appuient sur un principe commun : le rayonnement net qui résulte du bilan radiatif des surfaces est réparti en flux de chaleur sensible et latente, et en flux de chaleur stockée qui traduit les échanges de chaleur par conduction dans les matériaux et le sol.

Dans les modèles à base physique les plus simples (dits « bulk »), les flux de chaleur sensible et de chaleur latente sont modélisés à l'interface entre la canopée urbaine (dans sa globalité) et l'atmosphère au-dessus (Figure 9, gauche). La canopée est représentée par des propriétés aérodynamiques (longueur de rugosité), radiatives et thermiques moyennes. Ces flux dépendent de la différence de température ou d'humidité entre la canopée et l'atmosphère et d'une résistance aérodynamique qui peut être fonction du vent et de la stabilité atmosphérique dans la couche de surface. Il est cependant possible dans ces modèles simples de distinguer différents types de surfaces (surfaces naturelles, végétation, routes, toits, canyon…) qui contribuent aux flux à l'interface canopée-atmosphère (Dupont et Mestayer, 2006; Grimmond et Oke, 2002). Les modèles à une couche de canopée (Kusaka *et al.*, 2001; Masson, 2000) considèrent un tissu urbain simplifié (ensemble de rues canyons, orientées ou non, dans lesquelles on différencie les toits, les rues et les murs). Ils modélisent les échanges entre ces surfaces et l'air dans la rue puis au-dessus des toits par un système de résistances aérodynamiques plus complexe que dans la méthode « bulk » mais basé sur le même principe. Dans ce cas, le vent au milieu du canyon est déterminé par des relations empiriques alors que la température dans le canyon résulte de l'équilibre entre les flux de chaleur à la surface et ceux en haut du canyon. Enfin, dans les modèles de canopée multi-couches, plus élaborés, les flux sont calculés à différents niveaux à l'intérieur de la canopée (Figure 10, droite), ce qui nécessite de connaître les profils de vent et de température jusqu'au sol. Lorsque ces modèles sont directement intégrés à un modèle atmosphérique (Hamdi et Masson, 2008 ; Kusaka *et al.*, 2001 ;

Masson et Seity, 2009 ; Salamanca et Martilli, 2010), les variables climatiques (et la turbulence) y sont calculées par résolution des équations de la dynamique des fluides et de la thermodynamique, modifiées à l'intérieur de la canopée pour représenter l'effet moyen des bâtiments sur le vent et la turbulence, et les sources/puits de chaleur et d'humidité aux différents niveaux. Ces modèles multi-couches peuvent aussi être « externalisés » : ils sont alors « forcés » par la météorologie au-dessus de la canopée (provenant de mesures ou du modèle atmosphérique), tandis que le vent, la température et l'humidité dans la canopée sont obtenus par la résolution des équations de la couche de surface plus ou moins simplifiées (Hamdi et Masson, 2008 ; Masson et Seity, 2009 ; Salamanca *et al.*, 2010; Salamanca et Martilli, 2010). Les modèles de canopée fournissent donc non seulement les flux à l'interface canopée-atmosphère, mais aussi des températures et humidités de l'air à l'intérieur de la canopée, qui, même si elles ne sont pas locales, sont représentatives du tissu urbain considéré.

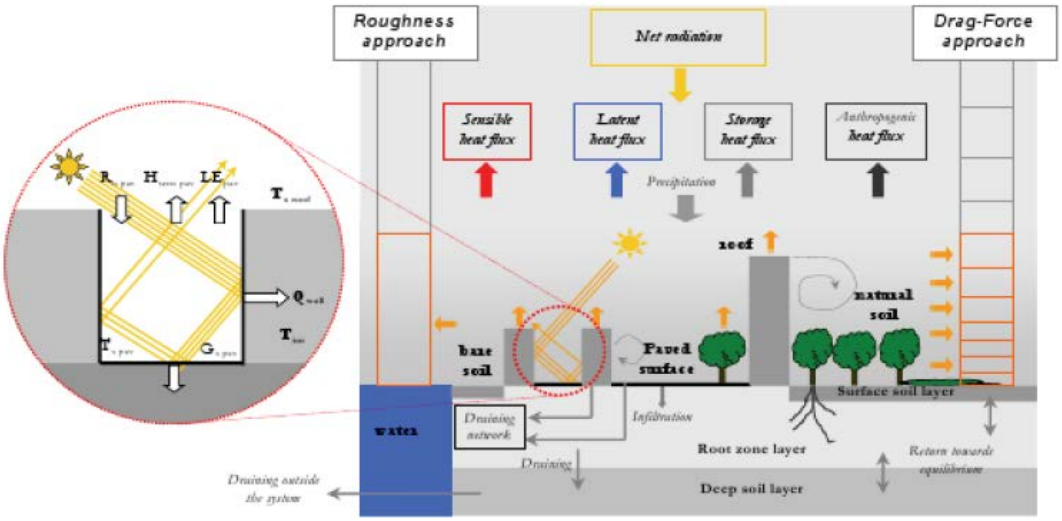


Figure 10. Exemple de modèle de bilan énergétique des surfaces d'après Dupont et al. (2004). A gauche : approche « bulk » ; à droite : approche canopée multi-couches.

Des choix ont dû être faits pour modéliser ou prendre en compte les processus physiques qui interviennent dans le bilan d'énergie des surfaces, indépendamment des options prises pour le calcul des flux de chaleur sensible et latente. Certains modélisateurs ont fait le choix de négliger le flux de chaleur latente qui résulte de l'évapotranspiration par la végétation, ne considérant que les spécificités des milieux fortement urbanisés. A l'opposé, la végétation peut être directement intégrée dans le tissu urbain, permettant en outre les interactions directes avec les surfaces bâties comme les phénomènes d'ombrage et l'absorption du rayonnement par la végétation (Lee et Park, 2008). Dans les approches intermédiaires, les flux de chaleur latente issus des surfaces naturelles et de la végétation contribuent au flux total en fonction de la densité présente dans le domaine, sans que la végétation n'interagisse directement avec les autres surfaces. Le stockage de chaleur, important en milieu urbain du fait des matériaux et de la forme urbaine, est parfois calculé comme le résidu du bilan d'énergie, ou estimé de façon semi-empirique comme une fraction du rayonnement net (Grimmond et Oke, 1999) en fonction des caractéristiques de la surface, ou encore calculé à l'aide d'une équation de conduction de la chaleur au travers des différentes couches de matériaux. Enfin, les modèles dédiés au milieu urbain prennent en compte le piégeage radiatif dans les rues par le calcul ou la paramétrisation d'une ou plusieurs réflexions ayant lieu entre les différentes surfaces de la rue, diminuant ainsi l'albédo total et les pertes par rayonnement infrarouge, et accroissant l'îlot de chaleur.

Il est quasiment impossible d'associer les différents processus modélisés aux types de modèles (bulk ou canopée) décrits plus haut. C'est précisément dans l'objectif de définir certaines lignes directrices de modélisation qu'une action de recherche internationale d'inter-comparaison de ces modèles a été menée récemment. Il ne s'agissait pas d'évaluer un modèle particulier par comparaison à des mesures sur site, mais d'identifier les « classes » d'approches les plus performantes pour représenter les échanges entre canopée urbaine et atmosphère, ainsi que les processus physiques qui ne peuvent être négligés dans la modélisation physique (Grimmond *et al.*, 2011; Grimmond *et al.*, 2010). Plusieurs conclusions ont été tirées, sur la base de 2 jeux de données expérimentales et 33 modèles. Sans reprendre de façon exhaustive toutes les conclusions et recommandations, il semble qu'aucun modèle ne soit le plus performant pour tous les flux, ce qui est justifié par la diversité des applications auxquelles ces modèles sont dédiés. Il est important de noter que la prise en compte de la végétation et des surfaces naturelles, présentes même en faible pourcentage, améliore le résultat global du modèle, même s'il s'avère que les flux de chaleur latente associés sont les composantes du bilan les moins bien modélisés. Ceci peut être dû à la méconnaissance de la teneur en eau du sol, ainsi qu'à l'utilisation de modèles de végétation adaptés aux milieux ruraux. Alors qu'une des pistes évoquées pour la régulation du climat urbain porte sur la végétalisation des surfaces urbaines et sur les nouvelles pratiques de gestion des eaux pluviales, des efforts coordonnés doivent être menés avec les hydrologues travaillant sur milieu urbain pour mieux représenter, dans les modèles climatiques, les interactions entre la surface et le sous-sol.

Enfin, les flux de chaleur en milieu urbain ont une composante liée aux activités humaines. Une partie des flux de chaleur anthropiques est indirectement représentée lorsque les échanges de chaleur par conduction dans les matériaux entre l'intérieur et l'extérieur des bâtiments sont modélisés. La prise en compte des flux anthropiques résultant de l'utilisation des systèmes de conditionnement d'air étroitement liée aux conditions climatiques ou de la mise en place de systèmes de ventilation, doit permettre d'améliorer l'estimation des flux de chaleur en milieu urbain. Des modèles simplifiés de bâtiments (qui traduisent le comportement thermique d'un ensemble de bâtiments-types) sont introduits dans certains modèles (Kikegawa *et al.*, 2003; Salamanca *et al.*, 2010 ; Salamanca et Martilli, 2010) afin de prendre en compte les interactions climat-bâtiments, sans lesquelles les études prospectives d'aménagement urbain seraient incomplètes.

2.1.3. Les déterminants du climat urbain

Les déterminants du climat urbain peuvent être classés en trois grandes familles : ceux liés aux conditions climatiques et ceux liés à l'occupation des sols et aux activités.

Les conditions climatiques jouent fortement sur la formation de l'îlot de chaleur urbain. Quand les vitesses de vent sont importantes, celui-ci est très réduit. A contrario, les jours de vent faible, la formation de l'ICU est favorisée. De même la nébulosité. En journée, si la nébulosité est élevée, le rayonnement solaire net reçu par la ville est généralement faible. Or, le piégeage radiatif engendré par les rues canyons est un des phénomènes physiques à l'origine de l'ICU. Un rayonnement solaire faible est donc souvent synonyme d'ICU faible.

La composition urbaine explique les variabilités de température au sein de la ville. Il s'agit à la fois de la forme bâtie, des revêtements des surfaces de sol libre et des éléments naturels. Deux paramètres ressortent dans la bibliographie : la densité bâtie, exprimée au travers du Sky View Factor et la densité de végétation, en général exprimée au travers de l'indice NDVI. Un SVF important est synonyme d'une ville peu dense et peu haute et donc d'un ICU plus faible, un NDVI important est synonyme d'une ville ou d'un quartier fortement végétalisé et donc moins sujet à l'ICU.

Les activités humaines dissipent de la chaleur dans la ville. Leur contribution à l'ICU est relativement plus importante en hiver, du fait de l'utilisation du chauffage, mais aussi parce que la sollicitation plus importante (l'ensoleillement) est plus faible.

2.2. L'échelle de la surface : étude des matériaux et des surfaces urbaines

Auteure : Marjorie Musy

L'impact de différents types de surfaces ou matériaux a été étudié de l'échelle de l'entité elle-même (le matériau, la toiture…) jusqu'à leur application à la ville en passant par l'échelle du fragment urbain (allant de la rue au quartier).

A l'échelle des surfaces, ce sont les propriétés thermiques du matériau qui sont étudiées et reliées à l'évolution de la température de la surface en conditions climatiques réelles ou reproduites.

A l'échelle du fragment urbain, c'est l'effet de la mise en place d'une telle surface dans un environnement formel (forme de rue, place, forme urbaine) et climatique particulier qui est observé et en général comparé à d'autres solutions.

Enfin, à l'échelle de la ville, les études portent pour l'essentiel sur la mise en relation de la (projection spatiale d'une) quantité d'un type de surface (et éventuellement sa répartition spatiale) et de la réponse climatique du tissu urbain.

Les toitures, qui sont les surfaces qui voient le plus le soleil sont celles qui ont été les plus étudiées, aussi en raison des impacts qu'elles ont sur les consommations énergétiques des bâtiments.

Ce sont ensuite les sols, et enfin les façades.

2.2.1. Les toits

Pour les toits, deux alternatives ont été plus particulièrement explorées : les *green roofs* et les *cool roofs* (Akbari *et al.*, 2005 ; Ascione *et al.*, 2013 ; Bozonnet *et al.*, 2011 ; Coutts *et al.*, 2013a ; Gentle *et al.*, 2011).

Le toit, cinquième façade des bâtiments est encore une surface sur laquelle le secteur de la construction porte peu d'attention, mais dans le cadre de la densification des villes, elle a attiré de plus en plus l'attention. Auparavant surtout utilisé pour l'implantation des équipements techniques tels que des centrales de traitement de l'air, des panneaux solaires thermiques ou photovoltaïques, des micro-éoliennes, depuis que les objectifs de réduction d'énergie et des impacts climatiques de la densification urbaine sont étudiés, les toits sont regardés comme des surfaces supplémentaires ou comme des surfaces à fort impact. Pour utiliser cet espace, les toits suffisamment accessibles sont donc soit utilisés pour de nouveaux usages : toitures équipées de panneaux photovoltaïques (Hendarti et Sjarifudin, 2016 ; Sreckovic *et al.*, 2016), toitures serres ou jardins.

Quand seul leur impact énergétique ou climatique est visé, les caractéristiques thermiques de la toiture sont modifiées, afin d'améliorer sa performance : par exemple les toitures végétalisées, les toitures bassin, les toitures bleues ou les toitures réflectives qui correspondent à l'amélioration de performances vis-à-vis de l'infiltration de l'eau de pluie (pour éviter l'engorgement des réseaux en cas de pluie très forte), et/ou de la thermique du bâtiment (réduction des consommation de chauffage et éventuellement de climatisation). Ces surfaces peuvent alors également améliorer d'autres fonctions écosystémiques, comme la biodiversité et la qualité de l'air pour les toitures vertes.

Toitures végétales

Morakinyo *et al.* (2017) ont réalisé une analyse paramétrique de l'effet de quatre types de toitures végétale sur les températures intérieures/extérieures et les besoins de climatisation des bâtiments sous quatre différents types de climat et trois niveaux de densité de feuillage des toitures, en utilisant les outils de simulation ENVI-met (microclimat à l'échelle du quartier) et EnergyPlus (Besoin énergétiques échelle du bâtiment). Les résultats montrent un réchauffement des températures extérieures nocturne limité à 0,2°C, qui est le plus évident pour les toitures semi-extensives, alors que les effets de rafraichissement intérieurs varient de 0,05–0,6 C et extérieurs de 0,4–1,4 C, en fonction du type de toiture, de la densité et du moment de la journée. Ces réductions diurnes dépendent également du type de climat, avec un effet décroissant pour, dans l'ordre: climats chaud et sec, chaud et humide, et tempéré. Dans les régions chaudes et humides, les potentiels de rafraichissement par évaporation est réduit par le fort taux d'humidité. La réduction des besoins de rafraichissement des bâtiments, atteint dans cette étude 5,2% dans les climats chauds et sec, pour le jour le plus chaud de l'année et pour le toit les plus intensifs alors que cette réduction était réduite à 0,1% pour la toiture semi-extensive en climat tempéré. Ceci est fortement dépendant du type de bâtiment et de son usage, en particulier de l'isolation de la toiture.

L'effet des toitures végétales sur l'Ilot de chaleur urbain est étudié soit par extrapolation (un peu délicate) d'un effet petite échelle (Costanzo *et al.*, 2016) soit par simulation d'un verdissement des toits à grande échelle (voir 2.3.1.).

Toitures réflectives ou « cool roofs »

Les « cool roofs » sont une surface extérieurs des toitures, ou un revêtement de surface qui minimise l'absorption des rayonnements solaires et maximise l'émission dans l'Infrarouge (Bozonnet *et al.*, 2011 ; Coutts *et al.*, 2013a; Gentle *et al.*, 2011). Ils maintiennent ainsi la température de surface à une valeur basse et réduisent l'énergie transmise vers le bâtiment également vers l'air de la canopée urbaine. Les surfaces les plus claires ont en général des valeurs d'albédo plus élevées que les surfaces foncées et jouent mieux ce rôle. En plus de la couleur, la rugosité et la présence de salissures influent également sur la réflectivité (Berdahl et Bretz, 1997 ; Levinson *et al.*, 2005).

Ces types de toitures ont fait l'objet de nombreuses études ces dernières années (Testa et Krarti, 2017). Roman *et al.* (2016) ont comparé l'impact des toitures réflectives, et de l'utilisation de matériaux à changement de phase sur l'intensité de l'ICU pour sept zones climatiques des USA. Pour chacune de ces deux stratégies, cinq types de toitures ont été étudiés. Les résultats montrent que ce sont les albédos les plus élevés qui favorisent le mieux la réduction de l'ICU quel que soit le système de toiture. Ces résultats sont basés sur le calcul des flux convectifs et ne donnent pas d'ordre de grandeur de l'effet sur l'ICU, de même pour l'étude menée par Costanzo *et al.* (2016). En effet, le passage de l'échelle du matériau à celle de la ville est difficile et c'est sur la base des calculs de bilans que Touchaei *et al.* (2016) estiment que l'augmentation de l'albédo des toitures de Montréal permettrait de réduire la température de l'air en été de jusqu'à 4°C.

2.2.2. Les sols

La route et les autres surfaces destinées à la circulation peuvent représenter une part importante de la surface au sol de la ville. Elles présentent aussi la caractéristique d'être fortement sollicitées, par le trafic qu'elles accueillent, mais aussi par le sous-sol et ce qu'il contient : eau, racines de végétaux, réseaux sur lesquels il est régulièrement nécessaire d'intervenir…

Ces surfaces font cependant l'objet de propositions pour les rendre plurifonctionnelles. Il s'agit soit de leur ajouter des fonctions, soit de réduire leurs impacts environnementaux.

Dans le premier cas, on citera les routes solaires[2], celles intégrant des échangeurs de chaleur (Nasir *et al.*, 2015) dans le second les revêtements poreux (permettant soit l'infiltration pour la gestion de l'eau de pluie soit la remontée de l'eau pour le rafraichissement d'été) (Nakayama et Fujita, 2010), réflectifs (Wong, 2008), à liant végétal, acoustiques…

Les travaux sur les impacts climatiques des sols sont très nombreux en ce qui concerne l'analyse des caractéristiques qui induisent le stockage par ces surfaces du rayonnement solaire, mais moins nombreux concernant les possibilités de ces surfaces de réémettre cette chaleur par évaporation.

Ils sont cependant difficiles à généraliser car fortement dépendant des sites d'application (climat, forme urbaine, usages…).

[2] http://www.sciencesetavenir.fr/high-tech/transports/la-premiere-route-solaire-de-france-inauguree-dans-l-orne_109165

Les études les plus abouties sont :

- celle de Takebayashi et Moriyama (2012) qui compare différents types de revêtements d'asphalte plus ou moins poreux, de béton, de pavés, de pelouse et de sol nus.
- Celle de Qin (2015) qui réalise un état de l'art plus général.

Leur impact sur l'ICU est mesuré à partir du flux convectif. Le classement est le suivant : Pelouse, sol nu, pavés, béton, asphalte. Les auteurs montrent que la température de surface peut être abaissée de quelques degrés dans le cas d'asphalte poreux qui retient l'eau.

Sols solaires

Efthymiou *et al.* (2016) montrent qu'en plus de produire de l'électricité qui peut être utilisée pour l'éclairage, les revêtements de sol photovoltaïques (Figure 11) permettent de réduire de jusqu'à 8°C la température de surface par rapport à des revêtements conventionnels, ce qui mène, dans leur étude à une réduction de 0,8°C de la température d'air à proximité. L'étude est menée en Grèce.

Revêtements de sol frais

Les revêtements de chaussée conventionnels sont imperméables, sombres et fortement inertes thermiquement. L'été, ils absorbent et stockent l'énergie solaire et contribuent fortement à l'ICU. L'idée d'utiliser des revêtements dits « frais » gagne du terrain. Cette appellation, regroupait dans un premier temps les sols clairs, puis les recherches ont également porté sur un autre moyen de rafraichir les sols par leur capacité à contenir de l'eau, évaporée lors des périodes chaudes.

Santamouris (2013) et Qin (2015) font un état de l'art des techniques utilisées, mécanismes physiques mis en jeu et résultats associés. Les co-bénéfices et points de vigilance quant aux effets négatifs, coûts et enjeux règlementaires de leurs applications sont également évalués par Qin (2015). Celui-ci conclut que la définition des revêtements frais reste incomplète; que l'influence réelle de ces surfaces sur la température de l'air dans la canopée urbaine n'est pas bien connue, que l'impact de ces surfaces sur le comportement thermique des bâtiments adjacent et sur les conditions de confort des piétons est peu abordé. Beaucoup de spéculations sur l'usage des revêtements frais sont émises mais leur validation reste nécessaire.

Nous pouvons cependant recenser de nombreuses études et résultats à l'échelle de ces surfaces, comme ceux de Carnielo et Zinzi (2013) qui montrent que l'effet de revêtements réflectifs (bleu, gris ou verts ; Figure 12), sur l'asphalte permettent de diminuer de 8 à 10°C les températures de surfaces au soleil. Les rouges sont moins performants et les blancs permettent d'atteindre une chute de 20°C mais sont difficilement utilisables. Cependant, les flux solaires qui ne sont pas absorbés sont renvoyés vers les surfaces environnantes. Une simulation numérique a permis de mettre en évidence un impact qui peut atteindre 5,5°C sur la température de l'air dans le cas de revêtements blancs. L'étude est menée en Italie.

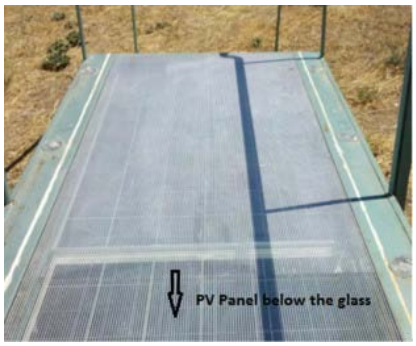


Figure 11. Sol solaire (souce : Efthymiou et al., 2016)



Figure 12. Etudes de l'impact de l'albédo des revêtements de sol (Carnielo et Zinzi, 2013)

Cependant, Stempihar *et al.* (2012) montrent que la prise en compte uniquement de l'albédo des matériaux à base d'asphalte n'est pas suffisante. En effet, la porosité de la surface a également un impact important sur les transferts de chaleur et la capacité de la surface à stoker.

Sols évaporatifs

Une autre solution pour préserver un sol permettant un usage intense et éviter son augmentation de température est de stocker de l'eau dans sa structure de manière à ce que l'évaporation de cette eau se fasse au détriment de la montée en température (l'énergie solaire est utilisée pour l'évaporation et ne contribue pas à réchauffer le matériau). Deux solutions sont étudiées : arroser les chaussées en période chaude, dans le cas de matériaux imperméable, ou retenir l'eau dans le matériau (Asaeda et Ca, 2000 ; Kim *et al.*, 2012 ; Takebayashi et Moriyama, 2012).

L'aspersion des chaussées d'eau en périodes de forte chaleur permet selon Coutts *et al.* (2013b), CSTB *et al.* (2012), Hendel (2015), Tanaka *et al.* (2004), pour une utilisation de 2,2 à 3 mm d'eau/jour pour arroser 2 550 ha de surfaces (soit 25 à 35 L/jour/personnes) de réduire la température nocturne jusqu'à 1°C contre quelques dixièmes de degrés pour la température moyenne. Cependant, l'intensité du refroidissement est fortement dépendante de la morphologie du quartier et des types de sols du quartier et de la quantité de surfaces d'arrosage disponibles.

De même que pour les matériaux poreux, l'efficacité du système reste fortement liée à la surface en capacité d'évaporer (qui peut être augmentée par une plus grande rugosité du matériau), à la disponibilité de l'eau et dans le cas des matériaux poreux, à la non-obstruction des pores.

Sols nus et végétalisés

En comparaison des sols artificiels, Takebayashi et Moriyama (2012) montrent une bien plus grande capacité des sols nus et végétalisés à réduire leur température en période chaude, tant en journée que pendant la nuit. Cette moindre montée en température est liée à plusieurs caractéristiques. Les caractéristiques thermiques du sol naturel, qu'il soit support de végétation ou non, en font un matériau plus isolant. Ensuite, ils retiennent mieux l'eau et ont une surface d'évaporation plus grande. En présence de végétation, le couvert végétal joue à la fois le rôle de protection solaire du sol, mais aussi présente une surface développée en capacité d'évaporer beaucoup plus grande.

2.2.3. Les façades

Nous assistons à l'émergence de matériaux aux caractéristiques de plus en plus diversifiées qui se prêtent à des utilisations multiples. Cette gamme très variée de nouveaux produits évolue à partir de matériaux anciens ou plus récents, dans une hybridation qui donnent naissance à produits aux caractéristiques parfois même « intelligentes », c'est-à-dire actives, sensibles et capables de réagir à des variations de leur environnement, ou à des variations des exigences en terme de propriétés et de performances. Les concepteurs ont à disposition une gamme de matériaux aux atouts spécifiques : économie d'énergie ou de matière, performances lumineuses, thermiques, aérauliques et acoustiques… C'est le cas des matériaux verriers qui ont connu ces dernières années de profondes avancées, permettant aux façades de verre d'être à la fois esthétiques et efficaces en terme de maîtrise des ambiances, notamment grâce à l'évolution du concept de façade, dissociant la structure de l'enveloppe en sont un bon exemple. Les parois de verre s'animent en fonction des besoins des occupants, elles sont évolutives grâce à l'intégration d'équipements divers ou deviennent actives.

Les façades opaques ont également connu de grandes évolutions avec notamment des matériaux dépolluants ou autonettoyants, ou à l'opposé des matériaux permettant l'accueil de plantes, voir même des façades plantées. Il y a petit à petit, dans ces exemples un retournement de la façade qui commence à jouer un rôle vers l'extérieur, autre que celui d'une enveloppe esthétique. Cependant, on comprend bien que les impacts de la façade sur l'extérieur restent secondaires, en effet, l'effort est mis sur l'efficacité de la façade au regard de l'usage du bâtiment et rendra le propriétaire satisfait de la conception. Cependant, exclure ces impacts peut également avoir un cout élevé, comme on a pu le constater sur la conception de la tour surnommée le Talkie-Walkie à Londres qui joue à certains moments de l'année le rôle de four solaire, concentrant les rayons vers les bâtiments et trottoirs voisins.

Cependant, en dehors des façades végétales, qui ont fait l'objet d'une attention soutenue ces dernières années, les effets climatiques des façades sont très peu étudiés et seule une étude à l'échelle de la rue canyon, de l'impact des façades vitrées a été trouvées (Tsangrassoulis et Santamouris, 2003).

2.2.3.1. Façades végétalisées

L'utilisation de façades végétalisées, dans des rues avec un effet de confinement important (rapport hauteur/largeur important) permet de maintenir l'air frais. En effet, les façades couvertes de végétal, lorsqu'elles sont ensoleillées absorbent l'ensoleillement mais montent peu en température. Seule une faible partie de l'énergie solaire incidente est retransmise à l'air par convection, aux autres surfaces par rayonnement ou stockée (Allegrini *et al.*, 2012 ; Malys, 2012; Malys *et al.*, 2014). Les résultats dépendent du climat, de l'effet de confinement et de la disponibilité en eau, Allegrini *et al.* (2012) montrent que cet effet peut atteindre quelques degrés en climat chaud et sec.

2.2.3.2. Façades à fort albédo

Contrairement aux façades végétales, les façades revêtues de matériaux réflectifs, s'ils montent peu en température, renvoient l'énergie vers les autres surfaces. Il est donc nécessaire que toutes les surfaces soient réfléchissantes pour éviter le piégeage radiatif dans les rues. Ceci peut cependant s'avérer très inconfortable pour les usagers de la rue qui recevront l'énergie renvoyée par les surfaces. C'est pourquoi les travaux actuels portent sur l'optimisation de la répartition des caractéristiques optiques des matériaux dans les rues (Schrijvers *et al.*, 2015), les matériaux réflectifs restant très intéressants pour assurer le confort d'été dans les bâtiments.

2.3. Le fragment urbain : forme et matériau

Auteure : Marjorie Musy

Dans la déclinaison des études portant de l'impact climatique de l'imperméabilisation des sols, celles à l'échelle du fragment urbain permettent d'aborder les effets conjoints des formes et matériaux sur le confort extérieur. Les études recensées à cette échelle traitent de solution d'atténuation des impacts climatique de l'urbanisation. Elles peuvent être classées en plusieurs familles, en fonction du type de solution d'intérêt : les solutions vertes (portant sur la végétalisation urbaine), les solutions bleues (portant sur l'eau), les solutions grises (portant sur les matériaux de construction et systèmes), les solutions douces (portant sur les usages de la ville, ses modes de gestion et de conception).

2.3.1. Solutions vertes

Les solutions vertes ont été de loin les plus étudiées. Nous avons vu dans la section précédente les impacts de sols, murs et toitures végétalisés. Nous nous intéressons à l'échelle abordée ici aux relations qui ont pu être établies entre forme urbaine et impact de ces solutions.

Les dispositifs végétaux sont multiples et présentent des rafraîchissements qui diffèrent en intensité et temporellement. Les arbres sont par exemple générateurs d'ombrage et procurent donc un confort accru en journée (Akbari *et al.*, 2001 ; Ali-Toudert et Mayer, 2007; de Abreu-Harbicha *et al.*, 2015). Ce sont les effets d'ombrage qui prédomine lorsque les arbres ne sont pas groupés, l'effet d'évaporation étant vite dissipé par le vent. L'effet de groupe permet de réduire la température de l'air, mais peut également réduite la vitesse de vent, ce qui peut se traduire par une détérioration du confort d'été. Les surfaces enherbées ouvertes sont des espaces générateurs de fraîcheur pendant la nuit (Doick *et al.*, 2014 ; Spronken-Smith et Oke, 1999) mais ont un impact faible la journée.

L'impact de la végétation en toiture diminue lorsque la hauteur des bâtiments croît (Malys, 2012 ; Malys *et al.*, 2014). Elle est particulièrement adaptée à des climats tempérés peu ensoleillés (Santamouris, 2014). Les résultats du projet VegDUD (Malys, 2012 ; Malys *et al.*, 2014) ont également montré que les façades végétalisées permettaient d'améliorer le confort en journée en diminuant la température moyenne radiante due à la densité de façades réceptrice des flux solaires.

D'une manière générale, il y a peu d'études qui mettent directement en lien forme urbaine et impact des formes végétales. Holmer *et al.* (2013) montrent cependant, dans le cas de la ville de Ouagadougou que les effets de la végétation prédominent sur ceux de la densité bâtie, mesurée par le facteur de vue du ciel. Konarska *et al.* (2016) montrent au contraire, pour la ville de Gothenburg, une influence forte à la fois de la densité de végétation et du bâti (calculée à partir du facteur de vue du ciel) sur les différences de températures intra-urbaines. Les sites très végétalisés restent plus frais que les zones fortement bâties.

Les recherches portant sur l'efficacité des espaces verts, qui combinent entre autres végétation basse et végétation haute, montrent que ceux-ci permettent de créer des espaces de confort diurne et nocturne (Chang et Li, 2014 ; Spronken-Smith et Oke, 1999) mais ont également une contribution au rafraîchissement des quartiers situés à proximité, souvent dans un rayon estimé grossièrement comme équivalent à la largeur du parc (Ca *et al.*, 1998 ; Cao *et al.*, 2010) ; (Shashua-Bar et Hoffman, 2000). Le positionnement optimal d'un espace vert au sein d'un quartier dépend des vents dominants et également de la morphologie du quartier à refroidir (rues plus ou moins ouvertes sur le parc). Cependant, cet effet de rafraichissement alentour dépend fortement de la forme urbaine et les variables à l'origine de la diffusion plus ou moins importante de la fraîcheur en périphérie des parcs n'a pas encore été explicitée.

2.3.2. Solutions bleues

Selon leur taille, les étendues d'eau stagnantes peuvent avoir un impact positif ou négatif sur l'ICU. Si l'effet est globalement positif pour des surfaces d'eau importantes, certaines surfaces d'eau immobiles de faible taille stockent de la chaleur et deviennent suffisamment chaudes pour réchauffer l'air pendant la nuit plutôt que contribuer à son rafraîchissement (Revaud *et al.*, 2015; Robitu *et al.*, 2003 ; Steeneveld *et al.*, 2011). Bien que peu d'études aient mis en évidence la fraîcheur apportée par les rivières, celles-ci semblent refroidir l'air toute la journée (Hathway et Sharples, 2012).

Ainsi, la mise en relation entre l'effet des cours d'eau et la forme urbaine a peu été investiguée. Pourtant, il y a très certainement un lien fort entre l'effet climatique des cours d'eau sur les quartiers environnants et l'aménagement des berges et la forme urbaine environnante, facilitant la canalisation de l'air frais le long du cours, ou au contraire permettant sa diffusion dans les quartiers environnants.

2.3.3. Solutions grises

A l'échelle du fragment urbain, seule les solutions grises reposant sur l'utilisation de matériaux à forte réflectivité solaire ont été étudiés.

De nombreuses études montrent l'effet de rafraîchissement diurne et nocturne généré par l'augmentation de l'albédo des matériaux en ville (Aida et Gotoh, 1982 ; Alexandri et Jones, 2006 ; Bretz et Akbari, 1997 ; Doya *et al.*, 2012; Groleau et Mestayer, 2013 ; Kondo *et al.*, 2001 ; Prado et Ferreira, 2005 ; Taha *et al.*, 1988); (Touchaei *et al.*, 2016). L'intensité du rafraîchissement (souvent de l'ordre du degré Celsius) est très fortement dépendante du type de surface modifiée (sol, façade, toit), de l'orientation des rues et de leur morphologie. Fahmy et Sharples (2009) ont par exemple montré que pour une rue dont le rapport d'aspect serait supérieur à 1,5, l'effet d'augmentation de l'albédo est négligeable. Ils ont également montré que le même rapport d'aspect modifiait la quantité d'énergie solaire absorbée par un quartier selon l'orientation des rues. Une rue orientée nord-sud, par rapport à une rue orientée est-ouest, permet de minimiser le nombre d'heures d'inconfort thermique quel que soit le rapport d'aspect de cette rue. Dans des régions où l'ensoleillement est important, la modification de l'albédo des toitures est plus intéressante que leur végétalisation (Santamouris, 2014). La plupart de ces résultats sont issus de simulations. D'autres sont issus d'observations réalisées sur des surfaces de petite taille mais très peu d'observations sont réalisées dans le cadre de l'évaluation d'un projet réel (Santamouris, 2014) et pour des formes urbaines quelconques (i.e. en dehors des rues canyon).

Par ailleurs, plusieurs études ont relevé un risque lié à l'utilisation de ces surfaces dans des climats tempérés, il s'agit d'une potentielle augmentation des consommations d'énergie des bâtiments en période hivernale.

Alors que des industriels commencent à élaborer et caractériser différents matériaux réflectifs (peintures, bétons, pavés…), seule une étude a été réalisée en vraie grandeur (Santamouris, 2013). Alors qu'au delà de l'impact sur les températures d'air et des surfaces, ces solutions modifient directement les conditions de confort en renvoyant l'énergie solaire sur les usagers des espaces extérieurs, il semble donc nécessaire d'avoir une approche locale de conception de manière à éviter des conditions aigues d'inconfort (Schrijvers *et al.*, 2015).

2.3.4. Forme urbaine

En zones climatiques arides, les bâtiments hauts permettent de limiter la durée pendant laquelle le corps est soumis aux plus fortes sollicitations de stress thermique (Erell *et al.*, 2014). Ces durées sont également plus faibles lorsque l'orientation des rues est majoritairement nord-sud. Fahmy et Sharples (2009) montrent que sous ce type de climat, structurer la ville en blocs constitués de cours intérieures est préférable à des structures type « rue canyon » ou à des « grands ensembles ». Les indicateurs permettant de tirer ces conclusions sont cependant calculées à un endroit et un instant spécifiques. Ils sont donc limités à un usage particulier de l'espace urbain. De plus, si une forme urbaine est préférable à une autre en utilisant des caractéristiques de matériaux et de sols particuliers, l'inverse peut être observé si les caractéristiques sont modifiées. La mise en œuvre de végétation arborée pourrait par exemple contribuer à améliorer les conditions de confort dans une rue ouverte vers le ciel (création d'ombrage) tandis qu'elle pourra diminuer le confort dans une rue faiblement ouverte (diminution de la vitesse du vent).

2.3.5. Solutions douces

Contrairement aux solutions vertes et grises, les solutions douces, telles que définies par l'UE, sont rarement documentées dans la littérature scientifique. Ces solutions sont en effet propres aux éléments de planification urbaine (stratégie de développement), au développement d'instruments économiques incitatifs, de mécanismes d'assurances, à la recherche et au partage de connaissance sur le sujet du rafraîchissement urbain, etc.

À une échelle plus macroscopique, il est indispensable de penser l'aménagement urbain de façon globale : le rafraîchissement créé dans un quartier pourra se répercuter dans les quartiers périphériques selon les vents dominants et aussi selon l'ouverture des quartiers entre eux. La présence d'éléments géographiques tels que les montagnes (Sachsen *et al.*, 2013) ou la mer (Svensson *et al.*, 2002) sont également des sources de fraîcheurs et de ventilation non-négligeables. À Stuttgart, un zonage de la ville a été réalisé afin de préserver des espaces de création de fraîcheur mais également en vue de développer des couloirs de ventilation (Kazmierczak et Carter, 2010). Aucune publication scientifique ne fait état ni des éléments de diagnostic réalisé au préalable, ni des résultats de la mise en œuvre de cette politique publique. Très peu de travaux de recherche traitent de méthodes de diagnostic propres à l'élaboration de stratégies urbaines dans l'optique de mieux ventiler la ville. Kazmierczak et Carter (2010) présentent une méthode de quantification de l'apport de fraîcheur transportée par « ventilation naturelle » à travers plusieurs vallées dans la ville de Göteborg mais ne décrivent pas l'influence des formes urbaines comme obstacle à la ventilation. Au contraire, Haeger-Eugensson et Holmer (1999) et Wong *et al. (2010a)* proposent une méthode pour calculer la vitesse et le parcours du vent en tous points de la ville mais en considérant seulement les bâtiments et dans des conditions de « ventilation forcée ». Seuls Ng *et al.* (2012) proposent d'estimer (entre autres) la vitesse du vent pour toutes conditions (ventilation naturelle et forcée) à partir d'une méthode qui s'appuie sur une classification géographique fine des éléments impactant le climat local (volume bâti, altimétrie, présence et nature de la végétation, proximité du bord de mer, de vallées…). Cependant, cette méthode a été très peu appliquée et vérifiée sur d'autres villes que Hong-Kong.

2.4. La ville : occupation des sols

Auteure : Katia Chancibault

Que ce soit à l'échelle du bâti, du quartier ou de la ville, l'artificialisation des sols impacte les mêmes processus entrant dans les bilans d'énergie et radiatif. Ils vont ainsi modifier le microclimat urbain en termes de température, d'humidité et d'écoulement de l'air. Cependant à l'échelle de la ville, il est possible d'en étudier et d'en visualiser l'impact à grande échelle, en lien avec le milieu qui environne la ville. On parle alors d'îlot de chaleur urbain caractérisant une différence de température de l'air entre la zone urbaine et la campagne.

De nombreuses études s'intéressent au microclimat particulier des villes depuis les années 80 (Landsberg, 1981 ; Oke, 1987). Elles sont menées à l'aide de différents moyens : les mesures au sol, par satellite ou les modèles numériques. Elles analysent, par ailleurs, le microclimat des villes dans ses différentes dimensions : en termes de variabilités spatiale et temporelle.

2.4.1. Les outils

L'occupation du sol utilisée est généralement issue de données télédétectées (IKONOS, Quickbird, RapidEye) (Lu et Weng, 2009 ; Wu, 2009 ; Zhang et Guindon, 2012). Elle peut être alors de différentes résolutions selon la date et le capteur utilisé ou disponible.

- **Les observations *in situ* (stations de mesure)**

De nombreuses études utilisent les stations de mesure de température de l'air pour caractériser l'îlot de chaleur urbain. Elles peuvent être pérennes (Dou et Zhao, 2011; Emmanuel, 2005) et parfois appartenir pour certaines au réseau de l'Organisation Mondiale de Météorologie (Koopmans *et al.*, 2015) ou bien dédiées à des mesures sur une période donnée (Akinbode *et al.*, 2008; Alcoforado, 1991). Les premières vont généralement permettre de caractériser l'îlot de chaleur dans le temps, potentiellement sur de longues périodes. Cela peut alors permettre de montrer l'évolution de l'îlot de chaleur en lien avec l'évolution de l'urbanisation (étalement ou densification). Les secondes, par une densification spatiale de la mesure, vont être plus souvent utilisées pour caractériser spatialement l'îlot de chaleur.

- **Les observations télédétectées**

Les mesures de température de radiance par satellite (MODIS, Landsat) sont aussi souvent utilisées. Les mesures satellite, comparées aux mesures in situ, permettent une couverture géographique plus large, mais elles offrent une fréquence temporelle plus faible (Morabito *et al.*, 2016). La mesure de température de radiance permet de calculer une température de surface qui influencera la température de l'air (Ahmed *et al.*, 2013; Buyadi *et al.*, 2013). On parle alors d'îlot de chaleur de surface qui peut être relié à l'îlot de chaleur urbain (Unger *et al.*, 2000).

- **La modélisation**

La modélisation est un outil utile pour pallier le manque d'observation Cette approche peut alors être utilisée pour interpoler spatialement l'ICU et avoir ainsi un panel de caractéristiques microclimatiques par type de surface, plus grand. Ou bien la modélisation peut permettre d'extrapoler l'ICU dans le temps pour analyser l'impact de scénarios d'aménagement ou de scénarios climatiques.

L'outil peut être de deux grandes familles. Soit il est à base statistique et a été construit empiriquement à partir d'un nombre suffisant d'observations climatiques (dans le temps et dans l'espace) et d'une information caractéristique de la ville. Cette dernière est souvent basée sur une ou plusieurs caractéristiques morphologiques (i.e. le *sky view factor*, la densité de bâti, la hauteur de bâtiment) (Alcoforado et Andrade, 2006), sur un type de quartier en lien avec l'usage prépondérant des bâtiments (commercial, résidentiel…) (Akinbode *et al.*, 2008) ou parfois sur une information liée à la population (Dou et Zhao, 2011). Soit le modèle est basé sur un jeu d'équations à base physique permettant de résoudre les bilans d'énergie et radiatif ou encore le stockage de chaleur (Grimmond *et al.*, 1991 ; Johnson *et al.*, 1991 ; Masson, 2000; Tapper *et al.*, 1981 ; Voogt et Oke, 1991).

2.4.2. Les principaux résultats

De nombreuses études se rejoignent sur le résultat majeur que l'urbanisation modifie les flux d'énergie en surface et s'accompagne ainsi d'une augmentation de la température de l'air et d'une diminution de l'humidité de l'air, quel que soit le contexte climatique (Adebayo, 1990; Akinbode *et al.*, 2008 ; Chen *et al.*, 2014b ; de Souza *et al.*, 2016 ; Svensson et Tarvainen, 2004), conduisant au phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU) par contraste avec la température de l'air des zones moins urbanisées. La structuration spatiale de l'ICU est en lien avec celle de la morphologie de la ville (Bottyan *et al.*, 2005).

La magnitude de l'ICU et son empreinte au sol est dépendante de la saison (Santamouris, 2007). Ainsi en milieu tempéré, la zone dépassant la magnitude de 2°C (seuil à partir duquel on estime avoir une signature de l'urbanisation) est beaucoup plus

étendue en saison froide qu'en saison chaude (Bottyan *et al.*, 2005). En revanche l'intensité maximale de l'ICU semble moins dépendante de la saison (Bottyan *et al.*, 2005). Par ailleurs l'ICU est généralement plus fort la nuit que le jour (Alizadeh-Choobari *et al.*, 2016).

Les circulations d'air locales peuvent aussi être impactées par l'urbanisation, en lien avec l'intensification d'un gradient thermique. Il peut s'agir de la formation d'une brise urbaine entre le centre-ville et la rivière (de Souza *et al.*, 2016) ou l'intensification du vent mais seulement par vent faible (Argueso *et al.*, 2014).

2.4.3. Lien avec le changement climatique

Lorsque les études sont faites sur de longues périodes, permettant ainsi d'étudier l'impact de l'urbanisation croissante observée d'une ville sur la température de l'air, il faut réussir à différencier l'accroissement de température lié à l'urbanisation de celui lié au réchauffement global de température (Alizadeh-Choobari *et al.*, 2016 ; Dou et Zhao, 2011). On distingue alors la différence de température « anthropogénique » de la différence de température de fond. On peut ainsi comparer la différence de température observée ou simulée à celle globalement identifiée en lien avec le changement climatique ou faire des modélisations en combinant des scénarios de changement climatique avec ou sans évolution urbaine (Argueso *et al.*, 2014).

Argueso *et al.* (2014) montrent ainsi que l'augmentation de température en lien avec l'urbanisation peut être deux fois plus grande que celle liée au changement climatique à échéance de 2050, mais principalement la nuit. En revanche l'urbanisation ne semble avoir que peu d'impact sur les valeurs maximales.

2.4.4. Les principales caractéristiques de l'Ilot de Chaleur Urbain (ICU)

De nombreuses études se rejoignent sur le résultat majeur que l'urbanisation modifie les flux d'énergie en surface et s'accompagne ainsi d'une augmentation de la température de l'air et d'une diminution de l'humidité de l'air, quel que soit le contexte climatique (Adebayo, 1990; Akinbode *et al.*, 2008 ; Chen *et al.*, 2014b ; de Souza *et al.*, 2016 ; Svensson et Tarvainen, 2004). Ces effets conduisent au phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU) par contraste avec la température de l'air des zones moins urbanisées.

La structuration spatiale de l'ICU qui peut être étudiée à l'échelle de la ville est en lien avec celle de la morphologie de la ville. Ainsi, Unger *et al.* (2000) qui ont étudié une ville moyenne de Hongrie ont montré une forme plutôt concentrique de l'ICU en lien avec un gradient croissant de surfaces bâties (surfaces définies comme non végétalisées et non humides par image satellite) de la périphérie vers le centre-ville. Bottyan *et al.* (2005) obtiennent des résultats similaires pour une autre ville moyenne de Hongrie, mais précisent que des informations supplémentaires comme la hauteur des bâtiments expliqueraient certaines anomalies dans la forme de l'ICU. Alcoforado et Andrade (2006) ont montré l'impact de facteurs morphologiques tels que la hauteur des bâtiments ou le facteur de vue du ciel sur l'intensité et l'extension de l'ICU. Cependant, ils ont aussi montré un lien fort avec des facteurs climatiques tels que la topographie, l'altitude ou encore la distance au Tage. Dou et Zhao (2011), à l'aide de différents modèles basés sur des données observées de température, d'occupation du sols (selon 7 classes) et de population ont d'une part produit une carte annuelle moyenne de distribution de température anthropogénique (cf 2.4.2.) à l'échelle de la région du delta de la rivière Pearl (Figure 13). D'autre part, ils ont établi une relation principalement linéaire entre la population et l'augmentation de la température la nuit.

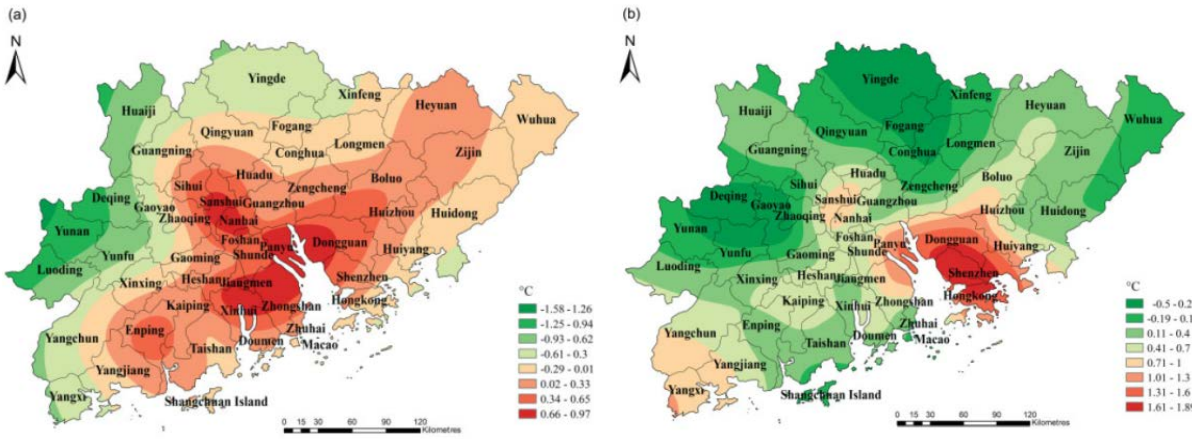


Figure 13. Distribution spatiale de la température anthropogénique moyenne annuelle (a) de jour et (b) de nuit de la zone du Delta de la rivière Pearl (Chine). D'après Dou et Zhao (2011).
Les plus fortes densités de population ainsi que les surfaces urbaines se trouvent le long de la côte, au niveau de l'estuaire, correspondant aux températures anthropogéniques les plus grandes (couleurs orangées) de nuit (b).

Par ailleurs, l'intensité de l'ICU peut aussi être dépendante de la saison. Santamouris (2007)a fait une synthèse des études sur l'ICU en Europe et montre ainsi que selon la ville, sa morphologie, ses caractéristiques géographiques et les conditions météorologiques, l'intensité de l'ICU peut être plus forte en conditions froides comme à Grenade en Espagne (Montavez *et coll.*, 2000), à Debrecen en Hongrie (Bottyan *et al.*, 2005). Dans de nombreuses villes il montre une plus forte intensité en été (parfois aussi au printemps) comme à Madrid (Espagne) (Yaggie *et al.*, 1991), Bucarest (Roumanie) (Tumanov *et al.*, 1999), Londres (Angleterre) (Watkins *et al.*, 2002), Moscou (Russie) (Shahgedanova *et al.*, 1997).

Les circulations d'air locales peuvent aussi être impactées par l'urbanisation, en lien avec l'intensification du gradient thermique. Grâce à un modèle de canopée urbaine couplé à un modèle météorologique, appliqué à la ville de Manaus (Brésil), de Souza *et al.* (2016) ont montré que l'urbanisation modifie le bilan d'énergie en surface, conduisant ainsi à la formation d'une brise urbaine entre le centre-ville et la rivière. De même, Argueso *et al.* (2014) ont analysé un scénario d'étalement urbain dans la région de Sydney. Ils ont mis ainsi en évidence l'impact de l'urbanisation sur le vent, avec une intensification mais seulement pour des régimes de vent faible.

2.4.5. Le lien avec le changement climatique

Lorsque les études sont faites sur de longues périodes, permettant ainsi d'étudier l'impact de l'urbanisation croissante observée d'une ville sur la température de l'air, il faut réussir à différencier l'accroissement de température liée à l'urbanisation de celle liée au réchauffement global de température (Alizadeh-Choobari *et al.*, 2016 ; Dou et Zhao, 2011). On distingue alors la différence de température « anthropogénique » de la différence de température de fond. On peut ainsi comparer la différence de température observée ou simulée à celle globalement identifiée en lien avec le changement climatique ou faire des modélisations en combinant des scénarios de changement climatique avec ou sans évolution urbaine (Argueso *et al.*, 2014 ; Comarazamy *et al.*, 2013).

Argueso *et al.* (2014) montrent d'une part que l'urbanisation a un impact sur l'occurrence des nuits chaudes en augmentant leur nombre et d'autre part que l'augmentation de température en lien avec l'urbanisation peut être deux fois plus grande que celle liée au changement climatique à échéance de 2050, mais principalement la nuit. De même, Nichol *et al.* (2014) en appliquant les projections de température à échéance de 2039 à l'aide de données satellite et de modélisation dynamique, à l'échelle de la ville de Hong-Kong, mettent en évidence une hausse de température de 2°C dans les zones les plus urbanisées alors qu'elle est inférieure à 1°C en zone rurale.

2.4.6. Adaptation des villes

L'adaptation des villes au phénomène d'ilot de chaleur urbain est de plus en plus étudiée ces dernières années, d'autant plus dans un contexte de changement climatique pouvant accentuer le phénomène ou sa fréquence. A l'échelle de la ville, si les solutions étudiées sont les mêmes que celles décrites à l'échelle du fragment urbain, ce sont les problématiques de taille, de configuration spatiale ainsi que d'interaction et de synergie entre les solutions qui sont analysées. Les solutions basées sur la nature (NBS) dites vertes (toitures végétalisées, arbres, parcs) ou bleues (rivières urbaines, bassins en eau) sont particulièrement examinées, à l'aide de modèles physiques, statistiques et d'outils géomatiques (Chun et Guldmann, 2014 ; Zhang *et al.*, 2017 ; Zhou *et al.*, 2017). Il est généralement admis qu'augmenter la surface de végétation permet de limiter le stress thermique (Emmanuel et Loconsole, 2015). Dans leur revue, Gunawardena *et al.* (2017) mettent en évidence que parmi les différentes NBS étudiées, les arbres semblent être les plus efficaces pour diminuer le stress thermique. En revanche, les résultats sont plus mitigés quant à la distribution spatiale à privilégier. Zhou *et al.* (2017) se sont intéressé à l'apport des arbres en ville pour réduire l'ICU, à l'aide de deux cas d'étude (Baltimore et Sacremento) aux conditions climatiques différentes. Ils mettent en évidence des comportements opposés entre les deux villes. La surface couverte par les arbres a plus d'impact que la configuration spatiale à Baltimore en cohérence avec d'autres études (Li *et al.*, 2012 ; Xie *et al.*, 2013 ; Zhou *et al.*, 2011) alors que pour Sacramento la configuration spatiale des zones arborées est primordiale.

Le type de zones rurales entourant la ville en lien avec les conditions climatiques peut aussi jouer un rôle important (Gunawardena *et al.*, 2017). En effet, en climat humide, les zones rurales se caractérisent par un coefficient de rugosité dynamique élevé en lien avec une végétation dense. Dans ce cas, il faut privilégier une forme urbaine compacte, à la rugosité forte. Au contraire en climat aride où les zones rurales ont une végétation éparse et peu développée, donc une rugosité faible, il faut privilégier une forme urbaine plus dispersée. Gunawardena et *al.* (2017) se sont aussi intéressés à la synergie des solutions entre elles, en particulier les solutions vertes et bleues, montrant une certaine complexité, en lien aussi avec les conditions climatiques et la morphologie de la ville juste à proximité. Les études numériques sont conseillées pour chaque situation afin d'éviter les effets opposés à ceux initialement prévus. Betts (2007) va plus loin en démontrant la nécessité de prendre en compte les interactions complexes et multi-échelles entre les différentes solutions du point de vue des différentes problématiques affectées (santé, atténuation, économie…).

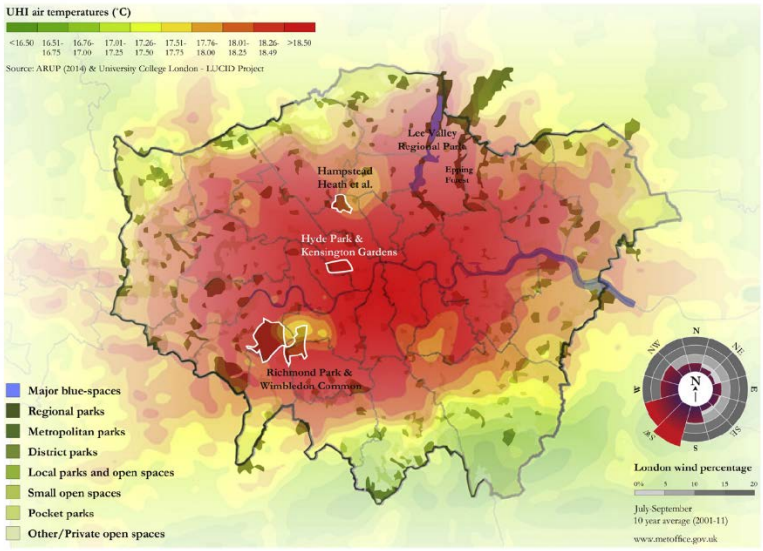


Figure 14. ICU simulé superposé aux principales infrastructures vertes et bleues de Londres. Source : Gunawardena et al. 2017). Les ilots de fraicheur apparaissent proches des plus grands parcs (Richmond Park and Wimbledon Common) ainsi que d'un groupe de petits parcs (Hampstead Heath et al.). Mais le parc régional Lee Valley, quatre fois plus grand que Richmond Park, ne semble pas avoir d'influence sur l'ICU. Sa forme étroite (1 km de large) pourrait en être l'explication.

2.5. Conclusion

L'artificialisation des surfaces en lien avec le phénomène d'urbanisation impacte fortement le climat. Les bilans radiatifs, thermiques et hydriques sont fortement modifiés par les surfaces urbaines. Les matériaux utilisés favorisent le stockage de chaleur durant la journée pour le restituer durant la nuit, l'imperméabilité des surfaces diminue la recharge en eau des sols et limite l'évaporation, la densité plus faible de végétation diminue l'évapotranspiration et modifie les écoulements d'air qui sont aussi impactés par la morphologie de la ville. Ainsi, les zones urbaines sont souvent caractérisées par une température de l'air plus élevée qu'en zone rurale, la différence étant généralement plus marquée la nuit. A l'inverse l'air est généralement moins humide en zone urbaine qu'en zone rurale. De plus, la ville peut modifier les écoulements d'air en favorisant le phénomène de brise urbaine par exemple.

Dans le contexte du réchauffement climatique, plusieurs études ont montré que l'urbanisation peut accentuer le phénomène d'augmentation de température de l'air, localement. En revanche, peu d'études ont été menées sur les effets conjoints du changement climatique et de l'urbanisation sur les autres paramètres tels que l'humidité de l'air et le vent. De nombreuses solutions sont aujourd'hui proposées pour limiter les effets de l'urbanisation sur le climat (et potentiellement utiles en adaptation au changement climatique). Certaines sont plutôt technologiques et jouent généralement sur les propriétés réflectives des surfaces. D'autres visent à se rapprocher des bilans énergétique et hydrique naturels en s'appuyant sur les systèmes hydriques et la végétation. Les interactions entre ces différents dispositifs sont complexes et peuvent conduire à l'effet opposé de celui initialement souhaité, sans une vision globale de la situation incluant les différents paramètres entrant en jeu. Les solutions végétalisées sont de plus en plus prescrites et étudiées, mais la question de la disponibilité en eau est rarement abordée simultanément. De même les solutions doivent toujours être examinées au regard de la santé (pollution, allergies), de l'atténuation du changement climatique (émissions de CO_2) et des aspects économiques (solutions sans regret).

3. Conséquences environnementales - Qualité de l'air

Auteur : Michel André

Il n'existe pas - à notre connaissance - de travaux scientifiques mettant globalement en relation l'artificialisation des sols (ou l'urbanisation) et ses effets par la pollution de l'air. On recense d'assez nombreux travaux analysant les émissions et concentrations de polluants et leurs évolutions dans les villes, ou montrant l'impact du développement des grandes agglomérations sur la pollution, s'appuyant sur l'observation ou la modélisation, et quelques rares travaux comparant différentes formes urbaines. Mais ces travaux considèrent généralement un ou quelques polluants et certains des mécanismes de pollution, et développent des analyses de sensibilité sur des études de cas ciblées (régions, épisodes de pollution, etc.), sans une approche « globale » de la pollution et de ses impacts. On trouve également une abondante littérature hyper

spécialisée sur la modélisation, l'observation, l'analyse, et les effets de la pollution de l'air. De cette mosaïque de travaux il semble difficile de tirer des conclusions généralisables et synthétiques qui permettraient de répondre à la question posée.

Les phénomènes induits et régissant la pollution de l'air sont multiples et très complexes : processus d'émissions biogéniques / naturelles et anthropiques (par les différents secteurs d'activité, transports, énergie, etc.) de plusieurs centaines de composés polluants, interactions physicochimiques entre ces composés, apparition de composés secondaires, phénomènes météorologiques et climatiques qui dispersent, transportent, transforment ces polluants, résorption par dépôts secs ou humides, etc. Les effets eux-mêmes sont nombreux, puisqu'ils portent directement ou indirectement sur les populations humaines et animales, les milieux, la flore, etc., et il n'existe pas à ce jour de « résumé » des impacts de la pollution de l'air.

Le corpus de connaissances scientifiques relatif à la pollution atmosphérique est très large et comporte de nombreuses lacunes et inégalités de connaissances (selon les polluants, les secteurs d'activités, les processus, leurs interactions, etc.). De fait, la diversité des champs d'investigation nécessiterait de mobiliser plusieurs experts pour approcher globalement cette problématique de la pollution de l'air.

Pour ces raisons, on ne peut pas actuellement mettre simplement en relation un changement d'occupation du sol avec ses effets sur la qualité de l'air.

Compte tenu du cadre très contraint (en moyens et en temps) de ces travaux, et afin de tenter d'éclairer cette question et de recenser les connaissances qui le permettent et d'identifier celles qui font défaut, nous proposons en conséquence une démarche pragmatique qui consiste à :

- préciser la problématique spécifique de la pollution de l'air, en s'appuyant principalement sur les termes du cahier des charges de l'expertise, puis de décliner celle-ci en un ensemble de questions sous-jacentes ;
- donner quelques éléments très généraux décrivant les mécanismes de pollution de l'air, qui permettront d'anticiper - même qualitativement - les effets de l'artificialisation, et également de montrer les limites de l'exercice ;
- tenter enfin d'éclairer les différentes questions de la problématique lorsque la littérature scientifique le permet ou à défaut, émettre des hypothèses s'appuyant principalement sur la compréhension des mécanismes de pollution et ainsi évaluer qualitativement les conséquences de l'artificialisation des sols ;
- identifier les compléments de travaux (recherches bibliographiques) ou pistes de recherche nécessaires.

3.1. Artificialisation et pollution de l'air : problématique et questionnement

A partir des termes du cahier des charges de l'expertise collective, nous tentons de préciser le questionnement quant aux conséquences environnementales de l'artificialisation des sols, et notamment la pollution de l'air.

3.1.1. Éléments du cahier des charges

3.1.1.1. Sur l'artificialisation des sols

L'artificialisation des sols est comprise comme « l'urbanisation ou l'extension urbaine, lorsqu'elle se réalise au détriment de sols naturels, forestiers ou agricoles ».

Cela suppose implicitement une croissance démographique et/ou la poursuite de l'urbanisation, les agglomérations étant alors amenées à grossir (populations) et en conséquence à se densifier et/ou à s'étendre. On note l'hypothèse de « continuité » du développement urbain (étalement urbain), tandis que d'autres formes de développement (à partir des petites villes, villages ?) ne sont pas envisagées.

Il est noté que l'artificialisation des sols s'effectue avec « un rythme… supérieur à celui qu'implique la croissance démographique », et qu'il convient « d'ici à 2030, d'enrayer et inverser le processus de dégradation des sols » et « mettre un terme d'ici 2050 à l'augmentation nette de la surface de terres occupées », et ainsi « s'efforcer de parvenir à un monde sans dégradation [supplémentaire, ni de nouvelles superficies ?] des sols ».Il est spécifié que « l'artificialisation sera abordée par l'angle du changement d'affectation des sols. En particulier, l'intensification des usages des sols au sein d'une affectation donnée… n'entre pas dans le champ de l'évaluation. ». L'expertise circonscrit également l'artificialisation au « changement d'état effectif d'une surface agricole, forestière ou naturelle vers des surfaces artificialisées » (excluant de ce fait le changement d'un type d'artificialisation vers un autre).

Sur ces 2 points, on notera que la densification d'une agglomération peut entraîner une aggravation des impacts environnementaux par « l'accroissement des usages », impacts qui peuvent se répercuter même hors la ville. De même l'extension de la ville sur des sols déjà artificialisés (friches industrielles par exemple) peut avoir des conséquences environnementales sur et hors ces zones artificialisées.

Ces hypothèses (intensification des usages et changement de type d'artificialisation) doivent donc être considérées d'autant que le cahier de charges précise que « l'évaluation des conséquences se fera au regard des conséquences de la non-artificialisation... ». Typiquement, les conséquences de l'urbanisation par artificialisation de nouvelles superficies doivent être évaluées en regard d'une densification, et donc avec intensification des usages.

Concernant « les infrastructures de transport et leurs dépendances », on notera que l'artificialisation de nouvelles superficies engendre une création d'infrastructures locales, mais que les plus importantes (autoroutes, lignes ferroviaires, etc.) se développent principalement en zones non urbanisées ou rurales, et semblent a priori assez indépendantes du mode de développement urbain (avec artificialisation de nouvelles superficies ou par densification).

3.1.1.2. Différentes formes et hétérogénéité de l'artificialisation et de l'urbanisation

Le cahier des charges suggère de considérer différents types d'artificialisation des sols : « imperméabilisation des autres types d'artificialisation » et les effets de la distribution spatiale... en particulier la problématique du mitage et de la fragmentation des milieux naturels et agricoles, précisant aussi que l'évaluation « s'efforcera d'identifier les éléments susceptibles d'aider à la réversibilité des impacts ainsi que de distinguer les effets de surface des effets linéaires de coupure. »

Le cahier des charges pointe également la nécessité de prise en compte de différents types et formes de développement urbain, en considérant les « effets des modes de développement urbain sur l'artificialisation des sols », ou encore « un développement urbain promouvant la nature en ville et des formes urbaines moins compactes et plus attractives », et « la pertinence d'assimiler sans distinction les espaces végétalisés dans le tissu urbain aux zones artificialisées ».

3.1.1.3. Évaluation des conséquences environnementales

En termes d'évaluation, le cahier des charges recommande :

- de « distinguer, l'effet global de l'effet marginal de l'artificialisation, c'est-à-dire de l'impact du stock accumulé de zone artificielle par rapport à l'impact d'une unité de surface supplémentaire. »

- de tenir compte « des conséquences environnementales indirectes de l'artificialisation des sols, en particulier les répercussions en termes de changement d'affectation ou d'intensification des usages sur d'autres sols »
Ce sont ici les sols non artificialisés qui sont impactés, de par leur restriction et/ou l'intensification de leur usage. On note que le cahier des charges n'envisage pas le transfert des impacts liés à l'artificialisation ou résultant de l'usage des sols artificialisés, vers les autres sols. C'est pourtant l'un des aspects principaux de la pollution de l'air (transport de pollution) et des pollutions globales (changements climatiques, couche d'ozone).

