



EFFETS ENVIRONNEMENTAUX DES CHANGEMENTS D'AFFECTATION DES SOLS LIÉS À DES RÉORIENTATIONS AGRICOLES, FORESTIÈRES, OU D'ÉCHELLE TERRITORIALE

UNE REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE

RAPPORT DE L'ÉTUDE RÉALISÉE PAR L'INRA ET L'ADEME - DÉCEMBRE 2017





Délégation à l'Expertise, à la Prospective
et aux Etudes (DEPE)

Effets environnementaux des changements d'affectation des sols liés à des réorientations agricoles, forestières, ou d'échelle territoriale

Une revue critique de la littérature scientifique

Rapport d'étude

Antonio Bispo, Benoît Gabrielle, David Makowski (coordinateurs),
Monia El Akkari, Laure Bamière, Aude Barbottin, Valentin Bellassen,
Cécile Bessou, Patrice Dumas, Sabrina Gaba, Julie Wohlfahrt,
Mélanie Sandoval, Sophie Le Perchec, Olivier Réchauchère

Partie II - Revue systématique des connaissances sur les impacts environnementaux de la production de biomasse non alimentaire intégrant les changements d'affectation des sols

Laure Bamière, Aude Barbottin, Valentin Bellassen, Cécile Bessou,
Antonio Bispo, Patrice Dumas, Sabrina Gaba, Benoît Gabrielle,
David Makowski, Julie Wohlfahrt

Décembre 2017

Antonio Bispo, Benoît Gabrielle, David Makowski (pilotes scientifiques de l'étude)

Monia El Akkari (chargée d'étude)

Laure Bamière, Aude Barbottin, Valentin Bellassen, Cécile Bessou, Patrice Dumas, Sabrina Gaba, Julie Wohlfahrt (experts scientifiques principaux)

Martial Bernoux, François Chiron, Laure Cormier, Stéphane De Cara, Guillaume Decocq, Cécile Detang-Dessendre, Jean-François Dhôte, Nathalie Frascaria-Lacoste, Sophie Legras, Philippe Lescoat, Romain Melot, Claude Napoleone, Bertrand Schmitt (experts scientifiques contributeurs ponctuels)

Equipe projet DEPE : Olivier Réchauchère (chef de projet), Sophie Le Perchec (documentation), Mélanie Sandoval (traitement de données documentaires), Isabelle Savini (appui rédactionnel, édition), Anaïs Tibi (suivi méthodologique), Kim Girard (suivi logistique et administratif)

Contacts : antonio.bispo@inra.fr, david.makowski@inra.fr, benoit.gabrielle@agroparistech.fr, olivier.rechauchere@inra.fr

Le présent document constitue le rapport de l'étude sollicitée conjointement par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe) et le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF), convention n°12-60-C0004. Le contenu du rapport n'engage que la responsabilité de leurs auteurs. Il a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA.

Le rapport complet (Introduction, Partie I, Partie II et Partie III), ainsi que la synthèse (68 pages) et le résumé (8 pages) du rapport sont disponibles sur le site institutionnel de l'INRA (www.inra.fr)

Pour citer ce document :

Antonio Bispo, Benoît Gabrielle, David Makowski (coordinateurs), Monia El Akkari, Laure Bamière, Aude Barbottin, Valentin Bellassen, Cécile Bessou, Patrice Dumas, Sabrina Gaba, Julie Wohlfahrt, Mélanie Sandoval, Sophie Le Perchec, Olivier Réchauchère, 2017. *Effets environnementaux des changements d'affectation des sols liés à des réorientations agricoles, forestières, ou d'échelle territoriale : une revue critique de la littérature scientifique*, Rapport d'étude, INRA (France), 238 p.

Sommaire de la Partie II

Introduction	81
Références bibliographiques citées	82
1. Les impacts environnementaux de la production de biomasse non alimentaire induisant des changements d'affectation des sols : portée, axes de recherche et méthodologie des recherches actuelles	83
1.1. Introduction	83
1.2. Matériels et méthodes	85
1.3. Déterminants de changements d'affectation des sols : accent mis sur les biocarburants et déconnexion avec les systèmes alimentaires	87
1.4. Un large éventail de changements d'affectation des sols analysés, mais une pénurie de données sous-jacentes	89
1.5. Une absence de consensus méthodologique favorisant les calculs <i>ad hoc</i> simples	90
1.6. Tendances récentes dans la recherche liée aux CAS	92
1.7. Périmètre géographique	94
1.8. Axes de recherche et tendances actuels	95
1.9. Lacunes en matière de recherche et débouchés pour de futurs travaux	96
1.10. Conclusion	97
Références bibliographiques	98
2. Les impacts sur le sol	111
2.1. Introduction	111
2.2. Situations et impacts étudiés, et méthodes employées	111
2.3. Revue critique des méthodes utilisées pour quantifier les impacts	114
2.4. Analyse critique des évaluations d'impacts	120
2.5. Discussion et conclusion	125
Références bibliographiques	126
Annexes	133
3. Les impacts sur l'eau	139
3.1. Introduction	139
3.2. Situations étudiées	140
3.3. Évaluations de l'impact des CAS sur l'eau	144
3.4. Conclusions	147
Références bibliographiques	148
4. Les impacts sur les émissions de gaz à effet de serre	152
4.1. Introduction	152
4.2. Situations et impacts étudiés	153
4.3. Évaluations des impacts : résultats et discussion	157
4.4. Conclusion	163
Références bibliographiques	164
Annexes	172
5. Les impacts sur la qualité de l'air et la santé humaine	175
5.1. Introduction	175
5.2. Situations étudiées	175
5.3. Pollution de l'air, biomasse et CAS : résultats mitigés et importance des types de produits finaux et des délimitations du système	177
5.4. Effets sur la santé humaine : données insuffisantes et voies d'exposition	178
5.5. Conclusion	179
Références bibliographiques	180

6. Les impacts sur la biodiversité	183
6.1. Introduction	183
6.2. Situations étudiées	183
6.3. Méthodes d'évaluation utilisées	184
6.4. Evaluation des impacts : résultats	185
6.5. Discussion	186
6.6. Conclusion	188
Références bibliographiques	188
Annexes	192
7. Les impacts sur les ressources non renouvelables	194
7.1. Introduction	194
7.2. Situations étudiées	195
7.3. Impact des changements d'usage sur l'épuisement des ressources fossiles et sur d'autres impacts environnementaux	197
7.4. Conclusion	198
Références bibliographiques	199
8. Conclusion : cartographie des données relatives à l'impact environnemental du changement d'affectation des sols pour la production de biomasse non alimentaire	202
8.1. Introduction	202
8.2. Méthode	202
8.3. Discussion des résultats	203
8.4. Conclusion	208
Références bibliographiques	208
Annexes	210

Revue systématique des connaissances sur les impacts environnementaux de la production de biomasse non alimentaire intégrant les changements d'affectation des sols

Introduction

A l'issue de la phase d'analyse textuelle qui fait l'objet de la Partie I du présent rapport, le thème des usages non alimentaires, notamment énergétiques, de la biomasse a été retenu pour une analyse approfondie. Ce choix des commanditaires de l'étude était essentiellement motivé par la volonté d'actualiser les connaissances sur l'impact environnemental des bioénergies et plus largement du développement de la bioéconomie, en s'inscrivant dans la suite des études menées par l'Ademe et l'INRA depuis 2010 sur le bilan des émissions de GES liées à la production et l'utilisation des biocarburants. Il a semblé important d'avoir une vision précise d'un ensemble d'impacts environnementaux induits par les CAS liés à la production de biomasse non alimentaire. En effet, c'est la globalité des impacts qu'il faut considérer pour anticiper les effets du développement de la bio-économie.