- de considérer « les effets en matière de cadre de vie,... de l'artificialisation des sols ? »

Concernant les échelles spatio-temporelles, le cahier des charges recommande de « distinguer les conséquences locales des effets à plus grande échelle (climat local et mondial,... îlots de chaleurs,... régimes de précipitation,…), ainsi que les conséquences à court et long termes (e.g., évolution temporelle constatée … ; pollutions immédiates et effets des pollutions chroniques). »

Les impacts de la pollution de l'air ne sont pas explicités. Il est précisé que l'expertise « ne pourra porter sur les conséquences en matière de santé publique... ». De fait, la pollution atmosphérique affecte faune, flore, cultures, eau, sols, - et indirectement la biodiversité -, et les populations. Elle est de fait difficilement dissociable des problématiques de santé publique, même si cet aspect est très difficile à considérer.

3.1.1.4. Attentes générales de l'expertise

Les attentes sont de trois types : une évaluation des conséquences de l'artificialisation, des recommandations en vue de la maîtrise du phénomène et de ses conséquences, une évaluation de la qualité des connaissances scientifiques et des recommandations de recherche.

Il s'agit « d'apporter un éclairage précis pour guider les arbitrages qu'appelle une gestion durable de la ressource sol … ». Le cahier des charges précise que « Si certaines conséquences environnementales de l'artificialisation des sols sont bien documentées de manière isolée..., une évaluation quantitative précise et une vue globale manquent ».

L'expertise doit permettre « une évaluation critique de l'ensemble des connaissances scientifiques relatives aux déterminants et aux conséquences environnementales,… de l'artificialisation des sols », mais elle doit aussi « synthétiser… les connaissances sur les leviers d'actions pour maîtriser le phénomène » et « limiter les impacts environnementaux directs et indirects ». Les notions de compensation et de réversibilité des usages devront être analysées.

Enfin l'expertise doit « identifier et hiérarchiser les domaines pour lesquels il est nécessaire de faire progresser les connaissances », et identifier « les priorités de recherche pour améliorer les analyses de l'artificialisation des sols, et de ses conséquences environnementales », et « les priorités de recherches en appui aux politiques publiques de maîtrise du phénomène, de limitation des impacts et de compensation de l'artificialisation ».

3.1.2. Artificialisation et pollution de l'air - Questionnement

De cette lecture du cahier des charges, nous pouvons aborder la problématique sous la forme du questionnement suivant :

- Sous des hypothèses comparables d'évolution (temporelles, démographiques, urbanisation), peut-on comparer ou au moins documenter les conséquences sur la qualité ou la pollution de l'air d'un scénario de développement urbain avec artificialisation de nouvelles superficies, en regard d'un scénario sans artificialisation ?
- il semble intéressant de considérer également un scénario sans artificialisation nouvelle mais en utilisant des sols déjà artificialisés (et donc avec extension urbaine),
- ces scénarios peuvent être envisagés avec différentes hypothèses d'artificialisation ou de non artificialisation, privilégiant la densité, des formes moins compactes, la nature en ville.

A défaut d'une réponse globale à cette question, on peut la décliner en questions sous-jacentes :

- Par quels mécanismes ces scénarios induisent-ils des impacts (directs ou indirects, éventuellement différents) sur la pollution de l'air, et où sont localisés les impacts ?
- Quels sont les impacts en terme d'émissions de polluants, de concentrations, d'exposition des personnes (et effets sanitaires) ? Quid des effets sur la faune et la flore ?

auxquelles s'ajoutent différentes questions en lien direct avec le cahier des charges, la problématique d'urbanisation ou les politiques publiques :

- Quels sont les impacts, directs, indirects, à court et long termes ? Peut-on distinguer des effets de surface, des effets linéaires ? Ces impacts sont-ils réversibles ?
- Quels sont les enjeux en termes de santé publique, de cadre de vie ?
- Peut-on différencier un effet global d'un effet marginal ?
- Le type d'artificialisation (et notamment l'imperméabilisation), le mitage, la fragmentation des espaces, la distribution spatiale de l'artificialisation des sols, la forme de développement urbain (ville compacte, nature en ville) ont ils un impact en terme de pollution de l'air ?
- Pertinence d'assimiler sans distinction les espaces végétalisés dans le tissu urbain aux zones artificialisées ?
- Quels sont les leviers de remédiation, compensation, etc.
- Cas particulier des infrastructures (routières, ferroviaires) non urbaines.

Il faudra enfin apprécier si les connaissances scientifiques permettent de répondre précisément à ces questions.

3.2. Urbanisation et pollution de l'air : analyse bibliographique

En vue de répondre au questionnement précédent nous récapitulons d'abord ci-après quelques généralités sur la pollution de l'air, en vue d'éclairer les mécanismes qui peuvent entrer en ligne de compte dans la problématique de l'artificialisation des sols (versus la densification des villes), sans entrer dans une explicitation détaillée des phénomènes complexes et de leurs interactions. Nous analyserons ensuite de manière plus détaillée les travaux analysant plus spécifiquement les interactions entre urbanisation, occupation des sols et pollution de l'air

3.2.1. Généralités et mécanismes de pollution de l'air

3.2.1.1. Principaux mécanismes

La Figure 15 illustre de manière très schématique les différents processus impliqués dans la pollution atmosphérique. La Figure 16 propose une déclinaison en processus physico-chimiques.

Globalement, la pollution intervient à la suite de l'émission locale (naturelle et anthropique) de différentes substances particulaires ou gazeuses, auxquelles s'ajoutent - selon le point de vue adopté - la pollution de fond (concentrations initiales de polluants au lieu considéré) ou les imports de polluants (en provenance des territoires avoisinants). Ces différentes quantités de polluants se mélangent et sont dispersées et transportées (verticalement et horizontalement) d'abord en relative proximité des sources, sous l'influence du vent et de gradients thermiques.

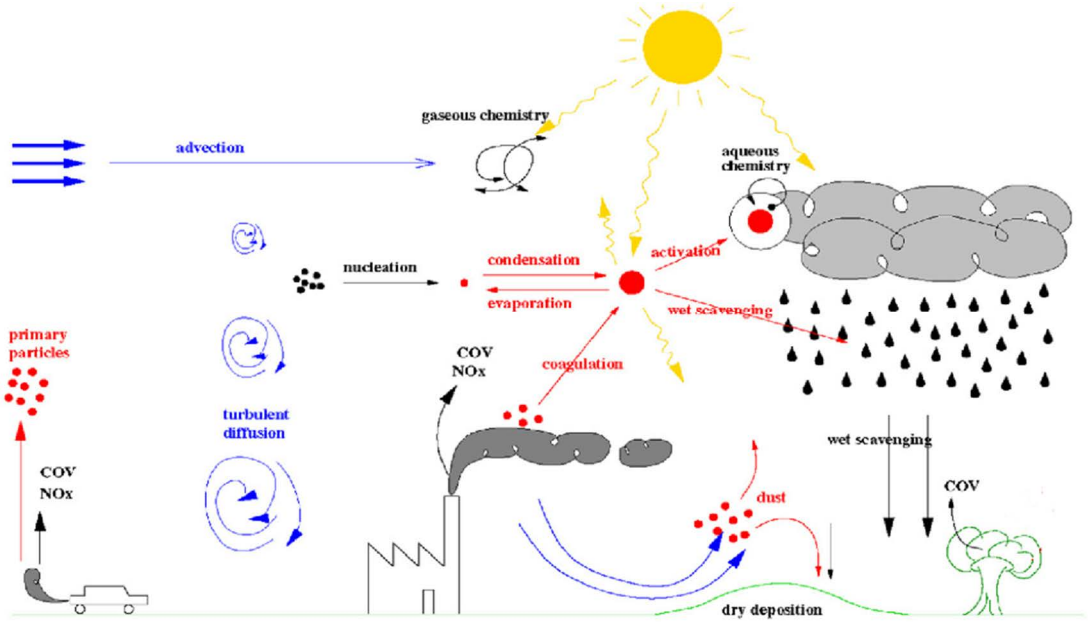


Figure 15. Vue schématique des processus impliqués dans la pollution atmosphérique (d'après Sartelet K. (2017), communication personnelle)

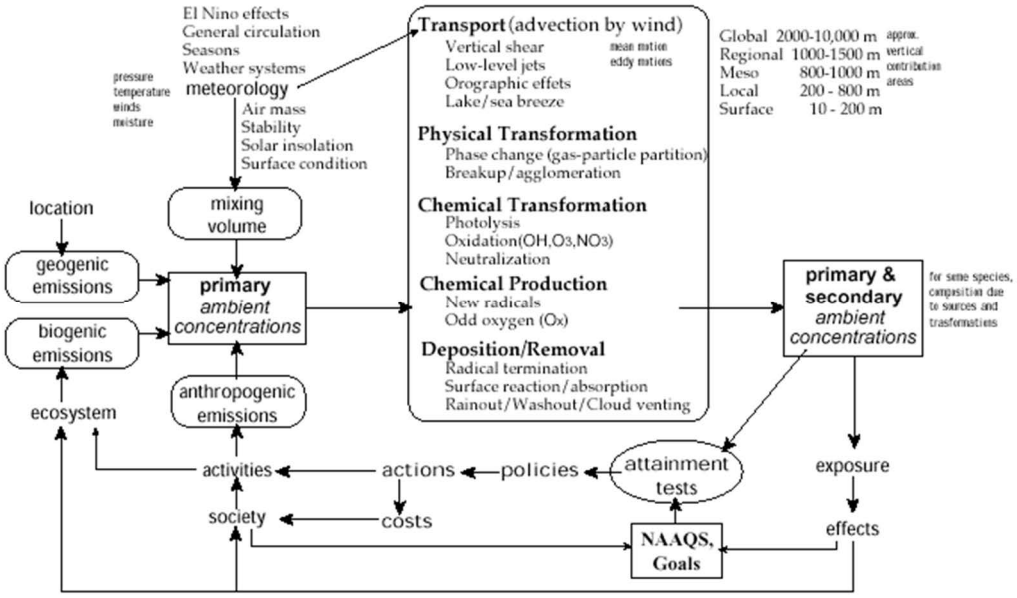


Figure 16. Processus physico-chimiques (*Air Quality Conceptual Model* d'après APTI[3])

Ces phénomènes sont influencés par les quantités d'émissions et la nature des polluants émis, mais aussi par la topographie, la configuration des bâtiments, les conditions météorologiques, etc. Des réactions physicochimiques peuvent intervenir entre certains composés en raison du changement des équilibres initiaux entre ces composés (évolution des concentrations), et notamment sous l'influence de l'ensoleillement. Ces réactions peuvent conduire à la production d'autres substances (polluants secondaires). Polluants primaires et secondaires sont également transportés et dispersés à plus longue distance par les vents, courants atmosphériques, etc. et sont également l'objet d'évolution et de transformations lors de ce transport. Globalement, la concentration d'un polluant donné peut diminuer par dilution dans l'atmosphère, par réaction au profit d'autres espèces secondaires, par transformation ou absorption sous forme de particules ou aérosols, et par dépôts sec ou humide.

Des mécanismes complexes interviennent dans la pollution particulaire, par émissions, formation à partir de composés précurseurs, changements de phase (gaz - particules), agrégation, dépôts secs ou humides (Figure 17), donnant lieu à différentes tailles et compositions de particules dont ces propriétés (taille, composition) sont essentielles quant à leurs effets sanitaires.

[3] APTI : Air Pollution Training Institute : https://www.shodor.org/os411/courses/411f/module01/unit01/page01.html

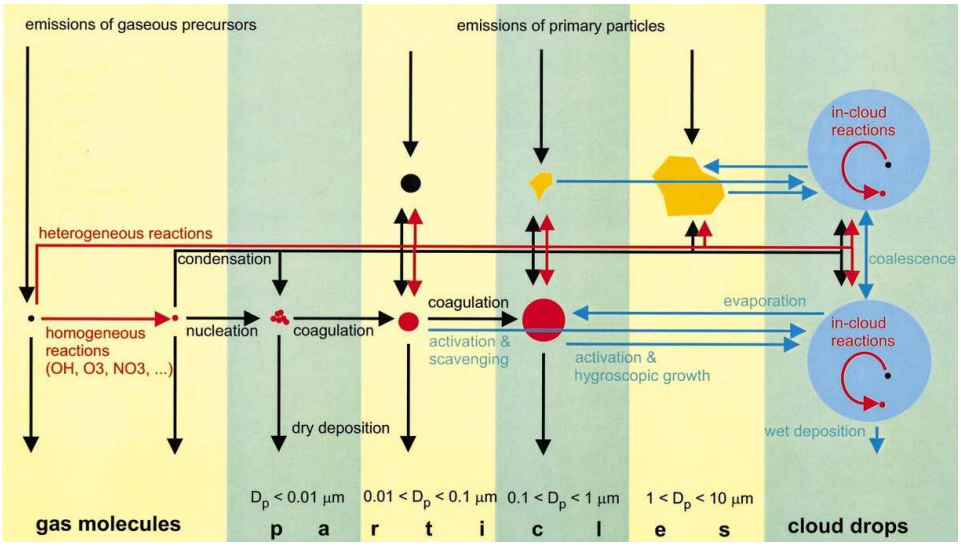


Figure 17. Phénomènes de formation / résorption des particules (Raes et al. (2000))

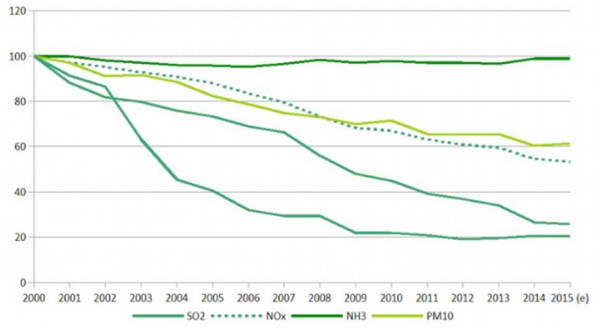
Au total, ce sont plusieurs centaines d'espèces polluantes qui sont générées par les activités anthropiques (dont certaines sont d'ailleurs également générées naturellement). Pour de nombreuses substances et selon les sources d'activités, même les quantités émises sont mal connues (métaux lourds, spéciations des composés organiques COV, hydrocarbures polyaromatiques HAP, etc.). Pour d'autres les processus de formation sont très complexes (ozone, particules).

Compte tenu de concentrations relativement faibles, associées cependant à des expositions à des mélanges très variables des polluants et à des effets à long terme, les impacts sanitaires de la pollution de l'air sont également l'objet de fortes incertitudes.

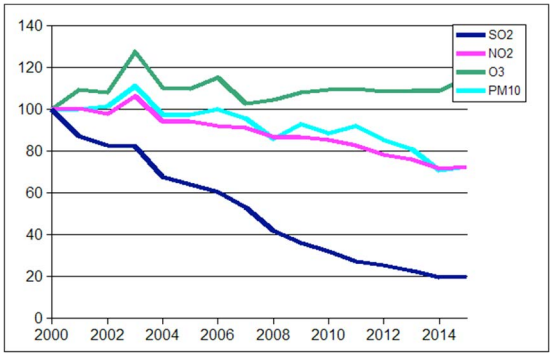
3.2.1.2. Évolution temporelle des émissions et concentrations de polluants

En France, les émissions anthropiques de polluants diminuent, par la mise en œuvre de réglementation, de technologies de dépollution (catalyseurs, filtre à particules, etc.) et par l'amélioration des technologies, mais ces diminutions concernent principalement les polluants réglementés et bien documentés (Figure 18), tandis que d'autres polluants émergents (liés à de nouvelles technologies ou carburants) ou non réglementés peuvent évoluer différemment. De même, les concentrations de polluants diminuent sensiblement, mais moins rapidement (de l'ordre de -20% en 15 ans pour NO_2 et PM10), tandis que la pollution par l'ozone est plutôt en progression.

On notera que cette évolution favorable, des émissions et concentrations de polluants, n'est pas vérifiée partout dans le monde. En particulier, les régions qui connaissent un fort développement voient leurs émissions de polluants croître considérablement, même si elles appliquent des réglementations quasiment aussi sévères que dans les pays en développement. Ainsi d'après les données d'inventaire des émissions mondiales de polluants, on observe globalement que les émissions anthropiques mondiales de NO_x et de PM10 croissent (de 1 à 3% par an en 2008), que les pays pour lesquels les émissions de PM10 sont toujours croissantes (de 4% en 2008) représentent 87% des quantités totales émises (hors émissions naturelles des sols et feux de forêts, prairies, etc.), ceux pour lesquels les NO_x augmentent représentent 65% des quantités mondiales.



Champ : France métropolitaine
Note : (e) estimation préliminaire
Source : CITEPA, format Secten, mise à jour avril 2016



Champ : France métropolitaine hors Corse.
Note : pour l'ozone les concentrations utilisées sont celles des périodes estivales (du 1er avril au 30 septembre).

Figure 18. Évolution en France des émissions de quelques polluants (gauche) et des concentrations de polluants réglementés (droite) (source : Min. Transition Écologique et Solidaire, Citépa, Géod'Air, SOeS)

3.2.1.3. Variabilité géographique des émissions et concentrations de polluants

Au-delà de ces évolutions nationales, on notera cependant que la pollution atmosphérique affecte particulièrement et plus sévèrement les grandes agglomérations (et régions avoisinantes). Les enjeux y sont importants, en raison de fortes émissions de polluants liées au trafic et au chauffage résidentiel (chauffage au bois), des phénomènes d'inversion de températures qui empêchent dans certaines circonstances la dispersion des polluants et d'îlots de chaleur qui aggravent la pollution et probablement ses effets, et corrélativement du grand nombre de personnes exposées (densité de population élevée).

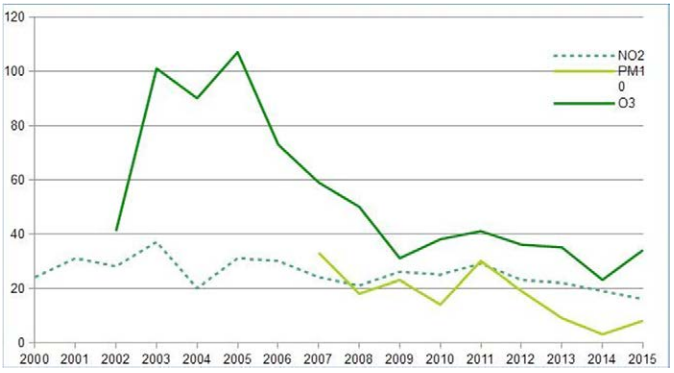


Figure 19. Nombre d'agglomérations en dépassement des normes pour la protection de la santé pour les trois polluants NO_2, PM10, O_3 (source : Min. Transition Écologique et Solidaire)

Il faut ajouter que les situations ne sont pas comparables d'une ville à l'autre, car la pollution de l'air dépend fortement du contexte géographique (topographie, altitude, climat) et météorologique (vitesses et directions des vents, précipitations, températures), de la nature et des apports respectifs des différentes sources d'émissions anthropiques (industries de diverses natures, trafic, chauffage, etc.) mais aussi des sources naturelles avoisinantes (forêts, déserts, océans), et in fine des régimes chimiques locaux qui, selon les teneurs locales en différents composés, favorisent plus ou moins la production de polluants secondaires et de l'ozone.

3.2.1.4. Variabilité spatiale et temporelle des émissions et concentrations de polluants

Dans une agglomération, la pollution de l'air évolue constamment au cours de la journée (notamment avec les activités humaines). Elle est également très variable dans l'espace, à proximité des sources, dans des zones de moindre ventilation ou d'accumulation, selon la hauteur au-dessus du sol, etc.

3.2.1.5. Impacts et effets de la pollution de l'air

On doit considérer différents types de pollution correspondant à différents impacts. Ainsi par exemple, le CITEPA récapitule les inventaires d'émissions de polluants en France en considérant par familles, les polluants intervenant dans les changements climatiques (gaz à effet de serre), l'acidification, l'eutrophisation, la pollution photochimique, la contamination par les métaux lourds, la contamination par les polluants organiques persistants, la pollution particulaire. On peut également envisager une autre classification à partir des cibles finales : santé humaine, santé animale, flore, écosystèmes, impacts sur la planète (climat, couche d'ozone).

Les effets des polluants sur la santé sont multiples, difficile à caractériser car ils correspondent à des expositions à concentrations relativement faibles mais sur le long terme, difficilement dissociables, car ils interviennent en mélange dans la pollution atmosphérique ambiante.

Des effets indirects peuvent intervenir, par transfert dans l'eau, les sols, la chaîne alimentaire, etc.

On notera que ce sont bien ces impacts finaux (effets sanitaires sur l'homme, effets sur la faune, la flore et les écosystèmes, effets sur la planète) qui « mesurent » l'importance de la pollution de l'air, car sans ces effets, sans population ou milieu exposé, on ne pourrait pas parler de pollution de l'air, mais tout au plus de perturbations / modifications des concentrations de substances (nocives ou non) dans l'atmosphère.

3.2.1.6. Pollution de proximité, pollution de fond urbain

Les phénomènes décrits précédemment interviennent à différentes échelles, les impacts décroissants généralement avec la distance aux sources. De manière simplifiée, on peut admettre que les pollutions peuvent être classées en pollutions de proximité (proches des sources) et pollutions de fond (plus éloignées). En termes d'échelles de temps et d'espace, on peut considérer que la pollution de proximité concerne des échelles de quelques dizaines à centaines de mètres et quelques

dizaines de minutes, tandis que la pollution régionale s'exerce sur plusieurs dizaines à centaines de kilomètres, sur plusieurs heures ou journées.

3.2.1.7. Paramètres de la pollution

De très nombreux paramètres interviennent dans la pollution atmosphérique d'un lieu donné. Notamment :

- les paramètres contextuels : région, topographie, climat, météorologie (température, vent, humidité, précipitations), la structure de la couche limite atmosphérique,
- l'occupation des sols (émissions spécifiques selon nature des sols),
- l'urbanisation, influençant notamment les paramètres météorologiques et contribuant à un îlot de chaleur, la configuration des bâtiments, des rues, la présence de végétation,
- l'activité anthropique : quantité et nature d'émission selon les différentes sources d'émissions (chauffage, climatisation, industrie, énergie, transport, etc.)
- l'interaction avec les pollutions aux échelles supérieures, et notamment le transport de polluants à échelle régionale, continentale, intercontinentale, mais aussi l'interaction avec les émissions naturelles / biogéniques locales,
- les mécanismes de formation de polluants secondaires, eux-mêmes dépendant des conditions météorologiques, de l'ensoleillement, et des équilibres chimiques entre différents polluants

Les effets de la pollution de l'air dépendent de plus de l'exposition des personnes (localisation, sensibilité, durées), des milieux, des populations animales, etc.

3.2. Urbanisation et qualité ou pollution de l'air

Plusieurs travaux ont tenté d'appréhender globalement l'incidence de l'urbanisation sur la qualité de l'air, certains s'intéressant particulièrement à l'occupation des sols et l'expansion urbaine, d'autres aux mobilités et émissions de polluants induites, les plus exhaustives envisageant l'ensemble de la chaîne, de l'occupation des sols, aux concentrations de polluants et à l'exposition des personnes, via les émissions de polluants biogéniques et anthropiques. Certains travaux reposent sur l'observation (concentrations de polluants mesurées par des stations au sol ou à partir d'observation satellites d'une part, occupation des sols d'autre part), d'autres s'appuient sur la simulation (occupation des sols, localisations, mobilités et activités, émissions et concentrations de polluants, et dans le meilleur des cas, exposition des personnes) et considèrent différents scénarios (de développement urbain, ou de redéploiement des populations et activités, etc.). Les simulations portent sur des épisodes de pollution (quelques journées), des périodes plus longues, voire une année entière. Nous récapitulons ces différents travaux ci-après, complétés par quelques autres notamment sur l'impact de la végétalisation en ville.

3.2.2.1. Travaux reposant sur l'observation

Zou *et al.* (2016) analysent l'évolution des concentrations de PM10 (en surface) entre 2006 et 2013, sur l'agglomération de Changsha-Zhuzhou-Xiangtan, en développant un modèle de régression, en fonction de l'occupation des sols, caractérisée par une série d'indices spécifiques à l'analyse cartographique (continuité, dispersion, diversité, etc., *cf.* Lv *et al.* (2012)). A échelle régionale, les concentrations de PM10 ont diminué de 107 à 94 µg/m^3 sur cette période 2006-13 (en raison de la mise en œuvre d'une politique énergétique et environnementale en 2006), mais elles augmentent localement sur certains quartiers urbains (atteignant en moyenne annuelle 115 µg/m^3), et d'environ 5 µg/m^3 sur 9 des 12 comtés. Les concentrations de PM10 sont corrélées et augmentent avec le recul des forets et le développement de zones construites, avec l'extension des terrains arides / nus, ainsi qu'avec les changements d'affectation des sols (quels qu'ils soient). Les variations de concentrations sont positivement corrélées avec l'augmentation des zones construites, terrains arides, sols agricoles, et négativement avec forêts et prairies, démontrant l'intérêt de préservation de ces zones. Les indicateurs de forme et discontinuité / diversité des paysages semblent devoir induire des variations des concentrations de PM10, mais celles-ci peuvent dépendre des lieux.

Superczynski et Christopher (2011) soulignent l'importance de considérer l'ensemble des sources d'émissions (qui résultent de l'urbanisation) - en particulier l'industrie, la production d'énergie et le trafic automobile - pour analyser les relations de cause à effet entre urbanisation et pollution, car elles contribuent notamment à la pollution secondaire (particulaire ici). La topographie et les conditions météorologiques dominantes locales sont également déterminantes. Alors que Kahyaoglu-Koracin *et al.* (2009) mettent en évidence une relation quasi linéaire entre les augmentations de la population et des émissions polluantes (+15% pour 0,5 M h., dans une région qui en compte 2 M), Superczynski et Christopher (2011) montrent que la pollution particulaire dépend fortement des lieux, et qu'il y a une plus forte variabilité dans et autour des zones fortement urbanisées, avec une influence notable des pratiques d'usage et d'occupation des sols. En vue d'une meilleure compréhension des relations de cause à effet entre urbanisation et pollution, les auteurs analysent les concentrations de polluants mesurées dans 10 stations de la région de Birmingham, Alabama, en lien avec l'observation satellitaire de la couverture des sols entre 1998 et 2010. Cette région industrielle de 20 000 km^2 inclut plusieurs grandes agglomérations et viles moyennes. Elle est en fort développement et étalement urbain, et reste dans les plus polluées actuellement (9 comtés incluant ceux de Jefferson, Shelby,

Walker, en dépassement des objectifs de qualité de l'air). L'urbanisation (7% en 1998, 11% en 2010) a progressé globalement de plus de 50%, doublant ou plus sur 4 comtés (Shelby et Walker). Elle atteint 23% à Jefferson, 16% à Shelby, et de 8 à 9% sur 4 autres comtés. Le développement d'infrastructures routières a accéléré l'expansion urbaine. La pollution particulaire a décru fortement jusqu'en 2000-2002 avant de se stabiliser, de raugmenter de 2004 à 2006, puis de diminuer à nouveau. Les principales sources d'émissions sont l'industrie et la production électrique (au charbon).

Le principal facteur de réduction des concentrations (globales) est la mise en place du plan qualité de l'air (NAAQS en 1997 et révision en 2006). Selon les auteurs, la météorologie (température, humidité) et le terrain (montagnes et vallées) constituent le second facteur, par la formation de conditions d'inversion de température et le frein à la dispersion. Température et humidité élevées contribuent également à l'augmentation des consommations d'énergie et des émissions des centrales de production, alors même que les vitesses de vent sont faibles et variables en direction, tandis que la barrière montagneuse freine leur développement.

L'analyse de l'occupation des sols dans un rayon de 10 km autour des stations de mesure des PM2.5 entre 1998 et 2010 montre une corrélation de 0,6 à 0,8 pour les 2 années, et ainsi une possible causalité entre occupation des sols et pollution. Cependant les auteurs concluent que d'autres variables peuvent occulter l'effet réel de l'urbanisation sur la pollution particulaire et que des analyses et données plus exhaustives seraient nécessaires : données satellitaires et/ou stations de mesures des PM2.5 au sol éloignées des sources d'émissions, description plus fine et plus fréquente de l'occupation des sols, prise en compte de phénomènes des régions voisines (incendies, etc.).

Sun *et al.* (2016) mettent également en relation pollution particulaire (mesurée ici par l'épaisseur optique des aérosols) et occupation des sols, mais en utilisant exclusivement des données satellitaires de 2001 à 2010, sur 8 grandes agglomérations, réparties de la côte est à l'ouest de la Chine, et avec approximativement la même latitude. La pollution est décrite en 4 classes selon la distance de visibilité, tandis que l'occupation des sols décline forêts, prairies, surfaces agricoles, urbaines, et sols inutilisés. Les auteurs analysent les corrélations (Pearson) entre ces variables et selon les villes.

A l'est, la pollution particulaire est fortement affectée par l'océan et la corrélation avec l'occupation des sols (autres) est faible. La pollution est corrélée à la superficie urbaine à Jinan (forte expansion au détriment de surfaces végétalisées), à l'extension concomitante des forêts et de l'urbain à Zhengzhou (augmentation de la pollution par la ville, limitation par les forêts), à l'extension des forêts au détriment des prairies à Xi'an et Lanzhou (baisse de pollution y compris en urbain). A Zhangye, les corrélations sont faibles, mais des transformations importantes des fermes et des sols non utilisés en prairies et forêts améliorent la qualité de l'air urbaine. A Jiuquan, l'extension des prairies améliore la qualité de l'air tandis que l'extension des sols non utilisés la dégrade. On retrouve cette opposition entre prairies et sols non utilisés à Urumqi.

Cependant ces corrélations « immédiates » peuvent être inappropriées compte tenu des périodes d'évolution avant stabilisation de l'occupation des sols après changement (exemple urbanisme, croissance des forêts, etc.). Les auteurs analysent donc les corrélations mais en considérant les 3 années qui suivent les changements d'affectation. L'impact de l'occupation des sols sur la pollution particulaire est faible à Qingdao, mais l'effet de la forêt est observé sur les 3 années (maxi après un an). L'effet de l'urbanisation à Jinan intervient également sur 3 années (maxi après 2 ans). Pour les 4 villes centrales, les effets forêt et urbain interviennent sur les 3 années avec un maximum après un an, tandis que l'effet prairie intervient (plus faiblement) dès la première année. Les effets prairies et sols non utilisés sont maximaux la première année (à Urumqi).

Les auteurs concluent à l'effet prédominant de l'océan, suivi de l'extension des forêts, de l'urbain, puis des prairies et sols inutilisés sur la pollution particulaire, avec une évidente transition entre ces paramètres d'est en ouest, et des variations locales. Ils soulignent cependant l'insuffisance des données et de prise en compte de paramètres météorologiques et d'événements (tempêtes de sables), ainsi que la limite des données d'observation satellitaire de la pollution particulaire, qui ne rend pas compte de la pollution au niveau du sol.

Zhao *et al.* (2006) analysent les variations des indicateurs de qualité de l'air sur différentes zones (urbaine, suburbaine et rurale) de Shanghai, entre 1983 et 2004. La région de Shanghai s'est fortement urbanisée entre 1975 (159 km^2 sur un total de 8010, soit 2%) et 2005 (1 180 km^2, soit 15%), avec un taux d'urbanisation de 18 km^2/an jusqu'en 1981, passant à 52 en 1990 puis 55 en 2000. L'urbanisation a cependant été accompagnée du développement de parcs, allées arborées et zones végétalisées, soit une couverture passant de 9 km^2 (6% de la surface urbanisée) en 1975 à 253 km^2 en 2005 (21% de la zone urbaine). Sur la même période, les surfaces agricoles ont chutées de 6 030 km^2 (75% du total) à 4 740 km^2 (59% de la région).

Les concentrations de polluants (SO_2, PM, NO_x) sont généralement les plus élevées en urbain, moindres en suburbain et les plus faibles en rural. Globalement, sur la période, SO_2 et PM (et pluies acides) sont principalement liées à la combustion du charbon (forte décroissance entre 1983 et 2004), tandis que NO_x augmente avec le trafic (moins de 100 000 véhicules dans les années 1980 à plus de 2 millions en 2004). Cependant, SO_2 et PM ont augmenté récemment en suburbain suite à la délocalisation d'industries, tandis que NO_x décroit en urbain depuis 1990 suite à la mise en œuvre des programmes de contrôle des émissions des véhicules. Parallèlement les auteurs observent l'écart croissant de la température moyenne annuelle entre urbain et rural (+0,1°C en 1975, +0,7°C en 2000), ainsi que ceux des maximales et minimales (+0,7°C et +0,5°C en 2000), confirmant un effet Îlot de chaleur affectant la zone urbanisée et les zones adjacentes. Ils analysent également les impacts sur la qualité des eaux et sur la biodiversité.

3.2.2.2. Travaux avec recours à la simulation

Développement urbain, mobilités et émissions de polluants

Stone *et al.* (2007) posent la question d'un développement compact quant à la qualité de l'air (en fait les quantités d'émissions de polluants), et simule le développement à horizon 2050, de onze grandes métropoles des Etats-Unis (Midwest), 1- en continuité des tendances actuelles (population, expansion urbaine, etc.) et 2- dans un scénario de croissance plus compacte, dont les déterminants ont été calqués sur ceux observés à Portland, Oregon, suite à la mise en œuvre d'un programme de développement de l'urbanisme et des transports. Le scénario compact conduit à une diminution des kilomètres parcours et des émissions de polluants. Ainsi, une augmentation de densité de 10% se traduit par une réduction de 3,5% des kilomètres parcourus (et quasiment autant en émissions de polluants). Mais la densification des centres est beaucoup plus efficace que la densification des périphéries (par un facteur 2), et un transfert de population du centre vers la périphérie, même avec augmentation globale de la densité se traduirait par une augmentation des kilométrages (et dégradation des émissions). Il est donc préférable d'augmenter les populations aux centres plutôt qu'en suburbain.

Urbanisme, occupation des sols et concentrations de polluants

Wang *et al.* (2009) analysent l'impact de l'occupation des sols sur les seules conditions / champs météorologiques locaux et leur incidence dans la production d'aérosols secondaires organiques. On utilise la description satellitaire actuelle de la couverture des sols de la région du Delta de Pearl River en Chine (2004) et celle de l'année 1992-93. Les auteurs mettent en œuvre une modélisation météorologique en considérant les 2 descriptions d'occupation des sols. En conséquence, seuls les champs météorologiques (températures, vents, hauteur de couche limite atmosphérique) varient. Les émissions biogéniques et anthropiques sont celles correspondant à la situation actuelle (inventaire 2003). Les auteurs simulent le mois de mars 2001 et analysent 1- l'influence de l'occupation des sols sur les paramètres météorologiques, 2- l'influence de ces paramètres sur la production d'aérosols secondaires.

En résumé, l'urbanisation augmente la température de surface (en moyenne 0,6°C dans 4 des villes en expansion forte, Guangzhou, Foshan, Shenzhen, Dongguan), diminue la vitesse du vent (à 10 mètres d'altitude, de 38% au centre de la région), augmente la hauteur de couche limite de 80 m en urbain (maximum 200 m). Ces évolutions sont concomitantes sur la même zone centrale de la région. Parallèlement, on observe une diminution de l'humidité relative.

Ces évolutions se traduisent par une diminution des concentrations d'oxyde d'azote en zone urbaine, en raison d'une augmentation de la température et de la hauteur de couche limite. Il en est de même pour les concentrations de COV mais cependant avec une répartition géographique différente. Les concentrations d'ozone O_3 et de radicaux NO_3 (produits de photo-oxydation de NO_x et COV) augmentent sur les grandes villes (de 2-4 et 4-12 ppmv respectivement), où la température augmente et où le vent et l'humidité relative baissent, diminuant ainsi les concentrations de NO_x et COV. On observe ainsi un lien direct d'augmentation de la concentration d'ozone avec la température, ainsi qu'avec une baisse de l'humidité, et une augmentation de la réactivité de production d'ozone à partir de NO_x et COV. Les auteurs notent que l'augmentation des concentrations en radicaux OH est cependant très faible, suggérant une compensation de ces radicaux entre diminution de l'humidité et réactivité de formation d'ozone accrue.

Concernant les aérosols secondaires, les auteurs observent une diminution normale de leur concentration avec l'urbanisation sur 3 des villes Dongguan, Shenzhen, Hong-Kong, en lien avec l'augmentation des températures (qui favorise la phase gazeuse dans l'équilibre gaz - particules). Sur 3 autres villes Guangzhou, Foshan, Zhongshan, les concentrations d'AOS augmentent avec les températures : de fait les zones d'augmentation des AOS ne coïncident pas avec les zones d'augmentation de température, mais avec les zones d'augmentation des oxydants (O_3 et NO_3), suggérant une production plus rapide des précurseurs d'AOS. De fait les centres avec fortes concentrations d'AOS se situent sous le vent des zones de production, indiquant aussi des processus de formation assez rapides.

Considérant les modes de formation des particules (accumulation de tailles 0,1-2,5 µm, ou nucléation < 0,1 µm), les auteurs observent que le mode nucléation est (très) inférieur à 30% sur les grandes agglomérations. L'urbanisation induit une augmentation de ce mode (de 10-15%) sur 2 des villes fortement urbanisées Zhongshan et Guangzhou et une diminution de -15% sur 2 autres villes Shenzhen, Hong-Kong.

Finalement, les auteurs observent que 55 à 65% des AOS de la région simulée résultent de précurseurs aromatiques (COV), tandis que qu'ils ne proviennent qu'à 20% des alcanes et alcènes. L'urbanisation induit une augmentation de 8% des AOS provenant des alcanes sur Guangzhou, Foshan, Zhongshan, et une diminution de 2% sur Shenzhen, et une augmentation de 14% des AOS « aromatiques » sur l'ensemble de la région, la moindre proportion d'AOS des alcènes pouvant s'expliquer par leur plus grande réactivité à température croissante.

En conclusion, nous avons ici une simulation analysant les mécanismes de formation des aérosols secondaires, et leur variation selon les paramètres météorologiques, ceux-ci variant par un scénario d'urbanisation (occupation des sols), indépendamment des quantités d'émissions induites et des émissions spécifiques selon l'occupation (biogéniques). Température, vitesse du vent, hauteur de couche limite et humidité varient significativement avec l'urbanisation (sols) et à leur tour influencent les concentrations des précurseurs d'ozone et de production des aérosols secondaires. Les variations sont

assez marquées, et diffèrent selon les agglomérations et contextes. Les impacts sont à échelle large et non toujours focalisés sur les lieux d'urbanisation. On note que l'urbanisation se traduit par des diminutions de concentrations NO_x et COV et une augmentation des concentrations d'ozone et des oxydants en lien direct avec l'augmentation de la température, tandis que les aérosols secondaires peuvent décroître ou croître selon le contexte et les agglomérations.

Limite : il semble qu'une seule répartition géographique des émissions biogéniques et anthropiques ait été considérée pour les 2 scénarios (faible urbanisation et situation actuelle). A population et activité constante, la stabilité (apparente) des quantités et natures des émissions et de leur répartition géographique (ainsi que celle des imports / conditions limites) semble peu compatible avec les 2 scénarios d'utilisation des sols (répartition des mêmes émissions anthropiques sur un territoire incluant des sols naturels).

Par la simulation d'épisodes de pollution sur cette même région, Fan *et al.* (2015) analysent les processus qui conduisent à la pollution particulaire. A proximité du sol, ce sont les émissions (et les sources) et le transport horizontal et vertical qui gouvernent les concentrations, tandis que les processus de formation des aérosols, de formation des nuages et les transports verticaux et horizontaux déterminent les concentrations à une hauteur de 900 mètres environ. Deux des épisodes simulés se sont avérés être liés principalement aux émissions locales et au transport entre villes proches, tandis que le 3ème résultait plutôt d'un transport régional de pollution.

Toujours sur la même région (Pearl River Delta) et avec les mêmes hypothèses d'occupation des sols, Chen *et al.* (2014a) analysent l'influence de l'urbanisation sur les concentrations de SO_2 (on ne considère pas ici d'évolution chimique). L'inventaire d'émission de SO_2 est constant, mais on analyse l'influence de la distribution spatiale de l'émission en considérant d'une part la répartition réelle (sources d'émissions), et d'autre part une émission surfacique homogène sur le territoire simulé. Comme lors d'autres travaux, on observe un effet important de l'occupation des sols sur les paramètres météorologiques et sur le transport et la dispersion des polluants. L'augmentation de la température des zones urbanisées conduit en conséquence à une baisse des concentrations de SO_2 due à un meilleur transport vertical. Les auteurs observent également l'importance de la topographie sur les concentrations (barrière). Ils concluent surtout à l'importance prépondérante de la répartition spatiale des émissions sur les concentrations, par rapport à l'influence propre de l'occupation des sols.

Liao *et al.* (2015) réalisent une étude assez similaire sur la région Yangtze River delta en Chine, mais considère plus en détail l'impact de la nature d'occupation des sols (végétation, urbain, etc.) sur les paramètres et champs météorologiques, et partant de là (à inventaire d'émission constant) analyse l'influence sur les concentrations de PM10 et d'ozone.

Le scénario urbain montre une augmentation de la température des zones urbanisées de 1°C (jour) à 1,2°C (nuit) en Janvier et 1,8 et 2,3°C en Juillet en raison du changement des sols (albedo, capacité thermique, absorption, chaleur sensible), et de la réémission par radiation infra-rouge. Les constructions élevées augmentent la rugosité et induisent une trainée et une réduction des vitesses du vent au sol (-1 à -1,2 m/s2 en Janvier soit -25%, -0,6 à -0,7 m/s2 en Juillet soit -18%) et une limitation du transport des polluants dans l'atmosphère. De même la hauteur de couche limite augmente en lien avec l'augmentation de la température, de 76 m en moyenne en janvier à 14h (et 68 m de nuit), et de 210 m en juillet à 14h (105 m de nuit).

Les modifications de l'occupation des sols influencent la dynamique et les caractéristiques thermiques de surface et affectent la ventilation de la pollution. Les concentrations de PM10 baissent dans le scénario urbain (de l'ordre de -15% de jour et de -27 à -29% de nuit), en lien avec le changement de la couche de mélange (favorisant la dispersion verticale), et ceci malgré la diminution de la vitesse du vent au sol. L'augmentation des précipitations (de 30%) contribue également à la réduction des concentrations moyennes de PM10 (dépôt humide).

Les concentrations d'ozone augmentent avec l'urbanisation (en moyenne de 2 ppb en janvier et de 7-8 ppb en juillet, soit des variations de 20 à 35%), en raison de l'augmentation de la température (favorisant la réactivité) et de la décroissance du vent. Ces augmentations seraient équivalentes à celles résultants d'une augmentation des émissions de 20%. Les concentrations d'O_3 augmentent également sur des zones en aval ou moins urbanisées où l'efficacité de destruction de l'O3 décroit.

Considérant une zone de très forte urbanisation entre les 2 scénarios, les auteurs analysent les profils verticaux et observent que PM10 est mieux transporté après urbanisation jusqu'à une hauteur de 2 km (contribuant à la décroissance des concentrations en surface), tandis que les concentrations d'O_3 au contraire augmentent au sol et restent élevées en altitude.

En résumé, ces travaux sont assez similaires aux précédents, sauf que PM10 et O_3 sont considérées ici, avec des conclusions assez similaires quant à l'évolution et à l'influence des paramètres météorologiques.

Nous terminerons ce tour des travaux de simulation sur les régions de Chine, par ceux de Yu *et al.* (2012), reprenant les analyses en parallèle sur 2 régions : Jing-Jin-Ji (JJJ : Pékin-Tianjin-Hebei) et Yangtze River Delta (YRD, incluant Hangzhou, Suzhou, Shanghai). A nouveau, on considère l'occupation des sols au travers de 2 descriptions correspondant aux années 1992-93 et milieu des années 2000 (différentes pour les 2 régions). La même simulation s'intéressent aux paramètres météorologiques (température, vitesse du vent, hauteur de couche limite et point de rosée), à leur modification par l'occupation des sols, et à leur impact sur les concentrations de polluants (ici monoxyde de carbone CO et ozone O_3). Les enseignements sont assez similaires que ceux décrits précédemment pour les paramètres météo et l'ozone. Les auteurs observent une diminution du point de rosée de -3 et -2°C pour les 2 régions. Les concentrations diurnes de CO augmentent dans les zones

très urbanisées (+8% au maximum) en raison d'une moindre diffusion par le vent. Hors urbain, les concentrations de CO baissent par une plus forte diffusion verticale et par augmentation de la photochimie liées à l'augmentation de la température. Globalement les concentrations d'O_3 augmentent sur les 2 régions (de 20 ppb à JJJ). L'analyse d'une section de forte urbanisation montre des variations importantes des concentrations résultant de l'urbanisation (en profil vertical et horizontal), et leur influence sur la distribution de la pollution à plus large échelle.

Formes de développement urbain, émissions et concentrations de polluants

Kahyaoglu-Koracin *et al.* (2009) analysent l'incidence de différentes formes de développement d'une région costale (ouest) du sud de la Californie incluant partiellement les comtés de San Diego, Riverside et Orange, en forte expansion. Il s'agit d'une région relativement large (6 900 km^2), dont les territoires résidentiels urbains / suburbains et commerciaux / industriels représentent 14% de la superficie (32% avec le résidentiel rural), et qui compte 2 millions d'habitants en 2000. Le développement de la région est envisagé à 2 niveaux de croissance de la population : +500 000 et +1 million d'habitants (soit +25 et +50%), et sous différents scénarios de répartition de zones de fortes et faibles densités : 1-développement de forte densité sur la côte (de plus faible densité ailleurs), 2-développement axé vers le nord de la région, 3-développement de faible densité seulement mais réparti sur une large superficie de la région, 4-développement concentré autour de trois nouveaux grands centres urbains (forte densité). Globalement ces scénarios voient la part des territoires urbains / commerciaux passer de 14 à 17% (hausse de 500 000 habitants), ou à 20% (hausse de 1M h.), tandis que l'ensemble des territoires résidentiels (urbain / rural) et commerciaux / industriels passent de 32% à des taux variant de 41% (scénarios les plus favorables) jusqu'à 52% (scénario 3), pour une hausse de 1M h (d'après Shearer *et al.* (2006)). Afin d'évaluer l'impact environnemental de ces scénarios, une simulation intégrée et spatialisée est réalisée : occupation des sols et développement des infrastructures de transport, modèle de transport et d'affectation du trafic, estimation des kilométrages parcourus par les véhicules, émissions de polluants biogéniques et anthropiques. La modélisation de la qualité de l'air inclut la simulation des champs météorologiques, le transport et la dispersion des polluants et la formation des polluants secondaires (photochimie, ozone, aérosols). Une période de 5 journées en 2003 est simulée (épisode fortes concentrations en O_3). Dans les différents scénarios, les émissions spécifiques sont constantes (pas d'évolution des technologies). Seules varient les quantités d'émissions biogéniques (changement affectation des sols), celles des transports (augmentation des kilométrages), ainsi que les émissions surfaciques (proportionnelles à l'activité humaine et donc à la population). On n'a pas considéré d'augmentation des émissions de l'industrie.

Les simulations montrent une forte influence des scénarios sur les émissions de polluants liées à la mobilité (prédominantes par rapport aux autres sources anthropiques). Cette influence, par rapport à la situation de référence, double avec le niveau d'incrément de la population : +8% et +18% de CO pour +0,5 et +1M h, +5% et +12% de NO_x, +7% et +14% de COV. Il faut noter que les augmentations d'émissions sont peu variables entre les scénarios : 6% d'écarts pour CO, 1 à 2% pour NO_x et COV, 5% pour PM. Les émissions biogéniques de COV sont beaucoup plus variables selon les scénarios. Elles s'accroissent dans le même temps de +4% à +16% pour +0,5 M h, et de +9% à +27% pour +1 M h. Étant globalement du même ordre de grandeur que celles de la mobilité, leur incidence est importante pour la qualité de l'air. Cette augmentation des émissions biogéniques semble paradoxale dans un schéma d'extension urbaine. Elle tient à l'hypothèse d'un développement de faible densité, au détriment de prairies et sols arides ou semi-arides (peu émetteurs de COV), avec des résidences plus végétalisées. En tenant compte du seul bilan des émissions de polluants, les auteurs concluent que le scénario 4 dense multipolaire est le plus favorable. La simulation de la période de fortes concentrations en ozone montre également une aggravation des nombres de dépassements des concentrations avec les scénarios étalés, et moindre avec le scénario 4.

Limite des travaux : les auteurs ne considèrent pas l'exposition des personnes selon les différents scénarios.

Formes de développement urbain, émissions et concentrations de polluants, exposition

Une autre analyse assez similaire est effectuée par De Ridder *et al.* (2008a; b) sur la région industrielle et fortement urbanisée (et polluée) de la Ruhr en Allemagne, qui inclut plusieurs grandes agglomérations : Duisburg, Essen, Bochum, Dortmund et compte 5,5 Millions d'habitants. Dans ce cas, les simulations portent sur le mois de mai 2000, en raison de conditions défavorables à la qualité de l'air, et on teste un développement urbain alternatif en relocalisant 12% de la population (soit 600 000 h) de la zone considérée vers les périphéries des villes. 250 000 emplois sont également relocalisés. Globalement les zones construites passent de 28% à 50% de la superficie totale (au détriment de sols agricoles et naturels). Il s'agit donc d'un étalement urbain assez significatif, mais plausible selon les auteurs. La répartition et la quantification des activités, trafics et émissions et concentrations de polluants, sont effectuées en utilisant une série de modèles pertinents. Les émissions biogéniques sont calculées au pro rata des superficies des types d'occupation des sols. Globalement le trafic augmente de 17%, et les émissions anthropiques totales d'environ 12%. Les champs météorologiques sont fortement dépendants de l'occupation des sols et influencent fortement la pollution (dispersion, convection verticale, réactions photochimiques, etc.). On observe ainsi une augmentation de température de 0,5°C sur une grande partie du territoire qui aggrave la pollution par l'ozone. Cependant une analyse de sensibilité montre que l'influence de cette hausse de température est très inférieure à l'influence de l'augmentation des émissions. Les concentrations d'ozone augmentent assez fortement sur une partie (et hors) du territoire et diminuent ailleurs. Cette distribution peut s'expliquer par la temporalité relativement longue de formation de

l'ozone, hors des zones de fortes émissions (oxydes d'azote). Concernant la pollution particulaire, les simulations montrent que les concentrations augmentent très faiblement mais de manière plus homogène à échelle du territoire, notamment en raison de la « dispersion » des activités sur une plus vaste superficie. Une quantification de l'exposition des populations est proposée par intégration sur l'ensemble du territoire du produit des nombres de personnes par les niveaux de concentration (O_3 et PM) auxquels elles sont exposées. L'étalement urbain se traduit par une faible augmentation des indicateurs (ou intégrateurs) d'exposition (+0,4 à +0,6% de population x concentration pour PM10 et O_3), avec des phénomènes de compensation : baisse plus significative de l'indicateur d'exposition au PM10 (-13%) pour les personnes relocalisées, tandis que le reste de la population (soit 82%) subit une aggravation de l'exposition (+1,2%), bien que les zones concernées voient leur densité de population diminuer (en moyenne d'environ 12%). Pour l'ozone, le bénéfice des personnes délocalisées est beaucoup plus limité (-0,5%), et les zones urbaines initiales voient leur densité diminuer et leur indicateur de qualité de l'air se dégrader (+0,6%).

On mesure bien ici la forte influence de l'expansion urbaine (à population/activité constantes) sur les émissions anthropiques et indirectement sur les concentrations de polluants et l'exposition des personnes. Ces impacts touchent les zones nouvellement urbanisées (ou artificialisées) et les zones urbaines dé-densifiées, et plus largement des territoires environnants (naturels, agricoles). Globalement, l'expansion a ici un impact négatif en termes de pollution de l'air (augmentation des émissions et concentrations, aggravation de l'indicateur d'exposition).

Martins (2012) mène une analyse assez similaire sur la région de Porto, Portugal, observant le développement urbain entre 1987 et 2000, avec une augmentation des zones construites d'environ 40% sur cette période, les zones de faibles densité représentant environ 75% des zones artificialisées en 2000. Les auteurs notent également une grande et croissante dispersion urbaine, qui ne s'explique pas par l'augmentation de la population. L'année 2000 constitue la référence, et on simule 2 scénarios de développement, avec une augmentation globale de la population de 11%, sans évolution des technologies et comportements (ni des conditions climatiques et contextuelles), sur une année complète : 1- scénario disséminé, d'expansion urbaine selon les tendances observées entre 1990 et 2000, notamment par urbanisation dispersée au détriment des surfaces agricoles et forestières/naturelles, et avec une diminution des populations des centres-villes ; 2- scénario compact, pour lequel le développement est entièrement contenu dans les zones déjà artificialisées, en favorisant de plus « la continuité » urbaine.

Le scénario compact modifie très peu les conditions météorologiques, tandis que l'expansion urbaine conduit à une augmentation de la température moyenne annuelle de 0,4°C sur le domaine simulé, seulement par le changement d'occupation des sols, avec des variations temporelles importantes. Les hausses affectent particulièrement les zones d'urbanisation croissante, mais on peut observer aussi des diminutions de température par effet indirect de l'îlot de chaleur augmentant la vitesse du vent et l'instabilité. Globalement les 2 scénarios de développement conduisent à une dégradation de la qualité de l'air en PM10, dont les distributions spatiales diffèrent. La situation de référence et le scénario compact identifient des zones de fortes concentrations de PM10 sur le centre-ville de Porto et alentours. Ces concentrations régressent dans le scénario dispersé en raison de la diminution de population. Mais globalement c'est ce scénario dispersé qui présente les plus fortes moyennes annuelles de PM10 ainsi que des augmentations de concentrations (et dépassements de valeurs limites) sur les zones d'expansion urbaine (et d'augmentation des émissions). Cependant, en croisant la répartition géographique des populations et les niveaux de concentrations, les auteurs montrent que le scénario dispersé diminue sensiblement l'exposition des personnes aux niveaux de concentrations élevés de PM10 (diminution des populations dans le centre, augmentation en zone d'habitat dispersé).

Concernant l'ozone, les concentrations diminuent au contraire dans les zones d'expansion urbaine, tandis qu'elles augmentent ailleurs, mais les écarts entre scénarios sont plus limités.

Globalement, l'étalement urbain augmente les températures et les émissions anthropiques, et aggrave la pollution particulaire (PM10) et par l'ozone. *A contrario* un développement compact (densification) limites les augmentations de températures, d'émissions et de concentrations de polluants (PM10 et O_3, globalement), mais conduit à augmenter le nombre de personnes dans les zones de concentrations les plus élevées (en PM10).

3.2.2.3. Travaux sur l'urbanisation et paramètres météorologiques

De nombreux travaux (ne considérant pas spécifiquement la pollution atmosphérique) analysent sur l'influence de l'urbanisation sur les paramètres météorologiques (qui à leur tour influencent la pollution atmosphérique, comme évoqué à plusieurs reprises précédemment) : augmentation de la température, diminution des vitesses du vent, augmentation de la hauteur de couche limite, humidité, etc. L'augmentation de la température peut favoriser la production d'ozone (vitesse de réaction) et augmenter l'aridité favorisant aussi la pollution particulaire. Des effets sur la sensibilité des populations et de la végétation à la pollution sont également possibles.

Gago *et al.* (2013) montrent que l'urbanisation influence les conditions climatiques locales (températures plus élevées et moins variables entre jour et nuit, modification du vent et bien sûr du régime de l'eau) et au-delà les consommations énergétiques et productions de gaz à effet de serre, et que la morphologie urbaine peut tempérer ou aggraver ces effets. Nous ne détaillerons pas plus ces aspects déjà évoqués précdemment.

3.2.2.4. Travaux sur la végétalisation

La végétalisation des villes et son influence bénéfique sur la ville sont l'objet de travaux déjà anciens, tandis que des travaux récents ont mis en évidence des effets pervers liés aux émissions biogéniques - principalement des COV - par les arbres, qui peuvent contribuer à l'augmentation des concentrations d'ozone et de particules, notamment lors des épisodes de fortes chaleurs. Ainsi, Churkina *et al.* (2017) montrent par la simulation sur Berlin que l'émission biogénique de COV contribue à la formation d'ozone en été à hauteur de 10-20%, pouvant atteindre 60% par forte chaleur. Les auteurs concluent à la nécessité d'une coordination entre politique de diminution des émissions anthropiques et campagne de (re-)plantage d'arbres. Selmi (Selmi, 2016) quantifie les bénéfices de la végétation sur la ville de Strasbourg (séquestration/stockage de carbone, diminution de la température, élimination nette de polluants : CO, NO_2, O_3, PM10, SO_2, à hauteur de quelques pourcents des émissions anthropiques totales) et rappelle que la participation à la formation de polluants secondaires est liée à la présence d'autres polluants primaires (anthropiques). Fusaro *et al.* (2017) montrent également l'effet globalement positif d'élimination ou d'absorption nette annuelle des PM10 et de O_3, avec un taux d'élimination surfacique des PM10, 2 fois plus élevé sur Rome que sur la région Latium, tandis qu'il est plus homogène sur l'ensemble de la région pour O_3. A une échelle beaucoup plus locale, Yli-Pelkonen *et al.* (2017) montrent la réduction des concentrations d'O_3 sur les zones arborées, tandis que la réduction des concentrations de NO_2 resterait assez mineure.

Globalement, c'est donc plutôt un effet positif qui est associé à la végétalisation, même si il semble nécessaire de bien articuler les politiques de végétalisation et de limitation des émissions anthropiques.

3.2.3. Principaux enseignements des travaux analysés

3.2.3.1. Remarques générales

Les travaux précédents reposent :

- sur l'observation (métrologie de la pollution de l'air, observations satellitaires, etc.) et l'analyse statistique de ces observations en lien avec l'évolution de l'urbanisation,
- ou sur la modélisation, permettant alors de considérer les mécanismes complexes induits (physique de l'atmosphère et mécanismes météorologiques locaux, photochimie de l'atmosphère, formation de l'ozone et des aérosols secondaires). Ils permettent alors une explicitation phénoménologique de la pollution de l'air, et la simulation de scénarios permet d'apprécier les ordres de grandeurs et d'identifier les enjeux, de localiser la pollution ou son aggravation, tandis que des études de sensibilité permettent de quantifier l'influence de différents paramètres, de différentes configurations.

Il faut cependant souligner les limites de ces travaux et des conclusions :

- ils sont toujours limités à un ou quelques polluants (PM, PM10, PM2.5, aérosols secondaires, CO, NO_2, SO_2, Ozone), sélectionnés soit parce qu'ils représentent effectivement un enjeu de santé, ou parce que des données sont disponibles, ou même parce leurs propriétés permet de les étudier par des modèles adaptés,
- ils s'appuient sur des observations ou une modélisation à échelle relativement large sur des territoires vastes, et de fait ne rendent pas compte de la pollution de proximité,
- les cas d'études sont limités en nombre (et en diversité) et concernent de grandes régions en forts développement (Chine, USA, etc.) dont la transposabilité est probablement assez faible,
- ils s'intéressent souvent à des épisodes ponctuels (pics de pollution) et plus rarement au suivi sur une année entière,
- la simulation rend compte d'abord des principes des modèles ; or on observe une grande diversité des modèles, avec des champs d'application et des échelles de validité variables, la prise en compte plus ou moins simplifiée de certains phénomènes ou de leurs interactions, etc.
- enfin ces travaux n'évaluent pas globalement la pollution de l'air. Une évaluation exhaustive nécessiterait en effet de considérer les multiples composés, l'exposition des populations dans leur diversité au cours d'activités variées et tout au long de leur vie, et les effets sanitaires complexes qui en résultent (aucun des travaux décrits ne va plus loin que la seule exposition au domicile). Les impacts sur la faune et la flore et les effets indirects par transfert dans la chaîne alimentaire et dans les autres milieux (eau, sols) ne sont également pas abordés. Ces différentes lacunes montrent bien la difficulté d'établir un constat exhaustif sur le lien entre urbanisation et la pollution de l'air.

On doit cependant considérer que ces travaux permettent de suivre un certain nombre d'indicateurs intermédiaires (émissions, concentrations, etc.), dont l'évolution permet d'anticiper celle des impacts finaux.

Il est également vraisemblable que l'on pourrait certainement identifier d'autres travaux, et notamment de simulation d'études de cas qui permettraient d'enrichir cette analyse et d'en affiner les enseignements.

3.2.3.2. Principaux enseignements

Les principaux résultats de ces travaux peuvent être récapitulés comme suit :

L'analyse de la pollution de l'air urbaine nécessite de considérer l'ensemble des sources d'émissions (qui résultent de l'urbanisation) - en particulier l'industrie, la production d'énergie et le trafic automobile.

La pollution de l'air est fortement dépendante des lieux. La topographie et les conditions météorologiques dominantes locales sont également déterminantes. On observe une grande variabilité dans et autour des zones fortement urbanisées avec une influence notable des pratiques d'usage et d'occupation des sols.

Les principaux facteurs d'évolution des concentrations de polluants sont : les plans de surveillance de la qualité de l'air, les programmes de contrôle des émissions des véhicules, (et plus généralement les dispositifs réglementaires et l'évolution technologique, dépollution). La météorologie (température, humidité) et le terrain (montagnes et vallées) constituent le second facteur, par la formation de conditions d'inversion de température et le frein à la dispersion. L'organisation du territoire est également déterminante (la délocalisation des industries a conduit à un transfert de pollution ; les concentrations les plus élevées dans les centres-villes, moindre en suburbain, faibles en rural).

Les lieux et l'occupation des sols influencent la pollution de l'air :

- En proximité de l'océan, la corrélation avec l'occupation des sols est faible (effet prédominant de l'océan),
- L'extension des forêts et prairies améliore la qualité de l'air (avec des effets sur 1 à 3 années),
- L'urbanisation (et le changement d'occupation des sols) modifie les paramètres météorologiques locaux (température, vitesse du vent, hauteur de couche limite atmosphérique, humidité) qui influent sur le transport et la diffusion des polluants et la formation des polluants secondaires. Les variations sont assez marquées, et diffèrent selon les agglomérations et contextes. Les impacts sont à échelle large et non toujours focalisés sur les lieux d'urbanisation.

L'urbanisation induit une augmentation des concentrations de la plupart des polluants par l'augmentation de l'activité et des émissions anthropiques.

L'urbanisation seule, en tant que changement d'occupation des sols (c'est à dire sans considérer l'augmentation des activités et émissions) modifie les paramètres météorologiques locaux et induirait une augmentation de concentrations de PM10 (par l'extension de zones construites, de sols inutilisés, la régression des forêts et des prairies), de l'ozone (par l'augmentation de la température), mais peu conduire à une baisse des concentrations de la plupart des polluants primaires par une meilleure diffusion.

Concernant l'occupation des sols (seule), les auteurs notent : l'effet prédominant de l'océan, suivi de l'extension des forêts, de l'urbain, puis des prairies et sols inutilisés sur la pollution particulaire, avec des variations géographiques fortes.

Concernant plus spécifiquement les formes de développement urbain, les simulations montrent que :

- Un développement compact réduit les kilomètres parcourus et limite l'augmentation des émissions de polluants, et qu'il serait préférable de densifier les centres plutôt que les périphéries.
- Les émissions liées aux mobilités sont prédominantes, mais les émissions biogéniques (COV seulement) peuvent être importantes dans les zones de faible densité avec végétation
- Le développement urbain avec ou sans extension urbaine se traduit par des hausses des émissions anthropiques, de la température, des concentrations d'ozone et de particules, et globalement par une dégradation de l'exposition. L'extension urbaine aggrave globalement ces effets par l'augmentation des distances parcourues et des émissions, malgré une dilution de certains effets sur de plus grandes superficies et une exposition à des niveaux de pollution plus faibles dans les zones de faible densité.

La végétalisation exerce globalement un effet positif d'absorption de la pollution, mais elle peut contribuer à aggraver la pollution articulaire et ozone lors des fortes chaleurs.

3.2.4. Discussion et hypothèses

On a souligné les limites des travaux décrits précédemment, qui montrent bien la difficulté d'établir un constat exhaustif sur le lien entre urbanisation et la pollution de l'air : les travaux sont limités à quelques polluants, à échelle relativement macroscopique et ne rendent pas compte de la pollution de proximité, ils s'intéressent à des épisodes ponctuels et plus rarement au suivi sur une année entière, et globalement ne rendent pas compte de façon exhaustive de la chaîne d'impacts de la pollution de l'air (multiples composés, exposition des populations et effets sanitaires complexes, effets sur la faune et la flore et transfert dans la chaîne alimentaire et dans les autres milieux). Enfin, les cas d'études sont limités et concernent des grandes régions en fort développement (Chine, USA, quelques régions en Europe, etc.) et leur transposabilité est probablement faible. Les travaux apportent cependant certains éclairages notamment sur quelques indicateurs intermédiaires

de la pollution de l'air (émissions, concentrations, etc.). Nous posons et justifions ci- après quelques hypothèses simplificatrices qui nous permettront d'étayer au chapitre suivant, les conclusions quant à l'impact de l'artificialisation sur la pollution de l'air.

3.2.4.1. L'émission anthropique de polluants : un indicateur du coût de la pollution

L'émission de substances polluantes anthropiques contribue à la production d'espèces secondaires et perturbe (localement ou à plus longue distance) des équilibres. Malgré la résorption de ces substances (transport, substitution, lessivage, dépôt) on doit considérer une certaine persistance dans l'air ainsi qu'un transfert vers d'autres milieux. Bien qu'il n'y ait pas de relation linéaire entre émission, concentrations et effets, l'émission peut donc être considérée comme un coût en pollution de l'air en première approche, et la quantité d'émission de polluant constitue un intégrateur de ce coût (c'est d'ailleurs l'approche utilisée pour l'évaluation par les coûts externes : on affecte un coût d'impact final à la quantité d'émissions primaires, même si cette démarche est discutable). Globalement cela revient à dire qu'il est préférable de ne pas émettre de substances polluantes, si on souhaite réduire les impacts de pollution de l'air.

3.2.4.2. Les émissions naturelles n'entrent pas dans le bilan environnemental de l'artificialisation

Les émissions naturelles contribuent à, ou s'inscrivent dans un équilibre local, dans lequel se développent différents écosystèmes. On doit donc considérer que l'éventuelle réduction des émissions naturelles par l'artificialisation des sols (suppression de forêts ou prairies par exemple) ne constitue pas un bénéfice, d'autant que les émissions anthropiques liées à l'usage de ces sols artificialisés sont de toutes autres nature et intensité. On se gardera donc de mettre en balance une réduction des émissions naturelles et une augmentation des émissions anthropiques.