La production de biomasse s'est considérablement développée au cours des dernières décennies pour répondre aux besoins croissants du secteur de la bioéconomie (bioénergie, biomatériaux ou produits chimiques bio-sourcés), et cette tendance devrait se poursuivre pour compenser la raréfaction des ressources fossiles (Chum *et al.*, 2011). Les interrogations apparues concernant les conséquences de cette production sur l'usage des sols (Searchinger *et al.* (2008) par exemple) ont induit la publication de nombreux articles scientifiques au cours de ces 10 dernières années.

L'objectif de l'analyse est d'examiner la manière dont les recherches sur les liens entre la production de biomasse non alimentaire, les changements d'affectation des sols (CAS), et leurs impacts environnementaux sont actuellement structurées en termes d'objets d'étude (filières, matières premières, régions du monde...), de types de CAS examinés, de diversité des impacts étudiés et de méthodologies employées. L'analyse vise à évaluer les pratiques scientifiques actuelles, à révéler les tendances émergentes dans les études disponibles, et à mettre en évidence les éventuelles lacunes et biais des travaux actuels, ainsi que les voies d'amélioration potentielles.

La particularité de l'analyse proposée est de mettre l'accent sur les mécanismes reliant la production de matières premières aux changements d'affectation et de gestion des sols et à leurs impacts environnementaux. Si des études de synthèse (*reviews*) ont été récemment publiées sur l'effet du développement des bioénergies sur les CAS (Berndes *et al.*, 2013 ; Broch *et al.*, 2013, par exemple), aucune ne comporte de revue systématique de la littérature englobant toute la chaîne de causalité, des déterminants de l'expansion de la biomasse jusqu'à ses impacts environnementaux. Une revue récente de ces "méta-études" (van Vliet *et al.*, 2016) a d'ailleurs mis en évidence cette lacune et la dissociation entre les déterminants des CAS et leurs impacts qui existe dans les recherches actuelles en "*land use science*". Le cadre de lecture proposé ici est ainsi caractérisé par la chaîne de causalité en trois étapes : **réorientations vers la production de biomasse non alimentaire → changements d'affectation des sols (directs ou indirects) induits par cette réorientation → impacts environnementaux.**

Par ailleurs, ces *reviews* récentes ne prennent en compte qu'un petit nombre d'études (6 pour Broch *et al.* 2013 ; 15 pour Djomo et Ceulemans 2012), en raison de critères très stricts de sélection des articles. La présente étude complète donc ces synthèses de deux manières : i) en incluant systématiquement tous les articles revus par des pairs qui couvrent toute la chaîne de causalité et traitent des usages non alimentaires y compris non énergétiques, et ii) en n'appliquant aucun autre critère de qualité afin de retenir un corpus large.

Parmi les 1 785 références bibliographiques classées par l'analyse lexicale automatique dans le cluster "*biomass/bioenergy*", les experts ont ainsi sélectionné, après deux phases de tri, 241 articles (voir la méthodologie de cette sélection dans l'Introduction générale du rapport).

La méthode d'analyse de ce corpus bibliographique est celle de la revue systématique, qui consiste à dépouiller le contenu des articles à l'aide d'une grille afin d'en extraire les informations pertinentes pour répondre à la question posée.

L'analyse du corpus procède en trois étapes :

Chapitre 1 : description globale, sur l'ensemble du corpus, des types de biomasses, des usages finaux de la biomasse, des types de CAS, des aires géographiques concernées et des méthodes d'évaluation mobilisées.

Chapitres 2 à 7 : analyse de chacun des impacts environnementaux étudiés en lien avec les types de CAS et de biomasse produite : qualité du sol (Chapitre 2), ressources en eau (Chapitre 3), changement climatique (Chapitre 4), qualité de l'air et santé humaine (Chapitre 5), biodiversité (Chapitre 6), ressources non renouvelables (Chapitre 7).

Conclusion : analyse transversale aboutissant à un inventaire des lacunes et pistes de recherche.

Références bibliographiques citées

- Berndes, G.; Ahlgren, S.; Borjesson, P.; Cowie, A.L., 2013. Bioenergy and land use change-state of the art. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Energy and Environment*, 2 (3): 282-303. <http://dx.doi.org/10.1002/wene.41>
- Broch, A.; Hoekman, S.K.; Unnasch, S., 2013. A review of variability in indirect land use change assessment and modeling in biofuel policy. *Environmental Science & Policy*, 29: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.02.002>
- Chum, H.; Faaij, A.; Moreira, J.; Berndes, G.; Dhamija, P.; Dong, H.; Ribeiro, S.; Gabrielle, B.; Goss Eng, A.; Lucht, W.; Mapako, M.; Maserà Cerutti, O.; McIntyre, T.; Minowa, T.; Pingoud, K., 2011. Bioenergy. In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Seyboth, K.; Matschoss, P.; Kadner, S.; Zwickel, T.; Eickemeier, P.; Hansen, G.; Schlömer, S.; Stechow, C.v., eds. *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge: Cambridge University Press, 209-332. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781139151153.006>
- Djomo, S.N.; Ceulemans, R., 2012. A comparative analysis of the carbon intensity of biofuels caused by land use changes. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (4): 392-407. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01176.x>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- van Vliet, J.; Magliocca, N.R.; Buchner, B.; Cook, E.; Benayas, J.M.R.; Ellis, E.C.; Heinemann, A.; Keys, E.; Lee, T.M.; Liu, J.G.; Mertz, O.; Meyfroidt, P.; Moritz, M.; Poaplau, C.; Robinson, B.E.; Seppelt, R.; Seto, K.C.; Verburg, P.H., 2016. Meta-studies in land use science: Current coverage and prospects. *Ambio*, 45 (1): 15-28. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8>

1. Les impacts environnementaux de la production de biomasse non alimentaire induisant des changements d'affectation des sols : portée, axes de recherche et méthodologie des recherches actuelles

B. Gabrielle* (*AgroParisTech*), A. Barbottin (*INRA*), J. Wohlfahrt (*INRA*)

* Auteur de correspondance

1.1. Introduction

La production de biomasse pour des usages non alimentaires (en particulier les formes modernes de bioénergies) s'est considérablement développée au cours des dernières décennies afin de répondre aux tensions sur le marché des énergies fossiles et à l'envolée des prix du pétrole, et cette tendance devrait se poursuivre dans un proche avenir pour compenser la diminution des ressources fossiles (Chum *et al.*, 2011). Des inquiétudes ont récemment été soulevées concernant les conséquences sur l'usage des sols *via* les changements d'affectation des sols (CAS) dus à l'augmentation de la production de matières premières (par ex., Searchinger *et al.*, 2008) et ont engendré la publication de nombreux articles scientifiques au cours de ces 10 dernières années (voir Introduction générale du rapport). L'attribution des CAS à la production de biomasse et, finalement, à la demande croissante de produits finis (par ex., les biocarburants) nécessite la formalisation de mécanismes reliant la production de matières premières aux changements d'affectation des sols ou à la gestion des sols et leurs impacts sur l'environnement. Ces liens peuvent être analysés en tant que chaîne de causalité en trois étapes : réorientations de la production des matières premières, CAS dus à cette demande et impacts environnementaux, sachant que la bioéconomie peut générer des co-bénéfices (Chum *et al.*, 2011). Les catégories d'impacts comprennent les émissions de gaz à effet de serre (GES), la biodiversité, les ressources en eau, la qualité du sol ou la pollution atmosphérique. Il faut souligner que ces impacts peuvent être positifs ou négatifs. Les impacts socio-économiques de l'expansion des bioénergies (par exemple sur les prix alimentaires) n'ont pas été inclus en tant que tels dans l'analyse car ils sortaient du cadre du projet global de cette étude (voir Introduction du rapport).

Bien que des travaux aient été récemment publiés sur ce domaine de recherche émergent et dynamique (par ex. Broch *et al.*, 2013, Berndes *et al.*, 2013), aucun d'entre eux ne comportait d'étude systématique de la littérature englobant l'intégralité de la chaîne de causalité entre les déterminants de l'expansion de la biomasse et les impacts environnementaux. Une étude de ces approches, appelées « méta-études », a permis de mettre en évidence cette lacune dans le contexte de la « land use science » (van Vliet *et al.*, 2016) et a révélé une dissociation entre les déterminants des CAS et leurs impacts environnementaux. Cette tendance apparaît comme une caractéristique structurelle de ce domaine de recherche, et d'autres peuvent être soupçonnées étant donné l'accent mis sur certaines filières en réponse à des objectifs stratégiques agressifs - l'engouement pour les biocarburants dans le secteur des transports en est l'exemple type (Liska et Perrin, 2009). Il est intéressant de noter que dans l'étude systématique de la littérature des CAS présentée dans ce rapport (Partie I), seul le corpus d'articles relatifs à la production de biomasse non alimentaire a été jugé suffisamment important pour permettre une analyse quantitative (Parties II et III). D'autres réorientations ont émergé, tels que le développement et l'étalement urbains (Seto et Kaufman, 2003), l'augmentation de la demande de bois (Lambin *et al.*, 2001), l'alimentation et les aliments pour bétail (Tilman *et al.*, 2002, DeFries *et al.*, 2010, Bajželj *et al.*, 2014), ainsi que l'intensification agricole (Brunelle *et al.*, 2015). Dans l'ensemble, ces thèmes sont apparus soit trop récemment pour fournir les données nécessaires, soit pas suffisamment abordés sous l'angle réorientations-CAS-impacts.

La littérature scientifique nous informe sur l'état actuel des systèmes technologiques et naturels, observés et évalués par les chercheurs, mais elle est aussi, jusqu'à un certain degré, performative dans la mesure où elle peut influencer l'état des systèmes en mettant l'accent sur des thèmes spécifiques (Callon, 2008). Il semble donc très intéressant de décrire les tendances actuelles de cette littérature afin de mettre en évidence les évolutions récentes des questions de la production de biomasse étudiée et de ses impacts, ainsi que le type de systèmes plus particulièrement étudiés.

Groupes de matières premières		Exclusivement dédiés à la production non alimentaire	Usages finaux					
			Bio-carburants 1G	Bio-carburants 2G	Chaleur	Electricité	Biogaz	Matériaux
Usage final unique Biocarburants 1G	Orge <i>Hordeum vulgare</i>	Non	X					
	Cameline <i>Camelina sativa</i>	Non	X					
	Manioc <i>Manihot esculenta</i>	Non	X					
	Jatropha <i>Jatropha curcas</i>	Non	X					
	Colza <i>Brassica napus</i>	Non	X					
	Soja <i>Glycine max</i>	Non	X					
	Betterave <i>Beta vulgaris</i>	Non	X					
	Autres matières premières pour biocarburant 1G	Non	X					
Usage final multiple (cultures « flexibles »)	Maïs <i>Zea mays</i>	Non	X				X	X
	Palmier à huile <i>Elaeis guineensis</i>	Non	X	X	X	X	X	
	Canne à sucre <i>Saccharum officinarum</i>	Non	X	X	X	X	X	
	Sorgho <i>Sorghum bicolor</i>	Oui/Non*	X	X			X	
Usage final multiple, matières ligno-cellulosiques	Résidus agricoles	Oui		X	X	X	X	X
	Eucalyptus <i>Eucalyptus globulus</i>	Oui		X	X	X		X
	Résidus forestiers	Oui		X	X	X		X
	Plantes herbacées	Oui		X	X	X	X	X
	Miscanthus <i>Miscanthus x giganteus</i>	Oui		X	X	X	X	X
	Peuplier <i>Populus</i>	Oui		X	X	X		X
	Switchgrass <i>Panicum virgatum</i>	Oui		X	X	X	X	X
	Blé <i>Triticum aestivum/ durum</i>	Non	X					
	Saule <i>Salix</i>	Oui		X	X	X		X
	Bois	Oui		X	X	X		X
	Taillis à courte rotation (TCR)	Oui		X	X	X		X
	Autres feuillus	Oui		X	X	X		X
	Autres résineux	Oui		X	X	X		X
	Autres matières premières pour biocarburant 2G	Oui		X	X	X		X
Autres	Résidus d'élevage	Oui					X	
	Autres matières premières	Oui/Non*						

*Parmi ces groupes de matières premières, certaines espèces ou variétés sont dédiées à la production non alimentaire tandis que d'autres sont des cultures « flexibles ».

Tableau II-1. Groupes de matières premières et utilisations finales non alimentaires potentielles (les utilisations non alimentaires des matières premières de la biomasse présentées dans ce tableau sont fondées sur l'expertise concernant les utilisations actuelles des matières premières pour la biomasse).

Nous nous proposons ici d'examiner la manière dont les travaux sur les liens entre les CAS, les produits biosourcés et leurs impacts sur les écosystèmes est actuellement structurée en termes d'axes de recherche (vis-à-vis des chaînes de produits biosourcés, des matières premières ou des régions du monde), de méthodologies employées ou de types de CAS étudiés. L'objectif était d'évaluer les pratiques scientifiques actuelles et de révéler les tendances émergentes dans ce vaste corpus de références concernant les différentes étapes des chaînes de causalité étudiées. Cet aperçu avait également pour objet de mettre en évidence les éventuels lacunes et biais au sein de la recherche actuelle, ainsi que les voies d'amélioration potentielles.

1.2. Matériels et méthodes

Étude de la littérature et identification d'un sous-ensemble de références pertinent

Dans une première étape, nous avons examiné la littérature scientifique concernant les CAS et leurs impacts environnementaux en général, entre 1975 et février 2015, et avons extrait un corpus de 5 730 articles issus de deux bases de données pertinentes sur ces aspects (Web of Science et CAB¹ ; voir Introduction du rapport). Toutes les références comprenaient des mots-clés liés aux changements d'affectation des sols, mais il fallait également que les références couvrent les 3 étapes de la chaîne de causalité réorientations-CAS-impacts environnementaux. Une dernière contrainte consistait à mentionner au moins un produit final biosourcé, un type de biomasse et une catégorie d'impacts environnementaux parmi les suivants : réchauffement climatique, consommation de ressources non renouvelables, biodiversité, ressources en eau, qualité des sols, pollution atmosphérique, santé humaine et écotoxicité. Ainsi, les références traitant des CAS liés à la production d'aliments ou de combustibles mais ne traitant pas des conséquences environnementales ont été exclues de l'analyse. Il faut noter que les impacts de la production de biomasse non alimentaire peuvent être positifs ou négatifs.