3.2.4.3. Pollution de proximité, pollution de fond urbain

La pollution de proximité intervient à proximité des sources et elle est fortement variable spatialement et temporellement, mais dans un périmètre restreint. Elle est directement liée à l'émission de ces sources et à la dispersion / diffusion des polluants. En urbain elle concerne notamment les axes routiers importants, et affecte les riverains et les usagers de ces infrastructures (automobilistes, cyclistes, piétons, etc.).

En raison de la limitation des émissions de polluants par l'évolution des technologies, de la décroissance rapide des concentrations avec la distance, les effets sanitaires de la pollution de proximité ont diminué au cours des années passées (dans les pays développés), et ils sont considérés actuellement comme moins préoccupants que ceux liés à la pollution de fond et à l'exposition chronique à aux niveaux de concentrations correspondants. Les travaux sur l'urbanisation et la pollution évaluent généralement l'évolution de la pollution de fond et ne rendent pas compte de la pollution de proximité. On peut cependant considérer que la pollution de proximité s'étend géographiquement avec la ville et ses infrastructures et qu'elle est liée aux émissions de polluants primaires ; elle constitue une composante des effets sanitaires, qu'il est possible d'appréhender aux travers de ces indicateurs. La pollution de fond est plus préoccupante, et son évaluation (quantitative et géographique) rend donc compte de manière satisfaisante des effets de l'artificialisation des sols.

3.2.4.4. Évaluation de l'artificialisation dans un contexte actuel

Les émissions de polluants décroissent avec l'évolution des technologies, les réglementations, l'optimisation des pratiques, l'attention croissante à l'environnement, etc., et il est vraisemblable que cette évolution va se poursuive. Les concentrations de polluants suivent cette évolution mais de manière plus atténuée et pas pour tous les polluants. On pourrait en conséquence anticiper une décroissance des effets de l'artificialisation des sols sur la qualité de l'air.

Cependant, l'émergence éventuelle de nouvelles substances polluantes liées aux nouvelles technologies, l'évolution des comportements et des pratiques logistiques et organisationnelles ne permettent guère d'en anticiper les effets sur la pollution de l'air, compte tenu par ailleurs de la complexité des interactions entre émissions, concentrations de polluants et effets, et de la forte variabilité contextuelle de la pollution.

Pour appréhender les effets de l'artificialisation des sols (ou de l'extension urbaine), on se limitera donc à une approche à contexte constant et actuel (technologies, émissions, etc.), sans extrapolation hasardeuse, et en tenant compte d'une extension au rythme de la croissance urbaine et spatiale.

3.2.4.5. Évaluation indépendamment de la forte variabilité géographique et contextuelle

On a souligné la forte variabilité de la pollution de l'air selon la situation climatique (influence des vents, températures, de l'humidité), géographique (proximité des océans, etc.) et topographique (barrière montagneuse, vallée). Par ailleurs les grandes ou très grandes agglomérations et les régions auxquelles elles appartiennent subissent des niveaux de pollution plus élevés que des villes de tailles moyennes. Enfin les émissions (et concentrations) de polluants dépendent fortement des activités avoisinantes et énergies (industries, centrales aux charbon, etc.), du niveau de maturité des technologies

(dépollution), des politiques urbaines et environnementales nationales ou locales mises en œuvre (plan de protection de l'atmosphère, mesures locales de restriction, développement de transports en commun, etc.), et même des comportements des individus (pratiques de mobilité, etc.), induisant une forte variabilité entre les pays, régions ou agglomérations.

Ainsi l'artificialisation de sols en extension d'une agglomération moyenne peu polluée (qui verrait son niveau de pollution s'accroître faiblement sans atteindre des seuils critiques), n'aurait certainement pas les mêmes effets que celle en extension d'une mégapole fortement polluée (qui verrait augmenter le nombre de personnes exposées à un niveau déjà élevé de pollution). Dans les 2 cas, la densification des centres conduirait sans doute au même constat de différence des effets.

Il est donc difficile d'apprécier l'influence de l'artificialisation, en raison de cette forte variabilité contextuelle et de son influence sur la pollution de l'air.

Cependant, il semble possible de considérer que, - pour un contexte et une période donnés -, le développement urbain s'accompagne d'une augmentation des émissions anthropiques au prorata de l'augmentation de l'activité humaine, et que ces émissions évoluent grosso modo, comme celles de l'agglomération considérée (mêmes technologies, mêmes pratiques et comportements, etc.). A contexte donné, l'augmentation de la superficie, de la population et de l'activité se traduit dans la zone concernée par une augmentation quasi-proportionnelle des émissions, par des concentrations de polluants augmentant un peu et/ou en extension géographique, et quasiment par des impacts finaux (augmentation du nombre de personnes exposées, de la superficie des milieux affectés, etc.) quasi- proportionnels à l'extension géographique.

Globalement, quel que soit le contexte, c'est ce différentiel par rapport à la situation initiale de référence, qui constitue l'impact de l'artificialisation.

3.3. Artificialisation des sols / extension urbaine et pollution de l'air - Conclusions

Compte tenu des travaux consultés dans ce cadre et avec les précautions discutées précédemment, nous pouvons conclure cette analyse comme suit.

3.3.1. A contexte constant, le développement urbain induit une aggravation de la pollution de l'air

Les travaux décrits précédemment indiquent clairement l'influence du développement urbain sur la pollution de l'air : par une augmentation relative de l'activité anthropique (consommation d'énergie, industrie, chauffage, etc.) en lien avec l'augmentation de la population, par une augmentation des mobilités aggravée éventuellement par une extension géographique, et corrélativement par une augmentation des émissions de polluants liées à ces activités, par une augmentation des concentrations de certains polluants sur les zones urbanisées et alentours, par une influence sur l'exposition des personnes, qui permet d'anticiper en première approche un impact négatif sur la santé des populations.

Il y a cependant une forte dépendance des émissions et concentrations selon les lieux et éléments de contexte, et les conséquences environnementales varient fortement selon ces contextes.

3.3.2. Mécanismes prépondérants

Les mécanismes induits dans cette aggravation de la pollution de l'air sont nombreux et complexes. Les mécanismes prépondérants sont :

- l'augmentation des émissions de polluants anthropiques (liées à l'activité industrielle et commerciale, au trafic, au chauffage, à la consommation / production énergétique induite), dans, voire hors la zone urbanisée, grosso modo au prorata de l'augmentation de la population de la zone considérée,
- l'augmentation des concentrations de fond des principaux polluants (particules, NO_2, Ozone, - les autres polluants n'ayant pas été l'objet d'analyse spécifique dans les travaux décrits) sur la zone urbanisée et/ou alentours, - tandis que la pollution de proximité s'étend vraisemblablement avec l'extension de l'agglomération et de ses infrastructures routières,
- l'augmentation du nombre de personnes exposées à ces concentrations,
- l'augmentation probable des effets sanitaires sur ces populations liée au nombre croissant de personnes exposées et/ou aux niveaux croissants des concentrations de fond des polluants cités.

L'extension urbaine induit une plus forte augmentation de l'émission anthropique (notamment pas l'augmentation des distances parcourues), concourant à une augmentation des concentrations de polluants (PM10, Ozone), avec cependant une dilution de certains impacts (PM10) sur de plus grandes superficies. Les concentrations locales et les impacts sur les populations dans la zone sont plus faibles que ceux du centre-ville (en raison d'une moindre densité de construction et de population).

Les mécanismes suivants sont vraisemblablement de moindre importance et/ou ne doivent pas être considérés :

- la réduction des éventuelles émissions naturelles, par le changement de nature des sols (substitution de forêts au profit de sols urbains par exemple) est certainement mineure devant les augmentations des émissions liées à l'usage des sols (activités anthropiques polluantes), et ne doit pas être considérée.
- Lorsque l'artificialisation des sols au profit de l'urbanisation s'effectue au détriment de sols inutilisés arides, elle contribue à diminuer les émissions naturelles de particules ; lorsqu'elle s'effectue au détriment de forêts et prairies, elle contribue à diminuer les émissions naturelles de COV. Dans les 2 cas ces réductions sont mineures par rapport aux émissions anthropiques induites par l'usage des sols urbanisés (trafic, chauffage, industrie, etc.).
- Remarque : lorsque l'urbanisation s'effectue au détriment de surfaces antérieurement artificialisées (friches industrielles, terrains vagues, etc.), il est possible qu'elle conduise également à une diminution des émissions « naturelles » de particules de cette zone, diminution largement compensée par les émissions liées aux nouveaux usages du sol.
- Bien que l'émission anthropique de polluants soit certainement le mécanisme prédominant des effets de l'artificialisation ou de l'urbanisation sur la pollution de l'air, on note plusieurs mécanismes (favorables ou défavorables) modifiant les paramètres météorologiques qui à leur tour influencent la pollution atmosphérique :
  - o L'urbanisation conduit à une augmentation de la température au sol qui favorise certains processus photochimiques et la pollution par l'ozone, ainsi que l'aridité et la pollution particulaire, et pourrait dans certaines situations augmenter la sensibilité des populations aux effets de la pollution,
  - o L'urbanisation modifie la ventilation de la ville, ce qui peut conduire à une moindre dispersion des polluants voire à une accumulation dans les rues ; a contrario l'augmentation de la température au sol semble devoir augmenter la hauteur de couche limite et favoriser le transport vertical des polluants,
  - o L'urbanisation peut influencer l'humidité et par conséquent la pollution (dépôt humide, lessivage des polluants).

3.3.3. Impacts

3.3.3.1. Effets et localisation des impacts

Les effets de l'urbanisation sur la pollution de l'air s'exercent sur la zone elle-même, mais également hors la zone. Les effets hors la zone urbanisée sont généralement décroissants (plus faibles concentrations) avec la distance, mais pas toujours (lorsqu'ils résultent de la formation de pollutions secondaires). Ils affectent des populations beaucoup moins nombreuses, et peuvent donc être considérés comme de moindre importance par rapport à ceux affectant la zone urbanisée.

Hormis les effets de la pollution de proximité (autour des sources et des infrastructures de transports), qui pourraient être qualifiés d'effets ponctuels et linéaires, il semble que l'essentiel des effets liés à l'artificialisation ou extension urbaine sur la pollution de l'air puisse être considéré comme des effets de surface (superficie artificialisée, zone urbaine, zones voisines).

Les effets sur la faune et la flore de la pollution de l'air ne sont pas documentés (au travers des documents analysés dans ce cadre) ; ils sont vraisemblablement proportionnels aux surfaces artificialisées au détriment de sols naturels. Ils augmentent également avec l'extension et/ou le développement des zones urbanisées voisines, car les impacts en pollution de l'air de la ville s'étendent aux territoires voisins (transport des polluants).

La pollution de l'air affecte également les bâtiments et le patrimoine culturel (salissures, corrosion). Elle est de plus transférée dans l'eau et les sols via les précipitations et dépôts de polluants. Ces aspects ne sont pas documentés dans les documents analysés.

Il est vraisemblable que ces différents aspects (faune, flore, transfert dans l'eau et les sols) sont - ou sont considérés comme - mineurs ou de moindre importance par rapport aux effets principaux que représentent les effets sanitaires de la pollution atmosphérique sur les populations.

On notera par ailleurs que les pollutions atmosphériques « globales » (destruction de la couche d'ozone, changements climatiques) n'ont pas été considérées ici. Leurs impacts dépendent peu ou pas de la localisation des « sources ». En conséquence l'artificialisation de nouvelles superficies - versus la densification urbaine -, n'influence ces pollutions qu'au prorata des quantités d'émissions primaires, et des concentrations de polluants secondaires qui en résultent, lorsque ceux-ci sont impliqués (gaz à effet de serre, ozone, aérosols, etc.).

3.3.3.2. Impacts directs et indirects, à court et long termes, et réversibilité

Les impacts directs sont ceux affectant la santé des populations, et ceux affectant la faune et la flore (ces derniers étant peu documentés). En raison de la persistance des concentrations de fond, ce sont des impacts à moyen ou long terme (ils affectent la vie des personnes). Les impacts par transfert dans les eaux et les sols, ou affectant la chaîne alimentaire peuvent être considérés comme indirects et de long terme. La pollution particulaire et certains autres composés polluants peuvent également influencer l'effet de serre et les changements climatiques.

Il est vraisemblable que la résorption des concentrations de polluants permette de diminuer les effets sur la santé des populations futures, mais il est moins probable qu'elle diminue les conséquences de l'exposition chronique passée et présente à la pollution, pour les populations actuelles.

3.3.3.3. Effet global, effet marginal

Les travaux analysés ne permettent pas d'envisager et encore moins de différencier un effet global d'un effet marginal de l'artificialisation sur la qualité de l'air. On peut cependant intuiter que la création d'une surface urbanisée restreinte, éloignée des grandes agglomérations aurait des conséquences environnementales locales (personnes exposées à des niveaux élevés de pollution) plus limitées que la même superficie ajoutée en périphérie d'une agglomération. Il faudrait cependant que cette zone urbanisée soit relativement autonome (non dépendante d'une ville voisine), n'induisant pas des surcroîts de mobilités.

Compte tenu des niveaux de pollution contrastés subis par les grandes agglomérations et par les villes de taille intermédiaire, il est vraisemblable que développer les villes moyennes autonomes aurait des conséquences moindres que développer encore les très grandes agglomérations.

3.3.3.4. Enjeux de santé publique et de cadre de vie

On se reportera aux nombreux travaux portant sur les enjeux de santé liés à la pollution particulaire, à la pollution de l'air, etc., pour en apprécier l'importance, qui n'est plus à démontrer. L'enjeu de santé est sans doute celui qui est considéré comme le principal enjeu de la pollution atmosphérique (hormis les changements climatiques). Il est vraisemblablement sous-estimé dans la mesure où on ne tient pas compte des impacts indirects par l'affectation de la faune et la flore, le transfert dans les eaux et sols et dans la chaîne alimentaire, la diminution de la biodiversité, etc.

Il est vraisemblable par ailleurs, que la pollution de l'air contribue à dégrader de manière sensible le cadre de vie (diminution de la visibilité, salissures, dégradation des bâtiments, irritations, affections, etc.), et ajoute un effet psychologique aux effets sanitaires, voire aggrave ces derniers (tandis que la vie au grand air aurait un effet bénéfique). Ces aspects échappent à notre expertise.

3.3.4. Évolution temporelle de l'impact de l'artificialisation sur la pollution de l'air

Les travaux analysés ne rendent compte que d'effets liés à l'urbanisation passée, compte tenu de technologies et organisations passées et actuelles. Pour certains, ils projettent sous forme de scénarios ce qu'auraient permis d'autres formes de développement ou de répartition géographique. D'autres (basés sur l'observation) tentent d'isoler l'impact de l'urbanisation de celui lié à l'évolution des technologies et organisations. Cependant aucun de ces travaux n'envisagent simultanément de nouvelles formes de développement dans un contexte futur et en évolution.

Comme cela a été souligné, les émissions et concentrations de polluants diminuent avec l'avènement de technologies plus propres, d'organisations plus efficaces, de réglementations et de dispositifs de suivi, en lien avec une prise de conscience écologique, et il est vraisemblable qu'elles vont continuer de diminuer. Il est donc également vraisemblable que l'impact de l'artificialisation et/ou du développement urbain sur la pollution de l'air sera moindre à l'avenir qu'il ne l'a été au cours des périodes passées ou actuelles.

Il ne nous est cependant pas possible d'affirmer que d'autres types de pollutions et d'effets n'apparaîtront pas, liés à de nouvelles technologies ou pratiques, de nouveaux usages. Il ne nous est également pas possible d'affirmer que les effets sanitaires sur les populations ne s'aggraveront pas, soit en raison de conditions moins favorables liées par exemple aux changements climatiques, soit en raison d'une sensibilité accrue de populations plus âgées ou pour d'autres raisons.

3.3.5. Artificialisation des sols et pollution de l'air

Nous avons discuté jusqu'ici des conséquences du développement urbain, sans considérer spécifiquement sa forme (avec extension ou non). Nous nous intéressons maintenant plus spécifiquement à l'artificialisation, dès lors que le développement urbain se fait par extension au détriment de sols naturels, forestiers ou agricoles.

Plusieurs des travaux analysés se sont intéressés à l'extension urbaine. Ils mettent généralement en avant une augmentation plus forte des besoins de mobilités et en conséquence des émissions et concentrations de polluants, et in fine des impacts sur la qualité de l'air.

Peu de travaux ont considéré en plus l'exposition des populations. Certains de ces travaux concluent que l'extension urbaine (à faible densité) pourrait être favorable, car elle contribue à augmenter le nombre de personnes dans des zones de plus faible niveau de pollution, tandis que d'autres mesurent une augmentation globale des impacts négatifs (les populations favorisées par de moindres niveaux de pollution ne compensant pas les populations des zones les plus denses, qui voient au contraire

leur situation se détériorer, par une contribution globale à la pollution croissante). La quantification des impacts par les seules émissions irait également dans ce sens d'un bilan défavorable.

De même certains travaux montrent qu'une moindre densité urbaine favoriserait la qualité de l'air par une meilleure dispersion, moindre augmentation de la température, etc. Cependant ces effets sont certainement mineurs par rapport à l'effet lié à l'augmentation d'émission, à échelle de l'agglomération.

Il semble donc très probable que l'extension urbaine, même et surtout à faible densité, se traduise par une aggravation de la pollution de l'air au moins aussi importante que celle qui serait liée à la densification sans extension, et plus importante si l'on considère qu'elle accroît significativement les distances parcourues.

3.3.6. Forme d'artificialisation ou de développement urbain

Différents modes de développement urbain (notamment l'artificialisation de nouvelles superficies) peuvent sans doute conduire à aggraver ou au contraire à minimiser les impacts sur la pollution de l'air. Cependant ces aspects sont peu étudiés dans la littérature analysée dans ce cadre.

3.3.6.1. Ville compacte, dense ou étalée

Les travaux qui s'intéressent plus particulièrement aux transports et mobilités, et/ou à la consommation d'énergie de la ville prônent des organisations urbaines compactes, multipolaires, tandis que l'étalement urbain conduit à une dérive des mobilités et consommations énergétiques, à une plus grande dépendance au transport individuel, et inversement à une plus grande difficulté d'organiser et desservir la ville (transports en commun, réseaux divers). Certains travaux prônent également une densification des zones déjà denses plutôt qu'une densification périurbaine.

Les travaux portant sur la pollution de l'air et la ville, en raison de la complexité des phénomènes, n'ont pas jusqu'ici analysé l'impact de configurations détaillées de la ville. On peut cependant considérer que :

- la densification d'un centre urbain (ou la densification des zones de plus fortes densités), sans extension géographique de la ville (ou scénario de non artificialisation) conduit à optimiser les fonctions de la ville et notamment l'accessibilité (hormis une éventuelle aggravation de la congestion du trafic mais qui n'est qu'un phénomène relativement mineur en regard des possibilités d'optimisation des transports collectifs et de promotion d'autres modes doux), mais elle se traduit également par une aggravation des impacts (augmentation contenue des émissions anthropiques, augmentation locale même faible des concentrations), et augmentation du nombre des personnes exposées dans les zones denses,
- une extension à faible densité (de type périurbain actuel, ou étalement urbain) se traduit par une dégradation des mobilités (augmentation des distances, dépendance à l'automobile, multi motorisation), et par des effets de pollution de l'air globalement aggravants,
- une extension à plus forte densité (sous forme de quartiers relativement denses et autonomes par exemple) ou un développement multipolaire (autour de plusieurs centres mais sans étalement) semble devoir permettre une optimisation de l'organisation de la ville et de l'accessibilité, tout en contenant l'augmentation des distances parcourues. C'est une organisation qui minimiserait ainsi l'impact en pollution de l'air, par la limitation des émissions de polluants primaires. Dès lors que les populations seraient mieux réparties dans des zones de moindres niveaux de pollution, on pourrait considérer qu'une telle organisation minimiserait les effets négatifs de l'extension / artificialisation sur la santé.
- Dans le même esprit, il est vraisemblable qu'une homogénéisation de la ville (densité moyenne, répartition géographique des services, etc.), plutôt qu'une spécialisation des quartiers (commerces, etc.), minimiserait également les effets liés à la pollution de l'air,
- De même il est également vraisemblable qu'un développement sous forme de villes moyennes relativement autonomes (en services, commerces, etc.), plutôt que sous la forme de grandes agglomérations très centralisées, constituerait une alternative plutôt favorable pour la qualité de l'air et la santé.

3.3.6.2. Infrastructures et mobilités urbaines

Les infrastructures en milieu urbain sont implicitement prises en compte dans ce qui précède, comme partie intrinsèque de la ville. Dans les travaux analysés, on ne les identifie pas spécifiquement comme élément susceptible d'influencer la pollution de l'air, ni même - d'ailleurs et paradoxalement - les mobilités (choix des modes de transports), et ceci en raison du caractère relativement macroscopique des analyses, visant d'abord à identifier des relations entre urbanisation et pollution. On notera cependant qu'un développement urbain (ou extension) qui privilégierait de manière très forte les modes doux ou actifs (zones piétonnes, pistes cyclables) et les transports publics, et qui minimiserait les consommations énergétiques (éco-quartier) induirait sans doute une augmentation beaucoup plus limitée des émissions locales de polluants (trafic, chauffage, énergie), et pourrait de ce fait contribuer à engendrer des zones de moindre pollution (de proximité en particulier) et préservant le cadre de vie.

3.3.6.3. Végétalisation, nature en ville

La végétalisation des villes est l'objet d'une controverse en raison de la mise en évidence d'effets pervers liés aux émissions biogéniques de COV par les arbres, qui peuvent contribuer à l'augmentation des concentrations d'ozone et de particules, lors des épisodes de fortes chaleurs. Mais cependant les différents travaux analysés ici montrent un effet globalement positif, d'absorption nette de polluants, notamment PM10, O_3, et NO_2, aux échelles très locales (parcs arborés, ville), ou même à échelle quasi-régionale pour l'ozone. Cet effet reste cependant faible (moins de 1 à quelques pourcents selon les polluants sur une agglomération actuelle) en regard des émissions anthropiques, et ne constitue donc pas un moyen de remédiation.

Le développement de parcs, zones arborées ou végétalisées et la promotion de la nature en ville apparaissent donc comme des options intéressantes pour la qualité de l'air, hormis le fait qu'ils peuvent conduire à un développement urbain de plus faible densité, et induire en conséquences des éloignements des centres et augmentations des distances parcourues et émissions anthropiques correspondantes. Ils favorisent également les modes doux et actifs, ainsi qu'un cadre de vie plus agréable, et ainsi des bénéfices indirects pour la santé. Pertinence d'assimiler sans distinction les espaces végétalisés dans le tissu urbain aux zones artificialisées ? Comme évoqué précédemment, les espaces végétalisés doivent apporter des bénéfices sur la qualité de l'air en ville. Cependant, compte tenu de leur superficie réduite, de leur dissémination dans l'espace urbain, de leur caractère artificiel (plantation a posteriori, sélection d'espèces, etc.), de la prédominance et de l'influence des bâtiments, infrastructures, du trafic, etc. et de leur très grande dépendance à l'environnement artificialisé qui les entoure, ces espaces végétalisés restent fondamentalement artificiels.

La pollution de l'air se développant largement hors des zones urbanisées, même les parcs boisés urbains de grande superficie sont affectés, et ainsi on doit certainement les assimiler également aux zones urbanisées / artificialisées.

NB : sur cette question précise, il resterait à définir des caractéristiques (taille, distance aux zones artificialisées voisines, etc.) qui permettraient de considérer qu'une superficie naturelle le reste ou peut être considérée comme ne subissant pas l'influence des zones artificialisées.

3.3.6.4. Morphologie, configurations de quartiers

Les quelques travaux analysés dans ce cadre et notamment ceux basés sur la modélisation indiquent la dépendance de la pollution de l'air à la morphologie urbaine et à la configuration de quartiers, sans toutefois en permettre une analyse détaillée ici : les hauteurs de bâtiments, leur hétérogénéité, l'orientation des rues et des bâtiments par rapport aux vents dominants, leurs dimensions (largeur, hauteur), symétrie, continuité ou non (rue canyon), etc. sont autant de paramètres qui peuvent favoriser le transport horizontal et vertical des polluants émis, ou leur accumulation, etc..

Ces aspects sont bien décrits dans la littérature scientifique spécialisée et mériteraient un complément d'investigation pour permettre d'identifier des configurations optimales. Il est cependant vraisemblable que les effets positifs attendus soient très locaux et de faible ampleur.

3.3.6.5. Le type d'artificialisation (et notamment l'imperméabilisation), le mitage, la fragmentation des espaces, la distribution spatiale de l'artificialisation des sols, ont ils un impact en terme de pollution de l'air ?

Les travaux analysés n'apportent pas d'éléments précis de réponse à cette question. On peut cependant avancer que :

- l'imperméabilisation des sols n'influence sans doute pas ou très marginalement la pollution de l'air (hormis son transfert dans les eaux et sols),
- le mitage, la fragmentation des espaces (urbains) contribuent à une moindre optimisation de la ville et des mobilités et qu'en conséquence ils ont un impact négatif sur la qualité de l'air,
- comme évoqué plus haut, il est vraisemblable qu'une distribution spatiale urbaine optimale puisse être recherchée, qui optimiserait la localisation et configuration des bâtiments et en conséquence minimiserait les consommations énergétiques et les distances (les émissions de polluants du trafic) tout en préservant l'accessibilité, et qui optimiserait la localisation des personnes dans les zones de moindre pollution.

Ces aspects restent à approfondir.

3.3.6.6. Scénarios de non-artificialisation

Cette question a été discutée ci-dessus (section 3.3.6.1, Ville compacte, dense ou étalée), lorsque le développement urbain se réalise par la seule densification, sans extension, qui conduit globalement à une augmentation (contenue en regard de celle résultant de l'étalement urbain) des impacts (augmentation des émissions, concentrations), mais également d'une probable aggravation des effets sanitaires liée à l'augmentation du nombre de personnes exposées à ces niveaux plus élevés de concentrations.

Selon leur localisation, l'extension sur des surfaces antérieurement artificialisées (friches industrielles, etc.) peut correspondre à un scénario d'étalement urbain / périurbain, ou à un réaménagement de centre. Les travaux analysés ici ne relatent pas d'expérience de ce type. Une étude au cas par cas serait sans doute nécessaire.

3.3.7. Autres aspects

Différents aspects complémentaires peuvent être considérés en lien avec l'artificialisation des sols, mais qui n'ont pas été l'objet d'analyses spécifiques dans ce cadre. Nous les évoquons brièvement ci- après.

3.3.7.1. Matériaux, équipements

A échelle très microscopique les matériaux mis en œuvre, les écrans / barrières et équipements peuvent tempérer ou influencer les effets de la pollution de l'air. La littérature sur ces aspects n'a pas été analysée.

On notera seulement que équipements locaux concourant à diminuer les effets de la pollution n'ont qu'une influence très localisée et concernent plutôt la réduction de la pollution de proximité. Les matériaux absorbants n'ont probablement qu'un impact très limité en atmosphère ouverte.

Les matériaux extérieurs (peintures, réflexion, etc.) ont été l'objet de travaux plutôt en lien avec les problématiques thermiques, énergétiques et climatiques. Cependant leurs caractéristiques dans ces domaines peut concourir à influence la température urbaine et par conséquent la diffusion des polluants et les mécanismes de production de polluants secondaires.

3.3.7.2. Pollution intérieure et transferts de pollution

La pollution intérieure et les transferts de pollution « extérieur - intérieur » constituent un volet important de la pollution atmosphérique. Ils sont principalement liés à l'utilisation de matériaux et systèmes de cuissons, etc. moins émissifs dans les locaux, et à la mise en œuvre de système de ventilation / filtration appropriés. Bien que ces volets mériteraient également des investigations complémentaires, on peut considérer qu'ils dépassent le cadre de l'analyse des effets de l'artificialisation des sols sur la qualité de l'air.

3.3.7.3. Cas particulier des infrastructures (routières, ferroviaires) non urbaines

Comme évoqué plus haut, les infrastructures urbaines sont implicitement prises en compte dans ce qui précède, comme partie intrinsèque de la ville. Cependant, on doit considérer que le développement urbain peut nécessiter la construction de nouvelles infrastructures non urbaines (ou de l'extension / élargissement d'infrastructures existantes), routières, ferroviaires, aéroportuaires, etc., impliquant le cas échéant l'artificialisation de sols en zones rurales.

On notera que ce cas particulier de l'artificialisation en zone non urbaine sort du cadre strict du cahier des charges de l'expertise (*cf.* section 3.1.1).

Ces infrastructures non urbaines et leurs usages génèrent bien évidemment des nuisances environnementales et notamment des émissions de polluants atmosphériques qui contribuent à une pollution au voisinage proche ou plus lointain. Sans prétendre à une analyse approfondie, on notera que :

- ces émissions sont bien inférieures à celles enregistrées sur une zone urbaine (au prorata des volumes de trafic et de leur répartition sur les superficies concernées,
- que leur résorption par le vent, la diffusion, etc. est plus efficace,
- que très peu de population est concernée.

La littérature sur ce sujet semble assez limitée (comparativement à celle sur la pollution urbaine due au trafic), mais Majra (Majra, 2011) note que l'essentiel de la pollution en milieu rural provient de l'agriculture et des émissions naturelles (ou accidentelles) et n'évoque pas les infrastructures de transport.

3.3.8. Leviers de remédiation, mécanismes de compensation

Hormis les considérations précédentes concernant :

- une meilleure organisation spatiale de la ville et à des configurations favorables des bâtiments, quartiers, rues, etc., minimisant les distances, les émissions anthropiques, favorisant les écoulements d'air et la réduction de la pollution, et optimisant l'exposition des personnes aux moindres niveaux de pollution,
- ainsi que les options en faveur du développement d'éco-quartiers et de modes de transports doux, actifs, collectifs, qui contribueraient à créer des zones de moindre pollution, il ne se dégage pas des travaux analysés de piste de remédiation aux impacts en pollution de l'air, ni de proposition de mécanismes de compensation. Il conviendrait de rechercher de la littérature spécifique sur ces aspects.

3.4. Elements conclusifs, connaissances scientifiques et leviers d'action

3.4.1. Synthèse brève

Pour récapituler très brièvement cette analyse, on peut retenir les points suivants :

- A contexte actuel, le développement urbain induit une aggravation de la pollution de l'air par une augmentation de l'activité, des émissions anthropiques et des concentrations de polluants, du nombre de personnes exposées,

- Ces effets sont susceptibles de décroître avec l'avènement de technologies plus propres, des réglementations de limitation des émissions et de suivi des concentrations, mais sans présumer de l'émergence de nouvelles substances polluantes, de l'évolution des usages, d'une sensibilité accrue des populations

- Les paramètres prépondérants sont l'augmentation de l'émission anthropique, du nombre de personnes exposées, l'extension urbaine et l'augmentation des mobilités, tandis que la modification de l'occupation des sols et des paramètres météorologiques locaux, et la réduction des émissions naturelles sont des paramètres de moindre importance.

- Les impacts liés à la pollution de l'air sont multiples (santé, faune, flore, bâtiments, cadre de vie, eau, sols, climat). Ils touchent les zones urbanisées ou artificialisées mais s'étendent aussi en dehors de ces zones, ils sont de moyen à long terme. Il est difficile d'en apprécier la réversibilité, l'effet marginal de l'effet global,

- L'extension urbaine, même et surtout à faible densité, doit se traduire par une aggravation de la pollution de l'air au moins aussi importante que celle qui serait liée à la densification sans extension, et plus importante si l'on considère qu'elle accroît significativement les distances parcourues et la dépendance à l'automobile.

- La densification d'un centre urbain optimise la ville et l'accessibilité mais aggrave l'exposition des personnes aux niveaux élevés de pollution ; l'extension à faible densité aggrave globalement les effets ; une extension à plus forte densité ou une organisation multipolaire ou plus homogène de la ville pourraient permettre d'optimiser l'organisation, de contenir l'augmentation des émissions anthropiques et de limiter les populations exposées aux plus fortes concentrations. Le choix des modes de transports (doux, actifs, collectifs) et la création d'éco quartiers contribueraient certainement à limiter les effets négatifs de l'extension urbaine et à générer des zones de moindre pollution.

- La végétalisation urbaine contribue globalement à diminuer la pollution de l'air, même si cet effet reste assez faible, et favorise également les modes doux et actifs ainsi que le cadre de vie.

- La morphologie urbaine et la configuration des quartiers peuvent également contribuer à réduire la pollution de l'air (diminution de la température, meilleure ventilation), même si le potentiel est probablement assez limité.

3.4.2. Etat des lieux des connaissances scientifiques et leviers d'action

Comme on l'aura noté à la lecture des chapitres précédents, de nombreux aspects restent cependant assez peu documentés, et notamment pour les raisons principales suivantes :

- manque de littérature scientifique, et/ou nécessité d'approfondissement sur certains aspects pour lesquels la littérature scientifique existe certainement, mais reste à identifier et à analyser ; ce sont notamment certains aspects détaillés des interactions et phénomènes complexes de la pollution atmosphérique,

- manque d'éléments de quantification et notamment d'ordre de grandeur liés aux différents mécanismes impliqués, et qui permettraient de dépasser la complexité des la pollution atmosphérique pour ne retenir que les phénomènes prédominants et leurs effets,

- manque de travaux permettant d'appréhender plus globalement, mais de manière assez exhaustive les différents effets de la pollution de l'air (on aura noté le caractère toujours limité des travaux, quelques polluants, pas de prise en compte de l'exposition, des effets, etc.),

- manque de travaux de synthèse qui permettraient une meilleure appréhension de l'ensemble des mécanismes et de tirer parti des nombreuses expériences, simulations, études de cas, scénarios, etc., et notamment des travaux visant à analyser les liens entre urbanisation et ses différentes formes et pollution de l'air.

Il serait en conséquence souhaitable de :

- prolonger ce travail de décryptage de la problématique et d'identification et d'analyse des travaux scientifiques appropriés, notamment sur les aspects les moins documentés identifiés dans ce cadre.

- développer des simulations spécifiques sur des études de cas françaises : identification d'agglomérations à enjeu de pollution et d'agglomérations dans des contextes types afin d'élargir les analyses ; identification et mise en œuvre des outils les plus appropriés pour couvrir l'évaluation depuis le développement urbain jusqu'aux impacts en pollution de l'air, y compris l'analyse de l'exposition des personnes, voire même l'extrapolation aux impacts sanitaires.

- analyser ou développer des travaux sur l'exposition des personnes tout au long de la journée et notamment en intérieur, dans les transports, etc.

- analyser ou développer des travaux sur la pollution intérieure et les transferts de pollution extérieur - intérieur, qui peuvent constituer des aspects importants en lien avec l'urbanisation et la création de quartiers nouveaux.
- Développer des travaux, simulation de scénarios, etc. pour quantifier l'impact potentiel sur le pollution de l'air et l'exposition, d'organisations optimisées de la ville, de la création d'éco- quartiers privilégiant les modes de transports doux, actifs et collectifs, et analysant également les configurations optimales de quartiers, bâtiments, et le recours à la végétalisation.

4. Acoustique

Auteur : Benoit Gauvreau

4.1. Avant-propos

L'environnement sonore est fortement lié aux activités anthropiques (transports, industries, activités professionnelles et commerciales, loisirs, etc.) et toute entreprise d'artificialisation du sol engendre donc une modification sensible (pour l'homme et – plus globalement – pour l'ensemble du monde vivant) du « bain acoustique » dans lequel nous vivons.

Afin de faciliter l'analyse de cette « ambiance » sonore (caractérisation expérimentale, prévisions numériques), il est d'usage en acoustique environnementale de distinguer plusieurs maillons de la « chaîne sonore », *i.e.* de l'émission à la réception et la perception, en passant par la propagation (Figure 20). Par ailleurs, on rappelle ci-dessous quelques notions relatives à la problématique de l'environnement sonore.

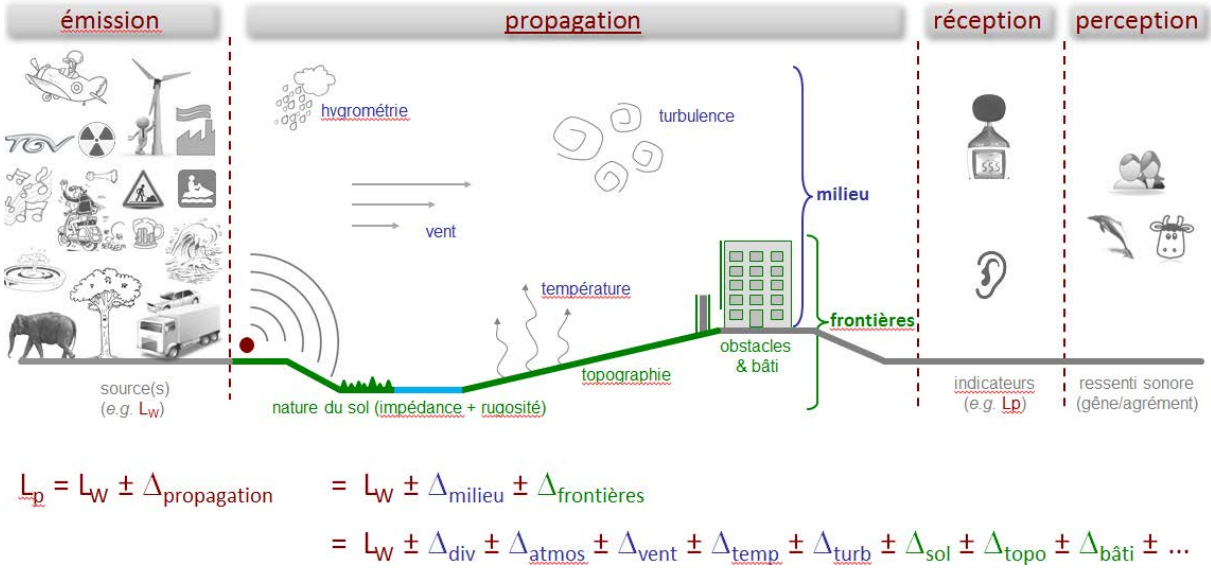


Figure 20. Illustration de la "chaîne sonore", de l'émission à la réception et la perception, en passant par la propagation

4.1.1. Contexte sociétal, sanitaire, normatif et réglementaire

Le bruit constitue aujourd'hui un problème sociétal majeur, dont l'impact sur la santé est avéré (atteinte aux facultés auditives, développement de problèmes cardio-vasculaires, de stress, d'insomnies, etc.), en particulier en zones urbaines et péri-urbaines où les sources de bruit sont nombreuses et variées. Cet impact sanitaire présente un coût non négligeable pour la société, aujourd'hui quantifié et estimé à plus de 1 million de DALYs[1] à partir de 5 cibles dont le sommeil, les ischémies cadriaques et les troubles de l'apprentissage[2].

[1] Le DALY (*Disease Adjusted Life Year* ou Année de Vie Corrigée du facteur d'Invalidité, AVCI) est une mesure de déficit (ou de lacune) de santé qui estime la charge globale d'une maladie en rapprochant les années de vie potentielle perdues (par suite d'un décès prématuré dû à la maladie) et les années de vie productive perdues (du fait de l'incapacité résultant de la maladie).

[2] Le lecteur pourra se reporter à l'ouvrage récent "Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe" (2011) de l'OMS, disponible en téléchargement : http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/136466/e94888.pdf

En 2000, au travers d'une étude portant sur l'état de santé de la population, l'institut de sondage IPSOS[3] a mis en évidence que le bruit était la nuisance la plus citée par les ménages français (30% de la population interrogée), à égalité avec la pollution de l'air (29% des sondés). Une étude suivante de l'INSEE[4] parue en octobre 2002 indique que, dans les agglomérations de plus de 50 000 habitants, les habitants placent le bruit devant l'insécurité quand il s'agit de hiérarchiser les problèmes locaux les plus préoccupants. Les opinions sur les problèmes environnementaux ont certes pu évoluer ces dernières années, mais le bruit n'en reste pas moins une des principales inquiétudes des Français résidant en zones urbaines, comme en témoigne les derniers sondages TNS-SOFRES[5] et IPSOS[6], ainsi que l'édition 2014 du rapport sur l'environnement[7]. En milieu urbain, la circulation est très fréquemment citée comme source principale de bruit, que ce soit dans l'habitat individuel ou collectif. Son traitement représentait en 2007 une dépense publique évaluée à 788 millions d'euros (uniquement pour le bruit des transports : remplacement des silencieux des pots d'échappement, murs anti-bruits, recensement et résorption des points noirs « bruit ») et 833 millions d'euros pour les dépenses liées à l'isolation des bâtiments, soit un total d'environ 1,7 milliard (+6% par an de 2000 à 2007). Par ailleurs, un récent rapport ANSES[8] (rendu public en mars 2017) aborde les possibles effets sanitaires des basses fréquences et infrasons issus des nouvelles sources d'énergie (*e.g.* bruit éolien).

Afin de faire face à ces enjeux et d'apporter des solutions aux problèmes identifiés, une législation nationale a été mise en place depuis plusieurs années afin de réglementer les nuisances sonores. La loi "Bruit" n°92-1444 du 31 décembre 1992 relative à la lutte contre le bruit[9] incite ainsi à prévenir, réduire et limiter l'émission et la propagation de bruits susceptibles de nuire à la santé des riverains. En matière de bruit des transports terrestres, l'article L.571-9 du code de l'environnement impose par exemple la prise en compte du bruit dans tout projet neuf ou de transformation significative d'infrastructures routières ou ferroviaires. Au niveau européen, la directive[10] 2002/49/CE sur l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement insiste, d'une part, sur la nécessité d'informer les riverains sur les risques et les effets du bruit dans l'environnement, et, d'autre part, sur l'adoption de plans d'action en matière de prévention et de réduction du bruit. Cette directive impose notamment aux grandes agglomérations et aux gestionnaires des grandes infrastructures de transport (route et ferroviaire), de produire des cartes de bruit et tend également à harmoniser les méthodes de calcul et de mesure au sein de la communauté européenne.

Enfin, en termes de valorisation et de normalisation à l'échelle nationale (AFNOR), les activités de recherche en acoustique environnementale alimentent les commissions S30J « Bruit dans l'environnement » et S30M « Acoustique des milieux extérieurs ».

4.1.2. Dispersion, variabilité et incertitudes

En pratique, les différents phénomènes présentés sur la figure 20 existent et interagissent, ce qui conduit à des conditions de propagation complexes, ainsi qu'à une très large *dispersion* des niveaux sonores rencontrés *in situ*, tous paramètres identiques par ailleurs (topographie, nature et rugosité de sol, géométrie source-récepteur, *etc.*). En outre, ces derniers paramètres influents sur la propagation acoustique (*e.g.* bâti, obstacles, etc.) tendent à avoir également un effet sur les champs micrométéorologiques, et donc par suite un effet *indirect* sur le champ sonore.

Enfin, en matière de dispersion des *observables* influentes – et *in fine* de dispersion des indicateurs acoustiques –, il convient de garder à l'esprit que s'ajoutent aux effets de la variabilité aléatoire des phénomènes physiques les *incertitudes méthodologiques et métrologiques* associées à la *mesure* de chacune de ces observables. Ces incertitudes expérimentales concernent à la fois les observables liées aux frontières du domaine de propagation (*e.g.* impédance acoustique de sol) et celles liées au milieu de propagation (*e.g.* conditions atmosphériques).

L'enjeu est de pouvoir aboutir à une connaissance quasi-exhaustive et à une description satisfaisante de l'ensemble de ces phénomènes physiques, que ce soit en contexte urbain ou péri-urbain. Cette connaissance peut être alimentée de manière théorique ou empirique, notamment grâce à des mesures *in situ* pour caractériser expérimentalement les paramètres influents. Ces mesures servent également à valider les prévisions numériques. L'ensemble des travaux de recherche en ce domaine nécessite donc d'utiliser des bases de données expérimentales et numériques de référence, afin d'identifier les phénomènes mis en jeu, de conduire des analyses statistiques spatio-temporelles et de valider les modèles numériques afférents.

---

[3] Source IPSOS 2000 : http://www.ipsos.fr/CanalIpsos/articles/539.asp
[4] Source INSEE 2002 : http://www.insee.fr/fr/ffc/docs_ffc/IP885.pdf
[5] Source TNS-SOFRES 2010 : http://www.tns-sofres.com/_assets/files/2010.06.29-nuisances-sonores.pdf
[6] Source IFOP 2014 : http://www.ifop.com/media/poll/2799-1-study_file.pdf
[7] Source 2014 : Ministère en charge de l'écologie et du développement durable : http://www.developpement-durable.gouv.fr/-L-environnement-en-France-.html
[8] https://www.anses.fr/fr/system/files/AP2013SA0115Ra.pdf
[9] Source : Ministère en charge de l'écologie et du développement durable. Loi codifiée aux articles L.571.1 à L.571.26 : http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Loi_bruit_MAJ.pdf
[10] Source : Journal officiel de l'Union européenne : http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32002L0049:FR:HTML

4.1.3. Enjeux en regard de l'artificialisation des sols

Ainsi, l'artificialisation d'un sol (en particulier l'urbanisation) procède d'abord d'une volonté d'en modifier son usage, et *de facto* de faire évoluer les sources sonores en présence, volontairement ou non. Cette question des usages et de l'évolution des sources sonores (*émission*) est traitée dans la section 4.2. La section 4.3 s'attache davantage aux effets de l'artificialisation des sols sur la *propagation* sonore, et en particulier à ses effets *directs*, *i.e.* modification des conditions des frontières du milieu de propagation (nature et rugosité/morphologie du sol), à différentes échelles (rue/quartier/ville/agglomération/territoire). Les effets *indirects* de l'artificialisation du sol sur l'environnement sonore, *i.e.* influence des conditions du milieu de propagation *via* la modification des champs micrométéorologiques sont abordés à la section 4.4. La section 4.5 aborde d'autres champs d'intérêt connexes pour la problématique étudiée, *i.e.* les perceptions croisées, l'approche participative et la bioacoustique. La section 4.6. présente une synthèse de l'ensemble de ces travaux, très abondants tant sur les aspects expérimentaux (mesures *in-situ*) que théoriques et numériques (prévisions).

4.2. Usages et sources sonores

Du point de vue de l'émission, notre environnement sonore quotidien est constitué d'une multitude de sources sonores en présence, qu'elles soient d'origine anthropique (activités humaines, transports terrestres et aériens, industries, loisirs, etc.), animale ("biophonie", e.g. chant des oiseaux et des baleines) ou naturelle ("géophonie", e.g. bruit du vent dans les arbres et des vagues sur la grève). En outre, chacune de ces sources est souvent en mouvement, directionnelle, multi-chromatique, multi-pôlaire, non stationnaire, étendue dans l'espace (*i.e.* non ponctuelle) et avec un spectre et une amplitude non stationnaires dans le temps.

Il subsiste un fort enjeu concernant la caractérisation des sources sonores (*émission*), notamment en milieu urbain où elles sont multiples et où elles interagissent. Dans ce domaine particulier de recherche, les travaux portent sur la caractérisation des sources : amplitude, directivité, stationnarité, spectre fréquentiel, signature temporelle, etc. Là encore, les différents laboratoires impliqués dans ces domaines de recherche travaillent sur cette thématique en étroite collaboration : imagerie par antennerie, reconnaissance et identification des sources, traitement du signal, etc. Ainsi, d'un point de vue acoustique, toute modification d'usage entraîne une modification des sources sonores en présence et donc de l'environnement sonore.

4.2.1. Sources sonores en milieu naturel (géophonie, biophonie)

Il convient de mentionner ici la possible *génération* du son par le tissu végétal en présence de *vent*. Cette émission acoustique d'origine naturelle et aérodynamique ("géophonie") peut advenir soit *via* le feuillage (par frottement des feuilles, voire des branches, entre elles), soit *via* la turbulence induite par les branches et par les troncs (Bolin, 2009 ; Ecotière, 2012 ; Fégeant, 1999a ; 1999b ; Hart et Wilson, 2015 ; Heutschi *et al.*, 2014 ; Raspet et Webster, 2015; Raspet *et al.*, 2006 ; van den Berg, 2006), voire par la pluie (Miller, 1978). Pour les mesures acoustiques *in situ* en telles conditions ventées, le bruit produit par le feuillage et par le vent turbulent en milieu forestier (ou urbain) peut parfois entrainer des difficultés à distinguer celui provenant de(s) source(s) à l'étude. Dans certains cas, en particulier pour les études d'impact d'infrastructures soumises à la réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE)[11] qui imposent d'estimer l'émergence de la source sonore à l'étude (une centrale nucléaire, un parc éolien…), le bruit naturel ("géophonie") et/ou le bruit de turbulence aérodynamique en milieu bâti peut alors conduire à un rapport Signal/Bruit trop faible pour pouvoir conduire toute analyse.

4.2.2. Sources sonores en milieu anthropisé (transports, industries, activités, énergies, loisirs)

Dès lors que des activités anthropiques apparaissent (transports, industries, loisirs, etc.), les sources sonores s'en trouvent donc modifiées en même temps que le sol est « artificialisé », *e.g.* la création d'une voie autoroutière en milieu naturel. Le présent document s'attache donc davantage à étudier l'effet de l'artificialisation des sols sur la *propagation* acoustique (sections 4.3 et 4.4). A titre d'exemples, le présent document expose quelques travaux de recherche sur certaines sources sonores anthropogéniques, *i.e.* les transports (*e.g.* route, fer, avion, industries) et les énergies (*e.g.* éolien).

En ce qui concerne les sources sonores d'origine routière, l'aspect *dynamique* doit être considéré afin de prendre en compte leur évolution dans le temps (Can *et al.*, 2010a ; Can *et al.*, 2008 ; Can *et al.*, 2010b ; Chow *et al.*, 2015; Dutilleux et Picaut, 2011). De ces caractéristiques individuelles (déjà complexes) et de la combinaison de toutes ces sources sonores résulte un

[11] Pour les ICPE dont l'arrêté d'autorisation intervient postérieurement au 1er juillet 2007, voir l'arrêté du 23 janvier 1997 relatif à la limitation des bruits émis dans l'environnement par les installations classées pour la protection de l'environnement : http://www.legifrance.gouv.fr/jo_pdf.do?cidTexte=JORFTEXT000000748064
Pour les ICPE dont l'arrêté d'autorisation intervient antérieurement au 1er juillet 2007, voir l'arrêté du 20 août 1985 relatif aux bruits aériens émis dans l'environnement par les installations classées pour la protection de l'environnement : http://www.legifrance.gouv.fr/jo_pdf.do?cidTexte=JORFTEXT000000657976

champ acoustique particulièrement riche et composite, en particulier en milieu urbain. La décomposition de chacune de ces sources sonores en sources ponctuelles équivalentes constitue parfois – voire souvent – une forte approximation. De plus, cela suppose de pouvoir les identifier et les séparer *ex-ante*, ce qui n'est pas toujours aisé en pratique. Les sources sonores d'origine routière (véhicules légers, utilitaires, poids lourds, deux-roues, trois-roues...) et ferroviaires (trains, tramways) sont donc – à elles seules – très complexes à caractériser expérimentalement, *e.g.* via la technique d'imagerie acoustique par antennerie (Pallas *et al.*, 2014; Pallas *et al.*, 2011) et *a fortiori* délicates à modéliser numériquement (Dubois *et al.*, 2012). Sur ce point, les modèles doivent sans cesse évoluer pour s'adapter aux nouvelles technologies : revêtements innovants, pneus de nouvelle génération, véhicules électriques, signaux d'alarme... (Cong *et al.*, 2013 ; Vazquez *et al.*, 2016). Les sources sonores de transport terrestres incluent également le trafic ferroviaire, *i.e.* trains, tramways, métro sur rails... (Letourneaux *et al.*, 2008), le cas du métro sur pneus (parisien par exemple) présentant des caractéristiques particulières (Fillol et Poisson, 2014).

Concernant les parcs de production d'énergie éolienne sur terre (onshore) ou en mer (offshore), à propos de la seule émission sonore des pâles en mouvement (i.e. sans le bruit du rotor), les processus physiques mis en jeu sont encore mal connus et surtout très délicats à modéliser. Le bruit des éoliennes modernes est généralement dominé par les sources de bruit d'origine aérodynamique : bruit d'impact de turbulence, bruit de bord de fuite et bruit de décrochage (Oerlemans et Schepers, 2009; Oerlemans *et al.*, 2007). Le décrochage est une source de bruit basse fréquence très intense (Moreau et Roger, 2009 ; Roger et Moreau, 2005 ; Roger *et al.*, 2013). Dans le cas des éoliennes, le décrochage peut se produire lorsqu'un fort gradient de vent est présent, ou lorsqu'il y a un fort décalage entre la direction du vent et le plan du rotor. Le décrochage dynamique est assez bien compris d'un point de vue aérodynamique (Lee et Gerontakos, 2004 ; Mulleners et Raffel, 2013) mais le phénomène de modulation d'amplitude est encore mal connu (Lee *et al.*, 2011). La prise en compte de la source dans les modèles de propagation est donc complexe, car les éoliennes sont des sources étendues, mobiles et de directivité complexe (Heutschi *et al.*, 2014 ; Lee, 2013 ; Pieren *et al.*, 2014 ; Tian et Cotté, 2016). Dans un souci de simplicité, il est courant dans la littérature d'assimiler l'éolienne à une source ponctuelle (à grande distance), mais cette approximation peut générer des erreurs importantes (Ecotière, 2015).

Dès lors que l'on souhaite caractériser – expérimentalement ou numériquement – une situation sonore, il convient donc de bien définir la source étudiée et de s'assurer qu'elle est quantifiée isolément, ou sinon largement émergente (en termes de niveaux spectraux, par rapport aux autres sources sonores en présence) à un point récepteur, *i.e.* à un microphone ou aux oreilles d'un usager (*réception*). Ainsi, pour chaque étude acoustique doit être mentionnée la source sonore à laquelle elle fait référence… sauf à aborder la problématique de manière complètement différente, *i.e.* de manière holistique, exposée *infra*.

4.2.3. Approche holistique de l'environnement sonore

D'un point de vue plus global et suivant une approche plus holistique, de nombreux travaux de recherche s'attache à caractériser voire à classifier les « ambiances sonores urbaines » dans leur ensemble, *i.e.* en considérant toutes les sources sonores en présence, naturelles ou non. En ce domaine, il est d'usage de citer les travaux du fameux compositeur, théoricien et écologiste canadien M. Schafer dans les années 1970, qui fût l'un des premiers – le pionnier ! – à tenter de décoder ce "bain acoustique" en introduisant le néologisme "paysage sonore" (*soundscape*) dans son ouvrage de référence (Schafer, 1977; 1979; 1993).

Cette approche est donc moins analytique et plus « intégrative » ; en outre, elle est intrinsèquement interdisciplinaire (Davies *et al.*, 2013). Elle fait appel à des méthodes statistiques et de traitement de signal avancées, que ce soit pour la classification, l'identification, la caractérisation et la modélisation de l'environnement sonore urbain. A ce sujet et à titre d'exemple, on peut citer quelques publications (Aletta *et al.*, 2016 ; Aumond *et al.*, 2017; Axelsson *et al.*, 2010 ; Berglund *et al.*, 2002 ; Botteldooren *et al.*, 2011 ; Brocolini *et al.*, 2013 ; Brown *et al.*, 2011 ; Defreville *et al.*, 2007 ; Delaitre *et al.*, 2010 ; Guastavino, 2006 ; Lavandier, 2012 ; Lavandier et Defreville, 2006 ; Raimbault et Dubois, 2005 ; Raimbault *et al.*, 2003), ainsi que des ouvrages de référence sur l'environnement sonore urbain (Kang, 2007 ; Kang et Schulte-Fortkamp, 2015) et sur les indicateurs acoustiques à disposition pour le faire (Can, 2015 ; Can et Gauvreau, 2015; Can *et al.*, 2015b ; Fastl et Zwicker, 2007).

Enfin, mentionnons ici une publication faisant explicitement référence à la modification des sources sonores en présence en milieu urbain, due à l'artificialisation/anthropisation des sols (Sandstrom *et al.*, 2006).

4.3. Effets *directs* de l'artificialisation des sols sur la propagation sonore (*effets de frontières*)

La propagation acoustique en milieu extérieur est un domaine qui suscite beaucoup de recherches au niveau international. Malgré les progrès notables qui ont été réalisés ces dernières années, de nombreux aspects ne sont pas encore maîtrisés, aussi bien au niveau de la compréhension des phénomènes physiques mis en jeu, qu'au niveau de la caractérisation expérimentale et de la modélisation numérique de ces phénomènes propagatifs.

La propagation du son peut être sensiblement influencée par les effets micrométéorologiques (réfraction par les champs moyens de vent et de température, diffusion par la turbulence atmosphérique, etc.) ainsi que par les effets de sol (réflexion,

transmission et absorption par les frontières du milieu caractérisées par leur impédance, topographie, etc., *cf. infra*). À ces phénomènes physiques (plutôt rencontrés en milieu péri-urbain) doivent être ajoutés les effets des frontières du milieu de propagation en milieu urbain (ou densément bâti) : influence de la morphologie urbaine, des obstacles, des bâtiments et de l'encombrement, effets micrométéorologiques particuliers (turbulence locale, îlot de chaleur urbain, canopée urbaine, etc.), propriétés de diffusion et d'absorption acoustique des revêtements, des toits et des façades, etc. (cf. figure 20)

Ainsi, il est d'usage de distinguer les phénomènes physiques liés à la propagation en milieu « rural » (ou « ouvert », *i.e.* relativement dégagé d'obstacles) de ceux liés à la propagation en milieu « urbain » (ou densément bâti, *i.e.* en présence d'obstacles). Cette distinction ramène peu ou prou à l'échelle spatiale considérée : de l'ordre de quelques dizaines ou centaines de mètres en milieu urbain et de l'ordre de plusieurs centaines de mètres en milieu ouvert, voire davantage. La problématique est donc abordée ci-dessous selon ces deux échelles distinctes, en allant de l'échelle du territoire (section 4.3.1.) à l'échelle urbaine (rue/quartier/ville, section 4.3.2.).

4.3.1. En milieu rural (échelle du territoire) : effets de sol

À cette échelle spatiale, les effets de sol sont prépondérants ; par analogie avec l'optique, les processus physiques associés sont la réflexion, l'absorption et la diffusion (*cf.* Figure 21 pour un sol *réfléchissant* type minéral et Figure 22 pour un sol *absorbant* type végétal).

Dans les situations couramment rencontrées en acoustique environnementale, le milieu présente (au moins) une frontière : le sol. Cette frontière donne naissance à une onde réfléchie (issue de la "*source image*") qui interfère alors avec l'onde incidente : c'est l'effet miroir de Lloyd (par analogie avec l'optique) ou, en d'autres termes, l'*effet de sol*. Celui-ci donne alors naissance à des *figures d'interférence*, qui modifient significativement les fronts d'ondes. Ce phénomène est illustré en 2D (suivant une coupe verticale) sur la Figure 21.

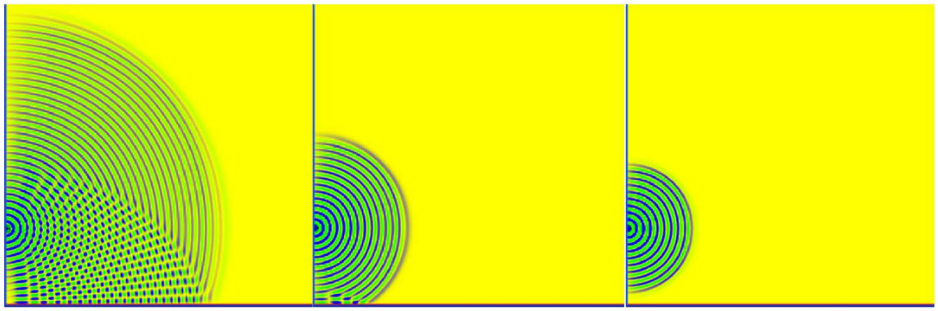


Figure 21. Illustration de la propagation (en 2D, coupe verticale dans un milieu non dissipatif et en conditions homogènes) des fronts d'ondes issues d'une source ponctuelle monochromatique monopôlaire et immobile en présence d'un sol réfléchissant (à gauche) au temps t, (au centre) au temps t+Δt et (à droite) au temps t+n·Δt [open applet Ripple Tank v1.7e]

En réalité, les sols rencontrés *in situ* ne sont pas tous parfaitement réfléchissants (ou "rigides") : dès lors qu'elle rencontre une surface absorbante, une partie de l'onde *directe* (incidente) est alors transmise dans le matériau et l'autre partie est *réfléchie* dans le milieu de propagation – ici l'atmosphère – avec une moindre énergie et un certain déphasage (Figure 22). Selon la part de l'énergie acoustique réfléchie, la valeur de la fréquence *f* et la configuration géométrique considérée, les fronts d'onde directs et réfléchis sont plus ou moins *en phase* et les amplitudes des signaux sont plus ou moins importantes ; par suite, ce phénomène interférentiel peut donc être plus ou moins marqué.

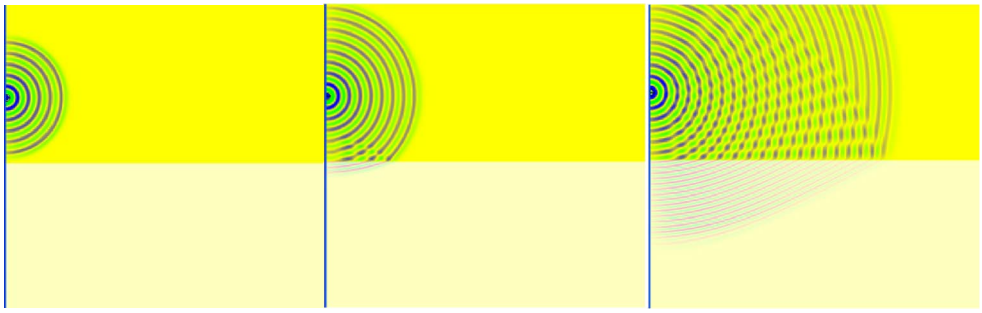


Figure 22. Illustration de la propagation (en 2D, coupe verticale en conditions homogènes) des fronts d'ondes issues d'une source ponctuelle monochromatique monopolaire et immobile en présence d'un sol absorbant (à gauche) au temps t, (au centre) au temps t+Δt et (à droite) au temps t+n·Δt [open applet Ripple Tank v1.7e]

4.3.1.1. Notion d'impédance acoustique de sol

Pour décrire les phénomènes interférentiels évoqués *supra*, on adopte les notations de la Figure 23 (en 2D, suivant une coupe verticale).

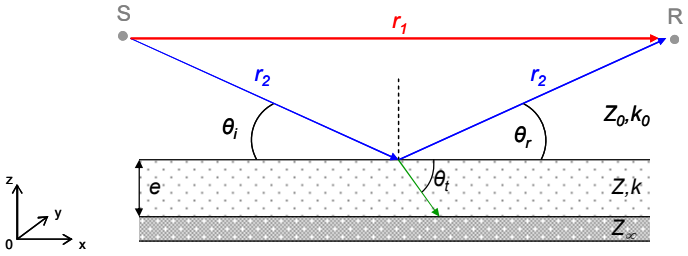


Figure 23. Représentation schématique de la configuration géométrique étudiée : Trajets des ondes directe (r_1 en rouge) et réfléchie (r_2 en bleu) de la source au récepteur, au-dessus d'un sol parfaitement plan et partiellement réfléchissant (matériau bicouche)

Par analogie avec les lois électriques, la notion *d'impédance acoustique spécifique* (*i.e.* par unité de surface) a été introduite dès les années 1910-1920 (Pierce, 1981). On étudie ici le cas de la propagation acoustique dans l'air (impédance Z_0), au-dessus d'un sol plan constitué d'un matériau bicouche, *i.e.* caractérisé par un premier milieu d'impédance Z (et d'épaisseur e), puis par un autre parfaitement réfléchissant (impédance infinie Z_∞). Les milieux de part et d'autre de l'interface air/sol sont également caractérisés par le nombre d'onde k_0 (dans l'air) et par la constante de propagation k (dans le matériau). L'impédance acoustique du matériau dépend d'un certain nombre de paramètres microstructurels, *e.g.* tortuosité, porosité, facteur de forme, etc. qui sont plus ou moins pris en compte selon le modèle d'impédance considéré (Attenborough *et al.*, 2006 ; Delany et Bazley, 1970 ; Hamet et Bérengier, 1993 ; Horoshenkov et Mohamed, 2006 ; Kirby, 2014; Miki, 1990 ; Zwikker et Kosten, 1949). Parmi ces paramètres influents, on considère en particulier la *résistance spécifique au passage de l'air* (notée et exprimée en k.N.s.m^{-4}), dont le Tableau 5 donne quelques valeurs typiques, pour les sols usuellement rencontrés *in situ* (Embleton *et al.*, 1983 ; Nicolas et Berry, 1984) :

Typologie de sol	**Résistance spécifique au passage de l'air** (en unités cgs ou kNsm^{-4})	**Propriétés acoustiques**
Neige fraîche	10 à 50	Très absorbant
Sous-bois sec (feuilles, épines)	20 à 100	
Prairie, terre fraîchement labourée	100 à 500	Absorbant
Gazon, terrain de stade	300 à 1 000	
Terre compactée, terre roulée et déchaumée	1 000 à 5 000	
Revêtement routier (hors chaussée poreuse)	50 000 à 100 000	Réfléchissant
Eau, glace, béton lisse et peint	> 100 000	Très réfléchissant

Tableau 5. Classification acoustique des sols en fonction de leur typologie et de leurs propriétés d'absorption

Ce tableau montre déjà – et sur seulement un seul paramètre – toute la dispersion des valeurs que l'on peut rencontrer *in situ* pour chacune des typologies de sol (*e.g.* pour "gazon"). Cette dispersion est liée aux sous-typologies incluses dans chaque "famille" de sol (*e.g.* "gazon naturel" et "gazon synthétique"), ainsi qu'à la *variabilité spatiale et temporelle* des valeurs de ce paramètre (*cf. infra* Figure 24). Les *incertitudes méthodologiques et métrologiques* liées à la caractérisation expérimentale de ce paramètre contribuent également à la dispersion des valeurs. Cette variabilité et ces incertitudes expliquent qu'il peut y avoir *recouvrement* des valeurs entre différentes typologies de sol, *e.g.* pour "gazon" et "prairie". En outre, la présence de *discontinuités d'impédance* sur le chemin de l'onde acoustique peut conduire à certains phénomènes physiques particuliers : diffraction, onde de surface, etc. (Bérengier et Daigle, 1988; Daigle *et al.*, 1985). De plus, les *évolutions temporelles* des caractéristiques de sol ne doivent pas être négligées. (Cramond et Don, 1987 ; Guillaume *et al.*, 2014c ; 2015b ; Horoshenkov et Mohamed, 2006 ; Ostashev *et al.*, 2011 ; Taherzadeh, 2009 ; Wilson *et al.*, 2014).