Une analyse textuelle automatisée des résumés, titres et mots-clés des articles a permis de mettre en évidence une série de thèmes structurant cet ensemble de références (voir Partie I, Chapitre 3), puis le sous-ensemble sur les impacts de la biomasse/bioénergie dus aux effets des CAS a été sélectionné. Une douzaine d'experts dans les domaines couverts par cette littérature (économie, écologie, agronomie, sylviculture, évaluation du développement durable) ont ensuite procédé à un tri manuel, ce qui a permis réduire le nombre de références à 241. Celles-ci ont été analysées plus en détail en termes de périmètre, de types de CAS, de méthodologies employées et de résultats globaux. Les articles de *review* ont été exclus, de sorte que les résultats suivants appartiennent à un corpus global de 236 articles.

Réorientations de la production de biomasse : une typologie des types de matières premières et utilisations finales

Dans la mesure où nous traitons des impacts environnementaux liés aux CAS induits par la production de biomasse, il est important de classer les matières premières de biomasse par rapport à leur utilisation finale afin de les comparer sur cette base (c'est-à-dire pour un produit final similaire). Par ailleurs, les systèmes de production de biomasse sont très diversifiés, allant du maïs pour produire de l'éthanol à la sylviculture. On peut aisément supposer que l'ampleur du CAS et des impacts environnementaux dépend également fortement des types de matières premières (Mosnier *et al.*, 2013), et il est également pertinent de les différencier. Étant donné qu'un type de biomasse peut être utilisé pour plusieurs utilisations finales et qu'un produit biosourcé peut être obtenu à partir de différentes matières premières (Tableau II-1 ci-contre), nous avons défini deux typologies distinctes, pour les matières premières et pour les utilisations finales de la biomasse.

En ce qui concerne les types de matières premières, seuls 185 articles sur les 236 faisaient état des espèces étudiées ou fournissaient suffisamment d'informations pour les utiliser. Certaines matières premières étaient fréquemment mentionnées et ont été traitées séparément, tandis que d'autres ont été regroupées afin d'assurer leur représentation dans le corpus des références. Par exemple, nous avons séparé les articles traitant du miscanthus ou du panic érigé, mais avons regroupé ceux qui concernaient le ray-grass, des matières premières celluloseuses non définies ou la luzerne sous la classe générique « herbacées », ces matières premières étant rarement mentionnées dans les articles. Nous avons regroupé les différentes matières premières en 28 classes,

¹ <https://clarivate.com/products/web-of-science/web-science-form/web-science-core-collection/> <https://www.cabdirect.org/>

listées dans le Tableau II-1. Les types de biomasse peuvent être caractérisés en fonction de leur spécificité vis-à-vis de la production non alimentaire (espèces dédiées ou « flexibles », par exemple : le palmier à huile peut être considéré comme une culture flexible car il sert à produire des matières premières alimentaires ou non alimentaires) ou en fonction de la polyvalence de leur usage non alimentaire (par exemple : la betterave sucrière est utilisée pour la production de biocarburants de première génération alors que le miscanthus peut être utilisé pour la production de biocarburants de deuxième génération, le chauffage ou la production d'électricité). Nous avons ainsi distingué les cultures flexibles et les matières premières dédiées à la production non alimentaire, ainsi que les matières premières non alimentaires mono ou polyvalentes (Tableau II-1).

En ce qui concerne les utilisations finales de la biomasse, les articles ont été examinés par des experts ayant une expérience dans les différentes étapes des chaînes réorientations-CAS-impacts, lesquels ont mis en évidence une ou plusieurs utilisations finales pour les matières premières en question. Même si la plupart des matières premières peuvent être utilisées à des fins diverses, nous avons fondé notre analyse sur celles mentionnées par les auteurs des articles afin de mettre en évidence les orientations générales de la littérature actuelle. Dans deux articles, les auteurs n'ont pas indiqué l'utilisation finale de la biomasse. Ainsi, la base de données que nous avons analysée dans le cadre de ce travail comprend 183 articles.

Types de changements d'affectation des sols analysés

L'ensemble des 236 articles a été analysé en fonction du type de changements d'affectation des sols (CAS) simulés *ex ante* ou observés *ex post*, et des impacts environnementaux associés. Sur cet ensemble, 38 articles ne précisaient pas le type de CAS ou n'analysaient que les CAS indirects, et 4 articles analysaient en réalité les changements dans les pratiques de gestion en l'absence de CAS ou des changements dans l'utilisation de la biomasse. Ainsi, nous avons été en mesure de spécifier les changements directs d'affectation des sols pour seulement 194 articles.

Afin d'analyser les CAS, six types d'usage des sols ont été définis : (1) terres arables, c'est-à-dire terres destinées à des cultures pour la production d'alimentation humaine ou animale ou de biocarburants ; (2) cultures pour la biomasse pérennes (CEP), correspondant à une zone consacrée aux cultures de biomasse autres que la forêt et les cultures annuelles ; (3) zone herbagère, correspondant aux prairies récoltées ou pâturées pour l'élevage, prairies naturelles... ; (4) zone forestière (naturelle ou gérée pour la production de bois, y compris le bois énergie) ; (5) zones artificielles telles que les zones urbaines, les friches industrielles ; et enfin (6) les zones humides.

Le CAS a été décrit comme le changement d'un type d'usage des sols à un autre, en tenant compte à chaque fois de l'usage initial et de l'usage final. Trente changements d'affectation des sols peuvent se produire, par exemple Terres arables à Cultures énergétiques pérennes, ou Zone herbagère à Terres arables, etc. Six « réorientations » ont également été prises en compte concernant la gestion des cultures, leurs emplois ou leurs utilisations finales. Ces réorientations (par exemple Terres arables qui deviennent Terres arables, lorsque les cultures initialement utilisées pour l'alimentation humaine ou animale ont été converties en cultures de biomasse pour biocarburants) ne sont pas associées aux CAS directs.

Méthodes d'évaluation des CAS et de leurs impacts

En termes de méthodologie, l'analyse textuelle du corpus de références d'origine a permis de mettre en évidence un large éventail de méthodes utilisées pour décrire la chaîne réorientations-CAS-impacts (voir Partie I, section 3.1). Ces méthodes ont été regroupées en une douzaine de catégories principales selon leur nature (calculs simples, analyse statistique ou modèles basés sur les processus), ou en se référant à des cadres plus élaborés tels que l'analyse du cycle de vie (ACV). Le Tableau II-2 présente ces grandes catégories, ainsi qu'une référence illustrant l'utilisation de ces méthodes en lien avec les CAS. Il faut se reporter à ces articles pour une présentation détaillée de ces méthodes ou à des articles récents examinant les méthodes actuellement utilisées pour estimer les CAS et évaluer leurs impacts (Berndes *et al.*, 2013 ; Ben Aoun *et al.*, 2013). Notons que les catégories du Tableau II-2 ne sont pas mutuellement exclusives puisque, par exemple, de nombreuses ACV conséquentielles reposent également sur des modèles économiques pour estimer le CAS associé à la filière analysée.