Ces considérations ont conduit au développement de différentes méthodes de caractérisation des propriétés acoustiques des sols (naturels ou non, *i.e.* artificialisés) : tube de Kundt, salle révérerbérante, méthodes *in-situ*, incidence oblique, incidence normale, intensimétrie, etc. (Attenborough *et al.*, 2006 ; Brandao *et al.*, 2015; Kruse, 2007 ; Sabatier *et al.*, 1993 ; Soh *et al.*, 2010 ; Taherzadeh et Attenborough, 1999 ; Takahashi *et al.*, 2005). Ainsi, Il existe aujourd'hui une méthode normalisée internationale Norme ANSI S1-18 2010 et, au niveau national, une réflexion est actuellement en cours pour normaliser une autre méthode basée sur les travaux réalisés depuis plusieurs années à l'Ifsttar (Bérengier et Garai, 2001 ; Carpinello *et al.*, 2004 ; Garai, 1993 ; Glé *et al.*, 2015 ; Guillaume *et al.*, 2015b).

Ces méthodes permettent d'aborder la problématique de la *représentativité spatio-temporelle* des propriétés d'un sol (naturel ou non, *i.e.* artificialisé), notamment *via* les outils offerts par la géostatistique et les techniques de krigeage (Chilès et Delfiner, 2012; Cressie, 1993 ; Wackernagel, 2003), comme par exemple illustré sur la Figure 24 (Baume *et al.*, 2009).

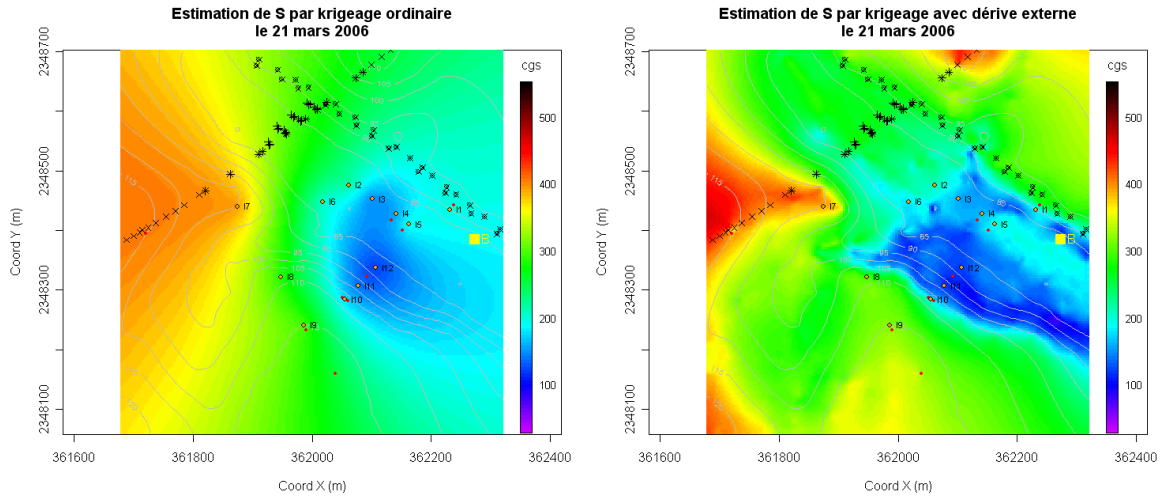


Figure 24. Estimation de la variabilité spatiale de l'impédance acoustique de sol (via sa résistance spécifique au passage de l'air) par krigeage (sans et avec dérive externe)

4.3.1.2. Influence de la rugosité du sol

Les situations de propagation acoustique présentées *supra* font l'hypothèse d'un sol idéalisé, *i.e.* parfaitement *plan*. En réalité, on rencontre couramment *in situ* des sols présentant une certaine rugosité de surface, qu'elle soit artificielle (parfois périodique) ou naturelle (et souvent aléatoire). La Figure 25 en donne deux exemples.



Figure 25. Exemples de rugosité de surface rencontrés en milieu extérieur, artificielle (à gauche) ou naturelle (à droite)

Les phénomènes physiques associés à cette rugosité (*ground roughness*) doivent être pris en compte par les modèles d'impédance et les modèles de propagation. Par analogie avec l'optique, les *rayons sonores* sont orientés dans le sens de la propagation et portés par les droites passant par la source et par les normales aux fronts d'onde en chaque point de l'espace.

Le phénomène de réflexion se produit lorsqu'une onde sonore rencontre une frontière, qu'elle soit réfléchissante (*cf. supra* Figure 21) ou absorbante (*cf.* Figure 22). Si cette frontière est une interface parfaitement *plane* entre les deux milieux, tout ou partie de l'énergie de l'onde incidente est réfléchi dans le milieu selon *une seule direction*, dont l'angle de réflexion est alors identique à l'angle d'incidence (d'après les lois de Snell-Descartes) : on parle alors de réflexion *spéculaire.*

Si la surface n'est pas parfaitement plane et présente des irrégularités de petite taille devant la longueur d'onde, la réflexion n'est plus uniquement spéculaire et l'onde est réfléchie de manière incohérente dans plusieurs directions (Figure 26) : on parle alors de *diffusion*. En particulier, la partie de l'onde qui est diffusée dans la direction d'où elle a été émise est dite *rétrodiffusée*.

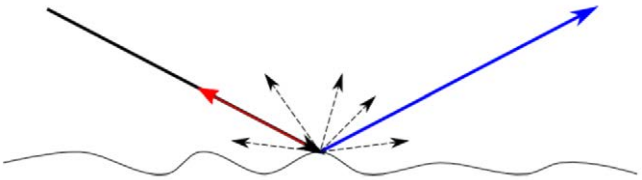


Figure 26. Illustration du phénomène de réflexion sur une surface irrégulière.
En noir le trajet de l'onde incidente, en bleu le trajet de l'onde réfléchie de manière spéculaire, en pointillés les réflexions diffuses, et en rouge la rétrodiffusion

Si la surface est irrégulière et que l'onde rencontre une "bosse" dont la dimension est du même ordre de grandeur que la longueur d'onde, celle-ci est déviée de manière cohérente, *i.e.* dans des directions clairement identifiables, ce qui peut donner lieu à de nouvelles figures d'interférences. Ce phénomène appelé *diffraction* peut également être dû au passage autour ou au-dessus d'un obstacle, ou à de fortes discontinuités (ruptures d'impédance) sur le chemin de propagation.

L'influence de la rugosité sur l'impédance acoustique entraîne ainsi une modification sensible des fronts d'onde à son voisinage, voire l'apparition d'une onde de surface (Attenborough *et al.*, 2006). Les figures interférentielles qui en résultent (Figure 27b) présentent alors un caractère très différent par rapport à un calcul "exact" pour une surface rugueuse périodique (Figure 27a), à la fois en position et en amplitude (*champ diffus*) (Faure *et al.*, 2016).

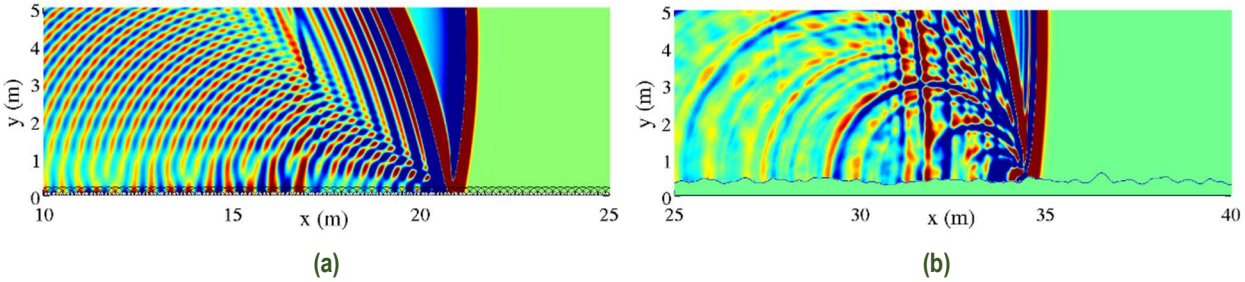


Figure 27. Modélisation 2D (plan vertical) de la propagation d'un front d'onde issu d'une source ponctuelle
(a) au-dessus d'une surface rugueuse périodique (maillage exact avec la méthode FDTD) ;
(b) au-dessus d'une surface rugueuse aléatoire (impédance effective avec la méthode TLM)

Lorsque la rugosité de surface devient importante devant la géométrie Source-Récepteur considérée, alors les "bosses" peuvent "merlons" puis "collines" voire "montagnes" ; les rugosités de surface peuvent ainsi agir comme des obstacles et masquer certaines sources sonores en présence. Il convient alors de prendre en compte les phénomènes physiques associés : effet de masque, zones d'ombre acoustique, diffraction multiple par des "points lumineux" qui agissent alors comme des sources sonores secondaires rayonnant dans toutes les directions de l'espace, etc. On parle alors de *topographie complexe*. En ce domaine, ces dernières années ont vu exploser les outils offerts par les sciences de la géographie physique, *e.g.* l'orographie, la bathymétrie, la géomorphologie, la photogrammétrie, la télédétection (avion, drone, satellite), l'imagerie (radar et autres techniques), la géomatique, etc. Ainsi par exemple, les Systèmes d'information géographique (SIG) peuvent être avantageusement adossés aux modèles de propagation acoustique dans de tels milieux complexes (*cf. infra* « Cartographie du bruit »).

4.3.1.3. Propagation acoustique en zone forestière

La ville peut parfois être vue (ou perçue) comme l'exacte opposée de la nature, notamment en termes de minéralisation et d'étanchéisation des sols ; à l'inverse, le milieu forestier peut être appréhendé comme le degré ultime de végétalisation du milieu urbain. Ainsi, on peut appliquer à ce milieu *végétal* de propagation acoustique les mêmes concepts et les mêmes termes que ceux évoqués plus haut pour le milieu *minéral* bâti : réflexion, diffraction, diffusion, couche limite, canopée, etc.

Depuis plusieurs décennies, de nombreux travaux de recherche (théoriques, numériques et/ou expérimentaux) ont été consacrés aux phénomènes physiques relatifs à la propagation acoustique en zone forestière (Barrière et Gabillet, 1999a ; Bucur, 2010 ; Chobeau *et al.*, 2014 ; Cook et Haverbeke, 2004 ; Fang et Ling, 2003 ; Heimann, 2003 ; Huisman et Attenborough, 1991 ; Martens, 1980 ; Price *et al.*, 1988 ; Rogers, 1990 ; Swearingen *et al.*, 2010 ; Swearingen et White, 2007 ; Swearingen *et al.*, 2013 ; Swearingen *et al.*, 2007 ; Tarrero *et al.*, 2008 ; Tunick, 2002 ; 2003 ; Van Renterghem et Botteldooren, 2003 ; Wunderli, 2012 ; Yang *et al.*, 2013a ; Yang *et al.*, 2013b).

Ouvrages de référence

Pour plus de détails sur les phénomènes physiques et les lois mathématiques relatives aux effets de réflexion, absorption, transmission, diffraction et diffusion, le lecteur pourra se référer aux *ouvrages de référence* suivants :

- pour l'acoustique générale et fondamentale : Beyer, 1999 ; Bruneau, 2008 ; Fahy, 2000 ; Lesueur, 1988 ; Mechel, 2008; Morse et Ingard, 1968 ; Pierce, 1981 ; Rossing, 2007 ;

- pour l'acoustique des matériaux : Allard et Atalla, 2009; Allard, 1993 ; Zwikker et Kosten, 1949 ;

- pour la description et la modélisation de la propagation acoustique en milieu extérieur : Attenborough *et al.*, 2006 ; Bass et Fuks, 1979 ; Brebbia, 2001 ; Bucur, 2010 ; Cook et Haverbeke, 2004 ; Licitra, 2012 ; Sakuma *et al.*, 2014; Salomons, 2001.

4.3.2. En milieu urbain (échelle rue/quartier/ville) : effets des surfaces horizontales et verticales

L'échelle spatiale concernée ici s'étend de la rue à la ville, en passant par le quartier. Pour cette échelle et pour ce type de milieu de propagation (densément bâti et avec beaucoup d'activités humaines), on s'intéresse souvent davantage au *champ proche* qu'au champ lointain, notamment en raison du grand nombre de sources sonores en présence. Cependant, la contribution des sources sonores "lointaines" (*e.g.* boulevard périphérique) n'est pas toujours négligeable pour caractériser (*i.e.* modéliser ou mesurer) l'environnement sonore d'une rue voire d'un quartier. Cette Section se focalise à la fois sur la *caractérisation expérimentale* et sur la *modélisation numérique* de la propagation acoustique en milieu artificialisé/urbanisé, *i.e.* en présence de bâti, de mobilier urbain, d'écrans et d'obstacles divers (minéraux ou végétaux).

4.3.2.1. Emission et propagation en milieu urbain

Formidable "terrain de jeu" pour l'acousticien de l'environnement, le milieu urbain conjugue toutes les complexités liées *(i)* à l'émission et *(ii)* à la propagation du son. En effet, du point de vue de *l'émission*, les situations acoustiques étudiées en milieu urbain mettent bien souvent en scène de nombreuses sources sonores : activités humaines ("anthropophonie"), présence animale ("biophonie"), sources sonores naturelles ("géophonie"), bruit des transports, bruit industriel, etc.

Cependant, il ne sera pas (ou peu) question des sources sonores dans ce chapitre, chacune d'elles étant supposée ici parfaitement connue, tant du point de vue fréquentiel (composition spectrale) que temporel (signature, stationnarité, rugosité, etc.), dynamique (mobilité) et géométrique (directivité, multipolarité, ponctualité, omnidirectionnalité, etc.). Sauf mentionné, on considèrera donc ici le cas d'une source ponctuelle, monopolaire, immobile, stationnaire, omnidirectionnelle et émettant uniformément dans toute la gamme fréquentielle de l'audible[12] ("bruit blanc" ou "bruit rose" en ⅓ d'octaves).

4.3.2.2. Réflexions multiples

Ainsi en milieu urbain, chaque réflexion sur le bâti (spéculaire ou non, totale ou partielle) conduit à autant de sources secondaires réémettant l'énergie sonore dans tout l'espace ; il existe ainsi potentiellement une multitude de sources en milieu bâti, même en supposant une seule réflexion (ordre 1) et *a fortiori* en supposant *m* réflexions (ordre *m*) pour chaque rayon sonore.

Bien sûr, la réalité est toute autre ; cette décomposition est une vue de l'esprit afin de pouvoir appréhender le problème dans toute sa complexité (multi-source), puis ensuite le système dans son ensemble ("ambiance sonore") afin de s'approcher du "ressenti" des usagers de la ville (gêne ou agrément).

4.3.2.3. Diffraction et diffusion

En milieu urbain (*i.e.* davantage minéral et obstrué), les effets de sol sont complétés par les effets des parois verticales (bâti, obstacles). Ainsi, aux effets de réflexion/absorption par les frontières du domaine de propagation, il convient de considérer le phénomène de *diffraction* de l'onde sonore ; de multiples diffractions conduisant *in fine* à la *diffusion* du champ acoustique.

Les effets de diffraction par l'arête d'un écran (par exemple) peuvent être soit accentués soit limités en présence d'un gradient vertical de célérité (respectivement positif et négatif, *cf.* infra section 4.4.1). Ces effets *combinés* de diffraction et de réfraction (ici en conditions *favorables*, dues à un gradient vertical thermique positif dans la partie la plus jaune de l'atmosphère) sont illustrés sur la Figure 28.

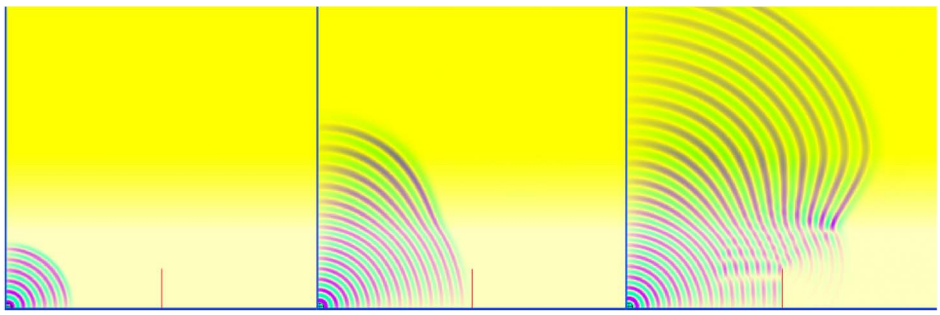


Figure 28. Illustration des effets combinés de diffraction et de réfraction (en 2D, coupe verticale dans un milieu non dissipatif et en conditions favorables) des fronts d'ondes issus d'une source ponctuelle monochromatique monopolaire et immobile ; (à gauche) au temps t, (au centre) au temps t+Δt et (à droite) au temps t+n·Δt [open applet Ripple Tank v1.7e]

[12] L'étude des basses fréquences en milieu urbain présente un caractère très subjectif : Torija, A.J.; Flindell, I.H., 2014. Differences in subjective loudness and annoyance depending on the road traffic noise spectrum. *Journal of the Acoustical Society of America*, 135 (1): 1-4. , Torija, A.J.; Flindell, I.H., 2015. The subjective effect of low frequency content in road traffic noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 137 (1): 189. http://dx.doi.org/10.1121/1.4904542, Lepoutre, P.; Avan, P.; Ecotière, D.; Evrard, A.S.; Moati, F.; Topilla, E., 2017. *Évaluation des effets sanitaires des basses fréquences sonores et infrasons dus aux parcs éoliens*: ANSES. Rapport d'expertise collective.

Ces éléments théoriques – et idéalisés – sur la diffusion acoustique laissent déjà entrevoir quels effets peuvent avoir sur le champ sonore les réflexions multiples en présence de rugosité de surface, *e.g.* celle d'une façade ouvragée d'un bâtiment en présence de balcons et d'éléments décoratifs (Albert et Liu, 2010 ; Can *et al.*, 2015a; Heutschi, 1995 ; 2011 ; Hothersall et Horoshenkov, 1996 ; Ishizuka et Fujiwara, 2012 ; Ismail et Oldham, 2005 ; Kang, 2000 ; 2002 ; 2005 ; Lyon, 1974 ; May, 1979 ; Mehra *et al.*, 2014 ; Picaut *et al.*, 2005 ; Picaut et Simon, 2001 ; Sanchez *et al.*, 2015 ; Tang, 2005 ; Yasuda *et al.*, 2007).

Ces aspects de diffusion par la rugosité de surface ont déjà été abordés (section 4.3.1.) ; plutôt que les lois de *réflexion spéculaire*, il convient alors d'utiliser les lois de *réflexion diffuse*. À plus grande échelle spatiale, les effets de la *topographie* sur la propagation acoustique doivent également être pris en compte en *milieu urbain*, que ce soit par des modèles de référence (Oshima *et al.*, 2013 ; Oshima *et al.*, 2014) ou par des modèles d'ingénierie (NMPB2008, CNOSSOS-EU, ISO, etc. ; *cf. infra*).

Impossible de mentionner ici toutes les références bibliographiques relatives à la propagation acoustique en milieu urbain (ou plus généralement en présence d'obstacles), tant elles sont nombreuses. À titre d'exemple, citons juste Horoshenkov *et al.* (Horoshenkov *et al.*, 1999), Kang (Kang, 2000), Picaut et Simon (Picaut et Simon, 2001), Van Renterghem et Botteldooren (Van Renterghem et Botteldooren, 2010a; b), Wei *et al.* (Wei *et al.*, 2014) et Lee et Kang (Lee et Kang, 2015). Notons ici la potentielle utilisation de ces barrières acoustiques comme surface utile pour d'autres applications, *e.g.* la génération d'énergie photovoltaïque (Bellucci *et al.*, 2003).

4.3.2.4. Cartographie du bruit

À l'échelle de la ville, la modélisation des phénomènes physiques liés à la propagation acoustique en milieu urbain à l'aide des modèles de référence (*e.g.* TLM, FDTD, PE, BEM, etc.) est – encore aujourd'hui – délicate parce que très coûteuse en termes de temps de calcul CPU/GPU. C'est la raison pour laquelle il est d'usage de se tourner alors vers des modèles *simplifiés* (*i.e.* vers des modèles d'ingénierie), plus souples à mettre en œuvre mais davantage limités en termes de scénarios envisageables, d'indicateurs acoustiques et de précision des calculs.

Ces modèles d'émission et de propagation acoustique, *e.g.*, Harmonoise (Van Maercke et Defrance, 2007), NMPB2008 (Dutilleux *et al.*, 2010) et sont parfois formalisés par des guides (Setra Collective, 2009a) ; (Setra Collective, 2009b) voire par des normes, *e.g.* (Norme AFNOR NF S 31-133 2011), respectivement ; ils sont intégrés dans différents logiciels (*i.e.* des outils ergonomiques avec une Interface Homme-Machine, IHM), qu'ils soient commerciaux ou « libres » (open source), *e.g.* le *plugin* « NoiseModelling[13] » greffé au logiciel SIG OrbisGIS[14].

Ces nombreux modèles et outils (*i.e.* logiciels) associés permettent aujourd'hui de mener de nombreuses études (études de cas diagnostiques, études d'impact prospectives), *e.g.* (Decky *et al.*, 2012 ; Jeong *et al.*, 2010 ; Kwiecien et Szopinska, 2013 ; Magrini et Lisot, 2015).



Figure 29. Carte de bruit de la ville de Nantes, obtenue avec le modèle NMPB2008 et avec le logiciel open source « NoiseModelling »

4.3.2.5. Surfaces minérales végétalisées (toits, façades)

L'artificialisation des sols peut être à « double détente » : *(i)* minéralisation à travers l'urbanisation puis *(ii)* re-végétalisation de la ville, notamment pour des raisons de régulation microclimatique (*e.g.* îlot de chaleur urbain). Ces nouvelles pratiques ont également un effet sur la propagation acoustique en milieu urbain et les phénomènes physiques relatifs aux effets du *végétal* sur la propagation acoustique en milieu *urbain* peuvent être considérés sur plusieurs échelles spatiales : de la rue à la ville, en passant par le quartier.

Ainsi, un certain nombre de travaux de recherche ont été menés ces dernières années à l'échelle nationale [projet ANR « VegDUD », 2010-2013, (Gauvreau *et al.*, 2012 ; Guillaume *et al.*, 2014b ; Guillaume *et al.*, 2015b) et européenne [projet HOSANNA[15], 2009-2012] ; ces projets ont permis d'appréhender l'influence de plusieurs types d'éléments végétaux sur les indicateurs acoustiques en milieu urbain. Plus récemment, un nouveau projet européen H2020 « Nature for cities[16] » (N4C) vient d'être lancé sur l'influence de ces nouvelles solutions urbaines du point de vue de plusieurs disciplines : thermique, climatique, économique... et acoustique.

[13] http://noise-planet.org/fr/noisemodelling.html
[14] http://www.orbisgis.org
[15] http://www.greener-cities.eu
[16] N4C : "Nature Based Solutions for re-naturing cities: knowledge diffusion and decision support platform through new collaborative models", 2017-2020, http://www.copernicus.eu/projects/nature4cities

À titre d'exemple (Figure 30), afin de pouvoir disposer de données d'entrée réalistes pour les modèles de prévision acoustique en *milieu urbain* et réaliser les simulations acoustiques du projet ANR VegDUD (2010-2013) pour différents scénarios de végétalisation du bâti (façades et toitures), il a été nécessaire de réaliser *ex ante* des mesures *in situ* des caractéristiques acoustiques de telles infrastructures en milieu urbain (Gauvreau *et al.*, 2012 ; Guillaume *et al.*, 2014b ; Guillaume *et al.*, 2015b).

Ces mesures ont nécessité d'adapter le système de mesure *in situ* d'impédance acoustique des sols (naturels ou artificiels, *cf. supra* section 4.3.1.) ; elles ont permis de quantifier la grande disparité des propriétés d'absorption des différentes surfaces végétalisées mises à disposition, tant horizontales (toits) que verticales (façades).



Figure 30. Illustrations des mesures et modélisation de l'impédance acoustique des surfaces végétalisées (façades et toitures) réalisées dans le cadre du projet VegDUD (2010-2013)

4.3.2.6. Bandes végétales en milieu urbain

À large échelle spatiale, *e.g.* celle de la *forêt* ou d'une *bande végétale*, l'étude de la propagation acoustique en présence d'éléments végétaux doit être appréhendée de manière particulière, que ce soit numériquement et/ou expérimentalement. Les effets *directs* du végétal sur la propagation acoustique en milieu urbain (réflexion, diffraction, diffusion, absorption, etc.) sont liés aux *frontières* du domaine de propagation et peuvent être abordés selon les approches classiques de l'acoustique physique. Ainsi par exemple, le phénomène de réflexion (voire de réflexion multiple, spéculaire ou non) sur les façades entraine des figures d'interférences d'autant plus complexes que les fréquences considérées sont élevées (*cf. supra* section 4.3.1.). Ces phénomènes interférentiels sont cependant limités en présence d'éléments diffuseurs minéraux (fenêtres, balcons, etc.) et/ou végétaux (plantes), et *a fortiori* en présence d'effets micrométéorologiques propres au milieu urbain (*cf. infra* section 4.4.2.).

Plus localement, un "rideau d'arbres" ou "ceinture végétale" (*vegetation belt*) est souvent imaginé par les riverains (voire par les urbanistes) comme un moyen efficace de protection du bruit. Au-delà de l'effet psycho-socio-acoustique d'une telle infrastructure, ses effets physiques (*i.e.* objectivement quantifiables) sont limités en pratique.

En effet, contrairement aux idées reçues, un rideau d'arbres absorbe très peu d'énergie acoustique : à moins d'être organisé de manière à constituer un réseau de cristaux soniques (*cf. infra*), il a surtout pour effet de *diffuser* le champ sonore à travers troncs, branches et feuilles (selon les fréquences considérées), qui devient alors moins *cohérent*, *i.e.* moins *interférentiel*. Les effets d'atténuation sonore par une forêt sont donc surtout liés aux propriétés d'absorption de son sol, en particulier en présence d'un sol très poreux (*e.g.* du type humus) et à grande distance.

Cependant, une part de l'énergie sonore peut être absorbée par un élément végétal du type "ceinture d'arbres", *i.e.* transférée aux éléments végétaux et dissipée sous forme de chaleur (Attal *et al.*, 2015 ; 2016). Ce phénomène est surtout observé pour les hautes fréquences, *i.e.* pour les longueurs d'ondes inférieures aux dimensions des éléments végétaux (feuillage, branchage). Lorsque les dimensions de l'élément végétal sont comparables à la longueur d'onde, c'est davantage le phénomène de *diffraction* qu'il convient de considérer.

Ces processus acoustiques d'absorption/diffraction/diffusion liés à la présence d'éléments végétaux (troncs[17], branches, feuilles, substrat, etc.) sont abordés de manière théorique, numérique et/ou expérimentale dans la littérature scientifique (Aylor, 1972a ; 1972b ; Bashir *et al.*, 2015; Ding *et al.*, 2013 ; Embleton, 1963 ; Fan *et al.*, 2010 ; Hirsch, 1998 ; Horoshenkov *et al.*, 2013 ; Huisman, 1985 ; Martens, 1980 ; 2003 ; Martens et Michelsen, 1981 ; Martens *et al.*, 1985 ; Pao et Evans, 1971 ; Tang *et al.*, 1986), en particulier pour le milieu urbain (Connelly et Hodgson, 2013 ; Ghosh *et al.*, 2012 ; Ismail, 2013 ; Tang et Ong, 1988 ; Tyagi *et al.*, 2006 ; Van Renterghem et Botteldooren, 2008 ; 2011 ; 2013 ; Van Renterghem *et al.*, 2002 ; Van Renterghem *et al.*, 2015; Williams *et al.*, 2010 ; Wong *et al.*, 2010b ; Yang *et al.*, 2011 ; Yang *et al.*, 2013a ; Yang *et al.*, 2012).

Par ailleurs, d'autres éléments végétaux en ville (*e.g.* arbres d'alignement, bacs végétaux, etc.) peuvent parfois être considérés comme des objets d'encombrement (source de *diffraction*, au même titre que le mobilier urbain), et peuvent ainsi contribuer

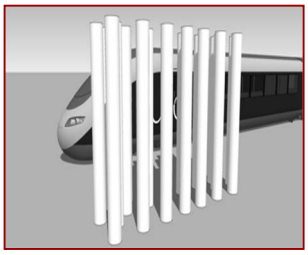
[17] Les travaux plus particulièrement dédiés aux effets des *troncs* sont mentionnés en même temps que les travaux sur la propagation acoustique en *forêt* .

de manière significative à la *diffusion* du son dans la rue (*cf. supra*), et par suite à une décroissance quantitativement plus rapide des niveaux sonores. Cet effet est lié aux taux d'encombrement minéral ou végétal, naturel ou artificiel. Dans le cas végétal, on utilise souvent l'indice de surface foliaire (*Leaf Area Index – LAI*) qui rend compte du "freinage" du vent par le feuillage et qui peut être également utilisé pour caractériser la diffusion acoustique par les éléments végétaux aux fréquences idoines.

4.3.2.7. Cristaux soniques



Les troncs constituant une forêt (ou une bande d'arbres) présentent parfois des dimensions similaires et un arrangement en forme de réseau périodique "localement résonant"; ces caractéristiques géométriques[18] lui confèrent alors les mêmes propriétés que celles d'un cristal sonique (CS)[19] : les troncs agissent ainsi comme autant de diffuseurs *solides* dans un milieu *fluide* (ici l'atmosphère) et présentent l'intérêt de pouvoir (en théorie) contrôler la propagation des ondes par "filtrage spectral".



Ainsi, un CS est caractérisé par une absence de modes propagatifs dans une gamme de fréquence, dite "bande de fréquences interdites" (*bandgap frequencies*), suite à la diffusion multiple des ondes sonores dans la structure périodique. La fréquence centrale de la bande interdite est déterminée par la constante du réseau des diffuseurs du CS (*i.e.* la distance entre deux diffuseurs adjacents).

En acoustique environnementale, le principe des CS est déjà utilisé pour réaliser certaines barrières antibruit (végétales ou minérales, *e.g.* gabions), dont les performances ont fait l'objet de plusieurs publications relativement récentes (Hikerson *et al.*, 2004 ; Jean et Defrance, 2015; Koussa *et al.*, 2013 ; Kuang *et al.*, 2004 ; Liu *et al.*, 2000 ; Martinez-Salar *et al.*, 2006 ; Romero-Garcia *et al.*, 2006 ; Taherzadeh *et al.*, 2012 ; Umnova *et al.*, 2006 ; Vasseur *et al.*, 2002).

4.4. Effets *indirects* de l'artificialisation des sols sur la propagation sonore (effets météo)

Comme à la Section précédente, on peut distinguer les phénomènes physiques liés à la propagation en milieu « rural » (ou « ouvert », *i.e.* relativement dégagé d'obstacles) de ceux liés à la propagation en milieu « urbain » (ou densément bâti, *i.e.* en présence d'obstacles). Cette distinction ramène peu ou prou à l'échelle spatiale considérée : de l'ordre de quelques dizaines ou centaines de mètres en milieu urbain et de l'ordre de plusieurs centaines de mètres en milieu ouvert, voire davantage à l'échelle régionale/territoriale. La problématique est donc abordée ci-dessous selon ces 2 échelles distinctes, en allant de l'échelle du territoire (section 4.4.1.) à l'échelle urbaine (rue/quartier/ville, section 4.4.2.).

4.4.1. En milieu rural (échelle du territoire)

À cette échelle spatiale, les phénomènes physiques ayant une action *indirecte* sur la propagation acoustique suite à l'artificialisation des sols (*e.g.* minéralisation/urbanisation d'une surface naturelle) sont essentiellement liés à l'influence de la micrométéorologie sur la propagation acoustique, *i.e. réfraction* et *diffusion* atmosphérique. Ces effets sont principalement liés aux conditions moyennes ET stochastiques des champs de vent et de température dans le milieu de propagation.

Par exemple, l'artificialisation des sols peut entrainer une altération des profils verticaux de vent *via* une modification de la *rugosité* du sol (*morphologie*), depuis la micro-morphologie du sol (*e.g.* sillons de culture) jusqu'à la macro-morphologie du sol (*e.g.* canopée urbaine) ; ou bien, autre exemple, une altération des profils verticaux de température *via* la modification de la *nature* du sol, *e.g.* le passage du « tout végétal » au « tout minéral ».

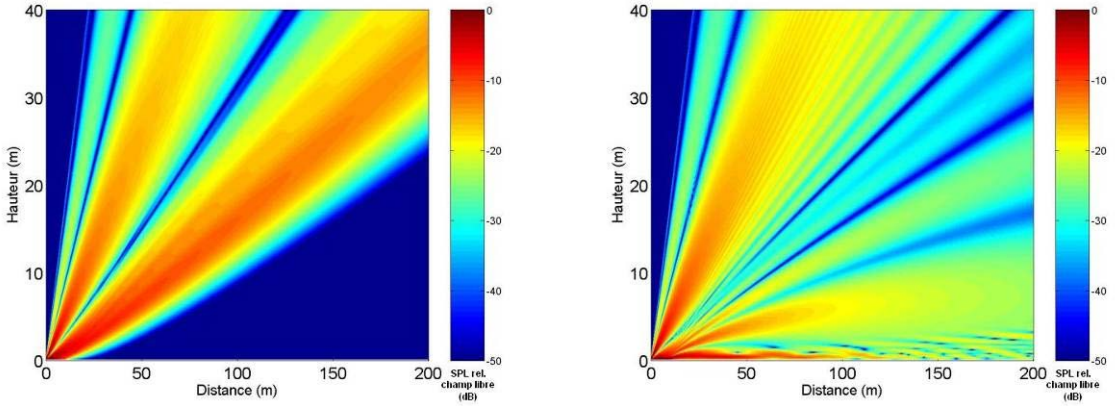
Les phénomènes qui apparaissent à cette altitude présentent donc une interaction très forte avec le sol (topographie, température de surface et de sous-sol, hygrométrie, cultures, forêts, obstacles, bâti, *etc.*). De plus, ils évoluent rapidement dans le temps et dans l'espace, ce qui rend leur description analytique et leur modélisation numérique complexes. La décomposition de l'atmosphère et du transfert énergétique "en cascade" (dite de Richardson) est à la base de nombreuses théories sur la turbulence atmosphérique (Batchelor, 1967 ; Chernov, 1960 ; Davenport et Root, 1958 ; Galperin et Orszag, 1993 ; Hinze, 1975 ; Ishimaru, 1978 ; Kaimal et Finningan, 1994 ; Lumley et Panofsky, 1964 ; Ostashev, 1997 ; Panofsky et Dutton, 1984 ; Richardson, 1922 ; Tatarskii, 1971 ; Wyngaard, 2010), travaux dont s'inspirent bon nombre de travaux de recherche en acoustique environnementale, notamment *via* la théorie de la similitude de Monin-Obukhov (Arya, 2001 ; CSTB

[18] Ces éléments de "réseau diffusant organisé" peuvent être soit végétaux (*e.g.* une bande d'arbres) soit parfaitement synthétiques (*e.g.* une bande de colonnes verticales en béton).

[19] Les cristaux soniques (solide/fluide) sont un cas particulier des cristaux phononiques (*phononic crystals*), *i.e.* des structures périodiques composées de matériaux (fluides ou solides) de propriétés élastiques distinctes.

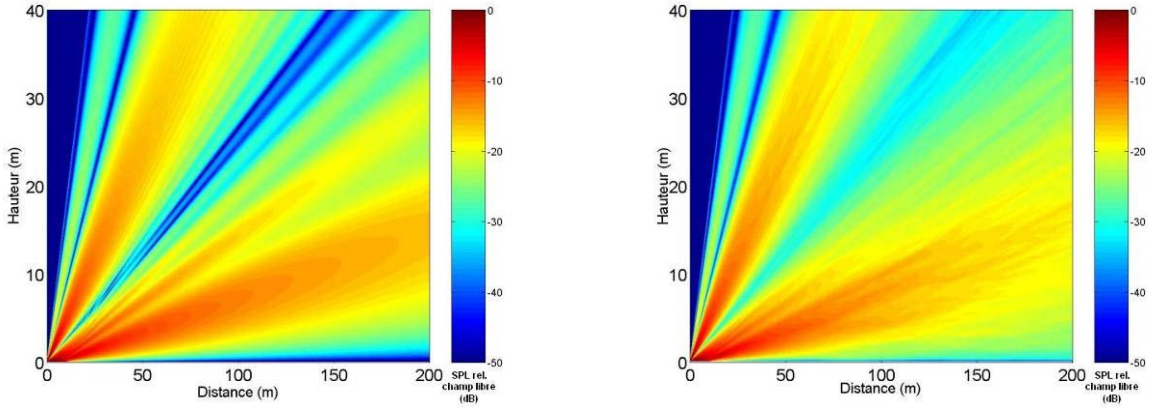
et al., 1981 ; Foken, 2008; Gandemer et Guyot, 1976 ; Garrat, 1992 ; Monin et Yaglom, 1971 ; 1975 ; Oke, 1992 ; Stull, 1988). Les éléments théoriques et expérimentaux de ces travaux micrométéorologiques les plus utiles pour l'acoustique environnementale sont synthétisés dans Gauvreau *et al.* (Gauvreau *et al.*, 2009).

Par suite, ces modifications de *nature* ou de *morphologie* du *sol* entraînent indirectement une modification des conditions de propagation du son au sein de la couche de surface[20]. L'influence de ces conditions atmosphériques sur le champ acoustique est illustrée sur la Figure 31 (*réfraction* en conditions *(a) défavorables* et *(b) favorables*) et sur la Figure 32 (*diffusion* en conditions *(b) turbulentes*), par rapport au cas de référence – déterministe et idéalisé – en présence de conditions homogènes (*i.e.* sans effets micrométéorologiques sur la propagation acoustique).



(a) : conditions défavorables (a_{log}=-2 ms^{-1}) **(b) :** conditions favorables (a_{log}=+2 ms^{-1})

Figure 31. Propagation acoustique en conditions (a) défavorables et (b) favorables (illustration par les fronts d'ondes) ; f = 4kHz, h_S = 10^{-1}m, σ_1 = 10^5 kNsm^{-4}, σ_2 = 10^3 kNsm^{-4}, $D_{\text{rupture impédance}}$ = 10m, profil "log" (Gauvreau et al., 2009)



(a) : atmosphère homogène (calcul déterministe) **(b)** : atmosphère turbulente ($<\mu^2> = 8.10^{-6}$)

Figure 32. Propagation acoustique en atmosphère (a) homogène et (b) turbulente (indice du milieu aléatoire) ; f = 4 kHz, h_S = 10^{-1}m, σ_1 = 10^5 kNsm^{-4}, σ_2 = 10^3 kNsm^{-4}, $D_{\text{rupture impédance}}$ = 10m, a_{log} = 0 ms^{-1} (Gauvreau et al., 2009)

La littérature scientifique au sujet de la turbulence atmosphérique est très (très !) abondante. Ainsi, au-delà des ouvrages de référence déjà cités *supra*, un grand nombre de publications scientifiques (acoustiques ou météorologiques) traitent de ce sujet complexe de la turbulence atmosphérique (dans la zone source ou inertielle, en 2D ou en 3D, isotrope ou non, en atmosphère stable, neutre ou instable), notamment afin de :

- la caractériser expérimentalement (Bass *et al.*, 1991 ; Boulanger *et al.*, 1995 ; Daigle, 1979 ; Daigle *et al.*, 1978 ; Galindo et Havelock, 1996 ; Gauvreau, 2013; Gauvreau *et al.*, 2009 ; Havelock *et al.*, 1998 ; Ingard, 1953 ; Johnson *et al.*, 1987 ; L'Espérance *et al.*, 1995 ; L'Espérance *et al.*, 1993 ; Lenschow *et al.*, 1994 ; Norris *et al.*, 2001 ; Poulos *et al.*, 2002 ; Stinson et Daigle, 1996 ; Valente *et al.*, 2012 ; Wiener et Keast, 1959 ; Wilson, 1996 ; 2005 ; Wilson *et al.*, 2003 ; Wilson et Thomson, 1994 ; Wyngaard et Peltier, 1996 ; Wyngaard *et al.*, 2001);

[20] La couche limite de surface (CLS, de l'ordre de quelques centaines de mètres) est définie comme la couche limite de l'atmosphère (CLA, partie basse de la troposphère) ayant une interaction avec la rugosité de surface.

- la décrire théoriquement (Cain *et al.*, 2015 ; Daigle, 1980 ; Daigle *et al.*, 1983 ; Di Ioro et Farmer, 1998 ; Gilbert *et al.*, 1990 ; Goedecke et Auvermann, 1997 ; Goedecke *et al.*, 2004 ; Goedecke *et al.*, 2006 ; Högström, 1996 ; Ingard et Maling, 1963 ; Kristensen *et al.*, 1989 ; Mann, 1994 ; Monin, 1962 ; Norris *et al.*, 2001 ; Ostashev *et al.*, 1998 ; Ostashev *et al.*, 1997a ; Ostashev *et al.*, 1997b ; Ostashev et Wilson, 2000 ; Ostashev *et al.*, 2013a ; Ostashev *et al.*, 2013b ; 2014 ; Peltier *et al.*, 1996 ; Piercy *et al.*, 1977 ; Wilson, 1996 ; 1999 ; 2000 ; 2001a ; 2001b ; Wilson *et al.*, 1999 ; Wilson et Ostashev, 2001 ; Wilson *et al.*, 2015; Wyngaard et Clifford, 1977 ; Wyngaard *et al.*, 2001)
- la modéliser numériquement (Blanc-Benon et Juvé, 1996 ; Chevret *et al.*, 1996; Clifford et Lataitis, 1983 ; Gilbert *et al.*, 1990 ; Johnson *et al.*, 1987 ; Juvé *et al.*, 1994 ; L'Espérance *et al.*, 1993 ; McBride *et al.*, 1991 ; 1992 ; Stinson *et al.*, 1994 ; West *et al.*, 1992) ; (Ostashev *et al.*, 1996a; Ostashev *et al.*, 1996b); (Bérengier *et al.*, 2003 ; Cain *et al.*, 2015; Cheinet, 2012 ; Cheinet *et al.*, 2012 ; Galindo et Havelock, 1996 ; Gauvreau *et al.*, 2002 ; Lihoreau *et al.*, 2006 ; Ostashev *et al.*, 1997a ; Ostashev *et al.*, 1997b ; Ostashev *et al.*, 2005 ; Wilson, 1998 ; Wilson *et al.*, 2007 ; Wilson *et al.*, 2008 ; Wilson *et al.*, 2014 ; Wyngaard *et al.*, 2001).

4.4.1.1. Couplage/chaînage des modèles micrométéorologiques et acoustiques

Il ne s'agit pas ici de réel *couplage* entre différents modèles (*i.e.* en temps réel) mais de chaînage entre modèles micrométéorologiques et acoustiques : l'idée est de se servir des données de sortie du premier en données d'entrée du second… et l'objectif est – à terme – de pouvoir ainsi affiner les prévisions sonores, en fonction de données micrométéorologiques pertinentes, mesurées ou simulées pour un site donné. L'objectif est également d'utiliser en données d'entrée des modèles acoustiques des informations atmosphériques représentatives d'un site, au sens spatial et au sens temporel.

De tels travaux de chaînage de modèles acoustiques et micrométéorologiques ont été conduits par différentes équipes au niveau mondial (Heimann et Gross, 1999 ; Hole et Mohr, 1999 ; Kästner et Heimann, 2010 ; Olsen *et al.*, 1992 ; Salomons, 1999 ; Van der Eerden et Van den Berg, 2008 ; Wunderli et Rotach, 2011) ; (Cheinet, 2014 ; Oshima *et al.*, 2013 ; Sakuma *et al.*, 2014 ; Shaffer *et al.*, 2015; Tosh *et al.*, 2012).

Au niveau national, *i.e.* à l'Ifsttar, cette approche par chaînage micrométéorologique/acoustique a été adoptée afin d'appréhender la problématique de la propagation acoustique en milieu extérieur [SUBMESO/PE (Lihoreau *et al.*, 2006)], puis en *milieu urbain* notamment dans le cadre du projet EM2PAU [Saturne/PE (Guillaume *et al.*, 2010 ; Guillaume *et al.*, 2011)], de la collaboration avec le CNRM de Météo-France et du projet ANR « Veg-DUD » (2010-2013) [Meso-NH/TLM, (Aumond *et al.*, 2011) ; (Aumond *et al.*, 2014; Guillaume *et al.*, 2014a)]. Ces travaux ont ensuite trouvé un prolongement naturel dans le cadre du projet ANR « EUREQUA » (2012-2017) [Meso-NH/Saturne/TLM, (Gauvreau *et al.*, 2016 ; Lepoutre *et al.*, 2017)], en partenariat avec le CNRM-GAME et le CEREA, à l'échelle de la rue/quartier (*cf. infra* section 4.4.2.)

4.4.1.2. Canopée forestière/urbaine

L'analogie entre les canopées urbaine/forestière est fréquemment utilisée dans la littérature scientifique, notamment pour considérer les effets particuliers des profils verticaux de vent et de température sur la propagation acoustique à l'intérieur et à l'extérieur de la canopée[21]. Davantage qu'une réelle "barrière d'arbres" contre l'énergie sonore, la forêt s'envisage alors plutôt comme un moyen de limiter les effets de réfraction à l'intérieur de la canopée, où les gradients verticaux de vent et de température sont relativement faibles. Depuis plusieurs décennies, de nombreux travaux de recherche (théoriques, numériques et/ou expérimentaux) ont été consacrés aux phénomènes physiques relatifs à la propagation acoustique en zone forestière (*cf. supra* 4.3.1).

Dans le même esprit mais à plus grande échelle spatiale (*i.e.* pour la propagation acoustique à grande distance au-dessus de la canopée urbaine/forestière), la présence d'une forêt affecte sensiblement les profils micrométéorologiques à son voisinage, et par suite les conditions de propagation. De tels effets doivent donc être pris en compte par les modèles de prévision des niveaux sonores dans l'environnement urbain et péri-urbain.

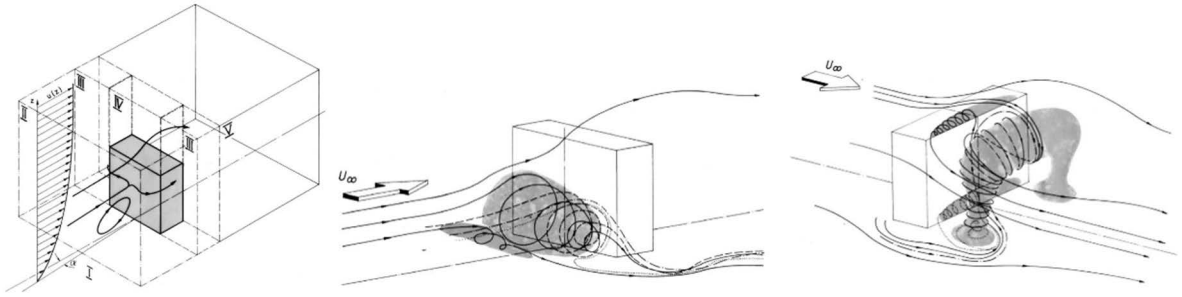
4.4.2. En milieu urbain (échelle rue/quartier/ville)

À l'image de la CLA et de la CLS définies *supra* pour le *milieu ouvert*, on définit en *milieu urbain* une Couche Limite Urbaine (CLU) et une Couche de Surface Urbaine (CSU). Les effets micrométéorologiques (*i.e.* thermiques et aérodynamiques) sur la propagation acoustique sont relativement bien connus en milieu péri-urbain, *i.e.* en espace dégagé ou "ouvert" (*cf. supra* section 4.3.1.). En milieu densément bâti, mis à part les travaux pionniers de Wiener *et al.* (Wiener *et al.*, 1965), l'étude de leur influence sur la propagation acoustique est plus récente car plus complexe.

[21] À longueur d'onde proportionnelle, on peut par exemple faire le parallèle entre l'indice de surface foliaire en zone forestière (*Leaf Area Index – LAI* qui rend compte du "freinage" du vent par le feuillage) et l'indice de surface bâtie (ou encombrée) à l'intérieur de la canopée urbaine.

Les phénomènes physiques observés au sein de la CLU sont parfois appréhendés à l'échelle *macroscopique*, de la même manière que ceux engendrés par une topographie complexe (*e.g.* vallée ou colline), comme par exemple dans Heimann et Gross (Heimann et Gross, 1999), Hole et Hauge (Hole et Hauge, 2003), Blumrich et Heimann (Blumrich et Heimann, 2004), Van Renterghem *et al.* (Van Renterghem *et al.*, 2007) et Forssén *et al.* 2014 (Forssén *et al.*, 2014).

À plus petite échelle spatiale (celle de la rue), l'augmentation de l'encombrement (dû à la présence de mobilier urbain, de voitures en stationnement, d'arbres, etc.) peut sensiblement modifier les champs de vent ou de température, et par suite les champs de célérité du son. En effet, en milieu densément bâti, les champs micrométéorologiques (vent, température, hygrométrie, etc.) présentent souvent une structure particulièrement complexe : gradients thermiques verticaux et horizontaux, modification des profils de vent par les obstacles, etc. En particulier, la présence d'obstacles entre source(s) et récepteur(s) perturbe à la fois les profils *moyens* des champs de vent de température et les caractéristiques *aléatoires* des champs *turbulents* (*cf. supra* 4.4.1.) à leur voisinage. Ainsi par exemple, la Figure 33 issue de Becker *et al.* (2002) met en évidence la complexité de l'écoulement d'air autour d'un bâtiment isolé : les profils verticaux ne sont plus du tout logarithmiques comme ceux très en amont de l'obstacle ; il convient également alors de prendre en compte les effets 3D (dans le plan horizontal) en amont et en aval de l'obstacle. En outre, les zones fortement cisaillées au voisinage des arêtes correspondent à une importante production de turbulence, alors que celle-ci est relativement faible dans la zone de recirculation près de la paroi sous le vent.



(a) **(b)** **(c)**

Figure 33. Perturbations d'un écoulement de vent de forme logarithmique (a) en aval (b) et en amont (c) d'un obstacle

Les conditions d'existence et l'intensité de ces phénomènes thermo-aéro-dynamiques dépendent essentiellement du proche environnement (*i.e.* de la "rugosité urbaine") ; ils sont difficiles à mesurer et à modéliser (Idczak *et al.*, 2007 ; Kanda *et al.*, 2006 ; Kanda *et al.*, 2005 ; Moraes *et al.*, 2005 ; Moriwaki et Kanda, 2006 ; Niachou *et al.*, 2008; Offerle *et al.*, 2007 ; Raupach *et al.*, 1980 ; Reynolds et Castro, 2008 ; Rotach, 1993a ; 1993b ; 1995 ; Rotach *et al.*, 2005 ; Roth, 2000 ; Roth *et al.*, 2006 ; Seguin et Brunet, 1986 ; Yamartino et Wiegand, 1986).

On répertorie brièvement ici les différents mécanismes aérodynamiques observés autour de formes urbaines isolées ou autour de formes voisines en interactions : effet d'angle, effet d'impact, effet de sillage, effet de pilotis, effet de barre, effet de liaison, effet Wise, effet Venturi, effet de canalisation, effet agora, effet de cour, etc. L'influence de ces effets sur la propagation acoustique est encore mal connue et très délicate à modéliser, *a fortiori* en présence de nombreux obstacles (milieu urbain). Ces effets *locaux* liés à la *réfraction* et à la *turbulence* en *milieu urbain* (ou en milieu obstrué, *e.g.* en présence d'un écran) ont été très étudiés ces dernières années, essentiellement de manière numérique (Avital et Musafir, 2003 ; Barrière et Gabillet, 1999b ; Blumrich et Heimann, 2002 ; 2004 ; Forssén *et al.*, 2014 ; Forssén et Ogren, 2002 ; Gauvreau *et al.*, 2016; Guillaume *et al.*, 2014a ; Guillaume *et al.*, 2010 ; Guillaume *et al.*, 2011 ; Heimann, 2007 ; Heimann et Blumrich, 2004 ; Lam, 2008 ; Ogren et Forssén, 2004 ; Ogren et Kropp, 2004 ; Prémat et Gabillet, 2000 ; Van Renterghem et Botteldooren, 2003 ; 2008 ; 2010a ; 2013 ; Van Renterghem *et al.*, 2002 ; Van Renterghem *et al.*, 2006 ; Van Renterghem *et al.*, 2005)[22].

4.4.2.1. Couplage/chaînage des modèles micrométéorologiques et acoustiques

Comme en milieu ouvert, on peut chainer les modèles en milieu urbain. Considérant l'échelle spatiale de la rue, le choix des modèles est contraint par des considérations parfois contradictoires : les modèles atmosphériques sont moins précis quand on descend à des échelles sub-métriques, alors que les modèles acoustiques nécessitent un échantillonnage spatial[23] très fin des informations sur les champs micrométéorologiques en données d'entrée… ce qui entraîne un coût CPU/GPU très élevé pour les grands domaines de calcul, en particulier pour les plus hautes fréquences. Le chaînage des modèles micrométéorologique/acoustique nécessite donc de trouver un délicat compromis entre précision et étendue des résultats (en temps, en espace et en fréquence) et de choisir judicieusement les modèles atmosphérique/acoustique idoines, e.g. LES/BEM,

[22] Certaines des publications mentionnées ici font également apparaître des travaux expérimentaux (mesures *in situ* ou sur maquettes).
[23] Et un échantillonnage temporel également assez fin pour prendre en compte la microturbulence ; celle-ci n'est pas toujours résolue numériquement, mais seulement estimée depuis les propriétés statistiques des champs atmosphériques pendant la période d'observation considérée (turbulence "sous-maille").

CFD/LEE, LES/PE, LES/TLM, CFD/TLM, etc. (*cf.* supra Section Section 0). À noter que les modèles CFD peuvent être également utilisés pour extraire l'information acoustique utile (mais "bruitée") lors de mesures sur maquettes en tunnel de vent (Wang *et al.*, 2015).

Dans le cadre du projet ANR « EUREQUA » (2012-2017), le principe du double chaînage numérique imaginé fait intervenir 3 modèles et 3 étapes respectives (Figure 34) : (i) les champs atmosphériques sont d'abord modélisés à grande échelle (territoire/ville) à l'aide du modèle Meso-NH[24] développé au CNRM-GAME par méthode LES[25], *(ii)* ces champs sont ensuite utilisés comme données d'entrée aux frontières du domaine d'intérêt (quartier/rues) grâce au modèle CFD développé par le CEREA, *(iii)* puis les informations des champs micrométéorologiques sont utilisées en données d'entrée du modèle TLM de propagation acoustique à l'intérieur de la rue (voire du quartier) développé par l'Ifsttar (Gauvreau *et al.* 2016; Collective 2017).

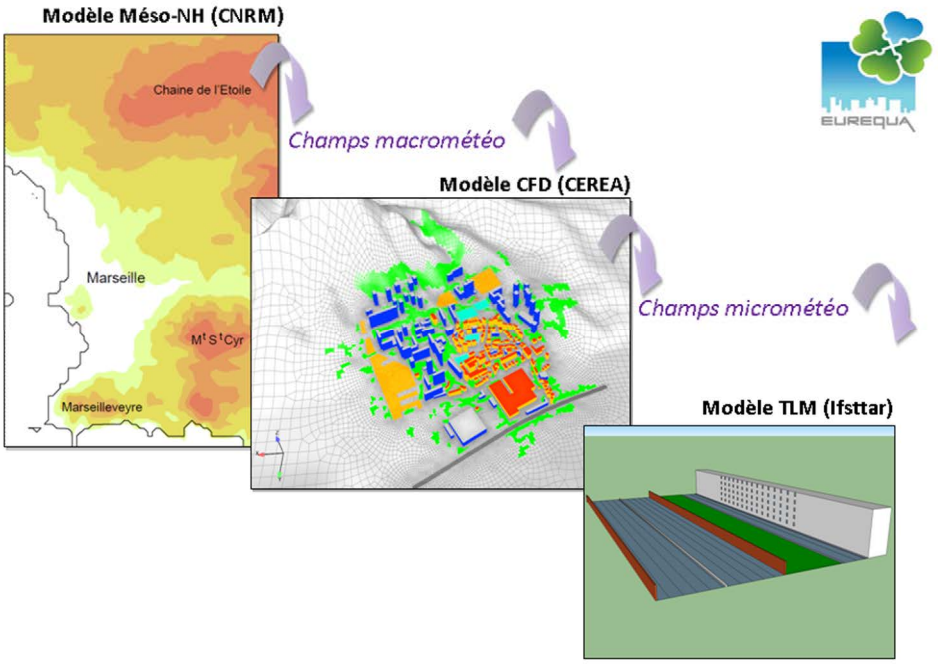


Figure 34. Principe du chaînage "en cascade" des modèles micrométéorologiques (Meso-NH / CNRM-GAME et CFD / CEREA) et acoustique (TLM / Ifsttar) pour la modélisation de la propagation acoustique en milieu urbain à l'échelle de la rue (projet ANR « EUREQUA », 2012-2017 ; Gauvreau et al., 2016 ; Lepoutre et al., 2017)

Bien qu'ils se limitent à un échange inter-SPI, ces travaux présentent un caractère tout à fait transdisciplinaire en termes de communication et de collaboration entre acousticiens, météorologues et mécaniciens des fluides. À plus grande échelle spatiale (*i.e.* celle du quartier voire de la ville), il n'est pas (encore) possible de conduire ce type d'étude atmosphérique/acoustique pour d'évidentes raisons de coût de calcul (CPU/GPU).

4.4.2.2. Végétalisation de la ville

Les effets *indirects* (ou "induits") sur la propagation acoustique en milieu urbain sont dus à la modification des caractéristiques du *milieu* de propagation, *i.e.* l'atmosphère (*cf. supra*). Cette modification peut faire suite à une modification morphologique ou typologique des surfaces végétales (jardins, parcs urbains) voire une végétalisation du bâti (façades ou toits). Par exemple, les effets de gradients thermiques au voisinage des parois "classiques" (façades en pierre ou maçonnées, toits terrasses bétonnés, *etc.*) peuvent être nettement limités en présence de végétal et ainsi modifier également les profils de célérité du son entre source(s) et récepteur(s). À plus grande échelle (*e.g.* celle de l'îlot urbain), ces effets indirects résultent des modifications notables des profils de vent et de température à l'intérieur et au-dessus de la canopée urbaine[26]. Comme déjà évoqué pour le milieu *ouvert* (section 4.4.1.), on retrouve ici tout l'intérêt du chaînage/couplage de modèles acoustique et micrométéorologique pour la prévision de la propagation du son en milieu *urbain* et en atmosphère turbulente.

[24] http://www.mesonh.aero.obs-mip.fr

[25] Les méthodes de simulation des grandes échelles (SGE) ou *Large Eddy Simulation (LES)* sont basées sur un maillage spatial assez grossier ; seuls les grand tourbillons sont donc simulés et les tourbillons plus fins que le maillage sont pris en compte par un modèle physique (moyenne spatiale des équations de Navier-Stokes).

[26] En particulier pour les aspects thermiques, c'est le fameux "îlot de chaleur urbain" des zones très densément bâties.

4.5. Perceptions croisées

Le lien entre perception visuelle et perception auditive est depuis longtemps établi. Ainsi, le caractère subjectif et la représentation symbolique – individuelle ou collective – d'un élément naturel en milieu urbain sont souvent évoqués dans la littérature pour mettre à l'épreuve sa réelle efficacité sur le champ acoustique (Anderson *et al.*, 1984 ; Aylor et Marks, 1976 ; Brambilla *et al.*, 2013a ; Brambilla *et al.*, 2013b ; Galbrun et Calarco, 2014; Irvine *et al.*, 2009 ; Li *et al.*, 2010 ; Mulligan *et al.*, 1987 ; Pheasant *et al.*, 2008 ; Viollon *et al.*, 2002 ; Watts *et al.*, 1999 ; Watts *et al.*, 2001 ; Yang *et al.*, 2011 ; Zhang *et al.*, 2003).

En outre, les relations de l'ouïe avec les autres capacités sensorielles ont été également abordées dans Yu et Kang (2010), Jeon *et al.* (2011), Botteldooren *et al.* (2011) et Jeon *et al.* (2013).

Finalement, on note que notre perception auditive est très liée à notre environnement global (*i.e.* à la présence de *sources* de nuisances ou d'agrément diverses, sonores ou non) et que son étude nécessite souvent une approche *holistique*.

4.5.1. Approche participative

Le milieu urbain – densément peuplé – se prête bien à l'approche participative (*crowdsourcing*), en particulier depuis l'inflation technologique liée au développement des smartphones (*crowdsensing*), y compris en acoustique environnementale (urbaine) et y compris à l'Ifsttar, *e.g.* à travers le partenariat avec le CNRS ("L'atelier SIG" de l'IRSTV[27] puis le Lab-STICC[28]) au sein du projet ENERGIC OD[29]. Ce projet ambitieux a donné lieu au développement d'une application pour smartphone (*NoiseCapture*[30]), d'un site web dédié pour la cartographie sonore urbaine (*OnoMap*[31]) (Guillaume *et al.*, 2016 ; Picaut *et al.*, 2017; Picaut *et al.*, 2016) et d'une procédure expérimentale (traitement et analyse) adaptées aux mesures mobiles (Can *et al.*, 2014; Can *et al.*, 2012).

Ces dernières années ont vu exploser de telles initiatives[32] et augmenter les publications afférentes (Guillaume *et al.*, 2015a). Mais cet engouement général ne doit pas faire oublier les verrous scientifiques et techniques d'une telle approche, en particulier sur les aspects *méthodologiques*[33] (Can *et al.*, 2014 ; Can *et al.*, 2011 ; Cho *et al.*, 2007 ; D'Hondt *et al.*, 2013 ; Dekoninck *et al.*, 2012 ; Lavandier *et al.*, 2013 ; Maisonneuve *et al.*, 2009 ; Maisonneuve *et al.*, 2010 ; Rana *et al.*, 2015) et sur les aspects *métrologiques*[34] (Guillaume *et al.*, 2016 ; Kardous et Shaw, 2014 ; 2015 ; Lavandier *et al.*, 2013 ; Picaut *et al.*, 2017; Picaut *et al.*, 2016 ; Zappatore *et al.*, 2016).

4.5.2. Bioacoustique

L'anthropisation des sols a également un impact plus ou moins direct sur l'ensemble du monde vivant, faune voire flore. En ce qui concerne l'impact sur le règne animal, la bioacoustique s'intéresse à ce sujet depuis plusieurs décennies pour l'acoustique terrestre, *e.g. (Barber et al., 2011)*… mais également sous-marine, *e.g.* (Curé *et al.*, 2011); il n'est donc pas possible de lister ici toutes les publications afférentes à l'impact acoustique des activités humaines sur le vivant en ville.

Citons cependant 2 études « phares » et relativement récentes : en 2003, des chercheurs néerlandais publient une étude dans la revue *Nature* où ils démontrent que les mésanges des villes, comparées à celles des champs, augmentent à la fois la puissance et la fréquence de leurs émissions sonores, afin de « couvrir le bruit des activités humaines » (Slabbekoorn et Peet, 2003). Selon une étude plus récente publiée en 2017 dans la revue *Science*, une équipe a analysé 1,5 million d'heures d'enregistrements acoustiques recueillis dans 492 sites. Ils ont ensuite extrapolé à l'ensemble des 100 000 zones protégées, qui représentent 14% du territoire terrestre des EUA. Enfin, ils ont calculé l'excès de bruit d'origine anthropique par rapport aux niveaux sonores considérés comme « naturels » : la pollution sonore provoquée par l'homme dans les zones protégées

[27] Institut de Recherche en Sciences et Techniques de la Ville (IRSTV) : http://www.irstv.fr
[28] Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Information, de la Communication et de la Connaissance (Lab-STICC), UMR CNRS 6285 de l'Université Bretagne-Sud : http://www.lab-sticc.fr
[29] Projet Européen (EU – FP7) "European NEtwork for Redistributing Geospatial Information to user Communities - Open Data" (Energic OD, 2014-2017) : http://www.energic-od.eu
[30] NoiseCapture : http://noise-planet.org/fr/noisecapture.html
[31] OnoMap : http://noise-planet.org/fr/onomap.html
[32] À titre d'exemple, on peut citer les outils ("applis") développés par l'INRIA (http://tiny.cc/soundcity et http://urbancivics.com) et, en *open source,* par les partenaires du projet NoiseTube (http://noisetube.net*,* "*OpenNoiseMap*"*)* et par les partenaires du projet Energic OD ("NoiseCapture", http://noise-planet.org/fr/noisecapture.html), etc.
[33] Les limites *méthodologiques* de cette approche concernent les *incertitudes* liées à la hauteur de mesure (*e.g.* à pied ou sur un balcon, au niveau de la mer ou sur une butte, etc.), le protocole expérimental (*e.g.* pour éviter de mesurer les niveaux sonores dans une poche de veste), l'interpolation spatio-temporelle (*smartgrids*), l'assimilation et la fusion de données, etc.
[34] Les limites *métrologiques* de cette approche concernent les *incertitudes* liées à l'ensemble de la chaîne de mesure, *e.g.* directivité et sensibilité du microphone, procédure de calibrage/étalonnage, étendue du spectre fréquentiel étudié, reconstitution des niveaux sonores en ⅓ d'octave et en global pondéré A, etc.

entraîne des effets en cascade pour l'ensemble des écosystèmes ; en outre, elle apparaît comme étroitement liée au développement des infrastructures de transport et à l'industrie d'extraction des sols (Buxton *et al.*, 2017).