Grande catégorie	Sous-catégories incluses	Exemple
Modèle économique	Modèle d'équilibre général ou partiel, modèle microéconomique, modèle agricole	Mosnier <i>et al.</i> , 2013
Modèle basé sur les processus	Modèle biophysique, modèle écosystémique, modèle de surface continentale, modèles écologiques, modèle hydrologique	Hoque <i>et al.</i> , 2014
Analyse de cycle de vie	Évaluation des impacts sur le cycle de vie, ACV conséquentielle	Silalertruksa et Gheewala, 2012
Calculs de base	Relations linéaires, ratios simples	Rasmussen <i>et al.</i> , 2012
Analyse statistique	Analyse de l'incertitude et de la sensibilité, régression, méta-analyse, utilisation de données statistiques	Fialho et Zinn, 2014
Autre	Analyse multicritères	Villamor <i>et al.</i> , 2014

Tableau II-2. Grandes catégories de méthodes utilisées dans les différentes étapes des chaînes, sous-catégories et exemples tirés de l'ensemble de références examinées.

1.3. Déterminants de changements d'affectation des sols : accent mis sur les biocarburants et déconnexion avec les systèmes alimentaires

La Figure II-1 illustre la répartition des espèces ou groupe d'espèces parmi les articles étudiés. Parmi ceux-ci, 111 traitent d'une seule matière première, 33 en traitent deux, et 41 en traitent au moins trois. Une majorité d'articles (37 % du corpus) traitent des espèces à bioéthanol de première génération (1G) les plus courantes : le maïs, la canne à sucre et le blé. Concernant le biodiesel 1G, les espèces les plus étudiées sont le soja, le palmier à huile et le colza (respectivement 25, 22 et 28 articles). Bien que, d'une manière globale, les matières premières pour les biocarburants 1G prédominent, la culture de biomasse la plus étudiée est le miscanthus (30 articles), suivie du panic érigé (24 articles). Les matières premières pour les biocarburants de seconde génération (2G) (miscanthus, panic érigé et espèces herbacées en général) ont été étudiées dans 69 articles, qui mettent l'accent sur la recherche sur ces nouvelles matières premières et nouveaux procédés.

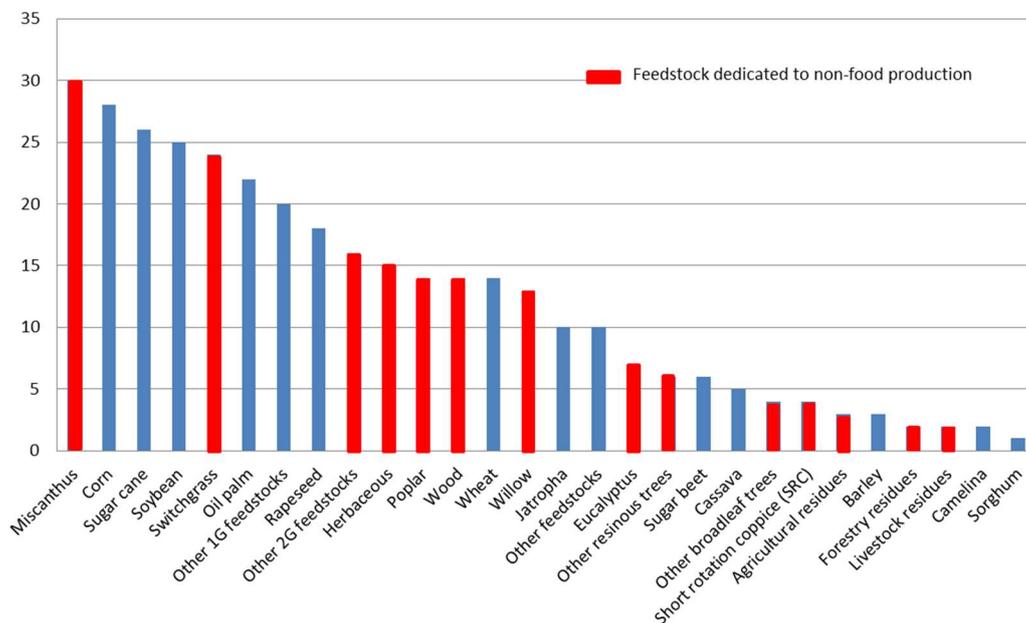


Figure II-1. Répartition des articles entre différentes matières premières et groupes de matières premières

Cent-cinquante-cinq articles (84 % du corpus de références) traitent d'au moins une matière première de biomasse dédiée, et 179 (97 % des articles) d'au moins une culture flexible. Vingt-sept articles (36 % des articles traitant de plus d'une matière première, 15 % du corpus) traitent d'au moins une culture dédiée et une culture flexible. De manière globale, ces deux types de matières premières sont représentés équitablement dans les articles, mais il y a peu d'études les comparant réellement.

Concernant les utilisations finales, la plupart des articles traitent des biocarburants 1G (38 % des références, Figure II-2), tandis que 52 % traitent d'autres utilisations énergétiques (biocarburants 2G, combustion ou biogaz) et 10 % traitent d'utilisations finales non énergétiques telles que les biomatériaux ou les produits chimiques. Le biogaz a été considéré comme une utilisation finale dans seulement 5 % des articles examinés, et les résidus agricoles, sylvicoles ou animaux n'ont été mentionnés que dans 7 articles. Sauf dans certains systèmes intensifs impliquant la digestion de la plante entière (Meyer-Aurich *et al.*, 2012 ; Yeh et Sperling, 2010), la production de biogaz a été considérée comme un moyen de valoriser les résidus, tels que le fumier animal, les pailles ou tout sous-produit dérivé des processus agricoles ou agroalimentaires (voir par ex. : Tidaker *et al.*, 2014 ; Hamelin *et al.*, 2014). La faible représentation des matières premières destinées à la production de biogaz et des matières premières résidus dans le corpus de références peut être liée au fait que leur impact sur les changements d'affectation des sols est jugé limité et n'est donc pas considéré comme un sujet scientifique important.

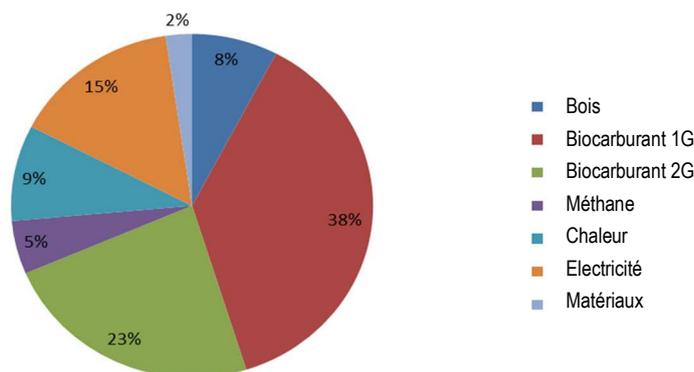


Figure II-2. Répartition des utilisations finales de la biomasse entre les articles de la base de données.

Concernant la pluralité des utilisations finales, 108 articles traitent d'une seule utilisation finale de la biomasse, 49 de deux et 26 de plus de deux utilisations finales (Tableau II-3). Les articles traitant d'au moins deux utilisations finales sont de deux types (Tableau II-4) : 56 comparent différentes espèces pour plusieurs utilisations finales (par ex. : 33 articles comparent l'impact de la production de biocarburants de première et deuxième génération), tandis que 19 comparent le potentiel d'une matière première pour produire plusieurs types de sources d'énergie (ex. : production de bioéthanol et de chaleur avec la canne à sucre - Garcia *et al.*, 2011). Seuls quelques articles mentionnent les liens entre les systèmes de produits biosourcés et les systèmes de production alimentaire.