4.6. Conclusion sur les effets de l'artificialisation des sols sur l'environnement sonore

Les effets de l'artificialisation des sols sur l'environnement sonore se traduisent donc à la fois par une modification des *sources* sonore en présence (*i.e.* par une évolution des *usages*) et par une modification des processus physiques liés à la *propagation* du son (effets de sol, effets micrométéorologiques). Ces effets peuvent être observés à différentes échelles spatiales (rue / quartier / ville / agglomération / territoire) et ils sont largement étudiés dans la littérature scientifique (416 références dans ce seul document), que ce soit de manière théorique, numérique ou expérimentale.

Au-delà de la notion réductrice et négative de "bruit" (*i.e.* de gêne sonore ou de « nuisance »), on a vu plus récemment émerger les concepts d'agrément sonore et d'ambiance sonore (*soundscape*), qui s'intéressent davantage à la perception et au ressenti (individuel ou collectif), à travers une approche plus qualitative et systémique, mêlant les aspects physiologiques, psychologiques, sociologiques, géographiques voire historiques (*perception*). Cela donne lieu à beaucoup de travaux actuels sur différents indicateurs acoustiques, afin de pouvoir caractériser un environnement sonore de manière complète et rigoureuse (*réception*). D'où le nécessaire rapprochement entre laboratoires de Sciences Pour l'Ingénieur (SPI) et laboratoires de Sciences Humaines et Sociales (SHS)… et d'où l'émergence relativement récente (il y a quelques années seulement) de la transdisciplinarité en acoustique environnementale.

Enfin, l'avènement relativement récent des STIC et en particulier des SIG a fait apparaître autant de nouvelles réponses que de nouvelles questions pour la problématique de l'acoustique environnementale, c'est-à-dire de l'impact des activités anthropiques sur la faune et la flore, terrestre ou sous-marine. En ce domaine et à titre d'exemples, il existe des attentes très fortes de la communauté scientifique en termes de reconnaissance satellitaire (*télédétection* pour la caractérisation/classification des sols), de qualification de la donnée (*crowdsourcing*, *crowdsensing)* et de *géolocalisation* des sources sonores et des infrastructures (cartogaphie du bruit).

Références bibliographiques citées

Adebayo, Y.R., 1990. Aspects of the variation in some characteristics of radiation budget within the urban canopy of Ibadan. *Atmospheric Environment Part B-Urban Atmosphere*, 24 (1): 9-17. http://dx.doi.org/10.1016/0957-1272(90)90004-E

Ahmed, B.; Kamruzzaman, M.; Zhu, X.; Rahman, M.S.; Choi, K., 2013. Simulating Land Cover Changes and Their Impacts on Land Surface Temperature in Dhaka, Bangladesh. *Remote Sensing*, 5 (11): 5969-5998. http://dx.doi.org/10.3390/rs5115969

Aida, M.; Gotoh, K., 1982. Urban albedo as a function of the urban structure - A two-dimensional numerical-simulation .2. *Boundary-Layer Meteorology*, 23 (4): 415-424. http://dx.doi.org/10.1007/bf00116270

Akbari, H.; Bretz, S.; Kurn, D.M.; Hanford, J., 1997. Peak power and cooling energy savings of high-albedo roofs. *Energy and Buildings*, 25 (2): 117-126. http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788(96)01001-8

Akbari, H.; Davis, S.; Huang, J.; Dorsano, S.; Winnett, S., 1992. *Cooling our communities: a guidebook on tree planting and light-colored surfacing*: Lawrence Berkeley Lab., CA (United States); Environmental Protection Agency, Washington, DC (United States). Climate Change Div., (Report LBL-31587), 217 p. http://www.osti.gov/scitech/servlets/purl/5032229

Akbari, H.; Levinson, R.; Rainer, L., 2005. Monitoring the energy-use effects of cool roofs on California commercial buildings. *Energy and Buildings*, 37 (10): 1007-1016. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2004.11.013

Akbari, H.; Pomerantz, M.; Taha, H., 2001. Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy*, 70 (3): 295-310. http://dx.doi.org/10.1016/s0038-092x(00)00089-x

Akbari, H.; Rose, L.S., 2008. Urban surfaces and heat island mitigation potentials. *Journal of the Human-Environment System*, 11 (2): 85-101. http://dx.doi.org/10.1618/jhes.11.85

Akinbode, O.M.; Eludoyin, A.O.; Fashae, O.A., 2008. Temperature and relative humidity distributions in a medium-size administrative town in southwest Nigeria. *Journal of Environmental Management*, 87 (1): 95-105. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.018

Albert, D.G.; Liu, L., 2010. The effect of buildings on acoustic pulse propagation in an urban environment. *Journal of the Acoustical Society of America*, 127 (3): 1335-1346. http://dx.doi.org/10.1121/1.3277245

Alcoforado, M.-J., 1991. Influence de l'advection sur les champs thermiques urbains à Lisbonne. *Climat urbain et qualité de l'air. Colloque* Suisse, Fribourg, 11-13 septembre 1991: Association Internationale de Climatologie, 29-35.

Alcoforado, M.J.; Andrade, H., 2006. Nocturnal urban heat island in Lisbon (Portugal): main features and modelling attempts. *Theoretical and Applied Climatology*, 84 (1-3): 151-159. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-005-0152-1

Aletta, F.; Kang, J.; Axelsson, O., 2016. Soundscape descriptors and a conceptual framework for developing predictive soundscape models. *Landscape and Urban Planning*, 149: 65-74. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.02.001

Alexandri, E.; Jones, P., 2006. Ponds, Green Roofs, Pergolas and High Albedo Materials; Which Cooling Technique for Urban Spaces? *PLEA2006–The 23rd Conference on Passive and Low Energy Architecture*. Geneva, Switzerland, 6-8. http://www.academia.edu/download/26336033/plea2006_paper501.pdf

Ali-Toudert, F., 2005. *Dependence of Outdoor Thermal Comfort on Street Design*. PhD thesis. Freiburg: Meteorologischen Institutes - Universität Freiburg, 224 p. http://freidok.uni-freiburg.de/fedora/objects/freidok:2078/datastreams/FILE1/content

Ali-Toudert, F.; Mayer, H., 2007. Effects of asymmetry, galleries, overhanging facades and vegetation on thermal comfort in urban street canyons. *Solar Energy*, 81 (6): 742-754. http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2006.10.007

Alizadeh-Choobari, O.; Ghafarian, P.; Adibi, P., 2016. Inter-annual variations and trends of the urban warming in Tehran. *Atmospheric Research*, 170: 176-185. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.12.001

Allard, J.; Atalla, N., 2009. *Propagation of Sound in Porous Media: Modelling Sound Absorbing Materials 2e*. John Wiley & Sons, 372 p.

Allard, J.F., 1993. *Propagation of sound in porous media: modelling sound absorbing materials*. Elsevier, Chapman & Hall.

Allegrini, J.; Dorer, V.; Defraeye, T.; Carmeliet, J., 2012. An adaptive temperature wall function for mixed convective flows at exterior surfaces of buildings in street canyons. *Building and Environment*, 49: 55-66. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.09.025

Alonso, M.S.; Fidalgo, M.R.; Labajo, J.L., 2007. The urban heat island in Salamanca (Spain) and its relationship to meteorological parameters. *Climate Research*, 34 (1): 39-46. http://dx.doi.org/10.3354/cr034039

Anderson, L.M.; Mulligan, B.E.; Goodman, L.S., 1984. Effects of vegetation on human response to sound. *Journal of Arboriculture*, 10 (2): 45-49. http://joa.isa-arbor.com/request.asp?JournalID=1&ArticleID=1931&Type=2

Argueso, D.; Evans, J.P.; Fita, L.; Bormann, K.J., 2014. Temperature response to future urbanization and climate change. *Climate Dynamics*, 42 (7-8): 2183-2199. http://dx.doi.org/10.1007/s00382-013-1789-6

Arya, S.P., 2001. *Introduction to Micrometeorology*. Academic Press.

Asaeda, T.; Ca, V.T., 2000. Characteristics of permeable pavement during hot summer weather and impact on the thermal environment. *Building and Environment*, 35 (4): 363-375. http://dx.doi.org/10.1016/s0360-1323(99)00020-7

Ascione, F.; Bianco, N.; de'Rossi, F.; Turni, G.; Vanoli, G.P., 2013. Green roofs in European climates. Are effective solutions for the energy savings in air-conditioning? *Applied Energy*, 104: 845-859. http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.11.068

Attal, E.; Côté, N.; Haw, G.; Granger, C.; Dubus, B., 2015. Combined acoustic and laser vibration characterizations of acoustic foam samples and green wall elements inside an acoustic impedance tube. *Proc. Internoise 2015*. San Francisco (USA), 9-12 december: 2015, 9 p.

Attal, E.; Côté, N.; Haw, G.; Granger, C.; Dubus, B., 2016. Caractérisation acoustique et vibratoire d'échantillons inhomogènes de types feuillage ou substrat. *Proc. CFA 2016 / VISHNO*. Le Mans, 15-16 avril 2016: 2016, 6 p. www.conforg.fr/cfa2016/cdrom/data/articles/000339.pdf

Attenborough, K.; Li, K.M.; Horoshenkov, K.V., 2006. *Predicting Outdoor Sound*. CRC Press, 456 p.

Aumond, P.; Can, A.; De Coensel, B.; Botteldooren, D.; Ribeiro, C.; Lavandier, C., 2017. Modeling soundscape pleasantness using perceptual assessments and acoustic measurements along paths in urban context. *Acta Acustica United with Acustica*, 103 (3): 430-443. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.919073

Aumond, P.; Guillaume, G.; Gauvreau, B.; Lac, C.; Masson, V.; Bérengier, M., 2011. Coupling time domain acoustical and mesoscale meteorological models. *14th Annual Long Range Sound Symposium, March 17-18th, 2011*. 2011.

Aumond, P.; Guillaume, G.; Gauvreau, B.; Lac, C.; Masson, V.; Bérengier, M., 2014. Application of the Transmission Line Matrix method for outdoor sound propagation modelling – Part 2: Experimental validation using meteorological data derived from the meso-scale model Meso-NH. *Applied Acoustics*, 76: 107-112. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.07.015

Avital, E.J.; Musafir, R.E., 2003. Simulations of flow and sound fields for acoustic barrier in the presence of wind. *Proc. 10th Intern. Congress on Sound and Vib*. Stockholm: 2003, 1461-1468.

Axelsson, O.; Nilsson, M.; Berglund, B., 2010. A principal components model of soundscape perception. *Journal of the Acoustical Society of America*, 128 (5): 2836-2846. http://dx.doi.org/10.1121/1.3493436

Aylor, D., 1972a. Noise Reduction by Vegetation and Ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 51 (1): 197-205. http://dx.doi.org/10.1121/1.1912830

Aylor, D., 1972b. Sound transmission through vegetation in relation to leaf area density, leaf width, and breadth of canopy. *Journal of the Acoustical Society of America*, 51 (1): 411-414. http://dx.doi.org/10.1121/1.1912852

Aylor, D.; Marks, L., 1976. Perception of noise transmitted through barriers. *Journal of the Acoustical Society of America*, 59 (2): 397-400. http://dx.doi.org/10.1121/1.380876

Balling, R.C.; Brazel, S.W., 1988. High-resolution surface-temperature patterns in a complex urban terrain. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54 (9): 1289-1293.

Baratian-Ghorghi, Z.; Kaye, N.B., 2013. The effect of canyon aspect ratio on flushing of dense pollutants from an isolated street canyon. *Science of the Total Environment*, 443: 112-122. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.064

Barber, J.R.; Burdett, C.L.; Reed, S.E.; Warner, K.A.; Formichella, C.; Crooks, K.R.; Theobald, D.M.; Fristrup, K.M., 2011. Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landscape Ecology*, 26 (9): 1281-1295. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-011-9646-7

Barrière, N.; Gabillet, Y., 1999a. Prediction of traffic noise control by forests using a three dimensional GFPE model. *Journal of the Acoustical Society of America*, 105 (4): 1335-1335. http://dx.doi.org/10.1121/1.426245

Barrière, N.; Gabillet, Y., 1999b. Sound propagation over a barrier with realistic wind gradients. Comparison of wind tunnel experiments with GFPE computations. *Acustica united with Acta Acustica*, 85 (3): 325-335.

Bashir, I.; Taherzadeh, S.; Shin, H.S.; Attenborough, K., 2015. Sound propagation over soft ground without and with crops and potential for surface transport noise attenuation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 137 (1): 154-164. http://dx.doi.org/10.1121/1.4904502

Bass, F.G.; Fuks, I.M., 1979. *Wave scattering from statistically rough surfaces*. Oxford Pergamon Press International Series on Natural Philosophy.

Bass, H.E.; Bolen, L.N.; Raspet, R.; McBride, W.E.; Noble, J.M., 1991. Acoustic propagation through a turbulent atmosphere: Experimental characterization. *Journal of the Acoustical Society of America*, 90 (6): 3307-3313. http://dx.doi.org/10.1121/1.401441

Batchelor, G.K., 1967. *The Theory of Homogeneous Turbulence*. Cambridge University Press.

Baume, O.; Gauvreau, B.; Bérengier, M.; Junker, F.; Wackernagel, H.; Chilès, J.P., 2009. Geostatistical modeling of sound propagation: Principles and a field application experiment. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 126 (6): 2894-2904. http://dx.doi.org/10.1121/1.3243301

Becker, S.; Lienhart, H.; Durst, F., 2002. Flow around three-dimensional obstacles in boundary layers. *Journal of Wind Engeering and Industrial Aerodynamics*, 90 (4-5): 265-279. http://dx.doi.org/10.1016/S0167-6105(01)00209-4

Bellucci, P.; Fernandez, D.; La Monica, S.; Schirone, L., 2003. *Assessement of the photovoltaic potential on noise barriers along national roads in Italy*. Tokyo: Wcpec-3 Organizing Committee (*Proceedings of 3rd World Conference on Photovoltaic Energy Conversion, Vols a-C*).

Berdahl, P.; Bretz, S.E., 1997. Preliminary survey of the solar reflectance of cool roofing materials. *Energy and Buildings*, 25 (2): 149-158. http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788(96)01004-3

Bérengier, M.; Daigle, G.A., 1988. Diffraction of sound above a curved surface having an impedance discontinuity. *Journal of the Acoustical Society of America*, 84 (3): 1055-1060.

Bérengier, M.; Garai, M., 2001. A state-of-the-art of in-situ measurement of the sound absorption coefficient of road pavements. *International Congress of Acoustics*. Rome: 2001.

Bérengier, M.; Gauvreau, B.; Blanc-Benon, P.; Juvé, D., 2003. Outdoor sound propagation: A short review on analytical and numerical approaches. *Acta Acustica United with Acustica*, 89 (6): 980-991.

Berglund, B.; Hassmén, P.; Preis, A., 2002. Annoyance and spectral contrast are cues for similarity and preference of sounds. *Journal of Sound and Vibration*, 250 (1): 53-64. http://dx.doi.org/10.1006/jsvi.2001.3889

Bertolo, L.; Bourges, B., 1992. Données climatiques utilisées dans les programmes de simulation. In: Bertolo, L., ed. *Données climatiques utilisées dans le bâtiment*. Paris: Ed. Techniques Ingénieur, 24-28. http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/tiacg-archives-la-construction-responsable/download/b2015/1/donnees-climatiques-utilisees-dans-le-batiment.html

Betts, R., 2007. Implications of land ecosystem-atmosphere interactions for strategies for climate change adaptation and mitigation. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology*, 59 (3): 602-615. http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00284.x

Beyer, R.T., 1999. *Sounds of Our Times*. Springer-Verlag, New York.

Bhatti, S.S.; Tripathi, N.K., 2014. Built-up area extraction using Landsat 8 OLI imagery. *Giscience & Remote Sensing*, 51 (4): 445-467. http://dx.doi.org/10.1080/15481603.2014.939539

Blanc-Benon, P.; Juvé, D., 1996. Propagation of acoustic pulses in a turbulent refractive atmosphere. *Proc. 7th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*: 1996. ECL, 359-372.

Blumrich, R.; Heimann, D., 2002. A linearized Eulerian sound propagation model for studies of complex meteorological effects. *Journal of the Acoustical Society of America*, 112 (2): 446-455. http://dx.doi.org/10.1121/1.1485971

Blumrich, R.; Heimann, D., 2004. Numerical estimation of atmospheric approximation effects in outdoor sound propagation modelling. *Acustica united with Acta Acustica*, 90 (1): 24-37.

Bohm, R., 1998. Urban bias in temperature time series - A case study for the city of Vienna, Austria. *Climatic Change*, 38 (1): 113-128. http://dx.doi.org/10.1023/a:1005338514333

Bolin, K., 2009. Prediction Method for Wind-Induced Vegetation Noise. *Acta Acustica United with Acustica*, 95 (4): 607-619. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.918189

Botteldooren, D.; Lavandier, C.; Preis, A.; Dubois, D.; Aspuru, I.; Guastavino, C.; Brown, L.; Nilsson, M.; Andringa, T.C., 2011. Understanding urban and natural soundscapes. *Proc. Forum Acusticum, Aalborg (DK)*. 2011.

Bottyan, Z.; Kircsi, A.; Szegedi, S.; Unger, J., 2005. The relationship between built-up areas and the spatial development of the mean maximum urban heat island in Debrecen, Hungary. *International Journal of Climatology*, 25 (3): 405-418. http://dx.doi.org/10.1002/joc.1138

Boulanger, P.; Raspet, R.; Bass, H.E., 1995. Sonic boom propagation through a realistic turbulent atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 98 (6): 3412-3417. http://dx.doi.org/10.1121/1.413792

Bouyer, J., 2009. *Modélisation et simulation des microclimats urbains - Étude de l'impact de l'aménagement urbain sur les consommations énergétiques des bâtiments*. Thèse de doctorat (Sciences pour l'ingénieur : Spécialité : « Ambiances Architecturales et Urbaines »). Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Nantes: Ecole Polytechnique de l'Université de Nantes, 306 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00426508/document

Bozonnet, E.; Doya, M.; Allard, F., 2011. Cool roofs impact on building thermal response: A French case study. *Energy and Buildings*, 43 (11): 3006-3012. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.07.017

Brambilla, G.; Gallo, V.; Asdrubali, F.; D'Alessandro, F., 2013a. The perceived quality of soundscape in three urban parks in Rome. *Journal of the Acoustical Society of America*, 134 (1): 832-839. http://dx.doi.org/10.1121/1.4807811

Brambilla, G.; Maffei, L.; Di Gabriele, M.; Gallo, V., 2013b. Merging physical parameters and laboratory subjective ratings for the soundscape assessment of urban squares. *Journal of the Acoustical Society of America*, 134 (1): 782-790. http://dx.doi.org/10.1121/1.4768792

Brandao, E.; Lenzi, A.; Paul, S., 2015. A review of the in situ impedance and sound absorption measurement techniques. *Acta Acustica United with Acustica*, 101 (3): 443-463. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.918840

Brandsma, T.; Wolters, D., 2012. Measurement and Statistical Modeling of the Urban Heat Island of the City of Utrecht (the Netherlands). *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 51 (6): 1046-1060. http://dx.doi.org/10.1175/jamc-d-11-0206.1

Brebbia, C.A., 2001. *Boundary Element Methods in Acoustics*. New York.

Bretz, S.E.; Akbari, H., 1997. Long-term performance of high-albedo roof coatings. *Energy and Buildings*, 25 (2): 159-167. http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788(96)01005-5

Brocolini, L.; Lavandier, C.; Quoy, M.; Ribeiro, C., 2013. Measurements of acoustic environments for urban soundscapes: Choice of homogeneous periods, optimization of durations, and selection of indicators. *Journal of the Acoustical Society of America*, 134 (1): 813-821. http://dx.doi.org/10.1121/1.4807809

Brown, A.L.; Kang, J.; Gjestland, T., 2011. Towards standardization in soundscape preference assessment. *Applied Acoustics*, 72 (6): 387-392. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2011.01.001

Bruneau, M., 2008. *Fundamentals of Acoustics*. Hermès.

Bruse, M.; Fleer, H., 1998. Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. *Environmental Modelling & Software*, 13 (3-4): 373-384. http://dx.doi.org/10.1016/s1364-8152(98)00042-5

Bucur, V., 2010. *Urban Forest Acoustics*. Springer.

Buttstädt, M.; Sachsen, T.; Ketzler, G.; Merbitz, H.; Schneider, C., 2011. A new approach for highly resolved air temperature measurements in urban areas. *Atmospheric Measurement Techniques Discussions*, 4 (1): 1001-1019. http://dx.doi.org/10.5194/amtd-4-1001-2011

Buxton, R.T.; McKenna, M.F.; Mennitt, D.; Fristrup, K.M.; Crooks, K.R.; Angeloni, L.; Wittemyer, G., 2017. Noise pollution is pervasive in US protected areas. *Science*, 356 (6337): 531-533. http://dx.doi.org/10.1126/science.aah4783

Buyadi, S.N.A.; Mohd, W.; Misni, A., 2013. Green Spaces Growth Impact on the Urban Microclimate. In: Abbas, M.Y., ed. *Asia Pacific International Conference on Environment-Behaviour Studies*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Social and Behavioral Sciences), 547-557. http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.11.058

Ca, V.T.; Asaeda, T.; Abu, E.M., 1998. Reductions in air conditioning energy caused by a nearby park. *Energy and Buildings*, 29 (1): 83-92. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788(98)00032-2

Cain, J.E.; Collier, S.L.; Ostashev, V.E.; Wilson, D.K., 2015. Signal coherence of broadband sound propagation through a refractive and turbulent atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 137 (4): 2224-2224. http://dx.doi.org/10.1121/1.4920103

Can, A., 2015. Noise pollution indicators. *Environmental indicators*. Springer ed. Dordrecht, The Netherlands, 501-513.

Can, A.; Chevallier, E.; Nadji, M.; Leclercq, L., 2010a. Dynamic Traffic Modeling for Noise Impact Assessment of Traffic Strategies. *Acta Acustica United with Acustica*, 96 (3): 482-493. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.918301

Can, A.; Dekoninck, L.; Botteldooren, D., 2014. Measurement network for urban noise assessment: comparison of mobile measurement and spatial interpolation approaches. *Applied Acoustics*, 83: 32-39. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2014.03.012

Can, A.; Dekoninck, L.; Rademaker, M.; Van Renterghem, T.; De Baets, B.; Botteldooren, D., 2011. Noise measurements as proxies for traffic parameters in monitoring networks. *Science of the Total Environment*, 410-411: 198-204. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.053

Can, A.; Fortin, N.; Picaut, J., 2015a. Accounting for the effect of diffuse reflections and fittings within street canyons, on the sound propagation predicted by ray tracing codes. *Applied Acoustics*, 96: 83-93. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.03.013

Can, A.; Gauvreau, B., 2015. Describing and classifying urban sound environments with a relevant set of physical indicators. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 137 (1): 208-218. http://dx.doi.org/10.1121/1.4904555

Can, A.; Guillaume, G.; Gauvreau, B., 2015b. Noise Indicators to Diagnose Urban Sound Environments at Multiple Spatial Scales. *Acta Acustica United with Acustica*, 101 (5): 964-974. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.918891

Can, A.; Leclercq, L.; Lelong, J., 2008. Dynamic estimation of urban traffic noise: Influence of traffic and noise source representations. *Applied Acoustics*, 69 (10): 858-867. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2007.05.014

Can, A.; Leclercq, L.; Lelong, J.; Botteldooren, D., 2010b. Traffic noise spectrum analysis: Dynamic modeling vs. experimental observations. *Applied Acoustics*, 71 (8): 764-770. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2010.04.002

Can, A.; Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2012. Exploring the use of mobile sensors for noise and black carbon measurements in an urban environment. *Proc. Acoustics 2012*. Nantes. 2012.

Cao, X.; Onishi, A.; Chen, J.; Imura, H., 2010. Quantifying the cool island intensity of urban parks using ASTER and IKONOS data. *Landscape and Urban Planning*, 96 (4): 224-231. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.03.008

Carlson, T.N.; Sanchez-Azofeifa, G.A., 1999. Satellite remote sensing of land use changes in and around San Jose, Costa Rica. *Remote Sensing of Environment*, 70 (3): 247-256. http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(99)00018-8

Carnahan, W.H.; Larson, R.C., 1990. An analysis of an urban heat sink. *Remote Sensing of Environment*, 33 (1): 65-71. http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(90)90056-r

Carnielo, E.; Zinzi, M., 2013. Optical and thermal characterisation of cool asphalts to mitigate urban temperatures and building cooling demand. *Building and Environment*, 60: 56-65. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.11.004

Carpinello, S.; L'Hermite, P.; Bérengier, M.; Licitra, G., 2004. A new method to measure the acoustic surface impedance outdoors. *Radiation Protection Dosimetry*, 111 (4): 363-367. http://dx.doi.org/10.1093/rpd/nch055

Chang, C.-R.; Li, M.-H., 2014. Effects of urban parks on the local urban thermal environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13 (4): 672-681. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2014.08.001

Chapman, L.; Muller, C.; Young, D.; Warren, E.; Grimmond, S.; Cai, X.; Ferranti, E., 2015. Urban Meteorological Networks: The urban climatologists panacea? *9th International Conference on Urban Climate - 12th Symposium on the Urban Environment*. Toulouse, 20-24 juillet. http://www.meteo.fr/icuc9/LongAbstracts/default_067.html

Cheinet, S., 2012. A numerical approach to sound levels in near-surface refractive shadows. *Journal of the Acoustical Society of America*, 131 (3): 1946-1958. http://dx.doi.org/10.1121/1.3682058

Cheinet, S., 2014. Long-term, global-scale statistics of sound propagation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 135 (5): 2581-2590. http://dx.doi.org/10.1121/1.4869693

Cheinet, S.; Ehrhardt, L.; Juvé, D.; Blanc-Benon, P., 2012. Unified modeling of turbulence effects on sound propagation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 132 (6): 2198-2209. http://dx.doi.org/10.1121/1.4748584

Chen, B.; Yang, S.; Xu, X.D.; Zhang, W., 2014a. The impacts of urbanization on air quality over the Pearl River Delta in winter: roles of urban land use and emission distribution. *Theoretical and Applied Climatology*, 117 (1-2): 29-39. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-013-0982-1

Chen, F.; Kusaka, H.; Bornstein, R.; Ching, J.; Grimmond, C.S.B.; Grossman-Clarke, S.; Loridan, T.; Manning, K.W.; Martilli, A.; Miao, S.G.; Sailor, D.; Salamanca, F.P.; Taha, H.; Tewari, M.; Wang, X.M.; Wyszogrodzki, A.A.; Zhang, C.L., 2011. The integrated WRF/urban modelling system: development, evaluation, and applications to urban environmental problems. *International Journal of Climatology*, 31 (2): 273-288. http://dx.doi.org/10.1002/joc.2158

Chen, F.; Yang, X.; Zhu, W., 2014b. WRF simulations of urban heat island under hot-weather synoptic conditions: The case study of Hangzhou City, China. *Atmospheric Research*, 138: 364 - 377. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.12.005

Chen, H.; Ooka, R.; Huang, H.; Nakashirna, M., 2007. Study on the impact of buildings on the outdoor thermal environment based on a coupled simulation of convection, radiation, and conduction. *Ashrae Transactions*. Atlanta: Amer Soc Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engs (ASHRAE Transactions), 478-485.

Chen, H.; Ooka, R.; Huang, H.; Tsuchiya, T., 2009. Study on mitigation measures for outdoor thermal environment on present urban blocks in Tokyo using coupled simulation. *Building and Environment*, 44 (11): 2290-2299. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.03.012

Chernov, L.A., 1960. *Wave propagation in random media*. McGraw-Hill, New York.

Chevret, P.; Blanc-Benon, P.; Juvé, D., 1996. A numerical model for sound propagation through a turbulent atmosphere near the ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 100 (4): 3587-3599.

Chilès, J.P.; Delfiner, P., 2012. *Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty, 2nd Edition*. Wiley.

Cho, D.S.; Kim, J.H.; Manvell, D., 2007. Noise mapping using measured noise and GPS data. *Applied Acoustics*, 68 (9): 1054-1061.

Chobeau, P.; Guillaume, G.; Ecotière, D.; Dutilleux, G.; Picaut, J., 2014. Numerical and experimental studies of multiple scattering and ground effect related to sound propagation in forest. *Proc. Forum Acusticum, Cracovie (Pol)*. 2014.

Chow, A.H.F.; Li, S.; Szeto, W.Y.; Wang, D.Z.W., 2015. Modelling urban traffic dynamics based upon the variational formulation of kinematic waves. *Transportmetrica B: Transport Dynamics*, 3 (3): 169-191. http://dx.doi.org/10.1080/21680566.2015.1005559

Chudnovsky, A.; Ben-Dor, E.; Saaroni, H., 2004. Diurnal thermal behavior of selected urban objects using remote sensing measurements. *Energy and Buildings*, 36 (11): 1063-1074. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2004.01.052

Chun, B.; Guldmann, J.M., 2014. Spatial statistical analysis and simulation of the urban heat island in high-density central cities. *Landscape and Urban Planning*, 125: 76-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.016

Churkina, G.; Kuik, F.; Bonn, B.; Lauer, A.; Grote, R.; Tomiak, K.; Butler, T.M., 2017. Effect of VOC Emissions from Vegetation on Air Quality in Berlin during a Heatwave. *Environmental Science & Technology*, 51 (11): 6120-6130. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b06514

Clergeau, P.; Blanc, N., 2013. *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*. Paris: Éditions du Moniteur, 339 p.

Clifford, S.F.; Lataitis, R.J., 1983. Turbulence effects on acoustic wave propagation over a smooth surface. *Journal of the Acoustical Society of America*, 73 (5): 1545-1550.

Colombert, M., 2008. *Contribution à l'analyse de la prise en compte du climat urbain dans les différents moyens d'intervention sur la ville*. Thèse de Doctorat. Université Paris-Est, Marne la Vallée.

Comarazamy, D.E.; Gonzalez, J.E.; Luvall, J.C.; Rickman, D.L.; Bornstein, R.D., 2013. Climate Impacts of Land-Cover and Land-Use Changes in Tropical Islands under Conditions of Global Climate Change. *Journal of Climate*, 26 (5): 1535-1550. http://dx.doi.org/10.1175/jcli-d-12-00087.1

Cong, L.; Swiertz, D.; Bahia, H., 2013. Mix Design Factors to Reduce Noise in Hot-Mix Asphalt. *Transportation Research Record*, (2372): 17-24. http://dx.doi.org/10.3141/2372-03

Connelly, M.; Hodgson, M., 2013. Experimental investigation of the sound transmission of vegetated roofs. *Applied Acoustics*, 74 (10): 1136-1143. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.04.003

Cook, D.I.; Haverbeke, D.I.V., 2004. *Trees And Shrubs For Noise Abatement*. University Press of the Pacific.

Costanzo, V.; Evola, G.; Marletta, L., 2016. Energy savings in buildings or UHI mitigation? Comparison between green roofs and cool roofs. *Energy and Buildings*, 114: 247-255. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.04.053

Coutts, A.M.; Daly, E.; Beringer, J.; Tapper, N.J., 2013a. Assessing practical measures to reduce urban heat: Green and cool roofs. *Building and Environment*, 70: 266-276. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.08.021

Coutts, A.M.; Tapper, N.J.; Beringer, J.; Loughnan, M.; Demuzere, M., 2013b. Watering our cities. *Progress in Physical Geography*, 37 (1): 2-28. http://dx.doi.org/10.1177/0309133312461032

Cramond, A.J.; Don, C.G., 1987. Effects of moisture content on soil impedance. *Journal of the Acoustical Society of America*, 82 (1): 293-301.

Cressie, N., 1993. *Statistics for spatial data*. Wiley & Sons (*Wiley series in probability and mathematical statistics*), 900 p.

CSTB; France, M.; APUR; APC, 2012. *Projet EPICEA - 2008-2012 - Etude Pluridisciplinaire des Impacts du Changement climatique à l'Echelle de l'Agglomération parisienne*: Mairie de Paris, 29 p. http://www.umr-cnrm.fr/IMG/pdf/epicea-rapport-final_v4.pdf

CSTB; Gandemer, J.; Guyot, A., 1981. *La protection contre le vent, aérodynamique des brise-vent et conseils pratiques*. Paris: CSTB, 123 p.

Curé, C.; Aubin, T.; Mathevon, N., 2011. Sex discrimination and mate recognition by voice in the Yelkouan shearwater Puffinus yelkouan. *Bioacoustics*, 20: 235-250.

D'Hondt, E.; Stevens, M.; Jacobs, A., 2013. Participatory noise mapping works! An evaluation of participatory sensing as an alternative to standard techniques for environmental monitoring. *Pervasive and Mobile Computing*, 9 (5): 681-694. http://dx.doi.org/10.1016/j.pmcj.2012.09.002

Daigle, G.A., 1979. Effects of atmopsheric turbulence on the interfrence of sound waves above a finite impedance boundary. *Journal of the Acoustical Society of America*, 65 (1): 45-49.

Daigle, G.A., 1980. Correlation of the phase and amplitude fluctuations between direct and ground-reflected sound. *Journal of the Acoustical Society of America*, 68 (1): 297-302. http://dx.doi.org/10.1121/1.384593

Daigle, G.A.; Nicolas, J.; Berry, J.L., 1985. Propagation of noise above ground having an impedance discontinuity. *Journal of the Acoustical Society of America*, 77 (1): 127-138. http://dx.doi.org/10.1121/1.392276

Daigle, G.A.; Piercy, J.E.; Embleton, T.F.W., 1978. Effects of atmopsheric turbulence on the interference of sound waves near a hard boundary. *Journal of the Acoustical Society of America*, 64 (2): 622-630.

Daigle, G.A.; Piercy, J.E.; Embleton, T.F.W., 1983. Line-of-sight propagation through atmospheric turbulence near the ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 74 (3): 1505-1513.

Davenport, W.B.; Root, W.L., 1958. *An introduction to the theory of random signals and noise*. McGraw-Hill, New York.

Davies, W.J.; Adams, M.D.; Bruce, N.S.; Cain, R.; Carlyle, A.; Cusack, P.; Hall, D.A.; Hume, K.I.; Irwin, A.; Jennings, P.; Marselle, M.; Plack, C.J.; Poxon, J., 2013. Perception of soundscapes: An interdisciplinary approach. *Applied Soundscapes: Recent Advances in Soundscape Research*, 74 (2): 224-231. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2012.05.010

de Abreu-Harbicha, L.V.; Labakia, L.C.; Matzarakis, A., 2015. Effect of tree planting design and tree species on human thermal comfort in the tropics. *Landscape and Urban Planning*, 138: 99-109. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.02.008

De Ridder, K.; Lefebre, F.; Adriaensen, S.; Arnold, U.; Beckroege, W.; Bronner, C.; Damsgaard, O.; Dostal, I.; Dufek, J.; Hirsch, J.; Int Panis, L.; Kotek, Z.; Ramadier, T.; Thierry, A.; Vermoote, S.; Wania, A.; Weber, C., 2008a. Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part I: Reproducing the base state. *Atmospheric Environment*, 42 (30): 7059-7069. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.06.045

De Ridder, K.; Lefebre, F.; Adriaensen, S.; Arnold, U.; Beckroege, W.; Bronner, C.; Damsgaard, O.; Dostal, I.; Dufek, J.; Hirsch, J.; Int Panis, L.; Kotek, Z.; Ramadier, T.; Thierry, A.; Vermoote, S.; Wania, A.; Weber, C., 2008b. Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part II: Development and evaluation of an urban growth scenario. *Atmospheric Environment*, 42 (30): 7070-7077. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.06.044

de Souza, D.O.; Alvala, R.C.D.; do Nascimento, M.G., 2016. Urbanization effects on the microclimate of Manaus: A modeling study. *Atmospheric Research*, 167: 237-248. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.08.016

Decky, M.; Trojanova, M.; Remek, L.; Jaty, L.; Sgem, 2012. Noise polution from roundabut traffic in the outer environment of built-up areas of towns. *12th International Multidisciplinary Scientific Geoconference, SGEM 2012, Vol. IV*. Sofia: Stef92 Technology Ltd (International Multidisciplinary Scientific GeoConference-SGEM), 927-934.

Defreville, B.; Philippe, P.; Lavandier, C.; Francoise, Y., 2007. Objective Representation of Urban Soundscape: Application to a Parisian Neighbourhood. *Proc. Internoise 2007*. Istambul. 2007.

Dekoninck, L.; Botteldooren, D.; Panis, L., 2012. Guide for part noise sensing based on analysis of high quality mobile noise measurements. *Proc. Internoise 2012*. New-York (USA). 2012.

Delaitre, P.; Le Gall, E.; Bredeloux, C.; Gervreau, E.; Pruvost, J.; Lavandier, C., 2010. Étude lexicographique de la notion de calme du XVIe siècle à nos jours. *Proc. 10ème Congrès Français d'Acoustique, Lyon (F), 12-16 avril 2010.* 2010, -. http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00546836

Delany, M.E.; Bazley, E.N., 1970. Acoustical properties of fibrous absorbent materials. *Applied Acoustics*, 3 (2): 105-116.

Di Ioro, D.; Farmer, D.M., 1998. Separation of current and sound speed in the effective refractive index for a turbulent environment using reciprocal acoustic transmission. *Journal of the Acoustical Society of America*, 103 (1): 321-329.

Ding, L.; Van Renterghem, T.; Botteldooren, D.; Horoshenkov, K.V.; Khan, A., 2013. Sound absorption of porous substrates covered by foliage: Experimental results and numerical predictions. *Journal of the Acoustical Society of America*, 134 (6): 4599-4609. http://dx.doi.org/10.1121/1.4824830

Doick, K.J.; Peace, A.; Hutchings, T.R., 2014. The role of one large greenspace in mitigating London's nocturnal urban heat island. *Science of the Total Environment*, 493: 662-671. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.048

Dou, H.Y.; Zhao, X.Y., 2011. Climate change and its human dimensions based on GIS and meteorological statistics in Pearl River Delta, Southern China. *Meteorological Applications*, 18 (1): 111-122. http://dx.doi.org/10.1002/met.219

Dousset, B.M., 1992. *Remote sensing of urban microclimates and their relationship to land use: A case study of the Los Angeles Basin*. Ph.D. University of California, Los Angeles. 178 p.

Doya, M., 2010. *Analyse de l'impact des propriétés radiatives de façades pour la performance énergétique de bâtiments d'un environnement urbain dense*. Thèse de Doctorat (Génie civil). Université de La Rochelle, 257 p. http://hal.archives-ouvertes.fr/tel-00537691v2/document

Doya, M.; Bozonnet, E.; Allard, F., 2012. Experimental measurement of cool facades' performance in a dense urban environment. *Energy and Buildings*, 55: 42-50. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.11.001

Dubois, G.; Cesbron, J.; Yin, H.P.; Anfosso-Ledee, F., 2012. Numerical evaluation of tyre/road contact pressures using a multi-asperity approach. *International Journal of Mechanical Sciences*, 54 (1): 84-94. http://dx.doi.org/10.1016/j.ijmecsci.2011.09.010

Dupont, S.; Mestayer, P.G., 2006. Parameterization of the urban energy budget with the submesoscale soil model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 45 (12): 1744-1765. http://dx.doi.org/10.1175/jam2417.1

Dupont, S.; Otte, T.L.; Ching, J.K.S., 2004. Simulation of meteorological fields within and above urban and rural canopies with a mesoscale model (MM5). *Boundary-Layer Meteorology*, 113 (1): 111-158. http://dx.doi.org/10.1023/B:BOUN.0000037327.19159.ac

Dutilleux, G.; Defrance, J.; Ecotiere, D.; Gauvreau, B.; Berengier, M.; Besnard, F.; Le Duc, E., 2010. NMPB-Routes-2008: The Revision of the French Method for Road Traffic Noise Prediction. *Acta Acustica United with Acustica*, 96 (3): 452-462. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.918298

Dutilleux, G.; Picaut, J., 2011. *Projet ANR Eval-PDU - Synthèse bibliographique sur la modélisation des sources sonores en milieu urbain*: Ifsttar. OR 11R106 PLUME.

Ecotière, D., 2012. Estimation of uncertainties due to the wind-induced noise in a screened microphone. *Proc. Acoustics 2012*. Nantes. 2012.

Ecotière, D., 2015. Can we really predict wind turbine noise with only one point source? *Proc. Intern. Conf. on Wind Turbine Noise, Denver (USA)*. 2015.

Eeftens, M.; Beekhuizen, J.; Beelen, R.; Wang, M.; Vermeulen, R.; Brunekreef, B.; Huss, A.; Hoek, G., 2013. Quantifying urban street configuration for improvements in air pollution models. *Atmospheric Environment*, 72: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.007

Efthymiou, C.; Santamouris, M.; Kolokotsa, D.; Koras, A., 2016. Development and testing of photovoltaic pavement for heat island mitigation. *Solar Energy*, 130: 148-160. http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2016.01.054

Eliasson, I., 1991. Urban geometry, surface-temperature and air-temperature. *Energy and Buildings*, 15 (1-2): 141-145. http://dx.doi.org/10.1016/0378-7788(90)90125-3

Eliasson, I., 1996. Urban nocturnal temperatures, street geometry and land use. *Atmospheric Environment*, 30 (3): 379-392. http://dx.doi.org/10.1016/1352-2310(95)00033-x

Embleton, T.F.W., 1963. Sound propagation in homogeneous deciduous and evergreen woods. *Journal of the Acoustical Society of America*, 35 (8): 1119-1125. http://dx.doi.org/ 10.1121/1.1918662

Embleton, T.F.W.; Piercy, J.E.; Daigle, G.A., 1983. Effective flow resistivity of ground surface determined by acoustical measurements. *Journal of the Acoustical Society of America*, 74 (4): 1239-1244.

Emmanuel, R., 2005. Thermal comfort implications of urbanization in a warm-humid city: the Colombo Metropolitan Region (CMR), Sri Lanka. *Building and Environment*, 40 (12): 1591-1601. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2004.12.004

Emmanuel, R.; Loconsole, A., 2015. Green infrastructure as an adaptation approach to tackling urban overheating in the Glasgow Clyde Valley Region, UK. *Landscape and Urban Planning*, 138: 71-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.02.012

Erell, E.; Pearlmutter, D.; Boneh, D.; Kutiel, P.B., 2014. Effect of high-albedo materials on pedestrian heat stress in urban street canyons. *Urban Climate*, 10: 367-386. http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2013.10.005

Fahmy, M.; Sharples, S., 2009. On the development of an urban passive thermal comfort system in Cairo, Egypt. *Building and Environment*, 44 (9): 1907-1916. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.01.010

Fahy, F.J., 2000. *Foundations of engineering acoustics*. Academic Press.

Fan, Q.; Lan, J.; Liu, Y.M.; Wang, X.M.; Chan, P.W.; Hong, Y.Y.; Feng, Y.R.; Liu, Y.X.; Zeng, Y.J.; Liang, G.X., 2015. Process analysis of regional aerosol pollution during spring in the Pearl River Delta region, China. *Atmospheric Environment*, 122: 829-838. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.09.013

Fan, Y.; Zhiyi, B.; Zhujun, Z.; Jiani, L., 2010. The Investigation of Noise Attenuation by Plants and the Corresponding Noise-Reducing Spectrum. *Journal of Environmental Health*, 72 (8): 8-15.

Fang, C.F.; Ling, D.L., 2003. Investigation of the noise reduction provided by tree belts. *Landscape and Urban Planning*, 63: 187-195.

Fastl, H.; Zwicker, E., 2007. *Psychoacoustics - Facts and models*. Springer.

Faure, O.; Gauvreau, B.; Junker, F.; Lafon, P.; Bourlier, C., 2016. Modelling of random ground roughness by an effective impedance and application to time-domain methods. *Journal of the Acoustical Society of America*.

Fégeant, O., 1999a. Wind-induced vegetation noise. Part I: A prediction model. *Acta Acustica United with Acustica*, 85 (2): 228-240.

Fégeant, O., 1999b. Wind-induced vegetation noise. Part II: Field measurements. *Acta Acustica United with Acustica*, 85 (2): 241-249.

Fillol, C.; Poisson, F., 2014. Infrastructure ferroviaire : bruit émis par les matériels roulants ferrés et pneumatiques. *Acoustique & Techniques*, 77.

Foken, T., 2008. *Micrometeorology*. Berlin Heiddelberg, Germany: Springer-Verlag.

Forssén, J.; Hornikx, M.; Botteldooren, D.; Wei, W.; Van Renterghem, T.; Ogren, M., 2014. A model of sound scattering by atmospheric turbulence for use in noise mapping calculations. *Acta Acustica United with Acustica*, 100 (5): 810-816.

Forssén, J.; Ogren, M., 2002. Thick barrier noise-reduction in the presence of atmospheric turbulence: measurements and numerical modelling. *Applied Acoustics*, 63 (2): 173-187.

Fusaro, L.; Marando, F.; Sebastiani, A.; Capotorti, G.; Blasi, C.; Copiz, R.; Congedo, L.; Munafò, M.; Ciancarella, L.; Manes, F., 2017. Mapping and Assessment of PM10 and O3 Removal by Woody Vegetation at Urban and Regional Level. *Remote Sensing*, 9 (8): 791. http://dx.doi.org/10.3390/rs9080791

Gago, E.J.; Roldan, J.; Pacheco-Torres, R.; Ordonez, J., 2013. The city and urban heat islands: A review of strategies to mitigate adverse effects. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 25: 749-758. http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.057

Gal, T.; Lindberg, F.; Unger, J., 2009. Computing continuous sky view factors using 3D urban raster and vector databases: comparison and application to urban climate. *Theoretical and Applied Climatology*, 95 (1-2): 111-123. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-007-0362-9

Galbrun, L.; Calarco, F.M.A., 2014. Audio-visual interaction and perceptual assessment of water features used over road traffic noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 136 (5): 2609-2620.

Galindo, M.; Havelock, D., 1996. Temporal coherence of a sound field in the turbulent atmosphere near the ground. *Proc. 7th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1996.

Galperin, B.; Orszag, S.A., 1993. *Large Eddy Simulation of Complex Engineering and Geophysical Flows*. Cambridge University Press.

Gandemer, J.; Guyot, A., 1976. *Intégration du phénomène vent dans la conception du milieu bâti*. CSTB.

Garai, M., 1993. Measurement of the sound-absorption coefficient in situ: the reflection method using periodic pseudo-random sequences of maximum length. *Applied Acoustics*, 39: 119-139.

Garrat, J., 1992. *The atmospheric Boundary Layer*. Cambridge University Press.

Gastellu-Etchegorry, J.P.; Zagolski, F.; Romier, J., 1996. A simple anisotropic reflectance model for homogeneous multilayer canopies. *Remote Sensing of Environment*, 57 (1): 22-38. http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(95)00221-9

Gauvreau, B., 2013. Long-term experimental database for environmental acoustics. *Applied Acoustics*, 74 (7): 958-967. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.01.008

Gauvreau, B.; Berengier, M.; Blanc-Benon, P.; Depollier, C., 2002. Traffic noise prediction with the parabolic equation method: Validation of a split-step Pad[e-acute] approach in complex environments. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 112 (6): 2680-2687. http://dx.doi.org/10.1121/1.1509074

Gauvreau, B.; Ecotière, D.; Lefèvre, H.; Bonhomme, B., 2009. *Propagation acoustique en milieu extérieur complexe – Caractérisation expérimentale in-situ des conditions micrométéorologiques – Éléments méthodologiques et métrologiques*. (*Coll. Études et Recherches des Laboratoires des Ponts et Chaussées*).

Gauvreau, B.; Guillaume, G.; Can, A.; Lemonsu, A.; Masson, V.; Carissimo, B.; Richard, I.; Haouès-Jouve, S., 2016. Environmental quality at district scale: A transdisciplinary approach within the EUREQUA project. *First International Conference on Urban Physics (FICUP), 26-30 September 2016*. 2016. B. Beckers, T. Pico, S. Jimenez.

Gauvreau, B.; Guillaume, G.; L'Hermite, P., 2012. Rôle du végétal dans le développement urbain durable: une approche par les enjeux liés à la climatologie, l'hydrologie, la maîtrise de l'énergie et les ambiances. *Echo Bruit*, (136): 46-53.

Gentle, A.R.; Aguilar, J.L.C.; Smith, G.B., 2011. Optimized cool roofs: Integrating albedo and thermal emittance with R-value. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 95 (12): 3207-3215. http://dx.doi.org/10.1016/j.solmat.2011.07.018

Ghosh, D.; Lahiri, M.B.; Tudu, B.; Deb, A.; Majumder, A.; Bose, A.N.; Chakrabarty, D., 2012. Assessment of real time traffic noise attenuation by tree belts within Kolkata city (India). *Journal of environmental science & engineering*, 54 (3): 401-405.

Gilbert, K.E.; Raspet, R.; Di, X., 1990. Calculation of turbulence effects in an upward-refracting atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 87 (5): 2428-2437.

Glé, P.; Ecotière, D.; Gauvreau, B.; Boittin, R.; Lefèvre, H.; Lunain, D., 2015. Uncertainty of an in situ method for measuring ground acoustic impedance. *Proc. Internoise 2015*. San Francisco (USA), 9-12 december. 2015.

Goedecke, G.H.; Auvermann, H.J., 1997. Acoustic scattering by atmospheric turbules. *Journal of the Acoustical Society of America*, 102 (2): 759-771.

Goedecke, G.H.; Ostashev, V.E.; Wilson, D.K.; Auvermann, H.J., 2004. Quasi-wavelets model of von-Karman spectrum of turbulent velocity fluctuations. *Boundary-Layer Meteorology*, 112 (1): 33-56.

Goedecke, G.H.; Wilson, D.K.; Ostashev, V.E., 2006. Quasi-wavelets models of turbulent temperature fluctuations. *Boundary-Layer Meteorology*, 120 (1): 1-23.

Goh, K.C.; Chang, C.H., 1999. The relationship between height to width ratios and the heat island intensity at 22 : 00 h for Singapore. *International Journal of Climatology*, 19 (9): 1011-1023. http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1097-0088(199907)19:9<1011::aid-joc411>3.0.co;2-u

Grimmond, C.S.B.; Blackett, M.; Best, M.J.; Baik, J.J.; Belcher, S.E.; Beringer, J.; Bohnenstengel, S.I.; Calmet, I.; Chen, F.; Coutts, A.; Dandou, A.; Fortuniak, K.; Gouvea, M.L.; Hamdi, R.; Hendry, M.; Kanda, M.; Kawai, T.; Kawamoto, Y.; Kondo, H.; Krayenhoff, E.S.; Lee, S.H.; Loridan, T.; Martilli, A.; Masson, V.; Miao, S.; Oleson, K.; Ooka, R.; Pigeon, G.; Porson, A.; Ryu, Y.H.; Salamanca, F.; Steeneveld, G.J.; Tombrou, M.; Voogt, J.A.; Young, D.T.; Zhang, N., 2011. Initial results from Phase 2 of the international urban energy balance model comparison. *International Journal of Climatology*, 31 (2): 244-272. http://dx.doi.org/10.1002/joc.2227

Grimmond, C.S.B.; Blackett, M.; Best, M.J.; Barlow, J.; Baik, J.J.; Belcher, S.E.; Bohnenstengel, S.I.; Calmet, I.; Chen, F.; Dandou, A.; Fortuniak, K.; Gouvea, M.L.; Hamdi, R.; Hendry, M.; Kawai, T.; Kawamoto, Y.; Kondo, H.; Krayenhoff, E.S.; Lee, S.H.; Loridan, T.; Martilli, A.; Masson, V.; Miao, S.; Oleson, K.; Pigeon, G.; Porson, A.; Ryu, Y.H.; Salamanca, F.; Shashua-Bar, L.; Steeneveld, G.J.; Tombrou, M.; Voogt, J.; Young, D.; Zhang, N., 2010. The International Urban Energy Balance Models Comparison Project: First Results from Phase 1. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 49 (6): 1268-1292. http://dx.doi.org/10.1175/2010jamc2354.1

Grimmond, C.S.B.; Cleugh, H.A.; Oke, T.R., 1991. An objective urban heat storage model and its comparison with other schemes. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, 25 (3): 311 - 326. http://dx.doi.org/10.1016/0957-1272(91)90003-W

Grimmond, C.S.B.; Oke, T.R., 1999. Heat storage in urban areas: Local-scale observations and evaluation of a simple model. *Journal of Applied Meteorology*, 38 (7): 922-940. http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1999)038<0922:hsiual>2.0.co;2

Grimmond, C.S.B.; Oke, T.R., 2002. Turbulent heat fluxes in urban areas: Observations and a local-scale urban meteorological parameterization scheme (LUMPS). *Journal of Applied Meteorology*, 41 (7): 792-810. http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(2002)041<0792:thfiua>2.0.co;2

Grimmond, C.S.B.; Potter, S.K.; Zutter, H.N.; Souch, C., 2001. Rapid methods to estimate sky-view factors applied to urban areas. *International Journal of Climatology*, 21 (7): 903-913. http://dx.doi.org/10.1002/joc.659

Groleau, D.; Fragnaud, F.; Rosant, J.-M., 2003. Simulation of the Radiative Behaviour of an Urban Quarter of Marseille with the SOLENE Model'. *Fifth International Conference on Urban Climate, Lodz, Pologne*, 1-5. http://meteo.geo.uni.lodz.pl/icuc5/text/O_19_3.pdf

Groleau, D.; Mestayer, P.G., 2013. Urban Morphology Influence on Urban Albedo: A Revisit with the SOLENE Model. *Boundary-Layer Meteorology*, 147 (2): 301-327. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-012-9786-6

Guastavino, C., 2006. The ideal urban soundscape: Investigating the sound quality of French cities. *Acta Acustica United with Acustica*, 92 (6): 945-951.

Guillaume, G.; Aumond, P.; Gauvreau, B.; Dutilleux, G., 2014a. Application of the transmission line matrix method for outdoor sound propagation modelling – Part 1: Model presentation and evaluation. *Applied Acoustics*, 76: 113-118. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.07.011

Guillaume, G.; Ayrault, C.; M. Bérengier, M.; Calmet, I.; Gary, V.; Gaudin, D.; Gauvreau, B.; L'Hermitte, P.; Lihoreau, B.; Perret, L.; Picaut, J.; Rosant, J.M.; Sini, J.F., 2010. Micrometeorological effects on urban sound propagation: A numerical and experimental study. *10th Urban Environment Symposium Urban Futures for a Sustainable World*. Gothenburg, Suède, June 9-11, 10 p.

Guillaume, G.; Bensalma, A.; Gauvreau, B.; Musy, M.; Szucs, A., 2014b. Ambiances urbaines, approches physiques. In: Musy, M., ed. *Une ville verte. Les rôles du végétal en ville.* Quae ed. Versailles, France (Synthèses), 95-119. http://www.quae.com/fr/r3400-une-ville-verte.html

Guillaume, G.; Can, A.; Bocher, E., 2015a. *State of the art of mobile measurements in relation to environmental noise description*: EU (Energic OD project).

Guillaume, G.; Can, A.; Petit, G.; Fortin, N.; Palominos, S.; Gauvreau, B.; Bocher, E.; Picaut, J., 2016. Noise mapping based on participative measurements. *Noise Mapping*, 3 (1): 140-156. http://dx.doi.org/10.1515/noise-2016-0011

Guillaume, G.; Gauvreau, B.; Bérengier, M.; Gary, V.; Gaudin, D.; L'Hermite, P.; Lihoreau, B.; Picaut, J.; Piquet, T.; Rosant, J.M., 2011. A numerical and experimental study of micrometeorological effects on urban sound propagation. *Proc. Internoise 2011*. 2011, 104-109. http://www.ingentaconnect.com/content/ince/incecp/2011/00002011/00000008/art00015

Guillaume, G.; Gauvreau, B.; L'Hermite, P., 2014c. Estimation expérimentale des propriétés acoustiques de surfaces végétalisées : influences de la variabilité spatiale et de la configuration de mesure. *Acoustique & Techniques*, (76): 22-26.

Guillaume, G.; Gauvreau, B.; L'Hermite, P., 2015b. Numerical study of the impact of vegetation coverings on sound levels and time decays in a canyon street model. *Science of the Total Environment*, 502: 22-30. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.111

Gunawardena, K.R.; Wells, M.J.; Kershaw, T., 2017. Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Science of the Total Environment*, 584: 1040 - 1055. http://dx.doi.org/10.1016/jscitotenv.2017.01.158

Haeger-Eugensson, M.; Holmer, B., 1999. Advection caused by the urban heat island circulation as a regulating factor on the nocturnal urban heat island. *International Journal of Climatology*, 19 (9): 975-988. http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1097-0088(199907)19:9<975::aid-joc399>3.0.co;2-j

Hamdi, R.; Masson, V., 2008. Inclusion of a Drag Approach in the Town Energy Balance (TEB) Scheme: Offline 1D Evaluation in a Street Canyon. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47 (10): 2627-2644. http://dx.doi.org/10.1175/2008jamc1865.1

Hamet, J.F.; Bérengier, M., 1993. *Acoustical characteristics of porous pavements: a new phenomenological model*. Antwerp: Koninklijke Vlaamse Ingenieurs Vereniging (*Inter-Noise 93 - People Versus Noise, Vols 1-3*).

Hart, C.R.; Wilson, D.K., 2015. Wind-induced noise based upon stability dependent turbulent velocity spectrum models. *Journal of the Acoustical Society of America*, 137 (4): 2260-2260.

Hart, M.; Sailor, D., 2009. Quantifying the influence of land-use and surface characteristics on spatial variability in the urban heat island. *Theoretical and Applied Climatology*, 95 (3-4): 397-406. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-008-0017-5

Hathway, E.A.; Sharples, S., 2012. The interaction of rivers and urban form in mitigating the Urban Heat Island effect: A UK case study. *Building and Environment*, 58: 14-22. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.06.013

Havelock, D.; Stinson, M.R.; Daigle, G.A., 1998. Measurements of the two-frequency mutual coherence function for sound propagation through a turbulent atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 104 (1): 91-99.

He, L.J.; Hang, J.; Wang, X.M.; Lin, B.R.; Li, X.H.; Lan, G.D., 2017. Numerical investigations of flow and passive pollutant exposure in high-rise deep street canyons with various street aspect ratios and viaduct settings. *Science of the Total Environment*, 584: 189-206. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.138

Heimann, D., 2003. Numerical Simulations of wind and sound propagation through an idealised stand of trees. *Acustica united with Acta Acustica*, 89 (5): 779-788.

Heimann, D., 2007. Three-dimensional linearised Euler model simulations of sound propagation in idealised urban situations with wind effects. *Applied Acoustics*, 68 (2): 217-237. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2005.10.002

Heimann, D.; Blumrich, R., 2004. Time-domain simulations of sound propagation through screen-induced turbulence. *Applied Acoustics*, 65 (6): 561-582. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2003.09.007

Heimann, D.; Gross, G., 1999. Coupled simulation of meteorological parameters and sound level in a narrow valley. *Applied Acoustics*, 56 (2): 73-100. http://dx.doi.org/10.1016/S0003-682X(98)00018-8

Hendarti, R.; Sjarifudin, F.U., 2016. Form Finding of PV Roof Top Using Parametric Study. In: Wong, N.H.; Jusuf, S.K., eds. *Fourth International Conference on Countermeasures to Urban Heat Island*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Engineering), 416-421. http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2016.10.051

Hendel, M., 2015. *Pavement-Watering in Cities for Urban Heat Island Mitigation and Climate Change Adaptation*. Thèse de doctorat (Sciences pour l'ingénieur). Université Paris Diderot Paris 7, 189 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01258289/document

Heusinkveld, B.G.; Steeneveld, G.J.; van Hove, L.W.A.; Jacobs, C.M.J.; Holtslag, A.A.M., 2014. Spatial variability of the Rotterdam urban heat island as influenced by urban land use. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 119 (2): 677-692. http://dx.doi.org/10.1002/2012jd019399

Heutschi, K., 1995. A simple method to evaluate the increase of traffic noise emission level due to buildings, for a long straight street. *Applied Acoustics*, 44 (3): 259-274.

Heutschi, K., 2011. Incoherence factor as descriptor for the diffusivity of building facades. *Acta Acustica United with Acustica*, 97 (3): 933-939.

Heutschi, K.; Pieren, M.; Manyoky, M.; Hayek, U.W.; Eggenschwiler, K., 2014. Auralization of wind turbine noise: Propagation filtering and vegetation noise synthesis. *Acta Acustica United with Acustica*, 100: 13-24.

Hikerson, M.; Delsanto, P.P.; Baltra, N.K.; Matic, P., 2004. Modelling and simulation of acoustic wave propagation in locally resonant sonic materials. *Ultrasonics*, 42 (1-9): 231-235. http://dx.doi.org/10.1016/j.ultras.2004.01.014

Hinkel, K.M.; Nelson, F.E.; Klene, A.F.; Bell, J.H., 2003. The urban heat island in winter at Barrow, Alaska. *International Journal of Climatology*, 23 (15): 1889-1905. http://dx.doi.org/10.1002/joc.971

Hinze, J.O., 1975. *Turbulence*. New-York.

Hirsch, K.W., 1998. On the influence of local ground reflections on sound levels from distant blasts at large distances. *Noise Control Engineering Journal*, 46 (5): 215-226.

Högström, U., 1996. Review of some basic characteristics of the atmospheric surface layer. *Boundary-Layer Meteorology*, 78: 215-246.

Hole, L.R.; Hauge, G., 2003. Simulation of a morning air temperature inversion break-up in complex terrain and the influence on sound propagation on a local scale. *Applied Acoustics*, 64 (4): 401-414. http://dx.doi.org/10.1016/S0003-682X(02)00104-4

Hole, L.R.; Mohr, H.M., 1999. Modeling of sound propagation in the atmospheric boundary layer: Application of the MIUU mesoscale model. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 104 (D10): 11891-11901. http://dx.doi.org/10.1029/1999JD900016

Holmer, B.; Thorsson, S.; Linden, J., 2013. Evening evapotranspirative cooling in relation to vegetation and urban geometry in the city of Ouagadougou, Burkina Faso. *International Journal of Climatology*, 33 (15): 3089-3105. http://dx.doi.org/10.1002/joc.3561

Horoshenkov, K.; Mohamed, M., 2006. Experimental investigation of the effects of water saturation on the acoustic admittance of sandy soils. *Journal of the Acoustical Society of America*, 120 (4): 1910-1921.

Horoshenkov, K.V.; Khan, A.; Benkreira, H., 2013. Acoustic properties of low growing plants. *Journal of the Acoustical Society of America*, 133 (5): 2554-2565. http://dx.doi.org/10.1121/1.4798671

Horoshenkov, V.K.; Hothersall, C.D.; Mercy, E.S., 1999. Scale Modelling of Sound Propagation in a City Street Canyon. *Journal of Sound and Vibration*, 223 (5): 795-819. http://dx.doi.org/10.1006/jsvi.1999.2157

Hothersall, D.C.; Horoshenkov, K.V., 1996. Numerical modelling of the sound field near a tall building with balconies near a road. *Journal of Sound and Vibration*, 148 (4): 507-515.

Hoyano, A.; Iino, A.; Ono, M.; Tanighchi, S., 1999. Analysis of the influence of urban form and materials on sensible heat flux - a case study of Japan's largest housing development "Tama New Town". *Atmospheric Environment*, 33 (24-25): 3931-3939. http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(99)00135-1

Huang, Y., 2010. *Methodology of climatic design of urban district for buildings energy efficiency*. These de doctorat. Ecole d'Architecture de Nantes.

Huisman, W.H.T., 1985. Microclimate influence on sound propagation in vegetations. *Proc. Internoise 1985*. 1985, 453-456.

Huisman, W.H.T.; Attenborough, K., 1991. Reverberation and attenuation in a pine forest. *Journal of the Acoustical Society of America*, 90 (5): 2664-2677.

Idczak, M.; Mestayer, P.; Rosant, J.-M.; Sini, J.-F.; Violleau, M., 2007. Micrometeorological measurements in a street canyon during the joint ATREUS-PICADA experiment. *Boundary-Layer Meteorology*, 124 (1): 25-41. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-006-9095-z

Ingard, U., 1953. A review on the influence of meteorological conditions on sound propagation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 25 (1): 405-411.

Ingard, U.; Maling, G.C., 1963. On the effect of atmospheric turbulence on sound propagation over ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 35 (3): 1056-1058.

Irvine, K.; Devine-Wright, P.; Payne, S.; Fuller, R.; Painter, B.; Gaston, K., 2009. Green space, soundscape and urban sustainability: an interdisciplinary, empirical study. *Local Environment*, 14 (2): 155-172. http://dx.doi.org/10.1080/13549830802522061

Ishimaru, A., 1978. *Wave propagation and scattering in random media*. Academic Press.

Ishizuka, T.; Fujiwara, K., 2012. Traffic noise reduction at balconies on a high-rise building façade. *Journal of the Acoustical Society of America*, 131 (3): 2110-2117.

Ismail, M.R., 2013. Quiet environment: Acoustics of vertical green wall systems of the Islamic urban form. *Frontiers of Architectural Research*, 2 (2): 162-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.foar.2013.02.002

Ismail, M.R.; Oldham, D., 2005. A scale model investigation of sound reflection from building façades. *Applied Acoustics*, 66: 123-147.

Jean, P.; Defrance, J., 2015. Sound Propagation in Rows of Cylinders of Infinite Extent: Application to Sonic Crystals and Thickets Along Roads. *Acta Acustica United with Acustica*, 101 (3): 474-483.

Jeon, J.Y.; Hong, J.Y.; Lee, P.J., 2013. Soundwalk approach to identify urban soundscapes individually. *Journal of the Acoustical Society of America*, 134 (1): 803-812.

Jeon, J.Y.; Lee, P.J.; Hong, J.Y.; Cabrera, D., 2011. Non-auditory factors affecting urban soundscape evaluation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 130 (6): 3761-3770.

Jeong, J.H.; Din, N.B.; Otsuru, T.; Kim, H.C., 2010. An application of a noise maps for construction and road traffic noise in Korea. *International Journal of the Physical Sciences*, 5 (7): 1063-1073.

Jesionek, K.; Bruse, M., 2003. Impacts of vegetation on the microclimate: modeling standardized building structures with different greening levels. *Fifth International Conference on Urban Climate*. Lodz, Poland, 1-5 september. 4 p. http://meteo.geo.uni.lodz.pl/icuc5/text/P_5_4.pdf

Johnson, G.T.; Oke, T.R.; Lyons, T.J.; Steyn, D.G.; Watson, I.D.; Voogt, J.A., 1991. Simulation of surface urban heat islands under ideal conditions at night. 1. Theory and tests against field data. *Boundary-Layer Meteorology*, 56 (3): 275-294. http://dx.doi.org/10.1007/BF00120424

Johnson, M.A.; Raspet, R.; Bobak, M.T., 1987. A turbulence model for sound propagation from an elevated source above level ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 81 (3): 638-646.