	Biocarburants 1G	Biocarburants 2G	Bois	Chauffage	Électricité	Biogaz	Matériau	Nombre d'articles
Une seule utilisation finale	66	19	12	2	4	2	3	108
Deux utilisations finales	35	33	3	7	18	1	1	49
Plus de deux utilisations finales	11	18	8	18	23	12	3	26
Total	112	70	23	27	45	15	7	183

Tableau II-3. Répartition des articles selon le nombre d'utilisations finales étudiées (un, deux ou plus)

	Biocarburant 1G	Biocarburant 2G	Bois	Chauffage	Électricité	Biogaz	Matériau
Biocarburant 1G		33	5	6	15	5	1
Biocarburant 2G			6	13	20	8	2
Bois				5	6	4	0
Chauffage					23	8	2
Électricité						11	4
Biogaz							1
Matériau							

Tableau II-4. Co-occurrence d'utilisations finales dans des articles traitant de plusieurs utilisations finales (75 articles)

1.4. Un large éventail de changements d'affectation des sols analysés, mais une pénurie de données sous-jacentes

Nombre et types de CAS analysés dans les références

Entre 1 et 36 types de CAS ont été considérés simultanément dans les articles analysés. La plupart d'entre eux se sont concentrés sur un ou deux types d'usage des sols et sur les impacts environnementaux dus aux CAS (ceci s'appliquait à respectivement 70 et 64 articles sur un total de 194 articles considérés ici). Ces articles traitent : des réorientations dans l'utilisation finale de la production ou dans la gestion, par ex. production de biomasse ou biocarburants (voir par exemple Gonzalez-Hernandez *et al.*, 2009), de l'utilisation de cultures ou de coproduits sylvicoles pour la production d'énergie (ex. : Hamelin *et al.*, 2014), de réorientations dans la gestion des cultures (ex. : Bright *et al.*, 2012) ou le développement d'une nouvelle culture et son impact sur la biodiversité (Brandt et Glemnitz, 2014). Lorsque les CAS se sont produits, ils ont été orientés vers la production de cultures (40 articles), la production de cultures énergétiques pérennes (72 articles dont 10 sur la production de bois), la restauration des zones humides (1 article) ou la transformation de cultures arables en CEP ou bois (3 articles).

Trente-et-un articles ont considéré plus de deux CAS simultanément, généralement orientés vers des cultures pérennes pour la biomasse ou des cultures destinées à la production de biocarburants. Le développement des cultures pérennes pour la biomasse ou des cultures pour la production de biocarburants se fait principalement en remplacement des pâturages ou des friches (13 références), des zones naturelles (3 références), des forêts ou des terres cultivées (5 articles). Lorsque différents scénarios de CAS ont été comparés simultanément, ils ont généralement été développés en réponse à des politiques publiques ou dans le cadre d'études prospectives. Ces scénarios associent les CAS et les réorientations dans l'utilisation finale des produits ou dans la gestion. La majeure partie des CAS analysés traite de la transition entre terres arables ou prairies et cultures pérennes pour la biomasse (respectivement 16 et 14 % des CAS analysés), ou entre prairies ou forêts et terres arables pour la production d'alimentation humaine, animale ou de biocarburants (respectivement 14 % et 11 % des CAS analysés ; Figure II-3).

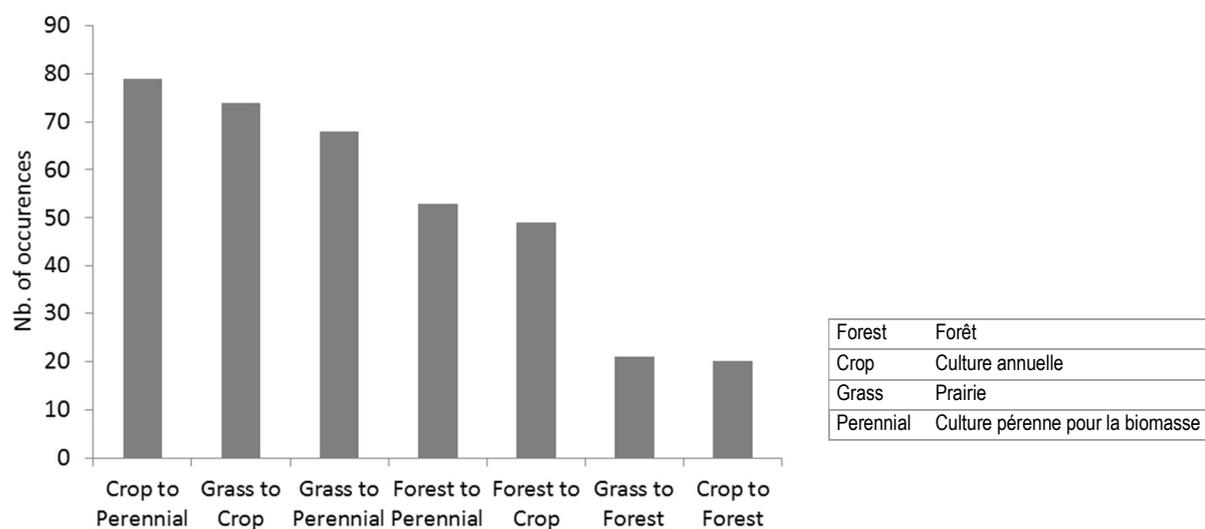


Figure II-3. Occurrences des sept principaux types de CAS identifiés dans le corpus d'articles analysé

Seuls les CAS mentionnés dans plus de 3 % des articles sont présentés ici. Ces sept classes représentent 74 % de l'ensemble de types de CAS identifiés. Les occurrences représentent le nombre de fois où un CAS donné est mentionné dans les 236 articles.

Le principal type de CAS indirect analysé implique des transformations de forêts en terres arables (35 occurrences), en cultures pérennes pour la biomasse (16 occurrences) ou en prairies (15 occurrences) ; le remplacement de prairies par des cultures pérennes pour la biomasse arrive en second (17 occurrences), suivi du remplacement de cultures arables par des cultures pérennes pour la biomasse (13 occurrences), des forêts (11 occurrences) ou des prairies (8 occurrences ; Figure II-4). Selon les scénarios, les réorientations dans l'utilisation finale des productions sont décrites comme une conséquence des CAS (17 occurrences).

Dans 11 des 236 articles, seuls les CAS indirects sont spécifiés, c'est-à-dire sans qu'aucun CAS direct n'y soit explicitement décrit. Ces CAS indirects concernent des changements vers des cultures arables (ex. : Newell et Vos, 2011 ; Kloverpris et Mueller, 2013 ; Nguyen et Hermansen, 2012), des forêts ou des cultures énergétiques pérennes (Slade *et al.*, 2009) ou des transformations de zones naturelles suite à des réorientations dans l'utilisation finale de la production de biomasse dans une autre région géographique (Villoria et Hertel, 2011). Ce manque de précision est également dû au fait que la frontière entre les CAS indirects et directs n'est souvent pas claire dans la littérature scientifique. Les premiers incluent fréquemment les seconds même si cela peut rester implicite.

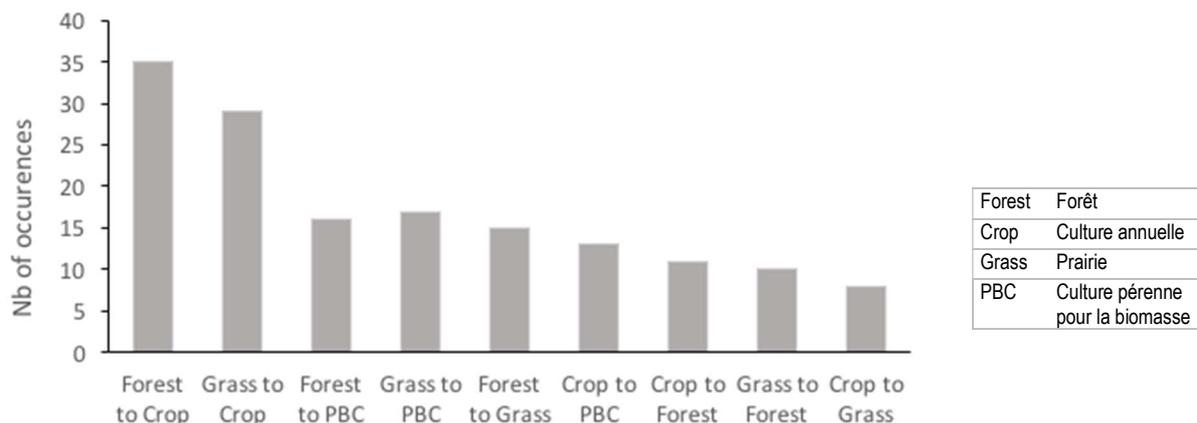


Figure II-4. Occurrences des 9 principaux types de CAS indirects identifiés dans les articles analysés. Seuls les CAS mentionnés dans 3 articles minimum sont présentés ici. Ils représentent 83 % des types de CAS indirects identifiés.

Nature des données utilisées pour représenter les CAS et tendances

Différents types de données sur l'usage des sols ont été utilisés dans les articles examinés. Une partie mineure des études ne mentionne pas la source de leurs données, alors qu'une majorité combine différentes sources de données (98 articles sur 194 font état de deux sources de données ou plus). Ces sources comprennent des statistiques publiques (47 articles), des bases de données sur l'usage des sols ou sur les sols (respectivement 57 et 4 articles), des enquêtes sur l'usage des sols (35 articles) ou des interviews d'experts (39 articles). Enfin, des données documentaires sur les CAS ont été utilisées dans une grande partie des articles (124 sur un total de 194).

Quatre-vingt-treize articles portent sur les tendances historiques ou des scénarios prospectifs de CAS. L'intervalle entre l'occurrence d'un CAS et l'évaluation de son impact varie de un an à cent ans. Soixante-dix-sept articles ont développé des scénarios *ex ante* et 22 articles traitent de scénarios *ex post* uniquement. Là encore, l'intervalle de temps entre les CAS et l'évaluation de leur impact sur l'environnement est très variable (respectivement de un à 2000 ans, et de un à 45 ans). Quarante-neuf pour cent des études ont considéré un horizon temporel au moins égal à 2020, 12% des études un horizon temporel de 2025 ou 2030, 9% un horizon temporel de 2040, et 18% un horizon temporel de 2050 ou au-delà (la moitié de ces études considèrent un horizon temporel supérieur à 2080).

1.5. Une absence de consensus méthodologique favorisant les calculs *ad hoc* simples

La Figure II-5 fait état de l'occurrence des différentes catégories de méthodes utilisées pour déterminer la chaîne de causalité réorientations -CAS-impacts, pour ses trois étapes et globalement. En principe, certaines méthodes sont plus appropriées pour une étape en particulier : par exemple, les modèles économiques sont plus adaptés pour relier les réorientations de la production aux changements d'affectation des sols que pour évaluer les impacts environnementaux de ces changements. Cependant, ils ont également été mentionnés dans cette étape car certains de ces modèles intègrent les impacts, tels que les émissions de GES. La distinction entre les deux premières étapes (réorientations et CAS) est également loin d'être nette, et les deux courbes suivent un modèle similaire en conséquence (voir les deux graphiques du haut sur la Figure II-5).

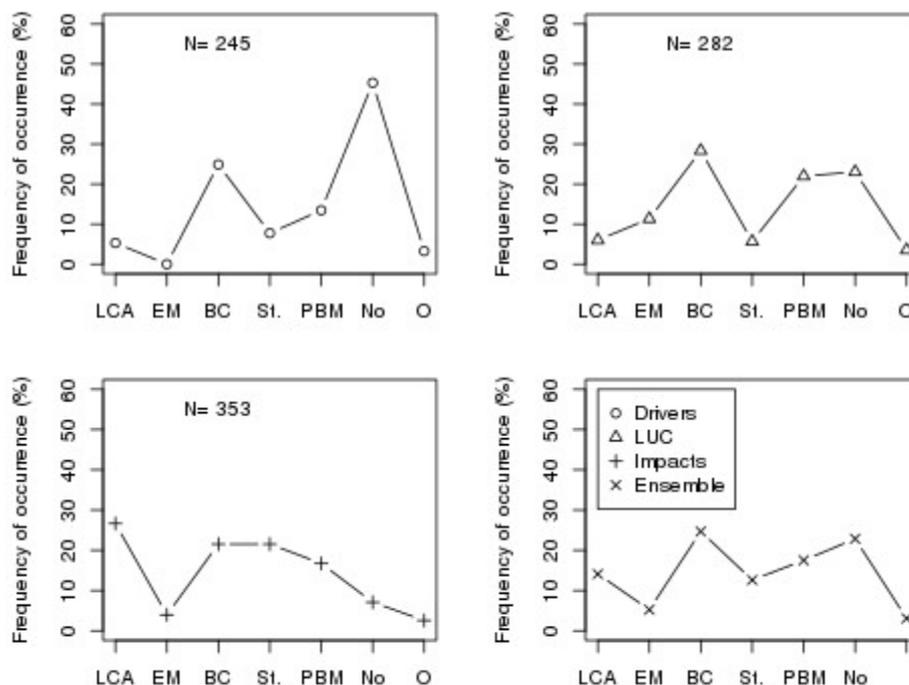


Figure II-5. Répartition des méthodes utilisées dans le corpus de 241 articles pour les trois étapes de la chaîne de causalité réorientations-CAS-impacts, et globalement (en combinant les 3 étapes).

Légende : LCA : analyse du cycle de vie (ACV) ; EM : modèles économiques ; BC : calculs de base ; St. : analyse statistique ; PBM : modèle basé sur les processus ; No : sans méthode ; O : autre.