Juvé, D.; Blanc-Benon, P.; Chevret, P., 1994. Sound propagation through a turbulent atmosphere: influence of the turbulence model. *Proc. 6th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1994, 270-282.

Kahyaoglu-Koracin, J.; Bassett, S.D.; Mouat, D.A.; Gertler, A.W., 2009. Application of a scenario-based modeling system to evaluate the air quality impacts of future growth. *Atmospheric Environment*, 43 (5): 1021-1028. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.04.004

Kaimal, J.C.; Finningan, J.J., 1994. *Atmospheric Boundary Layer Flows: Ther Structure and Measurement*. New York.

Kanda, M.; Moriwaki, R.; Kasamatsu, F., 2006. Spatial variability of both turbulent fluxes and temperature profiles in an urban roughness layer. *Boundary-Layer Meteorology*, 121 (2): 339-350. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-006-9063-7

Kanda, M.; Moriwaki, R.; Kimoto, Y., 2005. Temperature profiles within and above an urban canopy. *Boundary-Layer Meteorology*, 115 (3): 499-506. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-004-5644-5

Kang, J., 2000. Sound propagation in street canyons: comparison between diffusely and geometrically reflecting boundaries. *Journal of the Acoustical Society of America*, 107 (3): 1393-1404.

Kang, J., 2002. Numerical modelling of the sound fields in urban streets with diffusely reflecting boundaries. *Journal of Sound and Vibration*, 258: 793-813.

Kang, J., 2005. Numerical modelling of the sound fields in urban squares. *Journal of the Acoustical Society of America*, 117: 3695-3706.

Kang, J., 2007. *Urban Sound Environment*. Taylor & Francis (UK).

Kang, J.; Schulte-Fortkamp, B., 2015. *Soundscape and the Built Environment*. CRC Press.

Kardous, D.P.C.A.; Shaw, P.B., 2014. Evaluation of smartphone sound measurement applications. *Journal of the Acoustical Society of America*, 135 (4): EL186-EL192.

Kardous, D.P.C.A.; Shaw, P.B., 2015. Do Sound Meter Apps Measure Noise Levels Accurately? *Sound and Vibration*, 49 (7): 10-13.

Karl, T.R.; Diaz, H.F.; Kukla, G., 1988. Urbanization: Its Detection and Effect in the United States Climate Record. *Journal of Climate*, 1 (11): 1099-1123. http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442(1988)001<1099:uidaei>2.0.co;2

Kästner, M.; Heimann, D., 2010. Effect of atmospheric variability and aircraft flight parameters on the refraction of sonic booms. *Acta Acustica United with Acustica*, 96 (3): 425-136.

Kazmierczak, A.; Carter, J., 2010. *Adaptation to climate change using green and blue infrastructure. A database of case studies*. Manchester: University of Manchester, 172 p.

Kikegawa, Y.; Genchi, Y.; Yoshikado, H.; Kondo, H., 2003. Development of a numerical simulation system toward comprehensive assessments of urban warming countermeasures including their impacts upon the urban buildings' energy-demands. *Applied Energy*, 76 (4): 449-466. http://dx.doi.org/10.1016/s0306-2619(03)00009-6

Kim, R.; Park, J.B.; Jung-Soo, M.; Jung-Hun, L., 2012. Reduction Effects of Urban Heat Island by Water-Retentive Pavement. In: Sun, J.; Gao, L.; Kim, H.S.; Yang, J.F.; Sekino, T.; Lee, S.W., eds. *Eco-Materials Processing and Design Xiii*. Stafa-Zurich: Trans Tech Publications Ltd (Materials Science Forum), 147-150. http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.724.147

Kirby, R., 2014. On the modification of Delany and Bazley fomulae. *Applied Acoustics*, 86 (1): 47-49.

Klysik, K.; Fortuniak, K., 1999. Temporal and spatial characteristics of the urban heat island of Lodz, Poland. *Atmospheric Environment*, 33 (24-25): 3885-3895.

Kondo, A.; Ueno, M.; Kaga, A.; Yamaguchi, K., 2001. The influence of urban canopy configuration on urban albedo. *Boundary-Layer Meteorology*, 100 (2): 225-242. http://dx.doi.org/10.1023/a:1019243326464

Koopmans, S.; Theeuwes, N.E.; Steeneveld, G.J.; Holtslag, A.A.M., 2015. Modelling the influence of urbanization on the 20th century temperature record of weather station De Bilt (The Netherlands). *International Journal of Climatology*, 35 (8): 1732-1748. http://dx.doi.org/10.1002/joc.4087

Koussa, F.; Defrance, J.; Jean, P.; Blanc-Benon, P., 2013. Acoustic performance of gabions noise barriers: Numerical and experimental approaches. *Applied Acoustics*, 74 (1): 189-197.

Kristensen, L.; Lenschow, D.H.; Kirkegaard, P.; Courtney, M., 1989. The spectral velocity tensor for homogeneous boundary-layer turbulence. *Boundary-Layer Meteorology*, 47 (1): 149-193.

Kruse, R., 2007. Application of the two-microphone method for in-situ ground impedance measurements. *Acta Acustica United with Acustica*, 93 (3): 837-842.

Kuang, W.; Hou, Z.; Liu, Y., 2004. The effects of shapes and symmetries of scatterers on the phononic band gap in 2D phononic crystals. *Physics Letters A*, 332 (5-6): 481-490. http://dx.doi.org/10.1016/j.physleta.2004.10.009

Kusaka, H.; Kondo, H.; Kikegawa, Y.; Kimura, F., 2001. A simple single-layer urban canopy model for atmospheric models: Comparison with multi-layer and slab models. *Boundary-Layer Meteorology*, 101 (3): 329-358. http://dx.doi.org/10.1023/a:1019207923078

Kwiecien, J.; Szopinska, K., 2013. Implementation of the Eu noise directive in process of urban planning in Poland. In: Ellul, C.; Zlatanova, S.; Rumor, M.; Laurini, R., eds. *29th Urban Data Management Symposium*. Gottingen: Copernicus Gesellschaft Mbh (International Archives of the Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences), 45-49.

L'Espérance, A.; Gabillet, Y.; Daigle, G., 1995. Outdoor sound propagation in the presence of atmospheric turbulence: Experiments and theroritical analysis with the Fast Field Program. *Journal of the Acoustical Society of America*, 98 (1): 570-579.

L'Espérance, A.; Nicholas, J.; Wilson, D.K.; Thompson, D.; Gabillet, Y.; Daigle, G., 1993. Sound propagation in the atmospheric surface layer: Comparison of experiment with FFP predictions. *Applied Acoustics*, 40 (2): 325-346.

Lagouarde, J.P.; Moreau, P.; Irvine, M.; Bonnefond, J.M.; Voogt, J.A.; Solliec, F., 2004. Airborne experimental measurements of the angular variations in surface temperature over urban areas: case study of Marseille (France). *Remote Sensing of Environment*, 93 (4): 443-462. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2003.12.011

Lahme, E.; Bruse, M., 2003. Microclimatic effects of a small urban park in densely built-up areas: Measurements and model simulations. *Fifth International Conference on Urban Climate*. Lodz, Poland, 1-5 september. 4 p. http://www.envi-met.com/documents/papers/park2003.pdf

Lam, Y.W., 2008. The significance of temperature gradient on the propagation of noise to high rise buildings in urban cities. *Proc. Internoise 2008*. Shangai, China, 26-29 October. 2008.

Landsberg, H.E., 1981. *The urban climate*. Academic press (*International Geophysics Series, vol. 28*), 275 p.

Lavandier, C., 2012. Qualité sonore des espaces publics urbains - Etat d'avancement de la recherche du laboratoire Mobilités Réseaux Territoires et Environnement, UNiversité de Cergy Pontoise. *Echo Bruit*, 136: 40-41.

Lavandier, C.; Defreville, B., 2006. The contribution of sound source characteristics in the assessment of urban soundscapes. *Acta Acustica United with Acustica*, 92 (6): 912-921.

Lavandier, C.; Delaitre, P.; D'Hondt, E.; Gonzales, B.E.; Kambona, K., 2013. Urban sound quality assessment with mobile technology: the Cart_Asur project. *Proc. Acoustics 2013*. New Delhi. 2013.

Lebras, J., 2015. *Microclimat urbain à haute résolution : mesures et modélisation*. Thèse de doctorat. l'Université Toulouse 3 Paul Sabatier, Toulouse. 208 p. http://thesesups.ups-tlse.fr/2759/1/2015TOU30078.pdf

Leconte, F.; Bouyer, J.; Claverie, R.; Petrissans, M., 2015. Using Local Climate Zone scheme for UHI assessment: Evaluation of the method using mobile measurements. *Building and Environment*, 83: 39-49. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.05.005

Lee, M.; Brauer, M.; Wong, P.L.N.; Tang, R.; Tsui, T.H.; Choi, C.; Cheng, W.; Lai, P.C.; Tian, L.W.; Thach, T.Q.; Allen, R.; Barratt, B., 2017. Land use regression modelling of air pollution in high density high rise cities: A case study in Hong Kong. *Science of the Total Environment*, 592: 306-315. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.094

Lee, P.J.; Kang, J., 2015. Effect of Height-To-Width ratio on the sound propagation in urban streets. *Acta Acustica United with Acustica*, 101 (1): 73-87.

Lee, S., 2013. Numerical modeling of wind turbine aerodynamic noise in the time domain. *Journal of the Acoustical Society of America*, 133: EL94-100.

Lee, S.; Kima, K.; Lee, S., 2011. Annoyance caused by amplitude modulation of wind turbine noise. *Noise Control Engineering Journal*, 59 (1).

Lee, S.H.; Park, S.U., 2008. A vegetated urban canopy model for meteorological and environmental modelling. *Boundary-Layer Meteorology*, 126 (1): 73-102. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-007-9221-6

Lee, T.; Gerontakos, P., 2004. Investigation of flow over an oscillating airfoil. *Journal of Fluid Mechanics*, 512: 313-341. http://dx.doi.org/10.1017/S0022112004009851

Lelovics, E.; Unger, J.; Gal, T.; Gal, C.V., 2014. Design of an urban monitoring network based on Local Climate Zone mapping and temperature pattern modelling. *Climate Research*, 60 (1): 51-62. http://dx.doi.org/10.3354/cr01220

Lemonsu, A.; Masson, V., 2002. Simulation of a summer urban breeze over Paris. *Boundary-Layer Meteorology*, 104 (3): 463-490. http://dx.doi.org/10.1023/a:1016509614936

Lenschow, D.H.; Mann, J.; Kristensen, L., 1994. How long is long enough when measuring fluxes and other turbulence statistics ? *Journal of atmospheric and oceanic technology*, 11 (3): 661-673. http://dx.doi.org/10.1175/1520-0426(1994)011<0661:HLILEW>2.0.CO;2

Lepoutre, P.; Avan, P.; Ecotière, D.; Evrard, A.S.; Moati, F.; Topilla, E., 2017. *Évaluation des effets sanitaires des basses fréquences sonores et infrasons dus aux parcs éoliens*: ANSES. Rapport d'expertise collective.

Leroyer, S.; Calmet, I.; Mestayer, P.G., 2010. Urban boundary layer simulations of sea-breeze over Marseille during the ESCOMPTE experiment. *International Journal of Environment and Pollution*, 40 (1-3): 109-122.

Lesueur, C., 1988. *Rayonnement acoustique des structures*. Eyrolles (*Direction des études et recherches d'Electricité de France*).

Letourneaux, F.; Cordier, J.F.; Poisson, F.; Douarche, N., 2008. High speed railway noise: Assessment of mitigation measures. In: SchulteWerning, B.; Thompson, D.; Gautier, P.E.; Hanson, C.; Nelson, J.; Maeda, T.; Hemsworth, B.; DeVos, P., eds. *Noise and Vibration Mitigation for Rail Transportation Systems*. Berlin: Springer-Verlag Berlin, 56-62.

Levinson, R.; Berdahl, P.; Berhe, A.A.; Akbari, H., 2005. Effects of soiling and cleaning on the reflectance and solar heat gain of a light-colored roofing membrane. *Atmospheric Environment*, 39 (40): 7807-7824. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.08.037

Li, H.; Chau, C.; Tang, S., 2010. Can surrounding greenery reduce noise annoyance at home? *Science of the Total Environment*, 408 (20): 4376-4384. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.025

Li, W.F.; Ouyang, Z.Y.; Zhou, W.Q.; Chen, Q.W., 2011. Effects of spatial resolution of remotely sensed data on estimating urban impervious surfaces. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (8): 1375-1383. http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742(10)60541-4

Li, X.M.; Zhou, W.Q.; Ouyang, Z.Y.; Xu, W.H.; Zheng, H., 2012. Spatial pattern of greenspace affects land surface temperature: evidence from the heavily urbanized Beijing metropolitan area, China. *Landscape Ecology*, 27 (6): 887-898. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9731-6

Liao, J.B.; Wang, T.J.; Jiang, Z.Q.; Zhuang, B.L.; Xie, M.; Yin, C.Q.; Wang, X.M.; Zhu, J.L.; Fu, Y.; Zhang, Y., 2015. WRF/Chem modeling of the impacts of urban expansion on regional climate and air pollutants in Yangtze River Delta, China. *Atmospheric Environment*, 106: 204-214. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.059

Licitra, G., 2012. *Noise Mapping in the EU: Models and Procedures*. CRC Press.

Lihoreau, B.; Gauvreau, B.; Berengier, M.; Blanc-Benon, P.; Calmet, I., 2006. Outdoor sound propagation modeling in realistic environments: Application of coupled parabolic and atmospheric models. *Journal of the Acoustical Society of America*, 120 (1): 110-119. http://dx.doi.org/10.1121/1.2204455

Lindberg, F.; Holmer, B.; Thorsson, S., 2008. SOLWEIG 1.0 - Modelling spatial variations of 3D radiant fluxes and mean radiant temperature in complex urban settings. *International Journal of Biometeorology*, 52 (7): 697-713. http://dx.doi.org/10.1007/s00484-008-0162-7

Liu, H.; Weng, Q.H., 2013. Landscape metrics for analysing urbanization-induced land use and land cover changes. *Geocarto International*, 28 (7): 582-593. http://dx.doi.org/10.1080/10106049.2012.752530

Liu, Z.; Zhang, X.; Mao, Y.; Zhu, Y.; Yang, Z.; Chan, C.; Sheng, P., 2000. Locally Resonant Sonic Materials. *Science*, 289 (5485): 1734-1736. http://dx.doi.org/10.1126/science.289.5485.1734

Long, N., 2003. *Analyses morphologiques et aérodynamiques du tissu urbain : application à la micro-climatologie de Marseille pendant la campagne ESCOMPTE*

Morphological and aerodynamic analysis of the urban fabric. Thèse de doctorat (Géographie). Université Lille 1 - Sciences et Technologies Lille. 297 p. http://ori-nuxeo.univ-lille1.fr/nuxeo/site/esupversions/a109130e-944d-42bd-a734-78b8c0fe90d0

Lougeay, R.; Brazel, A.; Hubble, M., 1996. Monitoring Intraurban temperature patterns and associated land cover in phoenix, Arizona using Landsat thermal data. *Geocarto International*, 11 (4): 79-90. http://dx.doi.org/10.1080/10106049609354564

Lu, D.; Weng, Q., 2009. Extraction of urban impervious surfaces from an IKONOS image. *International Journal of Remote Sensing*, 30 (5): 1297-1311. http://dx.doi.org/10.1080/01431160802508985

Lumley, J.L.; Panofsky, H.A., 1964. *The structure of atmospheric turbulence*. New-York.

Lv, Z.Q.; Dai, F.Q.; Sun, C., 2012. Evaluation of urban sprawl and urban landscape pattern in a rapidly developing region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (10): 6437-6448. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2431-x

Lyon, R.H., 1974. Role of multiple reflections and reverberation in urban noise propagation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 55 (3): 493-503.

Magrini, A.; Lisot, A., 2015. Noise reduction interventions in the urban environment as a form of control of indoor noise levels. In: Perino, M., ed. *6th International Building Physics Conference*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Energy Procedia), 1653-1658. http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2015.11.246

Maisonneuve, N.; Stevens, M.; Niessen, M.E.; Steels, L., 2009. NoiseTube: Measuring and mapping noise pollution with mobile phones. *Environmental Science & Engineering*: 215-218.

Maisonneuve, N.; Stevens, M.; Ochab, B., 2010. Participatory noise pollution monitoring using mobile phones. *Information Polity*, 15 (1-2): 51-71. http://dx.doi.org/10.3233/IP-2010-0200

Majra, J.P., 2011. Air Quality in Rural Areas. In: Mazzeo, N., ed. *Chemistry, Emission Control, Radioactive Pollution and Indoor Air Quality*. Rijeka: InTech, Ch. 23. http://dx.doi.org/10.5772/16890

Malys, L., 2012. *Évaluation des impacts directs et indirects des façades et des toitures végétales sur le comportement thermique des bâtiments*. Ph. D. Thesis. Ecole Centrale de Nantes.

Malys, L.; Musy, M.; Inard, C., 2014. A hydrothermal model to assess the impact of green walls on urban microclimate and building energy consumption. *Building and Environment*, 73: 187-197. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.12.012

Mann, J., 1994. The spatial structure of neutral atmospheric surface layer turbulence. *Journal of Fluid Mechanics*, 273 (1): 141-168.

Martens, M.J.M., 1980. Foliage as a low-pass filter: Experiments with model forests in an anechoic chamber. *Journal of the Acoustical Society of America*, 67 (1): 66-72.

Martens, M.J.M., 2003. Noise abatement in plant monocultures and plant communities. *Applied Acoustics*, 14 (3): 167-189. http://dx.doi.org/10.1016/0003-682X(81)90029-3

Martens, M.J.M.; Michelsen, A., 1981. Absorption of acoustic energy by plant leaves. *Journal of the Acoustical Society of America*, 69 (1): 303-306.

Martens, M.J.M.; Severens, P.P.J.; Van Wissen, H.A.W.M.; Van Der Heijden, L.A.M., 1985. Acoustic reflection characteristics of deciduous plant leaves. *Environmental and Experimental Botany*, 25 (3): 285-292. http://dx.doi.org/10.1016/0098-8472(85)90013-9

Martilli, A.; Clappier, A.; Rotach, M.W., 2002. An urban surface exchange parameterisation for mesoscale models. *Boundary-Layer Meteorology*, 104 (2): 261-304. http://dx.doi.org/10.1023/a:1016099921195

Martinez-Salar, R.; Rubio, C.; Garcia-Raffi, L.M.; Sanchez-Perez, J.V.; Sanchez-Perez, E.A.; Lliinares, J., 2006. Control of noise by trees arranged like sonic crystals. *Journal of Sound and Vibration*, 291 (1-2): 100-106.

Martins, H., 2012. Urban compaction or dispersion? An air quality modelling study. *Atmospheric Environment*, 54: 60-72. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.02.075

Masson, V., 2000. A physically-based scheme for the urban energy budget in atmospheric models. *Boundary-Layer Meteorology*, 94 (3): 357-397. http://dx.doi.org/10.1023/a:1002463829265

Masson, V.; Gomes, L.; Pigeon, G.; Liousse, C.; Pont, V.; Lagouarde, J.P.; Voogt, J.; Salmond, J.; Oke, T.R.; Hidalgo, J.; Legain, D.; Garrouste, O.; Lac, C.; Connan, O.; Briottet, X.; Lacherade, S.; Tulet, P., 2008. The Canopy and Aerosol Particles Interactions in TOulouse Urban Layer (CAPITOUL) experiment. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 102 (3-4): 135-157. http://dx.doi.org/10.1007/s00703-008-0289-4

Masson, V.; Seity, Y., 2009. Including Atmospheric Layers in Vegetation and Urban Offline Surface Schemes. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48 (7): 1377-1397. http://dx.doi.org/10.1175/2009jamc1866.1

May, D., 1979. Freeway noise and high-rise balconies. *Journal of the Acoustical Society of America*, 65 (3): 699-704.

McBride, W.E.; Bass, H.E.; Raspet, R.; Gilbert, K.E., 1991. Scattering of sound by atmospheric turbulence: A numerical simulation above a complex impedance boundary. *Journal of the Acoustical Society of America*, 90 (6): 3314-3325.

McBride, W.E.; Bass, H.E.; Raspet, R.; Gilbert, K.E., 1992. Scattering of sound by atmospheric turbulence: Predictions in a refractive shadow zone. *Journal of the Acoustical Society of America*, 91 (3): 1336-1340.

Mechel, F.P., 2008. *Formulas of Acoustics*. Springer.

Mehra, R.; Raghuvanshi, N.; Chandak, A.; Albert, D.G.; Wilson, D.K.; Manocha, D., 2014. Acoustic pulse propagation in an urban environment using a three-dimensional numerical simulation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 135 (6): 3231-3242.

Mestayer, P.; Rosant, J.; Rodriguez, F.; Rouaud, J., 2011. The experimental campaign FluxSAP 2010: climatological measurements over a heterogeneous urban area. *Int Assoc Urb Climate*, 40: 22-30.

Mestayer, P.G.; Durand, P.; Augustin, P.; Bastin, S.; Bonnefond, J.M.; Benech, B.; Campistron, B.; Coppalle, A.; Delbarre, H.; Dousset, B.; Drobinski, P.; Druilhet, A.; Frejafon, E.; Grimmond, C.S.B.; Groleau, D.; Irvine, M.; Kergomard, C.; Kermadi, S.; Lagouarde, J.P.; Lemonsu, A.; Lohou, F.; Long, N.; Masson, V.; Moppert, C.; Noilhan, J.; Offerle, B.; Oke, T.R.; Pigeon, G.; Puygrenier, V.; Roberts, S.; Rosant, J.M.; Said, F.; Salmond, J.; Talbaut, M.; Voogt, J., 2005. The urban boundary-layer field campaign in Marseille (UBL/CLU-ESCOMPTE): Set-up and first results. *Boundary-Layer Meteorology*, 114 (2): 315-365. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-004-9241-4

Miguet, F.; Groleau, D.c., 2007. Urban bioclimatic indicators for urban planners with the software tool SOLENE. *Portugal SB07 Sustainable Construction, materials and practices: challenges of the industry for the new millennium*. Lisbon, Portugal, 348-355.

Miki, Y., 1990. Acoustical properties of porous materials - Modifications of Delany-Bazley models. *The Journal of the Acoustical Society of Japan (E)*, 11 (1): 19-24. http://dx.doi.org/10.1250/ast.11.19

Miller, L., 1978. Sound Levels of Rain and of Wind in the Trees. *Noise Control Engineering Journal*, 11 (3): 101-109.

Monin, A.S., 1962. Characteristics of the scattering of sound in a turbulent atmosphere. *Sov. Phys. Acoust.*, 7: 130.

Monin, A.S.; Yaglom, A.M., 1971. *Statistical Fluid Mechanics - Vol I*. Cambridge: MIT Press.

Monin, A.S.; Yaglom, A.M., 1975. *Statistical Fluid Mechanics - Vol II*. Cambridge: MIT Press.

Morabito, M.; Crisci, A.; Messeri, A.; Orlandini, S.; Raschi, A.; Maracchi, G.; Munafo, M., 2016. The impact of built-up surfaces on land surface temperatures in Italian urban areas. *Science of the Total Environment*, 551: 317-326. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.029

Moraes, O.L.L.; Acevedo, O.C.; Degrazia, G.A.; Anfossi, D.; da Silva, R.; Anabor, V., 2005. Surface layer turbulence parameters over a complex terrain. *Atmospheric Environment*, 39 (17): 3103-3112. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.046

Morakinyo, T.E.; Dahanayake, K.; Ng, E.; Chow, C.L., 2017. Temperature and cooling demand reduction by green-roof types in different climates and urban densities: A co-simulation parametric study. *Energy and Buildings*, 145: 226-237. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.03.066

Moreau, S.; Roger, M., 2009. Flow features and self-noise of airfoils near stall or in stall. 2009, 2009-3198.

Moriwaki, R.; Kanda, M., 2006. Scalar roughness parameters for a suburban area. *Journal of the Meteorological Society of Japan*, 84 (6): 1063-1071. http://dx.doi.org/10.2151/jmsj.84.1063

Morse, P.M.; Ingard, U., 1968. *Thoeretical acoustics*. McGraw-Hill.

Mulleners, K.; Raffel, M., 2013. Dynamic stall development. *Experiments in Fluids*, 54: 1469.

Mulligan, B.E.; Lewis, S.A.; Faupel, M.L.; Goodman, L.S.; Anderson, L.M., 1987. Enhancement and Masking of Loudness by Environmental Factors. *Environment and Behavior*, 19 (4): 411-443. http://dx.doi.org/10.1177/0013916587194001

Musy, M., 2014. *La ville verte - Les rôles du végétal en ville*. Versailles: QUAE (*Synthèses*).

Nakayama, T.; Fujita, T., 2010. Cooling effect of water-holding pavements made of new materials on water and heat budgets in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 96 (2): 57-67. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.02.003

Nasir, D.; Hughes, B.; Calautit, J.K., 2015. A study of the impact of building geometry on the thermal performance of road pavement solar collectors. *Energy*, 93: 2614-2630. http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.09.128

Nassar, A.K.; Blackburn, G.A.; Whyatt, J.D., 2016. Dynamics and controls of urban heat sink and island phenomena in a desert city: Development of a local climate zone scheme using remotely-sensed inputs. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 51: 76-90. http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2016.05.004

Ng, E.; Ren, C., 2012. *Urban Climatic Map and Standards for Wind Environment - Feasibility Study: Executive Summary*. Hong-Kong: School of Architecture, The Chinese University of Hong-Kong, 60 p.

Niachou, K.; Livada, I.; Santamouris, M., 2008. Experimental study of temperature and airflow distribution inside an urban street canyon during hot summer weather conditions - Part I: Air and surface temperatures. *Building and Environment*, 43 (8): 1383-1392. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2007.01.039

Nichol, J.; Hang, T.P.; Ng, E., 2014. Temperature projection in a tropical city using remote sensing and dynamic modeling. *Climate Dynamics*, 42 (11-12): 2921-2929. http://dx.doi.org/10.1007/s00382-013-1748-2

Nichol, J.E., 1996. High-resolution surface temperature patterns related to urban morphology in a tropical city: A satellite-based study. *Journal of Applied Meteorology*, 35 (1): 135-146. http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1996)035<0135:hrstpr>2.0.co;2

Nicolas, J.; Berry, J.L., 1984. Propagation du son et effet de sol. *Revue d'Acoustique*, 71: 191-200.

Norris, D.E.; Wilson, D.K.; Thomson, D.W., 2001. Atmospheric scattering for varying degrees of saturation and intermittency. *Journal of the Acoustical Society of America*, 109 (6): 1871-1880. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11386542

Oerlemans, S.; Schepers, J.G., 2009. Prediction of wind turbine noise and validation against experiment. *International Journal of Aeroacoustics*, 8 (6): 555-584. http://dx.doi.org/10.1260/147547209789141489

Oerlemans, S.; Sigtsma, P.; Méndez Lopez, B., 2007. Location and quantification of noise sources on a wind turbine. *Journal of Sound and Vibration*, 299: 869-883.

Offerle, B.; Eliasson, I.; Grimmond, C.S.B.; Holmer, B., 2007. Surface heating in relation to air temperature, wind and turbulence in an urban street canyon. *Boundary-Layer Meteorology*, 122 (2): 273-292. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-006-9099-8

Ogren, M.; Forssén, J., 2004. Modelling of a city canyon problem in a turbulent atmosphere using an equivalent sources approach. *Applied Acoustics*, 65 (6): 629-642. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2003.11.010

Ogren, M.; Kropp, W., 2004. Road traffic noise propagation between two dimensional city canyons using an equivalent sources approach. *Acustica united with Acta Acustica*, 90 (2): 293-300.

Oke, T.R., 1973. City size and urban heat island. *Atmospheric Environment*, 7 (8): 769-779. http://dx.doi.org/10.1016/0004-6981(73)90140-6

Oke, T.R., 1987. *Boundary layer climates*. Routledge, 2nd, 435 p.

Oke, T.R., 1992. *Boundary layer climates*. London, England: Routledge Publishers, ISBN 0-415-04329-0.

Olsen, R.; Fox, J.; Okrasinski, R.; Chintawongvanish, P., 1992. An acoustic meteorological test bed, uses and applications. *Proc. 5th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1992.

Oshima, T.; Imano, M.; Hiraguri, Y.; Yamoshida, Y., 2013. Linearized Euler simulations of sound propagation with wind effects over a reconstructed urban terrain using digital geographic information. *Applied Acoustics*, 74 (3): 1354-1366.

Oshima, T.; Ishizuka, T.; Kamijo, T., 2014. Three-dimensional urban acoustic simulations and scale-model measurements over real-life topography. *Journal of the Acoustical Society of America*, 135 (6): EL324-EL330. http://dx.doi.org/10.1121/1.4879672

Ostashev, V., 1997. *Acoustics in Moving Inhomogeneous Media*. Spon Press.

Ostashev, V.E.; Brahler, B.; Mellert, V.; Goedecke, G.H., 1998. Coherence functions of plane and spherical waves in a turbulent medium with the von Karman spectrum of medium inhomogeneities. *Journal of the Acoustical Society of America*, 104 (2): 727-737. http://dx.doi.org/10.1121/1.423348

Ostashev, V.E.; Gerdes, F.; Mellert, V.; Wandelt, R., 1997a. Propagation of sound in a turbulent medium. II. Spherical waves. *Journal of the Acoustical Society of America*, 102 (5): 2571-2581.

Ostashev, V.E.; Goedecke, G.H.; Brahler, B.; Mellert, V.; Auvermann, H.J., 1996a. Coherence functions of plane and spherical sound waves in the turbulent atmosphere with von Karman spectra of temperature and wind velocity fluctuations. *Proc. 7th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1996 b. ECL, 349-357.

Ostashev, V.E.; Goedecke, G.H.; Gerdes, F.; Wandelt, R.; Noble, J.M., 1996b. Line-of-sight sound propagation in the turbulent atmosphere with gaussian correlation functions of temperature and wind velocity fluctuations. *Proc. 7th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1996 a. ECL, 339-348.

Ostashev, V.E.; Mellert, V.; Wandelt, R.; Gerdes, F., 1997b. Propagation of sound in a turbulent medium. I. Plane waves. *Journal of the Acoustical Society of America*, 102 (5): 2561-2570.

Ostashev, V.E.; Wilson, D.K., 2000. Relative contributions from temperature and wind velocity fluctuations to the statistical moments of a sound field in a turbulent atmosphere. *Acustica*, 86 (1): 60-68.

Ostashev, V.E.; Wilson, D.K.; Liu, L.; Aldridge, D.F.; Symons, N.P.; Marlin, D.H., 2005. Equations for finite-difference, time-domain simulation of sound propagation in moving inhomogeneous media and numerical implementation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 117 (1): 503-517. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15759672

Ostashev, V.E.; Wilson, D.K.; Vecherin, S.N., 2011. Effect of randomly varying impedance on the interference of the direct and ground-reflected waves. *Journal of the Acoustical Society of America*, 130 (4): 1844-1850. http://dx.doi.org/10.1121/1.3624817

Ostashev, V.E.; Wilson, D.K.; Vecherin, S.N., 2013a. Frequency decorrelation of broadband acoustic signals in a turbulent atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 134 (6): 4130-4139.

Ostashev, V.E.; Wilson, D.K.; Vecherin, S.N.; Collier, S.L., 2013b. Statistical moments of broadband acoustic signals propagating in a refractive, turbulent atmosphere with spatial-temporal fluctuations in temperature and wind velocity. *Journal of the Acoustical Society of America*, 133 (5): 3327-3335.

Ostashev, V.E.; Wilson, D.K.; Vecherin, S.N.; Collier, S.L., 2014. Spatial-temporal coherence of acoustic signals propagating in a refractive, turbulent atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 136 (5): 2414-2431. http://dx.doi.org/10.1121/1.4897311

Pallas, M.A.; Chatagnon, R.; Lelong, J., 2014. Noise emission assessment of a hybrid electric mid-size truck. *Applied Acoustics*, (76): 280-290.

Pallas, M.A.; Lelong, J.; Chatagnon, R., 2011. Characterisation of tram noise emission and contribution of the noise sources. *Applied Acoustics*, 72: 437-450.

Panofsky, H.A.; Dutton, J.A., 1984. *Atmospheric Turbulence*. Wiley.

Pao, S.P.; Evans, R.B., 1971. Sound Attenuation over Simulated Ground Cover. *Journal of the Acoustical Society of America*, 49 (4): 1069-1075.

Peltier, L.J.; Wyngaard, J.C.; Khanna, S.; Brasseur, J.G., 1996. Spectra in the unstable surface layer. *Journal of atmospheric and oceanic technology*, 53 (1): 49-61.

Petralli, M.; Massetti, L.; Brandani, G.; Orlandini, S., 2014. Urban planning indicators: useful tools to measure the effect of urbanization and vegetation on summer air temperatures. *International Journal of Climatology*, 34 (4): 1236-1244. http://dx.doi.org/10.1002/joc.3760

Pheasant, R.; Horoshenkov, K.V.; Watts, G.; Barrett, B., 2008. The acoustic and visual factors influencing the construction of tranquil space in urban and rural environments: tranquil spaces - quiet places? *Journal of the Acoustical Society of America*, 123 (6): 1446-1457. http://dx.doi.org/10.1121/1.2831735

Picaut, J.; Aumond, P.; Can, A.; Fortin, N.; Gauvreau, B.; Bocher, E.; Palominos, S.; Petit, G.; Guillaume, G., 2017. Noise mapping based on participative measurements with a smartphone. *Proc. Acoustics 2017*. 2017.

Picaut, J.; Aumond, P.; Can, A.; Gauvreau, B.; Bocher, E.; Petit, G.; Guillaume, G., 2016. Les outils connectés de l'environnement sonore : état de l'art et prospective. *Acoustique & Techniques*.

Picaut, J.; Le Pollès, T.; L'Hermite, P.; Gary, V., 2005. Experimental study of sound propagation in a street. *Applied Acoustics*, 66 (1): 149-173.

Picaut, J.; Simon, L., 2001. A scale model experiment for the study of sound propagation in urban areas. *Applied Acoustics*, 62 (3): 327-340.

Pierce, A.D., 1981. *Acoustics - An introduction to its physical principles and applications*. McGraw-Hill (*Series in mechanical engineering*).

Piercy, J.E.; Embleton, T.F.W.; Sutherland, L.C., 1977. Review of noise propagation in the atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 61 (3): 1403-1418. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/330594

Pieren, M.; Heutschi, K.; Müller, M.; Manyoky, M.; Eggenschwiler, K., 2014. Auralization of wind turbine noise: Emission synthesis. *Acta Acustica United with Acustica*, 100: 25-33.

Piringer, M.; Grimmond, C.S.B.; Joffe, S.M.; Mestayer, P.; Middleton, D.R.; Rotach, M.W.; Baklanov, A.; De Ridder, K.; Ferreira, J.; Guilloteau, E.; Karppinen, A.; Martilli, A.; Masson, V.; Tombrou, M., 2002. *Investigating the surface energy balance in urban areas - Recent advances and future needs*. Dordrecht: Springer (*Urban Air Quality - Recent Advances, Proceedings*).

Poulos, G.S.; Blumen, W.; Fritts, D.; Lundtquist, J.K.; Sun, J.; Burns, S.P.; Nappo, C.; Banta, R.; Newsom, R.; Cuxart, J.; Terradellas, E.; Basley, B.; Jensen, M., 2002. CASES-99: A comprehensive investigation of the stable nocturnal boundary layer. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 83: 555-581.

Prado, R.T.A.; Ferreira, F.L., 2005. Measurement of albedo and analysis of its influence the surface temperature of building roof materials. *Energy and Buildings*, 37 (4): 295-300. http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2004.03.009

Prémat, E.; Gabillet, Y., 2000. A new boundary-element method for predicting outdoor sound propagation and application to the case of a sound barrier in the presence of downward refraction. *Journal of the Acoustical Society of America*, 108 (6): 2775-2783.

Price, M.A.; Attenborough, K.; Heap, N.W., 1988. Sound attenuation through trees: Measurements and models. *Journal of the Acoustical Society of America*, 84 (6): 1836-1844.

Qin, Y.H., 2015. A review on the development of cool pavements to mitigate urban heat island effect. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 52: 445-459. http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.177

Raes, F.; Van Dingenen, R.; Vignati, E.; Wilson, J.; Putaud, J.P.; Seinfeld, J.H.; Adams, P., 2000. Formation and cycling of aerosols in the global troposphere. *Atmospheric Environment*, 34 (25): 4215-4240. http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(00)00239-9

Raimbault, M.; Dubois, D., 2005. Urban soundscapes: Experiences and knowledge. *Cities*, 22 (5): 339-350. http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2005.05.003

Raimbault, M.; Lavandier, C.; Berengier, M., 2003. Ambient sound assessment of urban environments: field studies in two French cities. *Applied Acoustics*, 64 (12): 1241-1256. http://dx.doi.org/10.1016/S0003-682X(03)00061-6

Rana, R.; Chou, C.T.; Bulusu, N.; Kanhere, S.; Hu, W., 2015. Ear-Phone: A Context-Aware Noise Mapping using Smart Phones. *Pervasive and Mobile Computing*, 17 (A): 1-22.

Rao, P.K., 1972. Remote sensing of urban heat islands from an environmental satellite. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 53 (7): 647-&.

Raspet, R.; Webster, J., 2015. Wind noise under a pine tree canopy. *Journal of the Acoustical Society of America*, 137 (2): 651-659. http://dx.doi.org/10.1121/1.4906587

Raspet, R.; Webster, J.; Dillion, K., 2006. Framework for wind noise studies. *Journal of the Acoustical Society of America*, 119 (2): 834-843. http://dx.doi.org/10.1121/1.2146113

Raupach, M.R.; Thom, A.S.; Edwards, I., 1980. A wind-tunnel study of turbulent flow close to regularly arrayed rough surfaces. *Boundary-Layer Meteorology*, 18 (4): 373-397. http://dx.doi.org/10.1007/BF00119495

Revaud, C.-E.; Bernard, J.; Touili, K.; Salomon, A.; Gantois, M.; Musy, M.; Inard, C., 2015. Thermoregulatory effect of green spaces and wetlands in Paris. *ICUC9-9 th International Conference on Urban Climate-12 th Symposium on the Urban Environment*. Toulouse, 20 juillet 2015. 6 p.

Reynolds, R.T.; Castro, I.P., 2008. Measurements in an urban-type boundary layer. *Experiments in Fluids*, 45 (1): 141-156. http://dx.doi.org/10.1007/s00348-008-0470-z

Rhein, C.; Palibrk, M., 2014. Formes urbaines, modes d'occupation du sol et composition sociale en zone urbaine dense: des relations inattendues à Paris. *Cybergeo: European Journal of Geography*. http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.26423

Richardson, L.F., 1922. *Weather prediction by Numerical Process*. Cambridge University Press.

Robitu, M., 2005. *Etude de l'interaction entre le bâtiment et son environnement urbain : influence sur les conditions de confort en espaces extérieurs*. Thèse de Doctorat. Ecole Polytechnique de l'Université de Nantes.

Robitu, M.; Musy, M.; Groleau, D.; Inard, C., 2003. Thermal radiative modelling of water pond and its influences on microclimate. *Proceedings of 5th International Conference on Urban Climate*. Lodz, Poland. 289-292. http://meteo.geo.uni.lodz.pl/icuc5/text/O_24_1.pdf

Robitu, M.; Musy, M.; Inard, C.; Groleau, D., 2006. Modeling the influence of vegetation and water pond on urban microclimate. *Solar Energy*, 80 (4): 435-447. http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2005.06.015

Roger, M.; Moreau, S., 2005. Back-scattering correction and further extensions of Amiet's trailing-edge noise model. Part 1: theory. *Journal of Sound and Vibration*, 286 (3): 477-506. http://dx.doi.org/10.1016/j.jsv.2004.10.054

Roger, M.; Schram, C.; de Santana, L., 2013. Reduction of Airfoil Turbulence-Impingement Noise by means of Leading-Edge Serrations and/or Porous Materials. *Proc. 19th AIAA/CEAS Aeroacoustics Conference*. 2013, 2108.

Rogers, J.C., 1990. Models for acoustic scattering by trees. *Journal of the Acoustical Society of America*, 88 (S1): S45-S45. http://dx.doi.org/10.1121/1.2029008

Roman, K.K.; O'Brien, T.; Alvey, J.B.; Woo, O., 2016. Simulating the effects of cool roof and PCM (phase change materials) based roof to mitigate UHI (urban heat island) in prominent US cities. *Energy*, 96: 103-117. http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.11.082

Romero-Garcia, V.; Fuster, E.; Garcia-Raffi, L.M.; Sanchez-Perez, E.A.; Sopena, M.; Llinares, J.; Sanchez-Perez, J.V., 2006. Band gap creation using quasiordered structures based on sonic crystals. *Applied Physics Letters*, 88 (17): 174104. http://dx.doi.org/10.1063/1.2198012

Rossing, T.D., 2007. *Springer Handbook of Acoustics*. Springer.

Rotach, M.W., 1993a. Turbulence close to a rough urban surface. Part I: Reynolds stress. *Boundary-Layer Meteorology*, 65 (1-2): 1-28. http://dx.doi.org/10.1007/BF00708816

Rotach, M.W., 1993b. Turbulence close to a rough urban surface. Part II: Variances and gradients. *Boundary-Layer Meteorology*, 66 (1-2): 75-92. http://dx.doi.org/10.1007/BF00705460

Rotach, M.W., 1995. Profiles of turbulence statistics in and above an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 29 (13): 1473-1486. http://dx.doi.org/10.1016/1352-2310(95)00084-C

Rotach, M.W.L.; Vogt, R.; Bernhofer, C.; Batchvarova, E.; Christen, A.; Clappier, A.; Feddersen, B.; Gryning, S.E.; Martucci, G.; Mayer, H.; Mitev, V.; Oke, T.R.; Parlow, E.; Richner, H.; Roth, M.; Roulet, Y.A.; Ruffieux, D.; Salmond, J.A.; Schatzmann, M.; Voogt, J.A., 2005. BUBBLE - An urban boundary layer meteorology project. *Theoretical and Applied Climatology*, 81 (3-4): 231-261. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-004-0117-9

Roth, M., 2000. Review of atmospheric turbulence over cities. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 126 (564): 941-990. http://dx.doi.org/10.1256/smsqj.56408

Roth, M.; Salmond, J.A.; Satyanarayana, A.N.V., 2006. Methodological considerations regarding the measurement of turbulent fluxes in the urban roughness sublayer: The role of scintillometery. *Boundary-Layer Meteorology*, 121 (2): 351-375. http://dx.doi.org/10.1007/s10546-006-9074-4

Saaroni, H.; Ben-Dor, E.; Bitan, A.; Potchter, O., 2000. Spatial distribution and microscale characteristics of the urban heat island in Tel-Aviv, Israel. *Landscape and Urban Planning*, 48 (1-2): 1-18. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-2046(99)00075-4

Sabatier, J.M.; Raspet, R.; Frederickson, C.K., 1993. An improved procedure for the determination of ground parameters using level difference measurements. *Journal of the Acoustical Society of America*, 94: 396-399.

Sachsen, T.; Ketzler, G.; Knorchen, A.; Schneider, C., 2013. Past and future evolution of nighttime urban cooling by suburban cold air drainage in Aachen. *Erde*, 144 (3-4): 274-289.

Saitoh, T.S.; Shimada, T.; Hoshi, H., 1996. Modeling and simulation of the Tokyo urban heat island. *Atmospheric Environment*, 30 (20): 3431-3442. http://dx.doi.org/10.1016/1352-2310(95)00489-0

Sakuma, T.; Sakamoto, S.; Otsuru, T., 2014. *Computational Simulation in Architectural and Environmental Acoustics: Methods and Applications of Wave-Based Computation*. New York. http://www.amazon.co.jp/exec/obidos/ASIN/4431544534/

Salamanca, F.; Krpo, A.; Martilli, A.; Clappier, A., 2010. A new building energy model coupled with an urban canopy parameterization for urban climate simulations-part I. formulation, verification, and sensitivity analysis of the model. *Theoretical and Applied Climatology*, 99 (3-4): 331-344. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-009-0142-9

Salamanca, F.; Martilli, A., 2010. A new Building Energy Model coupled with an Urban Canopy Parameterization for urban climate simulations-part II. Validation with one dimension off-line simulations. *Theoretical and Applied Climatology*, 99 (3-4): 345-356. http://dx.doi.org/10.1007/s00704-009-0143-8

Salamanca, F.; Martilli, A.; Yague, C., 2012. A numerical study of the Urban Heat Island over Madrid during the DESIREX (2008) campaign with WRF and an evaluation of simple mitigation strategies. *International Journal of Climatology*, 32 (15): 2372-2386. http://dx.doi.org/10.1002/joc.3398

Salomons, E.M., 1999. Reduction of the performance of a noise screen due to screen-induced wind-speed gradients. Numerical computations and wind-tunnel experiments. *Journal of the Acoustical Society of America*, 105 (4): 2287-2293.

Salomons, E.M., 2001. *Computational Atmospheric Acoustics*. Springer.

Sanchez, G.M.E.; Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2015. The influence of urban canyon design on noise reduction for people living next to roads. *Proc. Euronoise 2015, Maastricht (NL), 31 May - 3 June 2015*. 2015.

Sandstrom, U.G.; Angelstam, P.; Mikusinski, G., 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 77 (1-2): 39-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.01.004

Santamouris, M., 2007. Heat Island Research in Europe: The State of the Art. *Advances in Building Energy Research*, 1 (1): 123-150. http://dx.doi.org/10.1080/17512549.2007.9687272

Santamouris, M., 2013. Using cool pavements as a mitigation strategy to fight urban heat island-A review of the actual developments. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 26: 224-240. http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.047

Santamouris, M., 2014. Cooling the cities - A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. *Solar Energy*, 103: 682-703. http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003

Schafer, R.M., 1977. *The soundscape, our sonic environment and the tuning of the world*. Knopf.

Schafer, R.M., 1979. *Le paysage sonore*. Lattès.

Schafer, R.M., 1993. *The soundscape, our sonic environment and the tuning of the world*. Destiny Books.

Schrijvers, P.J.C.; Jonker, H.J.J.; Kenjeres, S.; de Roode, S.R., 2015. Breakdown of the night time urban heat island energy budget. *Building and Environment*, 83: 50-64. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.08.012

Schwarz, N.; Schlink, U.; Franck, U.; Grossmann, K., 2012. Relationship of land surface and air temperatures and its implications for quantifying urban heat island indicators-An application for the city of Leipzig (Germany). *Ecological Indicators*, 18: 693-704. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.001

Seguin, B.; Brunet, Y., 1986. On the effect of surface roughness in climate models. *Proc. Intern. Satellite Land Surface Climatology Project Conference, Rome (I)*. 1986.

Selmi, W., 2016. *Évaluation des services écosystémiques rendus par les arbres urbains Etude de l'effet des arbres sur l'environnement urbain Résultats de l'application du modèle i-Tree Eco à la ville de Strasbourg*. Laboratoire Image, Ville, Environnement à Strasbourg.

Setra Collective, 2009a. *Road noise prediction - Part 1 : Calculating sound emissions from road traffic*. SETRA (F). http://www.infra-transports-materiaux.cerema.fr/IMG/pdf/0924-1A_Road_noise_prediction_v1.pdf

Setra Collective, 2009b. *Road noise prediction - Part 2 - Noise propagation computation method including meteorological effects (NMPB 2008)*. Sétra.

Shaffer, S.R.; Fernando, H.J.S.; Ovenden, N.C.; Moustaoui, M.; Mahalov, A., 2015. Simulating meteorological profiles to study noise propagation from freeways. *Applied Acoustics*, 92: 102-114.

Shahgedanova, M.; Burt, T.P.; Davies, T.D., 1997. Some aspects of the three-dimensional heat island in Moscow. *International Journal of Climatology*, 17 (13): 1451-1465. http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1097-0088(19971115)17:13<1451::AID-JOC201>3.0.CO;2-Z

Shashua-Bar, L.; Hoffman, M.E., 2000. Vegetation as a climatic component in the design of an urban street. *Energy and Buildings*, 31 (3): 221-235. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788(99)00018-3

Shearer, A.W.; Mouat, D.A.; Bassett, S.D.; Binford, M.W.; Johnson, C.W.; Saarinen, J.A., 2006. Examining development-related uncertainties for environmental management: Strategic planning scenarios in Southern California. *Landscape and Urban Planning*, 77 (4): 359-381. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.04.005

Slabbekoorn, H.; Peet, M., 2003. Ecology: Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, 424: 267.

Soh, J.H.; Gilbert, K.E.; Frazier, W.G.; Talmadge, C.L.; Waxler, R., 2010. A direct method for measuring acoustic ground impedance in long-range propagation experiments. *Journal of the Acoustical Society of America*, 128 (3): EL286-EL293. http://dx.doi.org/10.1121/1.3501116

Spronken-Smith, R.A.; Oke, T.R., 1999. Scale modelling of nocturnal cooling in urban parks. *Boundary-Layer Meteorology*, 93 (2): 287-312. http://dx.doi.org/10.1023/a:1002001408973

Sreckovic, N.; Lukac, N.; Zalik, B.; Stumberger, G., 2016. Determining roof surfaces suitable for the installation of PV (photovoltaic) systems, based on LiDAR (Light Detection And Ranging) data, pyranometer measurements, and distribution network configuration. *Energy*, 96: 404-414. http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.12.078

Steeneveld, G.J.; Koopmans, S.; Heusinkveld, B.G.; van Hove, L.W.A.; Holtslag, A.A.M., 2011. Quantifying urban heat island effects and human comfort for cities of variable size and urban morphology in the Netherlands. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 116. http://dx.doi.org/10.1029/2011jd015988

Stempihar, J.J.; Pourshams-Manzouri, T.; Kaloush, K.E.; Rodezno, M.C., 2012. Porous Asphalt Pavement Temperature Effects for Urban Heat Island Analysis. *Transportation Research Record*, (2293): 123-130. http://dx.doi.org/10.3141/2293-15

Stewart, I.D.; Oke, T.R., 2012. Local climate zones for urban temperature studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93 (12): 1879-1900. http://dx.doi.org/10.1175/bams-d-11-00019.1

Stinson, M.R.; Daigle, G.A., 1996. Meteorological measurements for use in sound propagation calculations. *Proc. 7th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1996, 137-147.

Stinson, M.R.; Havelock, D.; Daigle, G.A., 1994. Simulation of scattering by turbulence into a shadow region using the GFPE method. *Proc. 6th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1994, 283-295.

Stone, B.; Mednick, A.C.; Holloway, T.; Spak, S.N., 2007. Is compact growth good for air quality? *Journal of the American Planning Association*, 73 (4): 404-418. http://dx.doi.org/10.1080/01944360701653235

Stull, R.B., 1988. *An introduction to boundary layer meteorology*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic, ISBN 9789027727695.

Sun, L.; Wei, J.; Duan, D.H.; Guo, Y.M.; Yang, D.X.; Jia, C.; Mi, X.T., 2016. Impact of Land-Use and Land-Cover Change on urban air quality in representative cities of China. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics*, 142: 43-54. http://dx.doi.org/10.1016/j.jastp.2016.02.022

Suomi, J.; Hjort, J.; Kayhko, J., 2012. Effects of scale on modelling the urban heat island in Turku, SW Finland. *Climate Research*, 55 (2): 105-118. http://dx.doi.org/10.3354/cr01123

Superczynski, S.D.; Christopher, S.A., 2011. Exploring Land Use and Land Cover Effects on Air Quality in Central Alabama Using GIS and Remote Sensing. *Remote Sensing*, 3 (12): 2552-2567. http://dx.doi.org/10.3390/rs3122552

Svensson, D.; Tarvainen, L., 2004. *The Past and Present Urban Heat Island of Beijing*. Goteborg, Sweden.: Göteborg University, (B416 Projektarbete Goteborg. Earth Sciences), 83 p. http://www.bioenv.gu.se/digitalAssets/1347/1347924_b416.pdf

Svensson, M.K., 2004. Sky view factor analysis - implications for urban air temperature differences. *Meteorological Applications*, 11 (3): 201-211. http://dx.doi.org/10.1017/s1350482704001288

Svensson, M.K.; Eliasson, I.; Holmer, B., 2002. A GIS based empirical model to simulate air temperature variations in the Goteborg urban area during the night. *Climate Research*, 22 (3): 215-226. http://dx.doi.org/10.3354/cr022215

Swearingen, M.E.; Albert, D.G.; White, M.J.; Guertin, P., 2010. Frequency-dependent propagation characteristics in and around forests. *Journal of the Acoustical Society of America*, 127 (3): 1797-1797.

Swearingen, M.E.; White, M.J., 2007. Influence of scattering, atmospheric refraction, and ground effect on sound propagation through a pine forest. *Journal of the Acoustical Society of America*, 122 (1): 113-119. http://dx.doi.org/10.1121/1.2735108

Swearingen, M.E.; White, M.J.; Guertin, P.J.; Albert, D.G.; Tunick, A., 2013. Influence of a forest edge on acoustical propagation: Experimental results. *Journal of the Acoustical Society of America*, 133 (5): 2566-2575. http://dx.doi.org/10.1121/1.4799011

Swearingen, M.E.; White, M.J.; Guertin, P.J.; Mifflin, J.A.; Onder, T.E.; Albert, D.G.; Decato, S.N.; Tunick, A., 2007. *Acoustic propagation through a forest edge*: US Army Coprs of Engineers - Engineer Research and Development Center, ERDC SR-07-3, (ERDC SR-07-3).

Szymanowski, M.; Kryza, M., 2011. Application of geographically weighted regression for modelling the spatial structure of urban heat island in the city of Wroclaw (SW Poland). In: Stein, A.; Pebesma, E.; Heuvelink, G., eds. *1st Conference on Spatial Statistics 2011 - Mapping Global Change*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Environmental Sciences), 87-92. http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2011.02.016

Taha, H.; Akbari, H.; Rosenfeld, A.; Huang, J., 1988. Residential cooling loads and the urban heat-island - the effects of albedo. *Building and Environment*, 23 (4): 271-283. http://dx.doi.org/10.1016/0360-1323(88)90033-9

Taherzadeh, S., 2009. Sources of uncertainty in ground impedance measurements and estimations. *Proc. Internoise 2009*. 2009.

Taherzadeh, S.; Attenborough, K., 1999. Deduction of ground imedance from measurements of excess attenuation spectra. *Journal of the Acoustical Society of America*, 105 (3): 2039-2042.

Taherzadeh, S.; Bashir, I.; Attenborough, K., 2012. Aperiodicity effects on sound transmission through arrays of identical cylinders perpendicular to the ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 132 (5): EL323-EL328.

Takahashi, Y.; Otsuru, T.; Tomiku, R., 2005. In situ measurements of surface impedance and absorption coefficients of porous materials using two microphones and ambiant noise. *Applied Acoustics*, 66: 845-865.

Takebayashi, H.; Moriyama, M., 2012. Study on Surface Heat Budget of Various Pavements for Urban Heat Island Mitigation. *Advances in Materials Science and Engineering*. http://dx.doi.org/10.1155/2012/523051

Tanaka, I.; Okazaki, M.; Horikoshi, T.; Uno, Y., 2004. Evaporative Cooling Effect of the Pavement Covered with Reused Sanshu Roofing Tiles. *Building for the Future: The 16th CIB World Building Congress*. Quelle, 1-7 may, 9 p.

Tang, S.; Ong, P.; Woon, H., 1986. Monte-Carlo Simulation of Sound-Propagation Through Leafy Foliage Using Experimentally Obtained Leaf Resonance Parameters. *Journal of the Acoustical Society of America*, 80 (6): 1740-1744. http://dx.doi.org/10.1121/1.394287

Tang, S.H.; Ong, P.P., 1988. A Monte Carlo technique to determine the effectiveness of roadside trees for containing traffic noise. *Applied Acoustics*, 23 (4): 263-271.

Tang, S.K., 2005. Noise screening effects of balconies on a building façade. *Journal of the Acoustical Society of America*, 118 (1): 213-221. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16119344

Tapper, N.J.; Tyson, P.D.; Owens, I.F.; Hastie, W.J., 1981. Modeling the Winter Urban Heat Island Over Christchurch, New Zealand. *Journal of Applied Meteorology*, 20 (4): 365-376. http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1981)020<0365:VKECOH>2.0.CO;2

Tarrero, A.I.; Martin, M.A.; Gonzalez, J.; Machimbarrena, M.; Jacobsen, F., 2008. Sound propagation in forests: A comparison of experimental results and values predicted by the Nord 2000 model. *Applied Acoustics*, 69 (7): 662-671. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2007.01.007

Tatarskii, V.I., 1971. *The effects of the turbulent atmosphere on wave propagation*. IPST.

Testa, J.; Krarti, M., 2017. A review of benefits and limitations of static and switchable cool roof systems. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 77: 451-460. http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.030

Tian, Y.; Cotté, B., 2016. Wind Turbine Noise Modeling Based on Amiet's Theory: Effects of Wind Shear and Atmospheric Turbulence. *Acta Acustica United with Acustica*, 102 (4): 626-639.

Tosh, A.; Liever, P.; Owens, F.; Liu, Y., 2012. A high-fidelity CFD/BEM methodology for launch pad acoustic environment prediction. *Proc. 18th AIAA/CEAS Aeroacoustics Conference (33rd AIAA Aeroacoustics Conference)*. 2012.

Touchaei, A.G.; Akbari, H.; Tessum, C.W., 2016. Effect of increasing urban albedo on meteorology and air quality of Montreal (Canada) - Episodic simulation of heat wave in 2005. *Atmospheric Environment*, 132: 188-206. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.033

Tsangrassoulis, A.; Santamouris, M., 2003. Numerical estimation of street canyon albedo consisting of vertical coated glazed facades. *Energy and Buildings*, 35 (5): 527-531. http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00157-3

Tumanov, S.; Stan-Sion, A.; Lupu, A.; Soci, C.; Oprea, C., 1999. Influences of the city of Bucharest on weather and climate parameters. *Atmospheric Environment*, 33 (24): 4173 - 4183. http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00160-0

Tunick, A., 2002. *Coupling Meteorology to Acoustics in Forests*: Army Resarch Laboratory, report ref. 20021017 074, (20021017 074).

Tunick, A., 2003. Calculating the micrometeorological influences on the speed of sound through the atmosphere in forests. *Journal of the Acoustical Society of America*, 114 (4): 1796-1806. http://dx.doi.org/10.1121/1.1608960

Tyagi, V.; Kumar, K.; Jain, V.K., 2006. A study of the spectral characteristics of traffic noise attenuation by vegetation belts in Delhi. *Applied Acoustics*, 67 (9): 926-935.

Umnova, O.; Attenborough, K.; Linton, C.M., 2006. Effects of porous covering on sound attenuation by periodic arrays of cylinders. *Journal of the Acoustical Society of America*, 119 (1): 278-284. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16454283

Unger, J., 2009. Connection between urban heat island and sky view factor approximated by a software tool on a 3D urban database. *International Journal of Environment and Pollution*, 36 (1-3): 59-80. http://dx.doi.org/10.1504/ijep.2009.021817

Unger, J.; Bottyán, Z.; Sümeghy, Z.; Gulyás, Á., 2000. Urban heat island development affected by urban surface factors. *Quaterly Journal of the Hungarian Meteorological Service*, 104 (4): 253-268. http://real.mtak.hu/5605/1/1149867.pdf

Unger, J.; Sumeghy, Z.; Gulyas, A.; Bottyan, Z.; Mucsi, L., 2001. Land-use and meteorological aspects of the urban heat island. *Meteorological Applications*, 8 (2): 189-194. http://dx.doi.org/10.1017/s1350482701002067

Unger, J.; Sumeghy, Z.; Szegedi, S.; Kiss, A.; Geczi, R., 2010. Comparison and generalisation of spatial patterns of the urban heat island based on normalized values. *Physics and Chemistry of the Earth*, 35 (1-2): 107-114. http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2010.03.001

Valente, D.; Ronsse, L.M.; Pater, L.; White, M.J.; Serwy, R.; Nykaza, E.T.; Swearingen, M.E.; Albert, D.G., 2012. Blast noise characteristics as a function of distance for temperate and desert climates. *Journal of the Acoustical Society of America*, 132 (1): 216-227.

van den Berg, G.P., 2006. Wind-induced noise in a screened microphone. *Journal of the Acoustical Society of America*, 119 (2): 824-833. http://dx.doi.org/10.1121/1.2146085

Van der Eerden, F.; Van den Berg, F., 2008. Sound propagation in areas with complex meteorology: A meteorological-acoustical model. *Proc. ASA-EAA-CFA Joint congress, Acoustics'08, Paris (F), June/July 2008*. 2008.

Van Maercke, D.; Defrance, J., 2007. Development of an analytical model for outdoor sound propagation within the Harmonoise project. *Acustica united with Acta Acustica*, 93 (2): 201-212.

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2003. Numerical simulation of the effect of trees on downwind noise barrier performance. *Acustica united with Acta Acustica*, 89 (5): 764-778.

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2008. Numerical evaluation of sound propagating over green roofs. *Journal of Sound and Vibration*, 317 (3-5): 781-799. http://dx.doi.org/10.1016/j.jsv.2008.03.025

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2010a. Meteo influence on city canyon propagation. *Journal of the Acoustical Society of America*, 127 (6): 3335-3346.

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2010b. The importance of roof shape for road traffic noise shielding in the urban environment. *Journal of Sound and Vibration*, 329 (9): 1422-1434. http://dx.doi.org/10.1016/j.jsv.2009.11.011

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2011. In-situ measurements of sound propagating over extensive green roofs. *Building and Environment*, 46 (3): 729-738.

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2013. Meteorological influence on sound propagation between adjacent city canyons: A real-life experiment. *Journal of the Acoustical Society of America*, 74 (3): 1354-1366.

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D.; Cornelis, W.M.; Gabriels, D., 2002. Reducing screen-induced refraction of noise barriers in wind by vegetative screens. *Acta Acustica United with Acustica*, 88 (2): 231-238.

Van Renterghem, T.; Botteldooren, D.; Lercher, P., 2007. Comparison of measurements and predictions of sound propagation in a valley-slope configuration in an inhomogeneous atmosphere. *Journal of the Acoustical Society of America*, 121 (5): 2522-2533. http://dx.doi.org/10.1121/1.2717765

Van Renterghem, T.; Forssén, J.; Attenborough, K.; Jean, P.; Defrance, J.; Hornikx, M.; Kang, J., 2015. Using natural means to reduce surface transport noise during propagation outdoors. *Applied Acoustics*, 92: 86-101.

Van Renterghem, T.; Salomons, E.; Botteldooren, D., 2006. Parameter study of sound propagation between city canyons with a coupled FDTD-PE model. *Applied Acoustics*, 67 (6): 487-510. http://dx.doi.org/10.1016/j.apacoust.2005.09.006

Van Renterghem, T.; Salomons, E.M.; Botteldooren, D., 2005. Efficient FDTD-PE model for sound propagation in situations with complex obstacles and wind profiles. *Acta Acustica United with Acustica*, 91 (4): 671-679.

Vasseur, J.O.; Deymier, P.A.; Khelif, A.; Lambin, P.; Djafari-Rouhani, B.; Akjouj, A.; Dobrzynski, L.; Fettouhi, N.; Zemmouri, J., 2002. Phononic crystal with low filling fraction and absolute acoustic band gap in the audible frequency range: A theoretical and experimental study. *Physical review. E, Statistical, nonlinear, and soft matter physics*, 65 (5 Pt 2): 056608. http://dx.doi.org/10.1103/PhysRevE.65.056608

Vazquez, V.F.; Luong, J.; Bueno, M.; Teran, F.; Paje, S.E., 2016. Assessment of an action against environmental noise: Acoustic durability of a pavement surface with crumb rubber. *Science of the Total Environment*, 542: 223-230. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.102

Viollon, S.; Lavandier, C.; Drake, C., 2002. Influence of visual setting on sound ratings in an urban environment. *Applied Acoustics*, 63 (5): 493-511. http://dx.doi.org/10.1016/S0003-682X(01)00053-6

Voogt, J.A.; Oke, T.R., 1991. Validation of an urban canyon radiation model for nocturnal long-wave fluxes. *Boundary-Layer Meteorology*, 54 (4): 347-361. http://dx.doi.org/10.1007/BF00118866

Voogt, J.A.; Oke, T.R., 2003. Thermal remote sensing of urban climates. *Remote Sensing of Environment*, 86 (3): 370-384. http://dx.doi.org/10.1016/s0034-4257(03)00079-8

Wackernagel, H., 2003. *Multivariate Geostatistics (an introduction with applications)*. Springer-Verlag.

Wang, X.M.; Wu, Z.Y.; Liang, G.X., 2009. WRF/CHEM modeling of impacts of weather conditions modified by Urban expansion on secondary organic aerosol formation over Pearl River Delta. *Particuology*, 7 (5): 384-391. http://dx.doi.org/10.1016/j.partic.2009.04.007

Wang, Y.; Yang, J.; Jia, Q.; Yang, Z.; Shen, Z., 2015. An improved correction method for sound source drift in a jet flow and its application to a wind tunnel measurement. *Acta Acustica United with Acustica*, 101 (3): 642-649.

Watkins, J.; Palmer, J.; Kolokotronis, M.; Littlefair, P., 2002. The London heat island: Results from summer time monitoring. *Building Services Engineering Research and Technology*, 23 (4): 97-106.

Watts, G.; Chinn, L.; Godfrey, N., 1999. The effects of vegetation on the perception of traffic noise. *Applied Acoustics*, 56 (1): 39-56.

Watts, G.; Pheasant, R.; Horoshenkov, K.V., 2001. Towards "Natural" Noise Mitigation for Surface Transport. *New Zealand Acoustics*, 24 (1): 13-19. http://www.acoustics.org.nz/journal/pdfs/Watts,_G_NZA2011.pdf

Wei, W.; Botteldooren, D.; Van Renterghem, T.; Hornikx, M.; Forssén, J.; Salomons, E.; Ogren, M., 2014. Urban background noise mapping: The General Model. *Acta Acustica United with Acustica*, 100 (6): 1098-1111.

West, M.; Gilbert, K.E.; Sack, R.A., 1992. A tutorial on the parabolic equation (PE) model used for long range sound propagation in the atmosphere. *Applied Acoustics*, 37 (1): 31-49.

Wiener, F.M.; Keast, D.N., 1959. Experimental study of the propagation of sound over ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 31 (6): 724-733.

Wiener, F.M.; Malme, C.I.; Gogos, C., 1965. Sound propagation in urban areas. *Journal of the Acoustical Society of America*, 37 (4): 738-747.

Williams, N.S.G.; Rayner, J.P.; Raynor, K.J., 2010. Green roofs for a wide brown land: Opportunities and barriers for rooftop greening in Australia. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9 (3): 245-251. http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2010.01.005

Wilson, D.K., 1996. A bief tutorial on atmospheric boundary-layer turbulence for acousticians. *Proc. 7th Intern. Symp. on Long Range Sound Propagation*. 1996, 111-121.

Wilson, D.K., 1998. Performance bounds for acoustic direction-of-arrival arrays operating in atmospheric turbulence. *Journal of the Acoustical Society of America*, 103 (3): 1306-1319.

Wilson, D.K., 1999. Calculated coherence and extinction of sound waves propagating through anisotropic, shear-induced turbulent velocity fluctuations. *Journal of the Acoustical Society of America*, 105 (2): 658-671.

Wilson, D.K., 2000. A turbulence spectral model for sound propagation in the atmosphere that incorporates shear and buoyancy forcings. *Journal of the Acoustical Society of America*, 108 (4): 2024-2038.

Wilson, D.K., 2001a. An alternative function for the wind and temperature gradients in unstable surface layers. *Boundary-Layer Meteorology*, 99: 151-158.

Wilson, D.K., 2001b. Sound refraction characteristics near the ground based on turbulence similarity theory. *Journal of the Acoustical Society of America*, 109: 2405.

Wilson, D.K., 2005. Uncertainty in outdoor noise measurement and prediction. *Journal of the Acoustical Society of America*, 118: 1890.

Wilson, D.K.; Andreas, E.L.; Weatherly, J.W.; Pettit, C.L.; Patton, E.G.; Sullivan, P.P., 2007. Characterization of uncertainty in outdoor sound propagation predictions. *Journal of the Acoustical Society of America*, 121 (5): EL177-EL183. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17550200

Wilson, D.K.; Brasseur, J.G.; Gilbert, K.E., 1999. Acoustic scattering and the spectrum of atmospheric turbulence. *Journal of the Acoustical Society of America*, 105 (1): 30-34.

Wilson, D.K.; Lewis, M.S.; Weatherly, J.W.; Andreas, E.L., 2008. Dependance of predictive skill for outdoor narrowband and broadband sound levels on the atmospheric representation. *Noise Control Engineering Journal*, 56: 465-477.

Wilson, D.K.; Noble, J.M.; Coleman, M.A., 2003. Sound propagation in the nocturnal boundary layer. *Journal of atmospheric and oceanic technology*, 60: 2473-2486.

Wilson, D.K.; Ostashev, V.E., 2001. Statistical moments of the sound field propagating in a random, refractive medium near an impedance boundary. *Journal of the Acoustical Society of America*, 109 (3): 1909-1922. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11386545

Wilson, D.K.; Ostashev, V.E.; Collier, S.L.; Cain, J.E.; Cheinet, S., 2015. Turbulence effects on broadband pulses propagating near the ground. *Journal of the Acoustical Society of America*, 138 (3): 1828-1828.

Wilson, D.K.; Pettit, C.L.; Ostashev, V.E.; Vecherin, S.N., 2014. Description and quantification of uncertainty in outdoor sound propagation calculations. *Journal of the Acoustical Society of America*, 136 (3): 1013-1028. http://dx.doi.org/10.1121/1.4890644

Wilson, D.K.; Thomson, D.W., 1994. Acoustic propagation through anisotropic, surface-layer turbulence. *Journal of the Acoustical Society of America*, 96 (2): 1080-1095.

Wong, E., 2008. *Cool Pavements ». In Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies. Cool Pavements*: Environmental Protection Agency, 37 p. http://www.epa.gov/sites/production/files/2014-06/documents/coolpavescompendium.pdf

Wong, M.S.; Nichol, J.E.; To, P.H.; Wang, J.Z., 2010a. A simple method for designation of urban ventilation corridors and its application to urban heat island analysis. *Building and Environment*, 45 (8): 1880-1889. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.02.019

Wong, N.H.; Kwang, T.A.; Tan, P.Y.; Chiang, K.; Wong, N.C., 2010b. Acoustics evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment*, 45 (2): 411-420.

Wu, C.S., 2009. Quantifying high-resolution impervious surfaces using spectral mixture analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 30 (11): 2915-2932. http://dx.doi.org/10.1080/01431160802558634

Wunderli, J.M., 2012. An Extended Model to Predict Reflections from Forests. *Acta Acustica United with Acustica*, 98 (2): 263-278. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.918510

Wunderli, J.M.; Rotach, M.W., 2011. Application of statistical weather data from the numerical weather prediction model COSMO-2 for noise mapping purposes. *Acta Acustica United with Acustica*, 97 (3): 403-415.

Wyngaard, J.C., 2010. *Turbulence in the atmosphere*. Cambridge University Press.

Wyngaard, J.C.; Clifford, S.F., 1977. Taylor's hypothesis and high frequency turbulence spectra. *Journal of atmospheric and oceanic technology*, 34: 922-929.

Wyngaard, J.C.; Peltier, L.J., 1996. Experimental micrometeorology in a area of turbulence simulation. *Boundary-Layer Meteorology*, 78 (1): 71-86.

Wyngaard, J.C.; Seaman, N.; Kimmel, S.J.; Otte, M.; Di, X.; Gilbert, K.E., 2001. Concepts, observations and simulation of refractive index turbulence in the lower atmopshere. *Radio Science*, 36: 643-669. http://dx.doi.org/10.1029/2000RS002380

Xie, M.M.; Wang, Y.L.; Chang, Q.; Fu, M.C.; Ye, M.T., 2013. Assessment of landscape patterns affecting land surface temperature in different biophysical gradients in Shenzhen, China. *Urban Ecosystems*, 16 (4): 871-886. http://dx.doi.org/10.1007/s11252-013-0325-0

Yaggie, C.; Zurita, E.; A., M., 1991. Statistical analysis of the Madrid urban heat island. *Atmospheric Environment*, 25B (3): 325-332.

Yamartino, R.J.; Wiegand, G., 1986. Development and evaluation of simple models for the flow, turbulence and pollutant concentration fields within an urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 20 (11): 2137-2156. http://dx.doi.org/10.1016/0004-6981(86)90307-0

Yamashita, S.; Sekine, K.; Shoda, M.; Yamashita, K.; Hara, Y., 1986. On relationships between heat-island and sky view factor in the cities of Tama river basin, Japan. *Atmospheric Environment*, 20 (4): 681-686. http://dx.doi.org/10.1016/0004-6981(86)90182-4

Yang, F.; Bao, Z.; Zhu, Z., 2011. An assessment of psychological noise reduction by landscape plants. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8 (4): 1032-1048. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph8041032

Yang, H.S.; Kang, J.; Cheal, C., 2013a. Random-Incidence Absorption and Scattering Coefficients of Vegetation. *Acta Acustica United with Acustica*, 99 (3): 379-388. http://dx.doi.org/10.3813/AAA.918619

Yang, H.S.; Kang, J.; Cheal, C.; Van Renterghem, T.; Botteldooren, D., 2013b. Quantifying scattered sound energy from a single tree by means of reverberation time. *Journal of the Acoustical Society of America*, 134 (1): 264-274. http://dx.doi.org/10.1121/1.4808175

Yang, H.S.; Kang, J.; Choi, M.S., 2012. Acoustic effects of green roof systems on a low-profiled structure at street level. *Building and Environment*, 50: 44-55. http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.10.004

Yasuda, Y.; Gohara, S.; Sakuma, T.; Sakamoto, S., 2007. Numerical analysis of outdoor noise reduction due to building balconies. *Proc. International Congress on Acoustics (ICA) 2007, Madrid (S), 2-7 sept 2007*. 2007.

Yli-Pelkonen, V.; Scott, A.A.; Viippola, V.; Setälä, H., 2017. Trees in urban parks and forests reduce O3, but not NO2 concentrations in Baltimore, MD, USA. *Atmospheric Environment*, 167: 73-80. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.020

Yokobori, T.; Ohta, S., 2009. Effect of land cover on air temperatures involved in the development of an intra-urban heat island. *Climate Research*, 39 (1): 61-73. http://dx.doi.org/10.3354/cr00800

Yu, L.; Kang, J., 2010. Factors influencing the sound preference in urban open space. *Applied Acoustics*, 71: 622-633.

Yu, M.; Carmichael, G.R.; Zhu, T.; Cheng, Y.F., 2012. Sensitivity of predicted pollutant levels to urbanization in China. *Atmospheric Environment*, 60: 544-554. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.075

Yuan, C.; Chen, L., 2011. Mitigating urban heat island effects in high-density cities based on sky view factor and urban morphological understanding: a study of Hong Kong. *Architectural Science Review*, 54 (4): 305-315. http://dx.doi.org/10.1080/00038628.2011.613644

Zappatore, M.; Longo, A.; Bochicchio, M., 2016. Using mobile crowd sensing for noise monitoring in smart cities. *Proc. 2016 International Multidisciplinary Conference on Computer and Energy Science (SpliTech), 13-15 July 2016*. 2016.

Zhang, B.; Shi, L.; Di, G., 2003. The influence of the visibility of the source on the subjective annoyance due to its noise. *Applied Acoustics*, 64 (4): 1205-1215.

Zhang, X.C.; Hu, L.H.; Tang, F.; Wang, Q., 2013. Large eddy simulation of fire smoke re-circulation in urban street canyons of different aspect ratios. In: Liu, N., ed. *9th Asia-Oceania Symposium on Fire Science and Technology*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Engineering), 1007-1014. http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2013.08.155

Zhang, Y.; Guindon, B., 2012. Multispectral analysis for manmade surface extraction from RapidEye and SPOT5. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 38 (2): 180-196.

Zhang, Y.; Murray, A.T.; II, B.L.T., 2017. Optimizing green space locations to reduce daytime and nighttime urban heat island effects in Phoenix, Arizona. *Landscape and Urban Planning*, 165: 162-171. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.04.009

Zhao, S.Q.; Da, L.J.; Tang, Z.Y.; Fang, H.J.; Song, K.; Fang, J.Y., 2006. Ecological consequences of rapid urban expansion: Shanghai, China. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4 (7): 341-346. http://dx.doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0341:ecorue]2.0.co;2

Zhou, W.; Wang, J.; Cadenasso, M.L., 2017. Effects of the spatial configuration of trees on urban heat mitigation: A comparative study. *Remote Sensing of Environment*, 195: 1 - 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2017.03.043

Zhou, W.Q.; Huang, G.L.; Cadenasso, M.L., 2011. Does spatial configuration matter? Understanding the effects of land cover pattern on land surface temperature in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 102 (1): 54-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.03.009

Zou, B.; Xu, S.; Sternberg, T.; Fang, X., 2016. Effect of Land Use and Cover Change on Air Quality in Urban Sprawl. *Sustainability*, 8 (7). http://dx.doi.org/10.3390/su8070677

Zwikker, C.; Kosten, C.W., 1949. *Sound absorbing materials*. New York.

Conclusion du rapport de l'expertise

Pourquoi une ESCo sur l'artificialisation des sols ?

La littérature scientifique de la dernière décennie a mis en évidence que le sol était une ressource à préserver au même titre que l'eau. Important réservoir de biodiversité, les sols sont essentiels aux services écosystémiques (production alimentaire, régulation du climat, des crues, impact sur la qualité de l'eau ou de l'air, etc.) ainsi qu'aux autres services économiques et sociaux (logement, production, transport). Ils sont donc objets de nombreuses pressions : demandes en logement, en zones d'activités économiques et en infrastructures, demandes en production alimentaire, en matières premières, en extraction ou production d'énergie, ou encore en espaces de nature, etc.

La gestion de cette ressource limitée et non renouvelable (aux échelles de temps humaines) est confrontée, dans les zones du territoire sous pression foncière, à des conflits d'usage et à des difficultés de préservation de terre agricole ou naturelle, et ce malgré des politiques publiques renforçant les exigences vis-à-vis de l'utilisation des sols. Cette question a progressivement émergé pour gagner la sphère du débat public et provoquer des inquiétudes qui se cristallisent autour de la perte des terres agricoles d'une part et de l'érosion de la biodiversité d'autre part, processus qui touchent entre autres la question très sensible de la production alimentaire et aussi celle des logements. L'artificialisation des sols est alors incriminée comme facteur majeur de perte et de dégradation des sols.

Face à une montée médiatique mettant en avant l'artificialisation des sols comme un phénomène « délétère et incontrôlable » et à un besoin de mise en place d'une feuille de route pour répondre aux engagements nationaux[35] et européens concernant la préservation des sols, les ministères en charge de l'écologie, de l'agriculture et l'ADEME ont sollicité l'IFSTTAR et l'INRA afin de réaliser une expertise scientifique collective (ESCo) visant à apporter un éclairage pour guider l'action publique qu'appelle une gestion durable de la ressource en sol.

Le préalable de la définition de l'artificialisation, des termes associés et de l'objet d'étude « sol »

Proposer un état des connaissances sur l'artificialisation des sols, c'est au préalable préciser l'objet d'étude et la définition des phénomènes à évaluer avant d'en préciser les impacts. L'artificialisation est un terme qui est utilisé pour quantifier les pertes de foncier agricole et des espaces naturels et rendre compte de sa contribution à la mutation du paysage français. Le terme ne renvoie pas à une notion juridique. Il est d'ailleurs peu utilisé en sciences sociales qui se concentrent plutôt sur les processus d'étalement urbain et de périurbanisation (notions qui ne recouvrent pas exactement le concept d'artificialisation).

Selon les cas, l'artificialisation peut faire référence à **un état** (quantité de recouvrement ou transformation des surfaces sous l'influence d'activités humaines pour des activités non agricoles), au **changement d'état** (changement d'occupation du sol ou d'usage en tant que processus) ou à la **quantification du changement d'état** (résultat du processus sur une période donnée)[36]. Selon l'objectif de l'étude (mesure, recherche de déterminants, caractérisation physico-chimique, etc.), les surfaces concernées ne vont pas être considérées de la même manière et les données et méthodes vont varier.

Il ressort de ce fait que si beaucoup d'études ne font pas référence au processus d'artificialisation en lui-même, l'artificialisation constitue implicitement un cadre d'analyse ou de justification des études sur **l'urbanisation[37] et l'étalement urbain** (mesure, modélisation, mise en cartographie) et sur **l'imperméabilisation**[38] des sols comme résultat de l'artificialisation. Ces trois notions (artificialisation, urbanisation et imperméabilisation) ne sont pas identiques mais se recoupent et sont parfois confondues à un certain niveau de détail. Ce sont ces processus qui sont le plus couramment mentionnés dans la littérature, comme moteur ou conséquence du **changement d'état de surfaces agricoles, forestières, ou considérées dans un état « naturel »** (friche, prairie naturelle, zone humide, etc.) **en « surfaces artificialisées »**. C'est sur cette base générale que l'artificialisation est abordée dans l'expertise. Les surfaces dites « artificialisées » incluent tous les espaces construits (habitats, commerces, industries, infrastructures, etc.) ou non construits mais fortement modelés par l'activité humaine non agricole

[35] Voir notamment la lettre de mission de M. Le Premier Ministre à M. N. Hulot qui demande « des propositions avant mi-2018 pour lutter contre l'artificialisation et l'appauvrissement des sols qui sont l'une des principales menaces pour la biodiversité »

[36] A noter que l'intensification des usages sur des surfaces dévolues à l'activité agricole ou à l'exploitation forestière n'entre pas dans le champ de l'ESCO

[37] L'urbanisation est le processus de développement des villes. De nombreuses normes existent pour caractériser ce qui est urbain. Pour l'INSEE, le taux d'urbanisation désigne le pourcentage de la population résidant dans une « unité » urbaine, définie comme une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants (INSEE)

[38] Processus qui conduit à la réduction de la capacité du sol à absorber et à infiltrer l'eau

(chantiers, carrières, mines, décharges, etc.) ainsi que les espaces verts associés aux activités économiques et sociales (parcs et jardins, équipements sportifs et de loisirs, etc.). **Pour bien cerner la notion d'artificialisation des sols, il faut donc toujours revenir à sa définition initiale** : soit en termes de processus, soit en termes de résultats**, il s'agit de surfaces retirées à l'agriculture et à l'espace dit naturel**. L'urbanisation participe à l'artificialisation, l'imperméabilisation des sols est une des conséquences de l'artificialisation, mais il y a des surfaces non imperméables dans les zones artificialisées, et inversement des zones imperméables dans les zones agricoles. De plus, certaines zones à l'intérieur des villes, donc à l'intérieur de zones dites artificialisées, sont utilisées pour des activités agricoles ou sont des espaces verts en ville. Ces zones sont aujourd'hui, par convention et en raison de leurs petites tailles individuelles, considérées comme urbaines et artificialisées (mais non imperméables)[39]. Il s'agit donc d'une définition d'ordre **statistique**, utilisée par les administrations, mais qui, du fait de la **diversité des situations physiques qu'elle recouvre**, ne se prête pas à une approche scientifique uniforme.

Par ailleurs, l'analyse de la littérature traitant des conséquences de l'artificialisation sur les sols urbains en eux-mêmes, mais aussi sur les paysages et l'environnement physique urbain conduit à considérer les surfaces artificialisées, non seulement en 2D, mais également avec une **vision 3D** moins classique. La littérature a en effet mis en avant les impacts de l'artificialisation sur l'objet **'Sol'** dans son acception pédologique **et écosystémique**, c'est-à-dire, la couche supérieure de l'écorce terrestre ayant un volume, jouant le rôle d'interface entre la lithosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère, et assurant de nombreuses fonctions et services. D'autre part, à côté des services écosystémiques, le sol, dans les milieux urbanisés, assure une fonction de support du bâti, de la végétation urbaine et des infrastructures souterraines ou en surface. Ces structures constituent le relief des espaces urbains et leurs surfaces développées contribuent aux effets de l'artificialisation. De même que le « sol volume » est important à considérer, la prise en compte du « sur-sol » construit permettrait de mieux appréhender les densités et donc les formes urbaines.

L'artificialisation du sol répond à des besoins ou demandes formulés par les ménages, les entreprises ou la puissance publique. Cependant, la **disponibilité de la ressource sol est limitée et doit être quantifiée et qualifiée pour mieux gérer les priorités de préservation et de gestion.** Sous l'angle de la mesure de surface, les différents types de sols artificialisés peuvent se distinguer par leur type de couvert et par leur degré d'imperméabilisation. Sous l'angle de la pédologie, ce sont aussi la nature et l'intensité de la perturbation des couches superficielles et plus profondes du « sol », qui sont à considérer ainsi que leurs propriétés bio-physicochimiques. Ce qui ressort alors de l'analyse est le **caractère unique et spécifique de chaque localisation** selon les attendus (paysager, environnemental, économique, social, multifonctionnel). Par exemple, la qualité environnementale des sols peut être suffisamment altérée pour limiter l'aptitude des sols à certains usages, ou nécessiter des opérations préalables de décontamination et/ou de réhabilitation.

Les questions traitées dans l'ESCo « Artificialisation des sols »

Les constats sur la dégradation des sols, liée au changement d'affectation des sols, établis à l'échelle européenne et/ou mondiale ont posé les fondements de l'ESCo. Au niveau de l'Union européenne, le Programme d'action pour l'environnement de novembre 2013 assigne des objectifs forts pour l'utilisation durable des sols et se donne en particulier pour objectif de mettre un terme d'ici 2050 à l'augmentation nette de la surface de terres artificialisées. Dans le cadre des objectifs du développement durable, la communauté internationale s'est par ailleurs engagée, d'ici à 2030, à enrayer et inverser le processus de dégradation des sols, et en particulier de restaurer les terres et sols dégradés, notamment les terres touchées par la désertification, la sécheresse et les inondations. Le gouvernement français met en application les politiques communautaires mais il est légitime de questionner les spécificités locales, d'autant que certains acteurs territoriaux et la société civile interpellent les pouvoirs publics par des assertions fortes telles que le "grignotage" des terres agricoles par la ville, la « consommation des meilleures terres », « l'artificialisation comme responsable des inondations » ou bien encore « la pression foncière facteur de la dégradation des littoraux ». Il convenait donc d'apporter un éclairage scientifique afin de mieux comprendre et répondre à l'ensemble des questions que pose le processus d'artificialisation des sols, en ayant une vision la plus exhaustive possible sur les déterminants et les impacts tant positifs que négatifs.

L'état des connaissances a été organisé en trois grands volets que sont la mesure, les impacts et les déterminants de l'artificialisation, subdivisés en contributions qui abordent les questions autour des méthodes de mesure, les impacts environnementaux, la relation à l'espace rural, les tendances internationales, le logement et les stratégies de localisation de l'habitat et des activités.

Le premier volet (partie 1 de cette expertise) interroge le processus d'artificialisation en lui-même : comment le territoire français métropolitain et outre-mer est-il touché par ce phénomène et quelle est son évolution spatiotemporelle? L'expertise est ainsi revenue, au travers de la littérature internationale, sur la définition de l'artificialisation et la diversité des processus qu'elle recouvre, pour traiter ensuite de façon la plus exhaustive possible de la question de la mesure des effets du processus.

[39] Si une nouvelle base de données spatialement plus précise était constituée, il faudrait réfléchir à la classification des espaces petites tailles individuellement mais dont la somme peut être importante en cumulé tels que les zones agricoles en ville et les constructions en zone d'exploitation agricole. Cela permettrait également de moins confondre l'artificialisation avec l'urbanisation.

Les évolutions observées en France sont comparées celles d'autres pays. L'analyse des réponses à ces différentes questions montre que la tendance à l'artificialisation est générale. La France se situe dans la moyenne européenne. Mais les évaluations actuelles sur le territoire français par les différentes approches disponibles sont divergentes car ce qui fait l'objet de la mesure diffère, les méthodes ne sont pas les mêmes et de multiples approximations sont faites. Par ailleurs des outils et méthodes existants (parfois très récents) pourraient être mobilisés pour améliorer l'évaluation quantitative et qualitative de l'artificialisation.

Le deuxième volet d'analyse de cette expertise porte sur les déterminants et impacts sociaux, économiques et réglementaires de l'artificialisation. L'artificialisation répond à des demandes de création de logements (notamment pour des ménages modestes), de zones d'activités économiques et de réseaux, qui sont pour partie encouragées par les politiques d'aménagement locales et nationales. L'expertise a questionné par exemple les politiques de zonage par rapport à la protection des sols. Les conclusions mettent en lumière les effets des modes de développement des activités humaines sur le processus d'artificialisation et ses impacts sur l'activité agricole et sur la localisation, et insistent notamment sur les conséquences en matière de mobilité quotidienne.

Le chapitre 6 présente la synthèse des leviers mobilisables pour guider l'action publique afin de répondre conjointement aux deux objectifs : d'une part, le contrôle de l'expansion du phénomène d'artificialisation tout en répondant aux besoins socio-économiques, et d'autre part, la limite de ses impacts négatifs. Si les impacts environnementaux ont été traités dans l'expertise de façon indépendante des impacts économiques et sociaux, les leviers d'action mis en évidence dans la littérature incitent à un rapprochement pluridisciplinaire des thématiques. La limitation des impacts négatifs, les méthodes de maîtrise de l'extension, le retour d'expériences de mesures organisationnelles sont interrogés de façon plus transversale et en considérant le système urbain de la façon la plus intégrée possible.

Le troisième volet (partie 3 de cette expertise) concerne les impacts environnementaux de l'artificialisation. Il souligne la diversité et les corrélations fortes entre ces impacts touchant la qualité des milieux : atmosphère, sol, eau, biosphère. Une attention particulière est portée sur le lien entre qualité des sols et aménagement, sur l'impact spécifique des éléments naturels en ville et des infrastructures de transport. L'impact sur le confort de vie des citadins fait également partie de la réflexion. Ses conclusions reviennent également sur la question de la « **réversibilité**» du processus d'artificialisation au regard du type d'artificialisation et de l'usage des sols. La formulation « réversibilité/irréversibilité » du processus d'artificialisation a été mise en débat avec les experts. Très rapidement ces termes ont été questionnés. L'expertise conclut qu'il s'agit plutôt d'évaluer les possibilités de requalification/réhabilitation des sols par rapport à un ensemble de services écosystémiques et/ou des usages souhaités.

L'impact de l'artificialisation sur l'agriculture et la production de biomasse fait l'objet d'un chapitre spécifique (chapitre 1 de la partei3) en regroupant l'ensemble des conclusions recueillies autour de la question prégnante de la consommation des terres les plus productives par l'artificialisation.

Enfin l'expertise identifie des priorités de recherche dans les différentes disciplines, en mettant notamment en avant qu'une approche multi-indicateurs, combinant informations précises sur l'imperméabilisation, l'urbanisation, la qualité des sols serait nécessaire mais reste à développer et valider.

1. L'évaluation de la nature et de l'ampleur de l'artificialisation des sols

• Des méthodologies très diverses, qui donnent des informations différentes mais complémentaires sur les surfaces artificialisées

Aujourd'hui plusieurs sources d'information, qui diffèrent par leur mode de collecte et par la résolution spatiale des données, sont utilisées pour fournir des données sur l'artificialisation des sols en France. Les deux sources utilisées pour calculer l'artificialisation au niveau national sont les données de CORINE Land Cover (CLC) et Teruti-Lucas (TL). Les données CLC évaluent l'artificialisation des sols en France métropolitaine en 2012 à 5,54% du territoire alors que l'enquête TL donne un pourcentage de 9,29%. La différence n'est pas négligeable et varie fortement d'un département à l'autre. Les données CLC, issues de l'interprétation d'images de télédétection, mises à jour tous les six ans depuis 1990, assurent une couverture exhaustive des territoires avec une nomenclature standardisée permettant de réaliser des comparaisons au niveau Européen. Comme toute base de données, CLC suit des spécifications de saisie qui permettent une homogénéité de la base sur un grand territoire. Ainsi des seuils de sélection et de représentation sont utilisés pour représenter les entités du monde réel sous la forme de zones dans la base. Lorsque ces entités ont une taille réelle inférieure à ces seuils (par exemple 25ha), elles ne sont pas représentées sous la forme de zones, même si elles sont visibles dans les images sources. Mais aujourd'hui les seuils utilisés par CLC semblent inappropriés pour une prise en compte au niveau national parce qu'en cumulé ils omettent des nombreuses surfaces artificialisées. Les principales limites de CLC pour l'étude de l'artificialisation sont donc d'une part les seuils géométriques utilisés pour sélectionner une surface du monde réel pour peupler la base (de 25 ha et 100 m de large,

5 ha pour l'extension des zones)[40] et d'autre part les erreurs ou ambigüités[41] possibles d'interprétation des images. La nouvelle base de données CLC-HR (extraite d'images à haute résolution spatiale) complète la base CLC avec des couches supplémentaires dont une sur l'imperméabilisation qui intègre entre autre des hameaux sous le seuil d'extraction de 25 ha (jusqu'à 5 ha) et avec intégration de quelques voies de communication. L'ajout des données CLC-HR et d'autres données vectorielles de réseaux permettrait de s'approcher davantage d'une description fine de l'artificialisation.

L'enquête TL assure de son côté un suivi annuel statistique de l'évolution de l'usage du sol avec une nomenclature proche de celle de CLC, mais à partir d'enquêtes ponctuelles, extrapolées à l'ensemble du territoire. Cette approche statistique est adaptée au suivi temporel du fait de sa fréquence élevée, et permet localement une meilleure résolution spatiale, mais la précision du résultat global dépend de la qualité de réalisation des enquêtes sur la totalité du territoire et de la représentativité des points de mesure dont l'échantillonnage a changé à plusieurs reprises depuis 1982.

Ainsi alors que CLC permet de caractériser tous les 6 ans l'état de l'artificialisation de façon exhaustive spatialement, mais avec une sous-estimation des petites entités, TL est plutôt adapté pour caractériser statistiquement les types de changement (de poste à poste) avec une périodicité annuelle mais avec une limitation de spatialisation exhaustive.

D'autres sources et méthodes existent mais sont appliquées de façon locale. Si les méthodes présentées dans les articles scientifiques visent le tout automatique, et la partie 2 de cette expertise détaille l'état des connaissances en la matière, les mises en œuvre pour la création de données nationales sont aujourd'hui basées sur des méthodes semi-automatiques qui intègrent de l'interprétation visuelle (CLC) ou des vérifications terrain (TL), ou les deux pour la région Ile de France (Modes d'Occupation des Sols de l'IAURIF). Pour plus de précision, à un niveau de détail supérieur, on dispose en France de données cadastrales (base DGFiP), de données topographiques de l'IGN millésimées à l'échelle submétrique[42] et en 2D5[43] (et métrique en 3D pour les bâtiments) et de nouvelles images satellites de très grande précision (Sentinel-2). Une intégration de sources multiples, associant des données vectorielles à jour et du traitement d'images ou de photographies aériennes, et des enquêtes statistiques pourrait permettre un véritable saut qualitatif. La difficulté vient du besoin de mise à jour fréquent. Il faut donc optimiser les processus pour maitriser les coûts. La solution peut aussi être trouvée dans un rythme de saisie approprié. L'IGN réalise une couverture complète d'orthophotographies du territoire tous les 3 ans, ce qui donne l'ordre de grandeur temporel. Toutes ces données pourraient être mobilisées pour améliorer la précision et la fiabilité de la mesure de l'artificialisation des sols. Le processus proposé par l'IGN pour la réalisation d'une couche d'Occupation des sols Grande Echelle de l'IGN (OSC GE) et appliqué sur la région Midi Pyrénées illustre les nouvelles possibilités de production sur tout le territoire national. Nous reviendrons sur ce point en dernière partie de cette conclusion.

Une nouvelle base de données devrait répondre à deux questions. **Quelles sont les zones artificialisées**, c'est-à-dire non directement utilisées pour l'agriculture et par la forêt ou les espaces naturels, **et non artificialisées ? Entre deux dates,** quelles sont les transitions réalisées parmi les transitions possibles ? Ces analyses doivent se faire à différentes échelles spatiales et temporelles. Il faut donc distinguer trois niveaux d'analyse mobilisables : les données sources, la structuration en base de données au niveau des parcelles qui décrirait **pour chaque parcelle** sa nature, son utilisation (éventuellement estimée par des échantillonnages statistiques), son degré d'imperméabilisation, et sa qualité de sol (voir plus bas) et enfin les données synthétiques (indicateurs) qui permettraient une analyse de l'artificialisation et de son évolution. Même si la qualité des sols n'est pas connue en détail au regard de l'hétérogénéité des propriétés physicochimiques des sols artificialisés, des estimations pourraient être déduites des données existantes.

En l'état actuel, les chiffres disponibles sur l'artificialisation des sols à l'échelle de la France ont le mérite d'alerter sur les grandes tendances du phénomène. Mais ils ne constituent pas une mesure quantitative précise. Ils doivent par ailleurs être interprétés avec précaution, en prenant en compte, au-delà des bilans globaux, les changements bruts d'occupation des sols catégorie par catégorie et leur distribution spatiale, afin de saisir précisément les processus en jeu.

Compléter l'évaluation statistique des surfaces artificialisées par une analyse qualitative des sols

Les données quantitatives concernant les surfaces artificialisées devraient également être complétées par une information plus précise sur leur degré d'imperméabilisation (déjà en partie disponible dans TL et dans les couches Haute Résolution de CLC, CLC-HR) et par des descriptions ou des analyses physiques, chimiques et biologiques concernant les propriétés et **la qualité du sol** : l'intensité des perturbations, le niveau de dégradation et de pollution sont en effet déterminants pour évaluer le degré de réversibilité de l'artificialisation et le potentiel de **restauration** de tout ou partie des fonctions des sols, ainsi que le coût associé.

[40] Si une surface du monde réel est inférieure à une surface donnée (seuil) alors cette surface n'est pas représentée dans la base de données.

[41] Une surface du monde réelle peut être entre deux états (en transition) ou ne pas bien correspondre à une classification prédéfinie. Cela crée de fait une imprécision au niveau de la sémantique de la base de données résultante.

[42] La précision du RGE est sous le mètre pour les données planimétriques (x,y).

[43] Le 2D5 est le fait de disposer de l'altitude des objets de la base au sol. Par exemple pour chaque point (x,y) d'une route, l'altitude z est connue.

• Des résultats convergent en termes de tendance globale de l'évolution des surfaces artificialisées, mais ils masquent une réalité plus complexe d'échanges d'usage et de type d'artificialisation

Les différentes sources d'information donnent des résultats convergents en tendance, en termes d'évolution globale des surfaces artificialisées (chap. 1) avec un taux moyen annuel net de + 20 000 à + 60 000 ha selon les méthodes. S'il était en augmentation jusque dans les années 2007-2008, il a nettement baissé ensuite avant de marquer une reprise depuis 2014. Ces taux de conversion d'occupation indiquent également, malgré des valeurs absolues très différentes, une tendance similaire avec **deux tiers des terres artificialisées issues de terres agricoles**. Il faut noter que ces écarts, en valeur absolue, entre les estimations de CLC et TL sont très variables selon les régions, de 2% pour l'Ile de France à plus de 50% pour les régions les moins artificialisées. Par ailleurs, les données TL montrent que des échanges importants ont lieu dans les deux sens entre grandes catégories (agricole, artificialisée, naturelle). Ces échanges sont nettement moins significatifs dans les données CLC, ce qui pose question mais s'explique probablement par le biais de résolution de CLC d'un côté et des biais d'interprétation des opérateurs et d'exhaustivité pour TL de l'autre. Par ailleurs, l'artificialisation ne touche pas tous les types de territoires de la même manière. D'après l'analyse de données CLC, les communes rurales et les villes isolées (selon la définition de l'INSEE) seraient plus touchées par les nouvelles zones d'artificialisation entre 2006 et 2012, en comparaison de la répartition initiale.

Par ailleurs, la distinction entre artificialisation, construction et imperméabilisation montre, selon l'état des lieux établi par l'enquête TL 2014, que **seuls 17% des sols artificialisés sont construits, alors que 47% sont simplement revêtus ou stabilisés** (31% en linéaire et 16% en aréolaire, qui sont liées dans leur grande majorité à l'utilisation de la voiture individuelle et au transport routier). Les sols imperméabilisés représentent ainsi environ les deux tiers des sols artificialisés. 36% des sols sont non imperméabilisés. Le frein à l'artificialisation, et plus spécifiquement à l'imperméabilisation des sols, passe donc largement autant par la limitation de l'accroissement des surfaces revêtues (infrastructures etc.) que par celles qui sont construites.

Si on fait une étude comparative au niveau Européen, en France, les villes sont dans l'ensemble moins étalées qu'en Europe du nord, mais bien moins denses qu'en Europe méridionale et orientale. La France présente une valeur des surfaces bâties proche de la moyenne européenne estimée à environ 5% en 2009 contre 15% aux Pays-Bas et 13% en Belgique, 9% Allemagne, 7,5% en Angleterre et 2,5% en Espagne.

En Europe, entre 2000 et 2006, il est estimé que l'artificialisation a progressé de 2,7%, ce qui représente l'équivalent de 107 800 ha de terres supplémentaires gagnées chaque année par l'artificialisation des sols. La France est, du fait de sa vaste superficie, le deuxième plus gros contributeur en valeur absolue (13 200 ha/an), derrière l'Espagne (25 400 ha/an). En valeur relative cependant, la croissance des surfaces artificialisées se situe dans la moyenne européenne, autour de 0,5%/an, à un rythme semblable à celui de l'Italie, environ 5 fois moins rapide qu'en Espagne et deux fois plus rapide qu'en Allemagne (dont il faut rappeler que la population diminue). **La France se situe donc dans la moyenne européenne,** ce qui ne veut pas dire qu'il faudrait pour autant ne pas se préoccuper de cette évolution.

L'ensemble de ces éléments conduit à relativiser la mise en cause de l'urbanisation en tant que telle, et son évolution quantitative : **ce qui pose véritablement problème est plutôt l'étendue spatiale, souvent peu dense, prise par les extensions urbaines et péri-urbaines et leur organisation spatiale**, l'impact de l'urbanisation sur l'agriculture et les paysages étant démultiplié par son émiettement. D'autre part, sur le plan quantitatif, **la menace principale en termes d'impacts environnementaux directs, est liée à l'imperméabilisation et aux modalités d'artificialisation les plus génératrices de sols imperméabilisés** : routes, parkings, zones commerciales et entrepôts logistiques, souvent situés en zone périurbaine, et qui représentent près des trois quarts des surfaces imperméabilisées.

2. Des impacts environnementaux très divers mais corrélés entre eux

• Les impacts environnementaux dépendent de la nature de l'artificialisation

Quelle que soit la nature des impacts environnementaux considérés, il ressort de l'ensemble des études que la distinction entre surfaces imperméabilisées (scellées/minéralisées[44]) et non imperméabilisées, et pour ces dernières, la présence ou non de végétation, sont les premiers éléments à prendre en compte : qu'il s'agisse de biodiversité des organismes du sol, de comportement hydrologique ou d'impact sur les températures, les conséquences sont d'autant plus négatives que le niveau de perturbation du sol et le taux d'imperméabilisation sont élevés. Toutes les études montrent que les sols scellés, qui correspondent aux surfaces bâties, voirie, trottoirs, places, parkings, infrastructures industrielles, logistiques et militaires, aéroports, installations portuaires, sont à la fois les plus pauvres en activité biologique et biodiversité, les plus susceptibles de provoquer du ruissellement des eaux pluviales, et à contribuer à la formation d'îlots de chaleur urbains. La couverture du sol par une surface imperméable a pour effet de déconnecter les quatre écosphères (la géosphère, hydrosphère, l'atmosphère et

[44] Les trois termes sont utilisés pour décrire l'imperméabilisation, « scellé » faisant référence au terme anglo-saxon : « sealing » qui désigne l'imperméabilisation des sols résultant de l'artificialisation

la biosphère). Comme celles-ci constituent l'écosystème de la terre, cette imperméabilisation perturbe tout le fonctionnement de l'écosystème, en termes de cycles atmosphériques, de cycle de l'eau et de cycle des éléments nutritifs. Elle affecte sa capacité de fournir de nombreux services écosystémiques dont la production de biomasse, la régulation de la qualité de l'eau, ou encore la régulation du climat et l'amélioration de la qualité de vie en ville.

On peut trouver des surfaces imperméabilisées recouvertes par une couche de sol « reconstruit » : par exemple toitures ou terrasses végétalisées. Ces aménagements pourraient compenser, en partie, certains des impacts négatifs de l'artificialisation en stockant de l'eau et en permettant le développement d'une végétation, mais leur efficacité globale est aujourd'hui mal connue. Les sols artificialisés non scellés peuvent de leur côté être également très pauvres biologiquement et très peu perméables du fait des remaniements et de la compaction qu'ils ont subi. Toutefois, des travaux récents mettent en avant que, selon leur degré d'artificialisation, certains sols urbains, comme ceux d'espaces verts ou de jardins peuvent être le support d'une biodiversité parfois plus abondante que dans les sols agricoles ou forestiers. Ces mêmes sols présentent également le plus souvent une bonne capacité d'infiltration, en relation avec le développement de la végétation.

Les sols artificialisés, qu'ils soient ou non imperméabilisés ou végétalisés, peuvent aussi être contaminés par des éléments trace métalliques (ETM) et/ou par des polluants organiques et très dégradés du point de vue physico-chimique, soit de manière aigüe et ponctuelle, sur certaines anciennes zones d'activités industrielles ou artisanales, à proximité des routes ou des anciens sites miniers, soit de manière plus diffuse lorsque l'on s'éloigne des sources d'émission des polluants. Les caractéristiques de ces sols sont très variables spatialement du fait de la combinaison des remaniements, exportations ou importations de matériaux et de la multiplicité des usages. Il est par conséquent difficile d'évaluer des grandeurs telles que les stocks de certains éléments chimiques dans les sols à échelle moyenne (quartier, ville), et d'autant plus à l'échelle nationale. C'est le cas par exemple pour le carbone organique dont la quantification des stocks, à l'instar de ce qui se fait pour les sols agricoles et forestiers, est fortement attendue. Cependant, même si des données sur les teneurs en carbone organique sont disponibles depuis une quinzaine d'années et ont permis de mettre en évidence un enrichissement en carbone de certains des sols artificialisés (jardins et espaces végétalisés), la connaissance des distributions à l'échelle d'une ville se heurte au manque de données sur les sols scellés, à des difficultés méthodologiques pour extrapoler spatialement les teneurs et aussi à la complexité des formes de carbone présents dans les sols pour ne citer que quelques-uns des obstacles à la quantification des stocks de carbone dans les sols artificialisés. L'ADEME s'est saisi de cette question et soutient actuellement des travaux visant à lever les difficultés de « cartographie » et de calcul des stocks liées à la forte hétérogénéité, à la méconnaissance de la dynamique du carbone des sols urbains et du lien entre usage des sols et stock de carbone.

En ce qui concerne l'effet de l'artificialisation des sols sur le cadre de vie (confort acoustique et thermique, et qualité de l'air), l'expertise met en avant son effet direct et indirect pour les nuisances sonores et le confort thermique et indirect pour la qualité de l'air. En effet, c'est l'augmentation ou l'intensification des activités anthropiques et de la mobilité en lien avec l'augmentation de la population dans les zones urbanisées qui va induire une augmentation de l'émission des polluants et des nuisances sonores. L'effet direct sur le bruit est quant à lui lié à la nature des revêtements de surface et des matériaux utilisés pour les constructions.

• Une qualité des sols qui doit être évaluée avant leur changement d'usage

La littérature analysée sur les propriétés physico-chimiques des sols artificialisés se concentre essentiellement sur les sols urbains dont l'usage passé et/ou actuel leur confère une qualité dégradée par rapport à des sols de référence « naturels ». Cette notion de sol de référence reste cependant un problème non résolu, car souvent traité de manière hétérogène et/ou peu explicite dans la littérature scientifique, ce qui complique l'analyse des effets de l'artificialisation. Par ailleurs, un nombre plus restreint d'articles s'intéressant à la qualité des sols agricoles soumis à l'expansion urbaine ont également été recensés. Ils mentionnent dans la plupart des cas la bonne qualité agronomique d'une partie de ces sols. Ce résultat est lié à la fois à des raisons géographiques : les villes, autour desquelles l'urbanisation se développe, sont souvent situées à l'origine à proximité de bonnes terres agricoles, et au fait qu'il existe une méconnaissance des enjeux liés aux ressources en sol. Cependant, ces notions de qualité et d'aptitude agricole des sols sont elles-mêmes très complexes et controversées : il n'en existe pas de définitions simples et uniques. On peut par exemple les baser sur des paramètres intrinsèques des sols ou au contraire, tenir plus ou moins compte du contexte technico-économique permettant de valoriser des sols initialement de qualité réduite (intrants, drainage, etc.). De plus, la qualité d'une terre s'évalue en fonction des services qu'on en attend. Par ailleurs, des études sur le croisement de l'indice de productivité du JRC « Cropland Productivity Index », et de l'évolution des sols via Corine Land Cover (CLC), montrent qu'en France l'urbanisation se fait plutôt au détriment des terres de très bonne qualité, pour 70% ; mais que ces terres représentent elles-mêmes 68% des sols de France, selon le classement retenu, (ce qui signifie, compte tenu de l'imprécision de toutes ces estimations, que le différentiel en défaveur de ces bonnes terres n'est pas significatif, autrement dit, l'artificialisation se ferait de manière équi-répartie sur les sols de différentes qualités). Une étude similaire à une échelle plus fine sur la région Languedoc-Roussillon utilisant un indice de qualité essentiellement basé sur la Réserve en eau Utile des sols, indique des pertes proportionnellement plus importantes pour les sols de bonne qualité. Ceci souligne le besoin en cartographie des sols permettant d'évaluer leurs qualités et/ou aptitudes qui devraient être prises en compte en amont dans les documents de planification et projets d'urbanisme pour une gestion adaptée de leurs usages.

En ce qui concerne les sols artificialisés, les recherches en cours montrent que l'apport d'amendements et de matières organiques ou l'application de techniques de génie biologique pour leur réhabilitation peut permettre la restauration de certaines fonctions et des usages plus divers. La création d'une typologie standardisée de ces sols en fonction de leur degré de perturbation et de leurs caractéristiques physico-chimiques, ainsi que **d'indicateurs de qualité**, comme proposé dans le chapitre 2 de la partie 3, constitueraient des outils utiles pour l'évaluation des **potentialités de réversibilité d'usage des sols artificialisé**. En effet, si l'un des principaux leviers pour limiter l'artificialisation des sols liée à l'étalement urbain semble être la réhabilitation et la réutilisation des friches urbaines, aussi bien pour des constructions que pour le développement d'espaces végétalisés, **tous les sols ne se prêtent pas à tous les usages, en particulier du fait de leur contamination potentielle** ou de leur faible fertilité.

• Le rôle majeur des trames vertes et bleues associé à la gestion à la source des eaux pluviales

A l'échelle du quartier ou de l'aire urbaine, c'est **l'organisation spatiale** des sols de niveau d'artificialisation et d'imperméabilisation différents qui va influencer le niveau des impacts. La densité du bâti, la dégradation de la surface et de la qualité des habitats des espèces ont des effets globalement négatifs sur la diversité des organismes végétaux et animaux, et favorisent des espèces dites « généralistes », aux dépens des espèces spécialistes, forestières ou protégées. Cet effet est particulièrement net pour les espèces animales à faible mobilité. En revanche, la présence d'ilots de végétation insérés dans des trames vertes au sein des villes, même très denses, constitue une solution efficace pour limiter la majorité des impacts environnementaux liés à l'artificialisation des sols en milieu urbain. Bien qu'elles soient statistiquement considérées comme des surfaces artificialisées, ces trames vertes, constituées de jardins publics et d'espaces verts ou de plantations d'arbres, éventuellement complétées par les toitures et façades végétalisées, doivent être considérées comme la base de la reconstruction d'un **écosystème urbain durable**, complémentaire des agroécosystèmes et des écosystèmes forestiers et naturels. En favorisant l'infiltration et le stockage de l'eau, en stockant du carbone organique par le développement de la végétation, en constituant des habitats pour différentes espèces animales et végétales, elles jouent un rôle fondamental vis-à-vis du cycle de l'eau, de la conservation de la biodiversité et de l'atténuation des impacts climatiques de l'urbanisation. Elles **ne devraient donc pas être comptabilisées dans le même ensemble que les autres surfaces artificialisées en termes d'impacts**, car elles produisent des bénéfices écologiques, économiques et sociaux directs, en particulier sur la qualité de vie. Cette tendance peut à terme indirectement limiter l'étalement périurbain par une augmentation de l'attractivité urbaine. La littérature a également été interrogée par rapport au potentiel d'atténuation des nuisances sonores et de la pollution de l'air par la végétation. Par rapport au bruit, ce sont les processus indirects de modification de l'onde sonore qui vont changer la perception, la végétation n'absorbant que très peu l'énergie sonore. Par contre la végétalisation urbaine a un effet positif sur la qualité de l'air, même si cet effet reste assez faible au regard de l'ensemble des émissions anthropiques.

• L'impact direct et indirect des infrastructures de transport

Une autre conséquence, souvent ignorée, de l'artificialisation, qui touche également les espaces interurbains et les communes rurales est la **fragmentation des paysages et la déconnection des habitats des animaux** du fait des réseaux d'infrastructures de transport ayant une emprise de plus en plus forte et visible sur les territoires (autoroutes et LGV en particulier). La densité des infrastructures routières est particulièrement forte en France et les travaux scientifiques montrent que leur impact est négatif pour les déplacements des animaux, et que leur traversée entraîne une mortalité pouvant être importante. A l'inverse, les infrastructures de transport, et plus encore la présence de végétation arborée peut favoriser la présence ou le déplacement de certaines espèces au voisinage des routes ou des voies ferrées, et l'effet négatif des infrastructures de transport peut être atténué par l'aménagement de passages pour franchir ces infrastructures (passerelles, ou tunnels).

Par ailleurs, l'effet des infrastructures de transport n'est pas uniquement structurel (fragmentation), ces dernières induisent également des **modifications physiques et chimiques de leur environnement** proche et les études mentionnent la difficulté de séparer les variables d'influence, notamment celles associées aux routes (occupation du sol, bruit, trafic, pollution des sols, etc.). Dans la plupart des cas de réhabilitation des sols suite à la destruction d'habitats (friches, emprises de chantiers, anciens sites miniers, etc.), on observe que la recolonisation de ces zones par les espèces animales est possible si elle est précédée par une reconquête par les espèces végétales dont l'implantation est donc à favoriser.

Il existe donc globalement une marge de manœuvre significative pour la réduction de l'impact direct de l'artificialisation par les infrastructures. Cependant, la cartographie de l'évolution de l'artificialisation du sol entre 2006 et 2012 montre aussi un effet indirect négatif sur l'accroissement de l'artificialisation avec le développement préférentiel d'habitations et d'implantations d'entreprises le long des grands axes de communication et en périphérie des grands pôles urbains.

La compensation, objet de controverse quant à son efficacité, n'a pas été étudiée spécifiquement dans l'Expertise, en particulier en raison du manque de recul[45].

[45] Voir rapport du Sénat (Dantec, avril 2017)

3. L'impact de l'artificialisation sur les terres et la production agricoles

Au-delà de l'impact environnemental global de l'artificialisation des sols, l'une des préoccupations majeures liée à cette tendance est la **perte de terres agricoles** associée : selon TL l'artificialisation des terres entre 2006 et 2014 s'est effectuée aux dépens des terres agricoles pour les deux tiers contre un tiers aux dépens des espaces naturels et forestiers. Cependant **des échanges importants ont lieu entre ces trois catégories** : l'enquête montre que 60% des sols agricoles ayant quitté cette catégorie l'ont fait au profit des espaces naturels et forestiers, mais ce **flux a été compensé pour les deux tiers** par un flux inverse. **Une majorité des terres agricoles « perdues » est liée à la déprise ou l'enfrichement, plus qu'à l'artificialisation**. Mais la réversibilité des usages n'est évidemment pas la même dans les deux cas. Par ailleurs, la localisation et le potentiel agricole de ces deux ensembles de sols sont différents : la déprise concerne en majorité des zones qui ne correspondent pas aux exigences de l'agriculture actuelle (montagne, etc.) et qui sont aussi *a priori* peu touchées par l'urbanisation. A l'inverse, comme souligné précédemment, **une bonne part des terres péri-urbaines présentent aussi de bonnes ou très bonnes caractéristiques agricoles**. Cependant, des interactions étroites et complexes peuvent exister entre les deux phénomènes, (effets de voisinage, spéculation foncière, etc.) ce qui peut conduire à accélérer la conversion des terres agricoles périurbaines. Par ailleurs, les espaces de friction entre préservation des terres agricoles et pression urbaine ne concernent qu'une part limitée des terres agricoles. Les terres agricoles situées dans la limite des pôles urbains[46] représentent 7% de la SAU (surface agricole utile) totale de la France. Il s'agit donc plus d'un **problème qualitatif** que quantitatif. En effet, à l'échelle française, l'artificialisation est un phénomène très inégalement réparti dans l'espace et qui touche plus particulièrement certains espaces agricoles de qualité dont on risque de manquer dans le cadre d'une agriculture de proximité. Situées près des noyaux urbains et aisément convertibles à d'autres usages, ces terres sont d'autant plus vulnérables qu'elles sont moins protégées que les espaces naturels. Cette expertise montre que le droit de l'urbanisme comporte des outils efficaces de lutte contre l'artificialisation des terres agricoles (Zones agricoles protégées ou Périmètres de protection), mais que leur faiblesse réside dans leur mise en œuvre facultative. La proximité aux aires urbaines constitue à la fois une opportunité et une menace pour les activités agricoles. Les avantages se traduisent par le lien avec les **marchés locaux** qui permettent aux exploitations de maintenir leur activité par une spécialisation sur des produits à haute valeur ajoutée à destination par exemple des cantines. Mais l'influence de la ville peut également être défavorable pour l'activité agricole : compétition pour l'usage de la terre, segmentation de l'espace, agriculture plus intensive, etc. Les exploitants agricoles du péri-urbain développent des formes de « résistance » qui font partie des facteurs de lutte contre l'étalement urbain et qui les rendent moins dépendants aux aides à la production de la Politique Agricole Commune PAC : petites cultures à très hautes valeurs ajoutées (productions biologiques, serres horticoles, vignobles, maraichage), marchés de niche, valorisation économique et sociale de la multifonctionnalité de l'agriculture ou plus souvent, par l'augmentation de la vente directe et des circuits courts, avec ou sans le soutien des institutions.

Ces différentes raisons expliquent, en partie seulement, l'artificialisation des terres agricoles. A cela s'ajoutent les interactions avec la rente agricole, la labellisation de la production et les spécificités locales. La problématique de l'adaptation de l'agriculture au changement climatique commence aussi à mobiliser la communauté scientifique et questionne l'artificialisation des terres agricoles et en particulier son caractère peu réversible, dans la mesure où les demandes futures en surfaces agricoles sont non connues actuellement (chapitre 4).

4. Les facteurs de l'artificialisation des sols

• Croissance démographique, urbanisation, et évolution des modes de vie

Selon les projections de l'INSEE, la population de la France métropolitaine s'élèvera à 73,6 millions en 2060, soit neuf millions d'habitants de plus qu'en 2015, alors que le taux d'urbanisation[47] de la population actuelle frôle les 80 %. Dans l'absolu, le fait que la population française soit en grande partie urbaine est plutôt une bonne chose pour limiter l'artificialisation, mais il faudra de toutes les façons loger ces 9 millions d'habitants en plus en favorisant la densification plutôt que l'étalement. Les approches économiques montrent que le regroupement dans les villes de la population, des emplois, des services génèrent d'importantes économies et de l'innovation (économies d'échelle et d'agglomération), et participent au développement économique, scientifique et social. Par exemple, en 2012, l'Île-de-France, qui recouvre à peine 2% de la superficie de la France métropolitaine, regroupe 19% de sa population mais produit 30% de son PIB. L'agglomération géographique des agents économiques se traduit par des gains de productivité dont profite la société dans son ensemble. L'arrivée des nouvelles technologies ne semble pas avoir inversé cette tendance et le processus d'urbanisation reste significatif. L'urbanisation est une tendance mondiale que suivent tous les pays, à différents rythmes. Si on compare l'Europe et la France avec les autres parties du monde, l'Europe est une région de petites villes, faiblement espacées et présentant une densité urbaine (4000

[46] Unités urbaines concentrant plus de 1.500 emplois (définition INSEE, 2010)
[47] Au sens INSEE

hab./km²) intermédiaire entre les faibles densités d'Amérique du nord (2000 hab./km²) et les fortes concentrations des villes asiatiques (entre 10 000 et 40 000 hab./km²).

Par ailleurs, dans tous les pays développés, la croissance des espaces urbanisés augmente plus que la croissance démographique du fait notamment de la réduction de la taille des ménages. En France, plus d'un tiers des ménages sont constitués d'une seule personne. L'augmentation de la population et les changements de modes de vie à eux seuls sont des facteurs explicatifs majeurs de la croissance urbaine et en partie de l'étalement urbain, et donc de l'accroissement de l'artificialisation. Ce processus d'étalement urbain date des années 1960 et la densité moyenne en zone urbaine en France a diminué d'un facteur 3 entre 1970 et 2000. Là encore, la France se situe dans la moyenne européenne.

• Double processus d'expansion et de densification urbaine.

Le phénomène d'étalement urbain est également accentué par l'évolution des réseaux de transport, l'augmentation de leur rapidité et la baisse de leur coût. Le prix du foncier combiné au coût et à l'accessibilité des transports influencent les stratégies d'installation des ménages. L'arbitrage des ménages s'effectue entre la localisation des emplois et la recherche d'aménités (qualité des établissements scolaires, aménités naturelles, etc.). Si le modèle de la ville dense ou compacte offre des avantages économiques, il est associé à une mauvaise qualité de vie par une partie de la population, dont, en particulier le manque d'espace et la promiscuité.

Cette expertise confirme que la demande de logements individuels reste forte en France. Selon la dernière enquête TL, plus de la moitié des surfaces artificialisées entre 2006 et 2014 l'ont été pour de l'habitat individuel. Pour les deux-tiers des surfaces concernées, cette évolution s'est faite au détriment de terres agricoles. La **périurbanisation** est une tendance de fond, qui concerne aujourd'hui aussi bien des aires urbaines dont la population augmente fortement, que des aires urbaines peu attractives. Le phénomène n'est pas propre à la France : en Europe, les taux d'accroissement les plus élevés des surfaces bâties s'observent aux limites des agglomérations urbaines, **l'étalement urbain s'effectue à la périphérie des zones déjà bâties et en continuité** et on note un double processus d'expansion et de densification. Cet étalement peut aussi prendre la forme, particulièrement en France, du développement d'un habitat dans les villages périphériques, sans continuité de bâti (communes rurales au sens INSEE). La faible densité des villes françaises par comparaison à l'Europe méridionale et orientale laisse entrevoir un levier d'action pour limiter l'étalement urbain.

La périurbanisation n'est pas qu'un débordement de la concentration des grandes aires urbaines et ne doit plus être lue uniquement comme un choix « par défaut » pour des ménages ne pouvant accéder à la centralité urbaine pour des raisons économiques. **C'est aussi un mode de vie plus local et plus en contact avec la nature que de nombreux ménages recherchent**. La compétition pour l'espace se joue aussi entre communes périurbaines. **Outre la question de l'accès aux aménités urbaines, les habitants et les élus des communes périurbaines souhaitent souvent en limiter l'urbanisation pour préserver le caractère rural de leur territoire de résidence voire une certaine homogénéité sociale**. Dans d'autres communes, notamment des communes vieillissantes, il s'agit au contraire d'ouvrir le territoire à l'urbanisation pour attirer des ménages avec enfant et préserver ainsi les commerces, service et, surtout, l'école. La périurbanisation est aussi entretenue par l'arrivée de ménages modestes qui ne trouvent pas à se loger dans le pôle urbain, ou dans le périurbain le plus proche de ce pôle urbain. Il y a donc plusieurs types de périurbanisations à considérer, et plusieurs modes de vie périurbains. L'intercommunalité pourrait apporter des solutions plus équilibrées.

A cette problématique s'ajoute celle des inégalités sociales qui sont proportionnelles à la taille de la ville. La localisation excentrée des ménages à hauts revenus dans un espace homogène et, plus encore, hétérogène (aménités, offre de biens publics locaux, voisinage social), est source d'inégalité socio-spatiale et elle accroît la consommation foncière résidentielle. Des politiques publiques réduisant l'inégalité sociale et la consommation foncière des ménages aisés vont dans le même sens Les politiques publiques visant à réduire ces inégalités doivent donc être attentives à la consommation foncière.

Par ailleurs, **les besoins en logement en France restent importants et le nombre de logements neufs ne couvre pas la demande annuelle**. Cette situation n'est pas uniforme sur le territoire. Les zones les plus tendues sont celles où le coût du logement est le plus élevé. Il est également rappelé que le secteur de la construction contribue à la création d'emplois et à la croissance, et la construction constitue un investissement qui soutient la croissance.

• Réseaux et zones d'activités

D'autres dynamiques participent à l'artificialisation des sols dont le développement des réseaux de transport, des zones d'activités commerciales et des zones logistiques. **Aujourd'hui le foncier économique (entreprise, zones commerciales, logistique) couvre 30 % des surfaces artificialisées**. Selon les estimations de TL, leur augmentation entre 2006 et 2014 est plus rapide que celle des usages résidentiels. Pourtant, paradoxalement peu d'études traitent de ce sujet et l'expertise identifie de forts besoins de recherche sur l'impact de la construction des entreprises, des entrepôts, des infrastructures de transport et centres commerciaux. Pour ces derniers en particulier la question qui se pose est celle de leur rôle dans le déclin des centres urbains de certaines villes de taille moyenne et de la réalité des créations d'emplois qui suivent leur ouverture. Des pistes de réflexions s'orientent vers le renouvellement des échelons de gouvernance.

• La localisation des entreprises influence les dynamiques d'artificialisation

La localisation des entreprises en périphérie des villes pour des raisons économiques est un facteur d'étalement urbain qui se traduit par le phénomène des « villes-lisières » (« *Edges cities* »). C'est-à-dire que l'urbanisation s'effectue à partir de centres secondaires, nés du redéploiement des activités économiques. La « dédensification » des centres d'emploi est un phénomène significatif des dernières décennies, mais génère de grandes difficultés d'accès, ce qui n'est pas le cas lorsque l'emploi est centralisé et accessible en transport en commun. Les études montrent que peu de villes ont un emploi centralisé et une population étalée et vice-versa.

Par ailleurs, les aménités jouent sur l'attractivité de la main d'œuvre qualifiée surtout dans les villes moyennes. En attirant de la main-d'œuvre, notamment de la main-d'œuvre qualifiée, elles peuvent faciliter l'installation d'entreprises et rééquilibrer les densités au profit des villes moyennes.

Dans les zones denses où les économies d'agglomération sont importantes, lutter contre les nuisances liées à la densité (congestion, délinquance, pollution de l'air, disparition des espaces naturels) peut s'avérer un complément aux politiques économiques d'attractivité.

• Une forte croissance des infrastructures logistiques

Entre la fin des années 1990 et aujourd'hui, la croissance du nombre d'établissements logistiques et encore davantage du nombre de mètres carrés artificialisés pour les pays industrialisés, a dépassé 50% et a pu atteindre 200%. Cette augmentation s'est particulièrement manifestée dans les grandes villes, démontrant une **polarisation métropolitaine des fonctions logistiques** qui s'explique par l'externalisation de la logistique, la mondialisation des échanges et le développement de nouvelles consommations urbaines. Beaucoup de ces entrepôts modernes sont de grande taille et nécessitent un appareillage important (automatisation, circuits d'information). Les « **méga-centres de distribution** » qui atteignent de 50 000 à 150 000m² se sont développés à partir des années 2000. L'île de France concentre 20 millions de m², ¼ du parc Français, et entre 2001 et 2009 le nombre de m² d'entrepôts a crû de 50%.

La localisation des entrepôts répond à une triple loi : à la petite échelle, concentration dans les plus grandes métropoles à proximité immédiate des plus grands marchés, desserrement vers le périurbain à l'échelle de l'aire urbaine, à nouveau concentration à la très grande échelle à proximité immédiate des nœuds autoroutiers afin de bénéficier d'une accessibilité maximum.

Les autorités urbaines prennent peu à peu conscience de l'importance des fonctions logistiques non seulement pour participer à la compétitivité économique de leur territoire mais aussi pour contribuer à leur aménagement. **La coordination des différentes collectivités territoriales est nécessaire pour éviter les concurrences entre les communes périurbaines** afin d'accueillir ou de ne pas accueillir ces entrepôts tout en permettant la présence de fonctions logistiques dans les zones denses et en limitant les impacts de l'artificialisation.

• Infrastructures de transport

La France a la particularité de disposer du réseau routier le plus important d'Europe. De nombreux avantages en découlent, dont la grande accessibilité des villes et l'importance des échanges régionaux et nationaux, mais les infrastructures routières entraînent une plus forte artificialisation des sols. **Les études montrent en particulier que l'ajout d'une infrastructure éloignée du centre – de type rocade – contribue largement à l'artificialisation et à l'augmentation de la consommation foncière à destination économique.** La tendance à la concentration spatiale de la localisation des industries dans le territoire, est contrebalancée par le déploiement d'infrastructures de transport qui induit de la dispersion dans la localisation de ces activités. Par ailleurs, l'étalement urbain rend le financement des infrastructures plus coûteux car les économies d'échelle liées à la densité disparaissent au fur et à mesure que la ville s'étend en surface.

5. Des démarches et des leviers très divers à combiner pour limiter l'ampleur et l'impact de l'artificialisation

Les études synthétisées dans ce travail montrent qu'une poursuite de l'artificialisation semble inéluctable du fait de la croissance démographique et économique et des nouveaux modes de vie des ménages et modes d'organisation des activités économiques. Mais une maitrise éclairée de cette artificialisation doit permettre, d'une part, de limiter la perte de ressource en sol au détriment des meilleures terres agricoles et des espaces naturels et forestiers en limitant ses impacts sur l'environnement et, d'autre part, d'offrir en quantité et en localisation les terrains nécessaires pour l'urbanisation (logement et activités économiques). Il existe des façons d'artificialiser le sol qui prennent mieux en compte que d'autres l'ensemble des fonctions environnementales du sol, aussi bien en zone urbaine qu'en périphérie ou en zone rurale. Cependant, la concrétisation de ces solutions nécessite que soient mises en balance les différentes valeurs et fonctions du sol, en termes économiques, agronomiques et écologiques, dans les décisions prises en amont des projets d'aménagement. Or, la valeur

des sols est déterminée par leur usage sans que, bien souvent, l'ensemble de leurs fonctions ne soit pris en compte. A cet égard l'affectation des sols, par les outils de planification et les politiques publiques, a un impact majeur en complément et pour corriger les dysfonctionnements des marchés. Traitée sous différents aspects, la gouvernance des sols en France est centrale dans cette étude, et son renouveau s'impose. Les démarches et leviers à mettre en œuvre pour optimiser et limiter l'impact de l'artificialisation s'inscrivent clairement dans le cadre de la doctrine "éviter, réduire, compenser" (ERC). L'expertise met bien en évidence qu'il existe une grande diversité des formes d'artificialisation du territoire. Ces différentes formes et leur répartition spatiale - que l'on pourrait regrouper en trois ensembles fortement interdépendants à l'échelle du territoire national : a/ urbanisation dense, b/ périurbanisation, c/ réseaux d'infrastructures et artificialisation en milieu rural - sont associés à des déterminants et des impacts spécifiques, et doivent donc mobiliser des leviers différents pour en limiter l'ampleur et les conséquences.

Nous présentons donc ci-dessous les principaux leviers d'évitement et/ou de réduction qui émergent de cette expertise, en essayant de rendre compte de leur efficacité théorique ou empirique, de leurs avantages, inconvénients ou effets pervers.

Une densification différenciée en fonction des types d'espace : pour un nouvel urbanisme
Des politiques d'aménagement favorisant le renouvellement urbain, la densification et l'intégration de solutions techniques atténuant les impacts environnementaux de l'artificialisation

Les leviers relevant des politiques d'aménagement concernent premièrement la promotion de politiques de renouvellement urbain (friches, logements vides, etc.), visant à maintenir les ménages dans les cœurs de ville, deuxièmement des mesures favorisant la densification (urbaine, périurbaine, rurale) selon des critères non plus seulement quantitatifs mais également qualitatifs, c'est-à-dire mieux différenciés suivant le type de territoire, et troisièmement une meilleure intégration de solutions techniques permettant d'atténuer les effets environnementaux de l'artificialisation. Des mesures incitatives mais aussi coercitives semblent nécessaires pour atteindre ces objectifs.

La réalisation de grands projets publics (transports, espaces verts à l'intérieur des villes, projets favorisant le lien social, etc.) doit contribuer à réorganiser les quartiers en incitant les constructeurs à concentrer leurs actions à proximité de ces nouvelles aménités plutôt qu'en périphérie. En France, les outils contractuels de type ZAC peuvent être utilisés pour forcer la reconversion d'espaces stratégiques dans les PLU que le marché privé délaisse. **Dans les espaces délaissés par les opérateurs privés, les pouvoirs publics pourraient intervenir pour favoriser le renouvellement urbain.**

Le programme local de l'habitat (PLH) impose aux intercommunalités de conduire une politique locale de l'habitat en vue de répondre aux besoins de logements et en hébergement, et de favoriser la mixité sociale et le renouvellement urbain (Code construction et urbanisme, art. L. 302-1 et s.).

Les politiques qui encouragent la construction de logements neufs doivent être accompagnées d'autres politiques, telle que celle amorcée par la loi ALUR, de réhabilitation de quartiers et de friches. La problématique des logements vides doit faire l'objet de plus d'attention, et le petit collectif doit être revalorisé. Certains pays appliquent déjà des lois de limitation ou **d'interdiction de construction de résidences secondaires** au-delà d'un certain seuil.

Des voies de réduction de l'artificialisation seraient envisageables telles que la subordination des aides et subventions à une économie des sols, impliquant une recherche prioritaire de recyclage foncier ou la priorité donnée aux opérations de renouvellement urbain.

Pour **inciter à la densification**, les communes et EPCI compétents en matière d'urbanisme peuvent instituer un seuil minimal de densité en deçà duquel un versement pour sous-densité est dû (C. urb., art. L. 331-36). Un PLU est nécessaire puisque ce seuil est déterminé par secteurs du territoire dans les zones urbaines et à urbaniser. Rendre cet outil obligatoire pourrait contribuer à une prise de conscience de la nécessité de préserver les sols.

Des outils à destination des collectivités tels que les transferts de droit à bâtir pourraient être davantage usités. Cela étant dit, de nombreuses études attestent clairement de la nécessité d'accompagner ces projets immobiliers d'aménagements d'espaces verts pour maintenir les ménages au sein des villes. L'estimation des besoins en logement doit donc être pensée au-delà des échelles communales, et en alliant densité et cadre de vie grâce à des aménagements appropriés. Les coefficients de biotope créés par la loi ALUR sont un outil répondant à cette demande. Densifier d'une façon différenciée en fonction des types d'espace : reconstruire la ville sur la ville dans les zones déjà les plus denses, densifier le périurbain, densifier les espaces ruraux (i.e construire là où il y a déjà des constructions ou à proximité immédiate).

La maîtrise de l'artificialisation doit désormais viser des objectifs qualitatifs (et plus seulement quantitatifs) qui sont **d'éviter l'émiettement** et la consommation des meilleures terres agricoles. Il s'agit de **mieux organiser la forme de la périurbanisation en la concentrant dans les communes situées autour des polarités urbaines secondaires existantes**, qui permettent de modérer les distances parcourues et avec lesquelles il est plus facile de mettre en place des modalités de déplacement alternatives à la voiture individuelle. La meilleure structuration des activités économiques, en particulier

commerciales, et leur articulation avec les fonctions résidentielles est un autre enjeu en vue d'une modération des distances quotidiennes de déplacement.

La littérature scientifique montre que ces politiques peuvent être accompagnées par la mise en œuvre de solutions techniques permettant de **réduire** les impacts environnementaux de l'artificialisation et de rendre l'artificialisation durable et vivable, comme i) les techniques **augmentant l'infiltration** de l'eau sur les surfaces au sol et la gestion alternative des eaux pluviales : revêtements perméables, ouvrages de rétention et d'infiltration des eaux…, ii) les techniques visant à **atténuer l'îlot de chaleur** urbain (solutions grises (choix de matériaux réfléchissants), vertes et bleues ; solutions portant sur la forme urbaine),ou bien encore iii) des techniques visant à réduire les impacts secondaires de l'artificialisation tels que **les nuisances sonores** (actions sur les sources de bruit ou sur la propagation). Evidemment les couts et bénéfices de ces mesures doivent être étudiés pour aider à leur appropriation. De même, l'application de la loi Grenelle sur les SRCE s'illustre par de nombreux travaux qui insistent sur le rôle de la planification urbaine dans la construction des trames vertes et bleues, articulées sur des corridors écologiques préservant la biodiversité, favorisant les déplacements et permettant l'infiltration des eaux. La **multifonctionnalité des solutions vertes** (solutions basées sur la nature) renforce leur intérêt dans une stratégie intégratrice de réduction des effets négatifs de l'artificialisation. Les **dispositifs alternatifs de gestion des eaux pluviales à la source**, qui constituent l'un des principaux leviers pour la maitrise des impacts hydrologiques de l'artificialisation des sols sont des éléments importants de cette conception de villes vertes et durables. Outre les bénéfices directs en termes de rétention/évapotranspiration et de limitation des risques de crues, de nombreux travaux montrent l'efficacité de ces ouvrages végétalisés pour l'abattement des contaminants particulaires et la réduction de la biodisponibilité des métaux, contribuant ainsi à la réduction des flux de polluants vers les cours d'eau et milieux naturels. Dans une optique de restauration des fonctions des sols pour élargir les potentialités d'usage, le développement des techniques d'ingénierie écologique est prometteur, mais se heurte à des problèmes de réglementation. Bien souvent basée sur la réutilisation de matériaux ou de sous-produits issus des activités humaines, la construction de sol ou la réhabilitation de sols dégradés s'inscrit pourtant largement dans une approche d'économie circulaire.

Le nécessaire renforcement des intercommunalités et des coopérations entre les différents échelons territoriaux (de la Région aux communes) pour activer les leviers ci-dessus

Les lois ALUR et SRU, traduites dans les SCOT et PLU, ont permis **d'encourager la densification** tout en limitant la consommation des espaces naturels, agricoles ou forestiers. Le PLU peut déterminer des objectifs chiffrés de modération de la consommation de l'espace tout en luttant contre l'étalement urbain. La loi SRU a incité les communes à se grouper en vue d'une gestion commune de leur urbanisation articulée autour du SCOT. La loi ALUR permet d'éviter l'étalement urbain dans les communes qui ne sont pas couvertes par un SCOT. Ces réglementations récentes n'ont cependant pas encore fait l'objet d'études et d'évaluations de leur efficacité publiées.

La mise sur le marché d'un plus grand nombre de logements dans les zones urbaines ou d'urbanisation future peut diminuer la pression foncière dans des communes principalement couvertes par des zones naturelles et agricoles. Pour augmenter l'offre de capacité constructive, il faut ouvrir suffisamment de terrains à la construction et accompagner la libération des terrains mutables (incitation des propriétaires, équipements et aménagements des terrains, etc.). Il ne s'agit donc pas d'augmenter l'offre de terrain constructibles partout mais plutôt là où la nature physique et règlementaire des terrains constructibles permet de produire des logements plus denses, ce qui demande de renverser la tendance dans les communes périurbaines sur le type de zones constructibles à privilégier et d'imposer des projets de densification des premières périphéries des noyaux villageois. Cet enchainement vertueux n'est possible que si les communes concernées appliquent une politique rigoureuse de préservation des espaces naturels et que ces zones bénéficient d'une fiscalité fortement accommodante par une sectorisation des taux basée sur l'usage des sols (Comité pour la fiscalité écologique, 2013).

La plupart des études indiquent que l'intercommunalité serait une bonne échelle pour gérer l'urbanisation **à un niveau intermédiaire**. Elle devrait aussi permettre de mieux gérer les choix en matière d'installation de zones commerciales et de zones logistiques pour éviter des compétitions entre communes voisines. Une solution pourrait être la prise en compte de la subsidiarité intercommunale qui permettrait la délivrance de permis d'implantation de centres commerciaux à un niveau intercommunal pour éviter leur multiplication et leur dispersion spatiale, ainsi que la désertification des centres urbains et en y intégrant des contraintes environnementales réglementaires.

Utiliser les outils existants du droit et de la fiscalité en les renforçant et en y intégrant la qualité des sols

Les politiques publiques ainsi que le droit chargé de leur mise en œuvre participent à la régulation de l'artificialisation des sols, mais cette notion n'étant pas défini dans le droit français, Européen ou International, on peut dire qu'il y a une absence de politique générale de lutte contre l'artificialisation et des approches partielles qui limitent l'efficacités des mesures, et qui de plus ne tiennent pas compte de la qualité des sols.

Le régime de droit commun, en l'absence de plan local d'urbanisme ou document en tenant lieu ou de carte communale, est celui de la constructibilité limitée qui évite le mitage et une artificialisation "dispersée". **Ce régime interdit de construire en dehors des parties actuellement urbanisées de la commune.** Une des clefs du dispositif pour limiter l'artificialisation des sols est l'intervention à titre d'avis simple (doit être pris, mais pas nécessairement suivi) ou conforme (doit être pris et suivi, dans le cas de la délibération motivée du conseil municipal) de la Commission départementale de préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers (C. urb., art. L. 111-4). Ces avis et autres consultations n'offrent cependant qu'un faible rempart face au changement d'affectation. Les zones agricoles protégées (ZAP), qui relèvent de la compétence du préfet, permettent de protéger les zones de pressions locales.

La mise en place d'un indice multifonctions de qualité des sols permettant d'évaluer l'adéquation entre les propriétés du sol et des usages potentiels, tel que proposé dans le projet Uqualisol-ZU, permettrait de prendre en compte la qualité du sol pour accorder ou non le classement d'un terrain en zone constructible.

De la même façon les taxes peuvent être revues et intégrer la qualité des sols :

La rétention de terrains constructibles est encouragée par **une taxe assise sur des valeurs locatives cadastrales historiques des terrains** qui, même majorées annuellement, **sont très fortement sous-évaluées** par rapport à leur valeur de marché. La faible imposition confère à l'investissement dans un terrain nu une grande valeur d'attente poussant l'investisseur à reculer sa mise en vente pour construction avec l'anticipation d'une hausse de prix. L'article 82 de la loi de finances pour 2013 a systématisé et renforcé la portée de la majoration de la taxe foncière sur les propriétés non bâties des terrains constructibles prévue à l'article 1396 CGI dans les zones où les tensions immobilières sont les plus fortes. Malheureusement, la majoration est trop faible pour inciter des changements de comportement.

La fluidité du marché ne peut être retrouvée que si les transactions de terrains constructibles sont moins lourdement taxées. Cela peut passer entre autres par un abaissement du taux d'imposition des plus-values immobilières de cessions de terrains à bâtir, la suppression des abattements fondés sur des détentions longues et la suppression des droits de mutation à titre onéreux.

La taxe d'aménagement, due pour toutes opérations d'aménagement, de construction nécessitant une autorisation d'urbanisme et bien qu'initialement conçue pour participer au financement des équipements publics, est aussi régulièrement présentée comme une incitation fiscale capable de réguler l'artificialisation des sols. Cette taxe, mise en place en France en 2010 est pour l'instant peu incitative compte tenu du faible taux utilisé. Le taux pourrait être repensé en fonction de l'indice de qualité ou de disponibilité du sol. Une exonération de la taxe pourrait être proposée en cas de recyclage foncier en faveur du constructeur qui procéderait à une reconstruction après démolition, évitant d'aller artificialiser un autre terrain ailleurs, ou après dépollution d'un terrain, avec la même finalité.

Le marché des droits à artificialiser (quotas échangeables, TDR « Tradable development rights » en anglais) est un autre type d'instrument de régulation de l'artificialisation des sols mis en place dans certains pays (Etats Unis, Allemagne…), mais dont l'efficacité est controversée : d'une manière générale les auteurs soulignent la difficulté et le manque d'évaluation de l'ensemble de ces mesures fiscales et réglementaires pour la maitrise de l'étalement urbain. Les études indiquent par contre l'intérêt de combinaison de différents instruments de régulation pour améliorer leur efficacité, ainsi que l'importance de leur coordination et de la concertation entre les parties prenantes pour leur application.

Des politiques de protection et de zonages ciblées sur les espaces clés comme les ceintures vertes ou le littoral

Les politiques de zonage, lorsqu'elles sont strictes et acceptées à différents niveaux décisionnels peuvent être efficaces. La loi Littoral même si elle ne résout pas tout, a freiné l'artificialisation des bords de mer et nous différencie des pays qui ne l'ont pas mis en œuvre, mais elle serait bien plus efficace avec plus de cohérence et de concertation entre les différents niveaux décisionnels. Par ailleurs, la difficulté vient de réglementations trop sectorielles pour appréhender l'espace dans sa globalité.

Outre le cas particulier des espaces protégés (parcs nationaux, réserves naturelles…), le droit de l'urbanisme permet de protéger certains espaces, dont les zones de montagne et, en particulier, les terres nécessaires au maintien et au développement des activités agricoles, pastorales et forestières (C. urb., art. L. 122-9).

Les politiques publiques peuvent aussi agir directement sous la forme d'achats fonciers et projets de développement. Par exemple, depuis sa création en 1975, le Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres mène une politique foncière d'acquisition qui peut être qualifiée d'efficace (en 2030 il pourrait être propriétaire de 25 % des côtes françaises).

Les ceintures vertes correspondent à des zones naturelles que la puissance publique achète dans le but de les protéger en les rendant inconstructible afin de contenir l'étalement urbain. Ces ceintures vertes existent dans plusieurs pays mais leur application au Royaume Uni **et en particulier à Londres** est originale puisqu'elles y sont décidées par l'agglomération et imposées aux communes. Ce mode décisionnel au niveau de l'agglomération est intéressant parce que les collectivités à un niveau local peuvent être poussées par des logiques électorales et parce que ces projets sont d'autant plus efficaces qu'ils

couvrent un large territoire, d'où l'intérêt de l'intercommunalité. En Ecosse, les politiques de restriction de l'urbanisation dans les ceintures vertes sont accompagnées de politiques de densification des espaces urbains, ciblées sur la reconversion des sites pollués. Il existe cependant des controverses sur l'efficacité des ceintures vertes à « contenir » l'urbanisation, avec potentiellement des effets secondaires négatifs, mais il n'y a pas de controverse sur leur intérêt sur le plan environnemental, sous réserve que leur taille et leur emplacement soient adéquats. En plus de l'intérêt pour la biodiversité, une ceinture verte aurait pour effet de réduire sensiblement les effets des îlots de chaleur urbain**s (ICU)** en période de canicule comme l'ont montré les modèles du Centre National de Recherche de Méto-France CNRM simulant une ceinture verte autour de Paris. **On pourrait ainsi étudier l'opportunité de** la reconstitution d'une ceinture verte autour de Paris pour mieux contenir l'étalement urbain en périphérie tout en améliorant la qualité de vie et réduisant les **îlots** de Chaleur Urbain **pour des millions de Franciliens, et ainsi mieux se préparer aux changements climatiques à venir, mais cela demanderait un arbitrage au niveau national.**

Favoriser la pérennité et la viabilité de l'agriculture à proximité immédiate des villes

Les modalités d'insertion des exploitations dans le système agro-alimentaire influencent leur maintien. La **labellisation des productions** est un moyen de préservation de l'agriculture dans les zones sensibles, pour autant que les périmètres des zones labellisées soient clairement spécifiés dans les documents de planification. Cela passe aussi par **l'intégration des exploitations périurbaines aux stratégies alimentaires urbaines**, visant par exemple à développer une aire de fourniture en alimentation d'une ville.

Le soutien au monde agricole et aux initiatives citoyennes pour le **développement de l'agriculture urbaine et péri-urbaine,** apparaît comme un levier potentiel pour limiter l'artificialisation en zone périurbaine, à même de contenter à la fois les agriculteurs et les citoyens, mais les modalités de ce soutien font l'objet de débats. L'intégration des surfaces consacrées à cette agriculture dans la **planification** à long terme **et par le soutien de la PAC et des mesures françaises pour une agriculture de qualité pour l'environnement** pourraient être des moyens efficaces pour y parvenir. Cela conduirait à moins de déprise par une valorisation du foncier agricole, non plus seulement pour le convertir en terrain constructible mais bien pour constituer une **zone de transition rural-urbain et de limitation de l'artificialisation**.

Evaluer l'utilité des infrastructures de transport et limiter leurs impacts négatifs

L'expertise montre que la fragmentation des paysages par les réseaux d'infrastructure de transport ainsi que les pertes d'habitats et nuisances associées constitue l'une des causes de perte de la biodiversité. Or, ces infrastructures sont en forte progression (16% des surfaces consommées entre 2006 et 2014) et couvraient en 2014 3,8% du territoire métropolitain.

Le rapport sénatorial sur la compensation écologique de mai 2017 souligne que la phase de travail sur le volet « évitement » du tryptique ERC est souvent trop limitée. Bien que des règlements existent dans le code de l'environnement (C. env., art. R. 122-5 & R. 122-20) pour les études d'impacts et l'évaluation environnementale de projets, dans quelle mesure sont-ils suffisants ? Les questions en lien avec la légitimité économique et sociale des projets de construction et la réalité de leurs impacts environnementaux directs et indirects sont insuffisamment étudiées pour que soient formulés des leviers d'action concrets.

6. Des besoins d'étude ou de recherches identifiés par l'expertise

Cette partie reprend les pistes de recherche et développement proposées par les groupes d'experts. Elles concernent les domaines de la mesure, de la caractérisation, de la compréhension et de l'évaluation environnementale mais aussi sociale (qualité de vie, inégalités socio-spatiales, etc.) et économique de la dynamique d'artificialisation des sols.

• Etudier la faisabilité de mise en place d'une base de données spécifique pour la mesure et la caractérisation de l'artificialisation, l'urbanisation, l'imperméabilisation des sols

Le premier besoin, déjà souligné dans des rapports précédents, concerne la mesure et l'évaluation de l'artificialisation : les sources actuelles (CLC, TL et DGFiP) ne permettant pas un calcul précis de l'artificialisation, nous suggérons qu'une étude soit poursuivie pour comparer les données existantes, leur pertinence selon des critères préétablis, leur accessibilité pour une application de la mesure à l'échelle du territoire national (voire au-delà) et leur mise à jour régulière. Il s'agirait **d'établir une base de données sur l'ensemble du territoire permettant de caractériser l'artificialisation, l'urbanisation, la densité de bâti, l'imperméabilisation et la qualité des sols**. Cette base de données pourraient être construite à partir de :

- la BDTopo 3D pour avoir les densités et les infrastructures,

- les données cadastrales,
- l'interprétation d'images aériennes et satellitaires,
- des données de qualité des sols.

Nous soulignons l'importance de cohérence de ces données par rapport aux référentiels géographiques existants ainsi que l'importance de la gestion des données dans le temps, de façon millésimée. Toute production régulière nécessitant de l'expertise, une gestion régulière et un financement, l'étude doit aller jusqu'à intégrer les couts complets. Nous suggérons que la base de données de l'occupation des sols grande échelle (OSC GE) de l'IGN soit étudiée avec attention parce qu'elle répond d'ores et déjà dans la nomenclature à une grande partie des attendus. Enfin pour la standardisation et la mise à disposition de données règlementaires de type PLU, PLH, PPR, SCOT, zonages environnementaux, servitude d'utilité publique permet essentielle pour intégrer les données au mieux pour mieux comprendre les dynamiques foncières et la prise en compte (ou non) des règlementations au cours du temps.

• Mieux connaitre les sols artificialisés pour en appréhender plus justement la refonctionnalisation

De l'expertise ressort un certain nombre de besoins de recherche qui concernent les impacts de l'artificialisation sur le sol en lui-même, ceci étant lié au fait que la prise en considération du sol artificialisé dans sa dimension volumique d'un point de vue environnemental est relativement récente.

Une réflexion forte doit avoir lieu sur le choix des situations de référence (ou "contrôles"), qui oriente fortement les conclusions des études sur l'évaluation des effets de l'artificialisation sur la biodiversité et la physico-chimie des sols.

Différentes typologies des sols artificialisés existent et il ressort de l'étude le besoin de définir une typologie commune et partagée croisant usages et évolution des propriétés physiques et chimiques. Ce qui conduit au constat que les caractérisations bio-physicochimiques des sols artificialisés et leur pédogénèse nécessite de valider des méthodologies adaptées et de préciser la stratégie d'échantillonnage associée à des méthodes statistiques pertinentes. Les points du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) situés sur des zones artificialisées pourraient faire l'objet d'une analyse spécifique de l'évolution de leurs caractéristiques, et apporter ainsi des informations de référence sur la qualité des sols artificialisés permettant de développer des indices de qualité des sols ou des indicateurs fonctionnels.

La dynamique temporelle des patrons de réponse (chronoséquences) devrait être mieux prise en compte dans les études et plus particulièrement dans l'évaluation des pratiques de 'restauration' des sols après aménagements.

Il faudrait poursuivre les efforts pour relier les sources de polluants en milieu urbain et leur présence dans les sols artificialisés et élargir le spectre des contaminants étudiés : pesticides, perturbateurs endocriniens, nanoparticules, substances émergentes issues de déchets électroniques et de produits pharmaceutiques ou cosmétiques, détergents, à étudier en "situation réelle".

Les recherches sur les répercussions fonctionnelles sur les services rendus par les sols devraient être développées : cycles biogéochimiques, notamment les flux de gaz à effet de serre et la séquestration de carbone, et sur les réseaux d'interactions et sur le fonctionnement des écosystèmes. La conception " des zones urbaines pourrait avoir un impact très important sur ces paramètres.

Très peu d'études sont disponibles à ce jour sur les effets de la matrice paysagère urbaine et des différents facteurs d'artificialisation sur les micro-organismes, la microfaune et la mésofaune du sol. Les études actuelles ne permettent pas de dresser un diagnostic complet des effets de l'artificialisation des sols sur les communautés du sol, notamment du fait de l'impossibilité de décomposer la contribution des différents facteurs d'artificialisation (pollution, disparition et fragmentation d'habitat, imperméabilisation…).

• Promouvoir des approches pluridisciplinaires et pluri-taxons sur l'impact de la fragmentation des paysages, de la perte d'habitat et de la biodiversité

Il serait nécessaire de développer davantage **d'études à long terme** traitant à la fois de paysages, de perte d'habitat et de biodiversité, et traitant conjointement d'organismes végétaux et animaux de différents types. Il conviendrait d'intégrer dans ces études non seulement les organismes terrestres, aquatiques mais aussi la biodiversité du sol, qui apportent des services écosystémiques différents et sont plus ou moins sensibles à l'artificialisation. Ce type d'étude permettrait de mieux prendre en compte l'impact de l'artificialisation dans toutes ses dimensions et serait précieux pour **orienter les arbitrages** de planification territoriale entre, d'un côté, la réduction des surfaces artificialisées pour limiter les impacts sur la biodiversité, et d'un autre côté, le maintien de mosaïques paysagères plus ouvertes, connectées et diversifiées qui sont favorables à la biodiversité mais nécessitent plus d'espace. Des recherches complémentaires seraient nécessaires afin de préciser par une approche multi-taxon la valeur du seuil d'urbanisation impactant la survie de certaines espèces, afin d'orienter les politiques d'aménagement et de planification urbaine.

L'application du triptyque ERC devrait s'orienter vers des mécanismes intercommunautaires évitant la dispersion d'une régulation compensatoire, au lieu de favoriser des réflexions à une échelle de subsidiarité plus adéquate

• Développer une hydrologie urbaine intégratrice

Concernant le volet h**ydrologique**, les besoins de recherche concernent l'impact de l'artificialisation sur les processus physiques et en particulier i) l'**évapotranspiration**, pour laquelle on manque d'observations, et pour ii) les **écoulements dans le sol**, du fait de l'absence de caractérisation des multiples altérations et aménagements qui le modifient.

Pour les nouvelles approches **de gestion à la source des eaux pluviales**, il manque des recherches expérimentales sur des ouvrages réels et évoluant dans le temps en fonction de leur exploitation, ainsi que des **approches intégrées de modélisation** prenant en compte l'ensemble des **fonctions** qui permettrait d'évaluer leur **intérêt environnemental** (infiltration, rétention de la pollution, etc.).

Cela peut passer en particulier par la poursuite et le renforcement de systèmes d'observation et d'expérimentation sur le long terme pour la recherche en environnement (ex. SNO, SOERE) en y intégrant une observation des pratiques et de la gouvernance.

• Mieux comprendre les impacts de l'artificialisation sur l'environnement physique

Dans le contexte du réchauffement climatique, plusieurs études ont montré que l'urbanisation peut accentuer le phénomène d'augmentation de température de l'air, localement. En revanche, peu d'études ont été menées sur les effets conjoints du changement climatique et de l'urbanisation sur les autres paramètres tels que l'humidité de l'air et le vent.

De nombreuses solutions sont aujourd'hui proposées pour limiter les effets de l'urbanisation sur le climat (et potentiellement utiles en adaptation au changement climatique). Certaines sont plutôt technologiques et jouent généralement sur les propriétés réflectives des surfaces. D'autres visent à se rapprocher des bilans énergétique et hydrique naturels en s'appuyant sur les systèmes hydriques et la végétation. Les interactions entre ces différents dispositifs sont complexes et peuvent conduire à l'effet opposé de celui initialement souhaité, sans une vision globale de la situation incluant les différents paramètres entrant en jeu. Les solutions végétalisées sont de plus en plus prescrites et étudiées, mais la question de la disponibilité en eau est rarement abordée simultanément. De même les solutions doivent toujours être examinées au regard de la santé (pollution, allergies), de l'atténuation du changement climatique (émissions de CO_2) et des aspects économiques.

Ces prises en compte de systèmes globaux requièrent une **amélioration des modèles qui visent à l'évaluation des techniques de réduction de l'ICU**. L'objectif d'évaluer les techniques alternatives **d'aménagement urbain** visant à réduire l'ICU requiert souvent une meilleure prise en compte, dans les modèles, des phénomènes en jeu. Les modèles ont déjà beaucoup évolué pour s'adapter aux nouvelles hypothèses d'aménagement urbain. Des points restent à améliorer : par exemple sur la prise en compte des sols, de la végétation et de l'hydrologie, sur les interactions climat-bâtiments (matériaux, air conditionné), sur la forme urbaine (orientation, densité, hauteurs…).

Dans le domaine de **l'acoustique urbaine**, de nombreux aspects ne sont pas encore maîtrisés, tant au niveau de la **compréhension des phénomènes physiques** mis en jeu, qu'au niveau de la caractérisation expérimentale et de la modélisation numérique de ces **phénomènes propagatifs**. Le **chaînage de modèles** micrométéorologiques et acoustiques doit faire l'objet de recherches pour les diverses difficultés auxquelles il reste confronté comme la combinaison d'échelles spatiales différant selon les phénomènes physiques, ou les coûts de calcul trop élevés pour permettre des simulations à l'échelle du quartier ou de la ville.

Même si la pollution urbaine est largement étudiée et que de nombreux modèles existent, la pollution urbaine souffre encore d'un manque de connaissances théoriques sur les processus complexes qui l'affectent et sur les liens entre urbanisation et qualité de l'air. Des protocoles et capteurs doivent encore être développés pour élargir le spectre des polluants mesurés et le niveau d'exposition. L'intégration de ces données dans les documents d'urbanisme est également un enjeu : comment « coder » ces connaissances en objectifs et règles qui peuvent être inscrites dans ces documents, comment faire en sorte qu'elles soient combinées entre-elles (les recommandations pour la qualité de l'air ne sont pas nécessairement compatibles avec celles qui pourraient être proposées pour le climat urbain).

• Les besoins de recherche pour les zones sensibles : littoral et montagne

Pour les zones littorales, une difficulté rencontrée par les biologistes réside dans la **discrimination des impacts de l'artificialisation**. Certaines altérations des milieux résultent de combinaisons complexes des facteurs qui rendent difficile l'établissement de relations causales. L'évolution des zones humides, par exemple, dépend à la fois de causes naturelles (accrétion, subsidence) et de causes anthropiques, directes (drainage, remblais et poldérisation) et indirectes (artificialisation des bassins versants, pollution). **Les capacités de restauration des écosystèmes littoraux** sont encore à étudier et notamment pour évaluer leur résilience et les déterminants associés.

Les zones de montagne présentent elles aussi des spécificités quant à l'impact de l'artificialisation des sols qui sont encore peu étudiées : on peut mentionner le « double usage » des sols des pistes de ski, qui font parfois l'objet de perturbations importantes mais ne sont pas considérés comme artificialisés car correspondant par ailleurs au territoire agricole ou naturel. L'impact du développement des retenues d'eau pour production de neige artificielle est également très peu étudié.

• Mieux connaitre et évaluer les dynamiques socio-économiques de la périurbanisation des ménages et des activités économiques

Alors que les infrastructures ont une progression récente (16%) plus importante que leur poids dans l'artificialisation (3,8%), très peu de recherches traitent des motivations et la prise de décision de leur construction avec ce qu'elles génèrent de fragmentation et de pollutions diverses, surtout dans le cas des routes. Quel que soit le mode de transport, les déterminants des projets d'infrastructure résultent d'un processus complexe qui associe des impératifs techniques et des contraintes imposées par la topographie et la préservation de l'environnement. Cependant, la décision finale s'effectue sur la base de critères financiers et d'objectifs politiques. Le poids relatif des différentes contraintes dans la prise de décision est encore mal connu.

Il y a également un besoin de recherche au niveau des projets d'infrastructures, pour évaluer dans quelle mesure les études d'impacts et des évaluations environnementales demandées à chaque projet (C. env., art. R. 122-5 & R. 122-20) sont suffisants. Par ailleurs, il serait nécessaire de mieux étudier l'efficacité et les modalités d'évaluation des démarches de compensation.

Les enjeux en matière de politique publique sur le lien entre la dynamique des entreprises, leur spécialisation sectorielle/fonctionnelle et la distance au cœur de la métropole et leurs conséquences sur la consommation de foncier trop restent peu étudiés.

L'impact des projets économiques tels que centres commerciaux ou les terminaux logistiques sur l'artificialisation est très également peu traité dans la littérature scientifique. Le développement des centres commerciaux, par exemple, a pourtant bouleversé le paysage des villes françaises à partir des années 1970 et a été facteur de déclin de certains centres urbains de villes moyennes (entre 10 000 et 100 000 habitants). La question de la surcapacité actuelle des centres commerciaux mérite également une analyse. La « recentralisation », ou redensification, de ces grandes fonctions (y compris de la logistique, avec l'apparition des nouveaux entrepôts urbains), peut être un objectif à promouvoir.

Les logiques de la périurbanisation des ménages et de ses conséquences sociales, économiques et environnementale restent un champ de recherche important, notamment au regard des évolutions des modes de vie (montée de l'usage des TIC notamment) et des mobilités (avec l'arrivée du numérique et le durcissement des politiques publiques à l'encontre de la possession et de l'usage des voitures thermiques).

Enfin, l'évaluation des coûts mais aussi des bénéfices sociaux, économiques et environnementaux de l'artificialisation est également un champ de recherche à mentionner car il présente une complexité conceptuelle (peut-on évaluer monétairement l'environnement ?) et méthodologique (comment s'assurer de l'exhaustivité et de l'objectivité de l'évaluation ?). Il convient de dépasser cette complexité pour utiliser l'évaluation comme outil de gouvernance de la ressource.

Conclusion générale

Les résultats de cette expertise montrent que de nombreux facteurs historiques, socio-démographiques et économiques ont fait et continuent de faire de nos sociétés, des sociétés de plus en plus urbaines. Cette urbanisation est l'un des principaux moteurs de l'artificialisation des sols. Une **distinction et une mesure plus précises des différentes catégories de processus** que recouvre ce terme semble nécessaire et possible, à la fois pour **éviter des amalgames entre des situations très différentes** et pour favoriser la mise en place de leviers adaptés **à leur maitrise quantitative et qualitative et à la réduction de leurs impacts**. Sur le plan des impacts environnementaux, il est établi que c'est l'imperméabilisation des sols qui est le mécanisme le plus dommageable, qu'il s'agisse de menace pour la biodiversité, de risques de ruissellements ou de création d'ilots de chaleurs urbains. A cela s'ajoute la pollution des sols, liée en particulier aux activités minières et industrielles, à la circulation routière, ainsi qu'aux activités urbaines favorisant des pollutions diffuses. De plus la fragmentation des paysages par les infrastructures de transport et par les zones bâties est un résultat probant des effets de l'artificialisation. Ce constat milite pour un développement urbain renouvelé intégrant les espaces verts, parcs, jardins en tant qu'éléments multifonctionnels de l'urbanisation et préservant au maximum les fonctions des sols, en prenant en compte les besoins de continuité écologique et profitant des aménités associées pour développer son attractivité. Ce développement apparait finalement compatible et même indissociable de la nécessité de préserver les espaces naturels et les terres à potentiel agronomique en évitant l'émiettement en périphérie des villes, ainsi qu'en milieu rural en général.

Cette préservation des sols passe nécessairement par la mise en œuvre d'une combinaison de mesures, incluant des outils réglementaires et fiscaux, des incitations économiques et une planification intégrant les différentes échelles décisionnelles en développant celle de l'intercommunalité, tout en tenant compte de la qualité des sols.

Annexes

Annexe 1. Le cahier des charges de l'ESCo

Contexte et enjeux

Formidable réservoir de biodiversité, les sols sont essentiels à de nombreux services écosystémiques tels que la production alimentaire ou la régulation du climat, des crues, de la qualité de l'eau et de l'air. Face à des demandes croissantes et antagonistes en logement, zones d'activité économique, infrastructures, nourriture, matières premières, énergie et espaces de nature, cette ressource limitée et non renouvelable aux échelles de temps humaines est soumise de manière insuffisamment raisonnée et cohérente aux nombreuses politiques sectorielles qui la concernent.

Outre la dégradation de sols par contamination ou altérations, la principale menace sur les sols français est leur disparition pure et simple : chaque seconde, entre 12 et 28 m^2 sont artificialisés en métropole[48], rythme qui, de surcroît, s'avère supérieur à celui qu'implique la croissance démographique[49]. Les évolutions socio-économiques des dernières décennies[50] et l'aménagement du territoire qui les a accompagnées sont en particulier à l'origine de la forte augmentation des surfaces de sols artificialisées. Celles-ci sont passées de 8,4 % du territoire métropolitain en 2006 à 9,3 % en 2014, près des deux tiers de ces surfaces correspondant à des sols imperméabilisés, tels des routes, des parkings ou encore des bâtiments[51]. A l'échelle de la France métropolitaine, l'extension des espaces artificialisés s'est opérée pour deux tiers aux dépens des sols agricoles, les sols de très bonne qualité agronomique représentant plus du tiers (34,8 %) des surfaces agricoles artificialisées entre 2000 et 2006[52]. L'artificialisation des sols pourrait ainsi exacerber la compétition entre espaces naturels et usages des terres pour la production de biomasse alimentaire et non-alimentaire, menacer le développement de la bio-économie et accroître les impacts environnementaux liés à l'intensification des usages sur des surfaces agricoles réduites. Par ailleurs, une bonne partie de l'artificialisation s'accompagnant d'une forte imperméabilisation des sols, elle accentue et accélère les épisodes d'inondation. Elle constitue ainsi une menace toute particulière pour les zones littorales à la fois déjà fortement artificialisées et soumises à une pression d'artificialisation marquée[53].

L'émergence de l'artificialisation des sols comme préoccupation au niveau national est relativement récente. La loi du 13 décembre 2000, relative à la solidarité et au renouvellement urbain, puis les lois Grenelle I du 3 août 2009 et Grenelle II du 12 juillet 2010 ont renforcé les obligations attachées aux documents d'urbanisme. La loi du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche a traduit la volonté de mise en œuvre d'une véritable politique de préservation du foncier agricole, en se fixant comme objectif, selon l'exposé de ses motifs, de réduire de moitié le rythme de consommation des terres agricoles d'ici 2020.

Plus récemment, la feuille de route pour la transition écologique issue de la Conférence environnementale des 14 et 15 septembre 2012 a identifié l'artificialisation des sols comme l'une des causes principales de la perte de biodiversité. Elle souligne qu'au-delà de la mise en place des trames vertes et bleues, de nouvelles perspectives doivent être ouvertes pour aller vers l'arrêt de l'artificialisation des sols et de la consommation d'espaces agricoles et naturels. Le gouvernement s'est alors engagé à freiner au niveau national l'artificialisation nette des espaces agricoles et naturels. La loi pour l'accès au logement et un urbanisme rénové du 24 mars 2014 réforme ainsi le droit de l'urbanisme pour concilier les objectifs d'accroissement de l'effort de construction et de limitation de l'étalement urbain et de l'artificialisation des sols. L'observatoire du foncier agricole a été étendu aux fonciers naturel et forestier par la loi du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt afin de suivre l'efficacité des mesures prises. Enfin, l'objectif de freiner l'artificialisation des sols est repris dans la Stratégie nationale de transition écologique vers un développement durable 2015-2020 et en constitue l'un de ses 22 indicateurs essentiels.

Au niveau communautaire, le septième Programme d'action pour l'environnement de l'Union européenne, adopté en novembre 2013, assigne des objectifs forts pour l'utilisation durable des sols et se donne en particulier pour objectif de mettre un terme d'ici 2050 à l'augmentation nette de la surface de terres occupées. Dans le cadre des objectifs du développement durable, la communauté internationale s'est par ailleurs engagée, d'ici à 2030, à enrayer et inverser le processus de dégradation des sols (objectif 15), et en

48 MAAF-DGPAAT-Observatoire national de la consommation des espaces agricoles. 2014. *Panorama de la quantification de l'évolution nationale des surfaces agricoles*.

49Gis Sol. 2011. *L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols*

50dont notamment l'augmentation du nombre de ménages et la diminution de leur taille. CGDD-SoeS, 2011. *Consommation des ménages et environnement,* Collection Repères, 52 p.

51 Maaf-SG-SSP 2015. Agreste Primeur n° 326.

52Medde-CGDD-SOeS, 2011. *L'artificialisation des sols s'opère aux dépens des terres agricoles*. Le point sur n° 75 - février 2011. 4 p.

53 En métropole, les terres artificialisées occupent 28 % des terres des 500 premiers mètres de rivages, soit 5,5 fois la moyenne hexagonale (Medde-CGDD-SoeS 2014. *L'environnement en France.* p183)

particulier de restaurer les terres et sols dégradés, notamment les terres touchées par la désertification, la sécheresse et les inondations, et à s'efforcer de parvenir à un monde sans dégradation des sols.

En réponse à la raréfaction de la ressource et aux conflits d'usages sur les sols, les politiques publiques ont renforcé les exigences vis-à-vis de leur utilisation. Il convient aujourd'hui d'apporter un éclairage précis pour guider les arbitrages qu'appelle une gestion durable de la ressource sol, c'est-à-dire tout à la fois économiquement efficace, socialement équitable et écologiquement soutenable. Si certaines conséquences environnementales de l'artificialisation des sols sont bien documentées de manière isolée (pertes de biodiversité, augmentation du risque inondation, transfert de polluants, etc.), une évaluation quantitative précise et une vue globale manquent encore largement. Il en va de même d'une mise en perspective des implications sociales et économiques aux plans local et global, à court et au long terme. Le caractère dispersé des recherches - pourtant nombreuses - sur les biens et services rendus par les sols agricoles, a notamment conduit le Commissariat général à la stratégie et à la prospective à conclure à la nécessité d'engager une réflexion conséquente avant de pouvoir intégrer la valeur collective totale des sols agricoles dans le calcul socio-économique et donc les décisions d'investissements public[54].

Objet et champs de l'ESCo

Aussi, suite à des échanges entre les services du ministère de l'Ecologie (Medde), de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe), du ministère de l'Agriculture (Maaf) et de l'Inra et de l'Ifsttar sur le principe d'une évaluation scientifique collective menée par l'Ifsttar et l'Inra sur le thème de l'artificialisation des sols, le Commissariat général au développement durable du Medde et l'Ademe ont décidé de soutenir une évaluation critique de l'ensemble des connaissances scientifiques relatives aux déterminants et aux conséquences environnementales, sociales et économiques - positives et négatives - de l'artificialisation des sols. Menée et coordonnée conjointement par l'l'Ifsttar et l'Inra, en associant, notamment sous forme d'auditions et de recours à la littérature « grise » dont ils disposent, les partenaires scientifiques et techniques ou issus de la société civile et du monde économique pouvant y contribuer utilement, cette évaluation s'appuiera sur les règles et procédures de conduite des expertises scientifiques collectives qui s'inscrivent dans la Charte nationale de l'expertise dont les organismes de recherche concernés sont parties prenantes. Afin d'appuyer les politiques publiques de gestion des sols, l'évaluation synthétisera par ailleurs les connaissances sur les leviers d'actions pour maîtriser le phénomène et ses impacts négatifs. Elle s'attachera par ailleurs à identifier et hiérarchiser les domaines pour lesquels il est nécessaire de faire progresser les connaissances.

L'artificialisation sera abordée par l'angle du changement d'affectation des sols. En particulier, l'intensification des usages des sols au sein d'une affectation donnée (e.g. ; sols agricoles) n'entre pas dans le champ de l'évaluation. Par souci de comparabilité, l'évaluation reprendra dans la suite de son travail la définition de l'artificialisation retenue dans le cadre de l'Observatoire national de la consommation des espaces agricoles (ONCEA) adaptée de la base de données CORINE Land Cover :

« Changement d'état effectif d'une surface agricole, forestière ou naturelle vers des surfaces artificialisées, c'est-à-dire des tissus urbains, les zones industrielles et commerciales, les infrastructures de transport et leurs dépendances, les mines et carrières à ciel ouvert, les décharges et chantiers, les espaces verts urbains (espaces végétalisés inclus dans le tissu urbain), et les équipements sportifs et de loisirs y compris des golfs. Les espaces qui subissent une artificialisation ne sont plus disponibles pour des usages tels que l'agriculture, la foresterie ou comme habitats naturels. »

L'évaluation établira une synthèse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial de manière indépendante, ouverte et transparente, suivant en cela les procédures d'expertise scientifique collective. Si la priorité sera accordée aux analyses scientifiques certifiées, publiées et ayant fait l'objet d'un examen par des pairs, l'évaluation s'appuiera en complément sur d'autres sources diverses qui, compte tenu de la thématique, recèlent des informations indispensables, notamment à la «recontextualisation» des résultats acquis ou en débat au sein des communautés scientifiques concernées. Au nombre de ces sources peuvent figurer, selon les standards établis par le GIEC, l'IPBES, l'EFSA, etc., des rapports et documents de travail établis par des instances de gouvernances locales et nationales, l'industrie et des instituts de recherche, des organisations internationales et autres, ou des comptes rendus de conférences. Toutefois, dans le cadre du processus d'évaluation, il convient de mettre l'accent sur l'assurance de la qualité de l'ensemble des documents cités en référence. Le recours à ces sources diverses et indispensables met ainsi davantage en jeu la responsabilité des équipes d'auteurs qui devront s'assurer de la qualité et de la validité des sources et informations citées. D'une manière générale, les journaux et les magazines, les blogues, les sites de réseautage social ainsi que la télévision et la radio ne sont pas des sources d'information acceptables, pas plus que des communications personnelles offrant des conclusions scientifiques.

Les questions auxquelles l'évaluation devra apporter des réponses sont détaillées ci-dessous.

54 Commissariat général à la stratégie et à la prospective. 2013. L'évaluation socio-économique des projets d'investissement public, Tome 2. « Les sols agricoles », contribution de Géraldine Ducros.

A- détail des questions

1) Etats et tendances actuelles

L'évaluation répondra aux deux questions suivantes :

- Quelles sont les définitions de l'artificialisation des sols et l'impact du choix d'une définition sur la mesure du phénomène et de ses impacts environnementaux ?
- Quels sont l'état et la tendance de l'artificialisation en France, y compris dans les Outre-mer ? On s'attachera à isoler notamment l'imperméabilisation des autres types d'artificialisation et à identifier la part des logements, des zones d'activité économique, des zones logistiques, des zones de loisir, dont en particulier les espaces verts urbains. Les méthodes et résultats obtenus en France seront mis en regard de l'état de l'art des méthodes et des résultats qui pourraient être obtenus à partir des approches repérées ci-dessus. On cherchera en outre à replacer les évolutions observées en France avec celles observées dans la littérature en Europe, dans l'OCDE ou ailleurs dans le monde.

L'évaluation ne dupliquera pas le travail engagé dans le cadre de l'observatoire des espaces naturels, agricoles et forestiers (ex-ONCEA) pour mieux identifier les outils pertinents de mesure de la consommation des espaces agricoles, naturels et forestiers. L'évaluation recensera en revanche les pistes permettant de mieux appréhender les différences en matière d'impacts environnementaux, sociaux et économiques entre modes d'artificialisation. Elle discutera notamment la nécessité de mieux distinguer l'imperméabilisation des autres types d'artificialisation des sols, de considérer la réversibilité des usages et la pertinence d'assimiler sans distinction les espaces végétalisés dans le tissu urbain aux zones artificialisées.

2) Déterminants de l'artificialisation

- Quel sont les effets des modes de développement urbain sur l'artificialisation des sols ? On s'attachera notamment à replacer, parmi les autres formes de développement urbain, le rôle que pourrait avoir un développement urbain promouvant la nature en ville et des formes urbaines moins compactes et plus attractives du point de vue de la qualité de vie.
- Quelle est la hiérarchie ou l'arborescence des facteurs, dont notamment les déterminants réglementaires, démographiques, économiques et sociaux, à l'origine de l'artificialisation ?
- Ces facteurs ont-ils évolué et sous quelles conditions sont-ils susceptibles d'évoluer dans le temps ?
- En complément des effets des politiques de zonage, quels sont les autres déterminants jouant un rôle dans le choix d'artificialiser et d'imperméabiliser certains sols plutôt que d'autres ?

L'expertise s'attachera, autant que faire se peut, à discriminer les déterminants des différents types d'artificialisation dont notamment les espaces végétalisés dans le tissu urbain, les zones économiques et logistiques ainsi que les logements.

3) Conséquences environnementales, sociales et économiques de l'artificialisation

Dans l'évaluation des conséquences, l'évaluation s'attachera à distinguer les conséquences locales des effets à plus grande échelle (climat local et mondial dont les problématiques îlots de chaleurs et modification des régimes de précipitation et émissions de gaz à effet de serre ; gains économiques locaux et contribution à l'économie nationale) ainsi que les conséquences à court et long termes (e.g., évolution temporelle constatée des revenus fiscaux et emplois générés par les zones commerciales ; pollutions immédiates et effets des pollutions chroniques).

L'expertise s'efforcera de tenir compte du type d'artificialisation (imperméabilisation, stabilisation, etc.) et des effets de sa distribution spatiale en considérant en particulier la problématique du mitage et de la fragmentation des milieux naturels et agricoles. Elle s'efforcera d'identifier les éléments susceptibles d'aider à la réversibilité des impacts ainsi que de distinguer les effets de surface des effets linéaires de coupure.

Elle cherchera à distinguer, autant que la littérature disponible le permettra, l'effet global de l'effet marginal de l'artificialisation, c'est-à-dire de l'impact du stock accumulé de zone artificielle par rapport à l'impact d'une unité de surface supplémentaire.

L'évaluation des conséquences se fera au regard des conséquences de la non-artificialisation et des modèles de développement urbains sous-jacents allant de l'intensification urbaine au modèle extensif promouvant la nature en ville.

- Quels sont les impacts environnementaux de l'artificialisation des sols ?

Les impacts seront notamment traités au regard de :

- La qualité des sols (tassement, salinisation, taux de matière organique, etc.)
- La qualité et quantité d'eau
- La production de biomasse alimentaire et non alimentaire
- L'énergie
- La qualité de l'air
- Le climat
- Le bruit
- La biodiversité, y compris « ordinaire »

La qualité et la précision de l'évaluation des impacts dépendront directement de la littérature disponible, de son homogénéité et de sa qualité. Sur avis du comité de suivi, cette liste pourra être revue après examen des premières interrogations bibliographiques. Si l'ESCo cherchera à être la plus précise possible sur les impacts environnementaux, elle ne pourra porter sur les conséquences en matière de santé publique de ces conséquences. Elle pourra tout au plus en mentionner les enjeux.

- Quelles sont les conséquences environnementales indirectes de l'artificialisation des sols, en particulier les répercussions en termes de changement d'affectation ou d'intensification des usages sur d'autres sols ? En particulier, quelles sont les connaissances relatives aux conséquences sur les modes de productions agricoles et notamment l'utilisation d'intrants ?

- Quels sont les impacts économiques de l'artificialisation ?

Quelles sont en particulier les connaissances sur les impacts économiques, fiscaux et en matière d'emploi à court et moyen termes, aux échelles locale, régionale et nationale de l'artificialisation des sols ?

Au-delà des flux monétaires, quels sont les impacts en termes de valorisations économiques des externalités positives et négatives de l'artificialisation ?

Dans un contexte d'insécurité alimentaire à l'échelle mondiale et de hausse de la demande globale en terre arable, l'évaluation rendra compte de l'état des connaissances sur les conséquences de l'artificialisation des sols sur la production alimentaire.

- Quels sont les impacts sociaux de l'artificialisation ?

Quels sont notamment les effets des différents modes de développement urbains sous-jacents à l'artificialisation telle qu'elle s'opère en France sur les interactions entre agriculture et riverains ainsi que sur l'éloignement et la mobilité des ménages ?

Quels sont les effets en matière de cadre de vie, et notamment de confort acoustique (nuisances sonores), de l'artificialisation des sols ?

4) Leviers d'actions

- Comment peut-on maîtriser l'artificialisation des sols ? Quel bilan et quels enseignements peut-on tirer, à partir de la littérature, des effets des mesures ou stratégies organisationnelles, incitatives, réglementaires, législatives passées ou actuellement mises en place en France ? Quels en sont les points forts et les limites ? Autant que possible et pertinent, ce bilan sera dressé à l'échelle internationale. Sur avis du comité de suivi, le périmètre du parangonnage international pourra être revu après examen des premières interrogations bibliographiques et des premiers entretiens d'experts techniques.

- De quels scénarios, modèles et données dispose-t-on pour la tendance future d'artificialisation des sols ?

- Comment limiter les impacts négatifs, dont en particulier les impacts environnementaux directs et indirects, de l'artificialisation des sols ?

- La notion de compensation sera questionnée. Dans quelle mesure et comment est-il possible de compenser l'artificialisation des sols, tout particulièrement en matière de qualité des sols? Dans quelle mesure et comment est-il possible d'aller vers des obligations de compensation?

L'évaluation cherchera à évaluer la réversibilité des usages dont les coûts et l'efficacité en matière de qualité et de fonctionnement des sols de la désartificialisation. Elle s'efforcera également d'évaluer les gains environnementaux des solutions d'aménagements et techniques de constructions alternatives dont le recyclage du foncier et la réhabilitation des friches urbaines ou industrielles. Elle comprendra, autant que la littérature le permettra, l'étude des coûts ou économies liés à ces solutions alternatives.

La revue des leviers d'actions inclura l'état de l'art sur les politiques d'espaces protégés et les instruments réglementaires correspondants, dont notamment des outils de type Parc naturel régional.

5) Priorités de recherches

- Quelles sont les priorités de recherche qui se dégagent de l'ESCo pour améliorer les analyses de l'état et de l'évolution de l'artificialisation des sols, de ses déterminants et de ses conséquences environnementales, économiques et sociales ?
- Quelles sont les priorités de recherches en appui aux politiques publiques de maîtrise du phénomène, de limitation des impacts et de compensation de l'artificialisation ?

B) Réalisation et pilotage de l'expertise par les organismes de recherche

Dans la suite du document, les « co-financeurs » désignent le Commissariat général au développement durable du Medde et l'Ademe.

La conduite de l'expertise est confiée à l'Ifsttar et à l'Inra qui mettent en commun leurs compétences et mettent à disposition des moyens humains nécessaires au bon déroulement de l'expertise afin notamment d'identifier pilotes scientifiques et groupe d'experts, de constituer une équipe-projet permettant de faciliter le travail des experts (travail bibliographique, mise à disposition et archivage des documents, soutien logistique des réunions, visites et échanges, animation du groupe d'experts, aide à l'assemblage et à la synthèse des connaissances) et de garantir le suivi des règles de l'expertise.

La conduite de l'expertise consiste à garantir :

- la bonne exécution de l'expertise selon des règles partagées cohérentes avec la charte nationale de l'expertise du ministère en charge de la recherche (2010), la norme AFNOR NF X 50-11 et les procédures que les organismes ont mis en place dans le cadre de l'application de cette norme
- l'interface avec les co-financeurs
- le lien aux parties prenantes
- la coordination de l'Inra et de l'Ifsttar
- le secrétariat technique et administratif
- la mobilisation des pilotes et experts concernés
- la gestion financière de l'expertise.

Les organismes constituant le partenariat organiseront leurs relations sous les modalités qui leur conviendront afin de garantir la bonne exécution de l'expertise.

1) Organisation de la conduite de l'ESCo

Les groupes suivants seront mis en place :

a. Une équipe projet dont le rôle est d'animer le groupe d'experts et de rendre compte du déroulement de l'expertise au comité de suivi.
Elle est composée de pilotes scientifiques nommés par l'Ifsttar et l'Inra et des personnels d'appui nécessaires à la réalisation de l'exercice dont au moins un(e) chef(e) de projet – chargé(e) de mission (voir annexe 2).

L'équipe projet constituée par l'Ifsttar et l'Inra, a pour mission :

- d'organiser la collecte des travaux bibliographiques nécessaires à l'expertise auprès des cellules de documentation mobilisées à cet effet ;
- de fournir la documentation assurant l'adéquation des compétences réunies dans le groupe d'experts avec les objectifs de l'expertise ;
- d'organiser les réunions et échanges du groupe d'experts et suivre leurs travaux ;
- d'aider aux processus d'assemblage et de synthèse des connaissances ;
- de participer à la rédaction des synthèses et résumé de l'ESCo
- d'organiser la livraison (papier et numérique) du rapport d'expertise, de sa synthèse et du résumé exécutif

Les pilotes scientifiques, épaulés par l'équipe-projet, auront pour mission :

- d'élaborer le plan du rapport

- de veiller à l'équilibre des contributions et à l'assemblage des connaissances
- de valider les contributions
- d'élaborer les conclusions et l'identification des besoins complémentaires de recherche
- de valoriser les résultats de l'ESCo et de s'assurer qu'ils seront rendus publics.

b. Un groupe d'experts scientifiques dont le rôle est d'identifier les différents volets de l'expertise et d'analyser et synthétiser les corpus documentaires adéquats. Il a en outre, au travers de ses débats, vocation à assurer l'intégration des connaissances pluridisciplinaires, en repérant les connaissances acquises, celles faisant l'objet de débats ou controverses scientifiques et celles que l'on peut qualifier d'incertaines.
Ce groupe d'experts est constitué d'un ensemble de spécialistes de différentes disciplines identifiés et nommés par l'fsttar et l'Inra avec l'appui de l'équipe projet. Afin de traiter de l'ensemble de la problématique, le groupe d'experts réunira l'ensemble des compétences nécessaires. Il s'appuiera sur un réseau d'experts secondaires qui pourront contribuer directement à l'exercice et auditionnera les experts scientifiques ou techniques, autant qu'il le jugera nécessaire.

Chaque expert sera mandaté et recevra pour ce faire une lettre de mission des directions des organismes en charge de l'ESCo.
Le groupe d'experts comprendra une part d'experts n'appartenant pas aux organismes en charge de l'ESCo et notamment, deux à quatre personnalités étrangères ou en poste à l'étranger dont le rôle sera d'apporter un éclairage international de ces questions.

2) Participation et suivi par les organismes co-financeurs et structures associées

Le suivi de l'ESCo par les co-financeurs est assuré par les réunions régulières du comité de suivi qui suit et s'assure du bon déroulement de l'expertise conformément au cahier des charges. Il se réunit en particulier pour valider les étapes clés de l'ESCo (lancement, point d'étape à mi-parcours, validation officielle des résultats).

a - Un comité de suivi animé par les co-financeurs est créé. Son rôle est :
- de s'assurer du bon déroulement de l'expertise conformément à la commande et à ses objectifs et au respect de la charte sur l'expertise scientifique signée par les organismes de recherche ;
- d'arbitrer entre diverses options d'adaptation du présent cahier des charges en fonction des difficultés dont les pilotes pourront faire état à mesure de l'avancement des travaux du groupe d'experts ;
- d'aider, à la demande de l'équipe-projet, à la mise à disposition de documentation spécifique (réglementaire, notamment) et de faciliter l'accès aux données ;
- de définir les modalités de diffusion et de communication des résultats de l'expertise.

Ce comité de suivi est constitué de représentants des institutions en charge de l'expertise (Inra, Ifsttar) et des directions concernées du Medde, du Maaf et de l'Ademe. Ce comité de suivi se réunit en présence des pilotes scientifiques et de l'équipe-projet, au moment des étapes clefs de l'expertise et à la demande des co-financeurs ou des pilotes de l'expertise.

b – Un comité des parties prenantes animé par les co-financeurs est créé. Il élargit le comité de suivi à un ensemble d'experts techniques et de parties prenantes concernées.

Des réunions du comité des parties prenantes,, environ 3 au cours de l'ESCo, seront organisées par les co-financeurs. Une réunion sera organisée pour le lancement officiel l'ESCo lors de sa première réunion. Il sera présidé par une personne désignée par les co-financeurs de cette expertise. Les pilotes scientifiques et l'équipe projet seront invités à ces réunions.

C) Livrables

Les livrables de l'ESCo seront les suivants :

1°) Un rapport d'expertise

Le rapport d'expertise rassemblera l'ensemble des contributions des experts mobilisés pour l'expertise scientifique collective.

Il présentera en langue française :
- L'état des lieux critique des connaissances scientifiques disponibles au plan européen et mondial,
- Les domaines pour lesquels il est nécessaire de faire progresser les connaissances
- Les différents scénarios et options possibles afin d'améliorer les connaissances et les leviers d'action sur l'artificialisation.

Son élaboration est placée sous la responsabilité des pilotes scientifiques et de l'équipe-projet. Elle fait l'objet d'une validation par l'ensemble du groupe d'experts impliqué.

Le rapport d'expertise sera publié par l'Inra et l'Ifsttar au format PDF, afin de pouvoir être largement diffusé et mis en ligne par les co-financeurs. Il sera mis en ligne sur le site Internet du l'Inra et l'Ifsttar.

Il sera également livré sous forme numérique éditable.

2°) Une synthèse scientifique

La synthèse scientifique sera un assemblage des points forts de l'analyse réalisée et des conclusions de l'expertise, en langue française d'un format compris entre 30 et 100 pages.

Son élaboration est réalisée par l'équipe-projet sous la responsabilité des pilotes scientifiques. Sa trame sera présentée et discutée par le comité de suivi.

3°) Un résumé exécutif

Le résumé exécutif est un résumé impartial de la synthèse scientifique destiné à un public large d'acteurs des politiques publiques et de non-spécialistes. Il rappelle les enjeux de l'expertise, présente sa méthodologie et met en avant ses principaux résultats. Il ne peut rapporter que des éléments et idées présents dans le rapport d'expertise ou la synthèse scientifique.

D'un format de 4 à 10 pages, il sera édité en français et en anglais. Il pourra être diffusé largement, et réutilisé dans la communication de tous les partenaires et les publications du co-financeurs.

Réalisé par l'équipe-projet, son élaboration est placée sous la responsabilité conjointe des co-financeurs, des institutions de recherche en charge de l'expertise et des pilotes scientifiques. Pour s'assurer de sa concordance avec la synthèse scientifique et le rapport d'expertise ainsi que de son adéquation au public visé, les décisions relatives à son contenu et sa rédaction seront prises par consensus entre organismes de recherche et co-financeurs sur avis du comité de suivi.

La synthèse scientifique et le résumé exécutif seront publiés par l'Ifsttar et l'Inra :

- sous forme papier imprimée et diffusée à 300 exemplaires ;
- sous forme numérique PDF afin de pouvoir être largement diffusé et mis en ligne par les co-financeurs. Ils seront mis en ligne sur le site Internet de l'Ifsttar et de l'Inra..

Ils seront également livrés sous forme numérique éditable.

La liste de diffusion des documents papier sera définie d'un commun accord entre les parties.

4°) Un colloque de restitution publique

Le colloque permettra de mettre en avant les principaux résultats de l'expertise, et sera l'occasion d'un échange avec des parties prenantes invitées.

Il y sera présenté les enjeux de l'expertise, sa méthodologie, et ses principaux résultats.

Le nombre de participants visé est de 200 environ.

Son élaboration est placée sous la responsabilité de l'Ifsttar et l'Inra, en lien étroit avec les co-financeurs. Il sera préparé par l'équipe-projet.

5°) Un rapport d'exécution

Ce rapport d'exécution rendra compte de la conduite de l'expertise par l'équipe-projet et de la production des livrables.

Il indiquera
les experts scientifiques ayant participé à l'expertise,
les experts scientifiques ou techniques qui auront été auditionnés
la diffusion des documents (combien, à qui, sur quels sites internet).
les résultats du colloque (participations, réactions des participants et contenu des échanges)

Son élaboration est placée sous la responsabilité de l'équipe-projet.
Le rapport d'exécution sera livré sous forme numérique éditable.

Par ailleurs, les experts, l'Ifsttar et l'Inra pourront produire à leur initiative des publications permettant de valoriser scientifiquement tout ou partie des résultats de cette expertise, ou réemployant ses éléments, sous respect des droits de propriété intellectuelle des auteurs.

Pour mémoire :

- l'Inra et l'Ifsttar établiront les rapports de façon à ce qu'ils puissent être publiquement diffusés dans le respect des droits des tiers. Si certaines informations sont l'objet de restriction de diffusion au titre du respect des droits des tiers, elles feront l'objet d'annexes séparées, identifiées spécifiquement.
- l'Inra et l'Ifsttar rendront les co-financeurs destinataires de toute publication relative à l'expertise scientifique collective réalisée à l'issue de l'exercice.

Ainsi, les responsables de l'ESCo pour les bénéficiaires s'engagent à fournir 5 exemplaires des documents et à diffuser les autres exemplaires, comme indiqué à l'article 2, aux correspondants du Ministère en charge de l'écologie et de l'Ademe.

Tous les documents porteront sur la page de couverture les noms et les logos des bénéficiaires ainsi que de l'Ademe et du Ministère en charge de l'écologie. Tous les documents porteront sur la page de couverture, la deuxième de couverture ou la page de garde les mentions suivantes :

- le numéro de la présente convention,
- le titre de l'ESCo – la date de diffusion – le(s) nom(s) de(s) auteur(s) et organisme(s) de rattachement et leurs coordonnées, conformément aux usages internationaux.

Toute communication ou publication sur les résultats des recherches du projet mentionnera obligatoirement le soutien financier de l'Ademe et du Ministère en charge de l'écologie. Les correspondants de l'Ademe et du Ministère en charge de l'écologie seront destinataires d'un exemplaire ou d'un tiré à part.

D) Calendrier indicatif d'exécution

L'ensemble des jalons suivants pourra être révisé par le comité de suivi en fonction de l'avancement de l'ESCo :

Mois après T0	Principaux jalons, livrables et activités
Mois 3	**Comité de suivi 1** Prise de contact avec l'équipe-projet Présentation du projet : objet, questions, organisation, compétences mobilisées, scientifiques mobilisés
Mois 4	**Comité des parties prenantes 1** Présentation des objectifs et de la méthode de l'ESCo Identification des enjeux principaux pour les parties prenantes
Mois 9	**Comité de suivi 2** Présentation et échanges sur l'état d'avancement des analyses Présentation et échanges sur les résultats de la bibliographie et les premières synthèses Présentation et échanges sur la trame du rapport d'expertise
Mois 15	**Comité de suivi 3** Présentation et échanges sur l'état d'avancement des analyses Présentation et échanges sur une version de travail du rapport de l'expertise Présentation et échanges sur la trame de la synthèse scientifique
Mois 16	**Comité des parties prenantes 2** Présentation et échanges sur les premiers résultats
Mois 19	**Comité de suivi 4** Livraison du rapport d'expertise Présentation et échanges sur une version de travail de la synthèse scientifique Présentation et échanges sur la trame du résumé exécutif Présentation et échanges sur le projet de colloque (date, lieu, intervenants, invitations)
Mois 20	**Comité des parties prenantes 3.** Présentation des résultats Identification des principaux points de controverse et d'intérêt
Mois 21	**Comité de suivi 4** Validation de la synthèse scientifique Validation du résumé exécutif Finalisation de l'organisation du colloque
Mois 23	**Colloque** Présentation et diffusion de la synthèse scientifique et du résumé exécutif
Mois 24	**Comité de suivi 5** Livraison du rapport d'exécution Échanges sur la tenue du colloque et la diffusion des documents Suites

E) Responsables de l'exécution des opérations

Les responsables de l'ESCo sont pour les bénéficiaires :

pour l'Inra, M Bertrand Schmitt en qualité de directeur de la Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études (DEPE)

pour l'Ifsttar, M. Antoine Fremont en qualité d'Adjoint au Directeur Scientifique

L'ESCo est conduite au sein de l'Inra et de l'Ifsttar par une équipe-projet dont les missions sont indiquées dans la présente annexe.

Leur correspondant au sein de l'ADEME est Antonio Bispo (Service Agriculture et Forêts) qui est chargé de suivre l'exécution des opérations objet de la présente convention en lien avec le comité de suivi.

Annexe 2. ……composition du groupe d'experts…….

Annexe 3. …… corpus bibliographique ……

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE
ET SOLIDAIRE

ADEME

Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
ET DE
L'ALIMENTATION

Photographie de couverture : Christian Slagmulder - Inra

INRA
SCIENCE & IMPACT
Délégation à l'Expertise Scientifique, à la Prospective et aux Etudes
147, rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France
Tél. : + 33 1 42 75 94 90
Fax : + 33 1 42 75 91 72
www.inra.fr