D'une manière générale, les catégories dominantes sont « calculs de base » et « sans méthode », avec une occurrence combinée d'environ 45 %. Les articles de *review* ayant été mis de côté, cela implique qu'environ une étude sur cinq se fonde sur des données documentaires pour estimer au moins l'une des étapes de la chaîne de causalité. Une proportion similaire utilise des relations très simples. Par exemple, les CAS indirects sont habituellement traités en remplaçant un hectare de cultures vivrières réaffecté à la bioénergie par une surface « équivalente » de l'écosystème naturel nécessaire pour produire une quantité similaire de denrées alimentaires (Turconi *et al.*, 2014). Cela est particulièrement vrai pour la première étape de la chaîne, impliquant les réorientations de la production et les CAS, puisque ces derniers ont été considérés comme exogènes aux études. Le point de départ est généralement une analyse des scénarios des développements futurs de la bioénergie, prescrivant une demande supplémentaire de biomasse non alimentaire. Des méthodes plus sophistiquées impliquent des modèles économiques, en s'intéressant à des cadres stratégiques plus larges (par exemple liés à l'atténuation du changement climatique), des modèles basés sur les processus ou l'ACV. Cette dernière correspond à l'approche conséquentielle (Ekvall et Weidema, 2004), qui cherche à prendre en compte les implications des décisions concernant le développement d'un produit fini en particulier, y compris le CAS, et qui a été largement appliquée à la biomasse au cours de la dernière décennie. Ceci explique pourquoi l'ACV est présente dans la deuxième étape de la chaîne, par rapport à l'évaluation des changements d'affectation des sols, mais son occurrence est plutôt marginale. Outre les méthodes simples (ou l'absence de celles-ci), les modèles basés sur les processus sont prédominants pour cette deuxième étape, suivis par les modèles économiques, mais avec une fréquence trois fois moindre. Cela est contre intuitif, puisque que l'on pouvait s'attendre à ce que ces derniers soient prédominants. Cependant, les différences entre les deux types de modèles ne sont peut-être pas si significatives, parce que les modèles économiques sont susceptibles d'être comptabilisés par certains experts comme des modèles basés sur les processus. De plus, ils sont souvent utilisés en combinaison (11 occurrences sur les 35 cas impliquant des modèles économiques), afin par exemple de déterminer la fonction de production des différents types d'usage des sols et de cibler les conversions les plus rentables suite aux variations des prix du marché (ex. : Mosnier *et al.*, 2013).

Comme on pouvait s'y attendre, l'ACV ou sa variante « évaluation des impacts sur le cycle de vie » (EICV) prédomine pour la dernière étape de la chaîne en ce qui concerne les impacts environnementaux des CAS, avec 25 % des méthodes utilisées (Figure II-5). Globalement, des méthodes plus simples demeurent dominantes (avec

une part combinée de 40 %), tandis que les modèles basés sur les processus représentent près d'un cinquième des études. La catégorie « sans méthode » est à son niveau le plus bas (10 %), tout comme la catégorie « autres méthodes », ce qui indique que, lorsqu'ils traitent de la chaîne de causalité des CAS, les auteurs accordent généralement une plus grande importance à l'évaluation de l'impact qu'aux deux premières étapes.

Le lien possible entre le type de méthodologie utilisé et le résultat de la comparaison entre les produits biosourcés et un scénario contrefactuel, impliquant la plupart du temps un produit à base de ressources fossiles, a été testé pour les émissions de GES. Ces dernières représentent le premier impact globalement étudié, étant l'axe de recherche d'environ 80 % des articles examinés (Chapitre 4). Les résultats de la comparaison, tels que rapportés par les experts qui ont lu les articles, sont positifs (production de biomasse conduisant à l'augmentation des émissions de GES), négatifs (réduction des émissions), neutres, variables ou peu clairs. Les tendances de ces résultats sont semblables pour les principaux types de méthodes (Figure II-6), mais certaines différences émergent : l'utilisation de l'ACV conduit plus souvent à des émissions plus faibles, et à des résultats moins variables que les autres méthodes, tandis que les modèles économiques se distinguent par un équilibre entre les émissions élevées et faibles, avec des résultats plus variables.

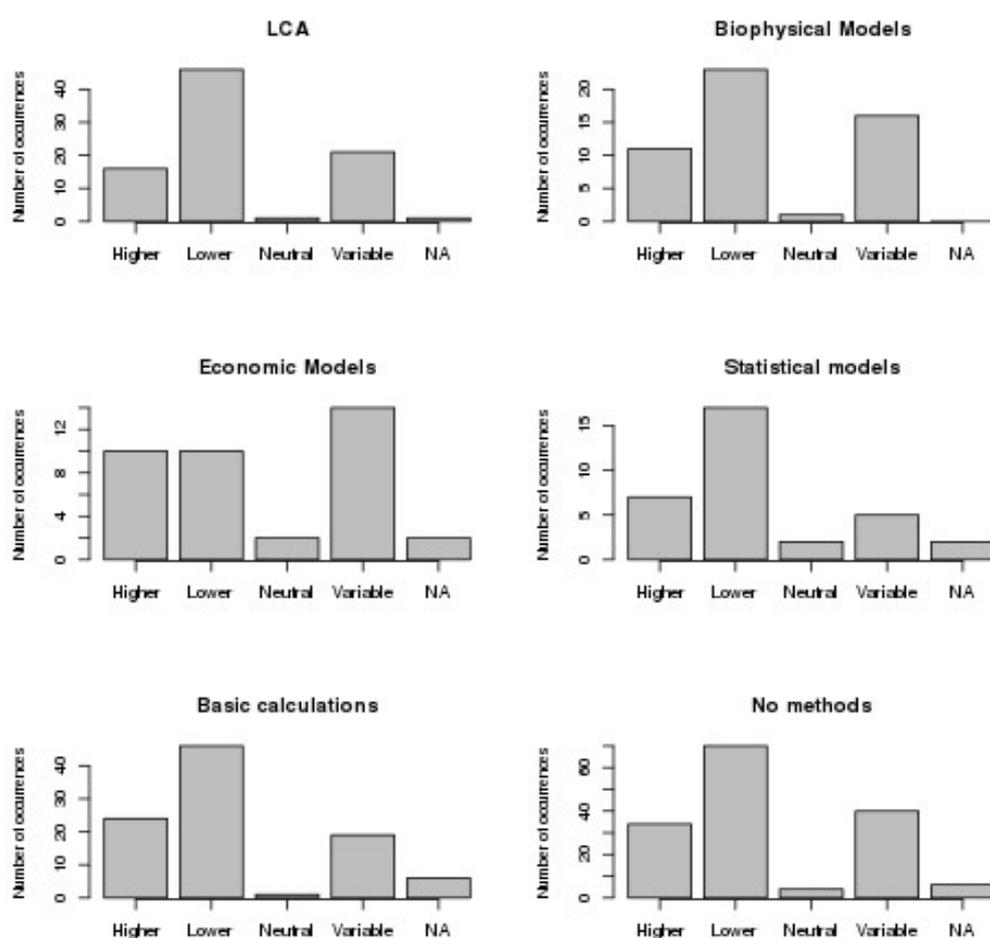


Figure II-6. Résultats de la comparaison entre les scénarios bio-sourcés et les scénarios contrefactuels, selon les méthodes utilisées dans l'une des trois étapes de la chaîne facteurs-impacts. NA : non rapporté

1.6. Tendances récentes dans la recherche liée aux CAS

Étant donné que la recherche liée aux CAS est très récente dans le contexte de la production de biomasse non alimentaire, il est intéressant de se pencher sur les tendances en termes d'axes de recherche. Très peu d'articles ont été publiés avant 2007 (Figure II-7) et l'année suivante a clairement marqué un tournant après lequel les effets des CAS indirects pour les biocarburants 1G ont fait l'objet d'un examen minutieux (Searchinger *et al.*, 2008), incitant à une forte augmentation des publications sur ce sujet. Le principal axe de recherche de ces références

est la production de biocarburants liquides et de biomasse à partir de cultures énergétiques en général, ces dernières ayant remplacé les premières à partir de 2011 (Figure II-7). Les articles traitant de la production de biomasse à partir des forêts ou de la conversion vers cet usage des sols se sont avérés marginaux dans le corpus d'articles analysés (Figure II-8), tandis que les cultures pérennes ont reçu une attention croissante et le passage à des cultures arables s'est stabilisé.

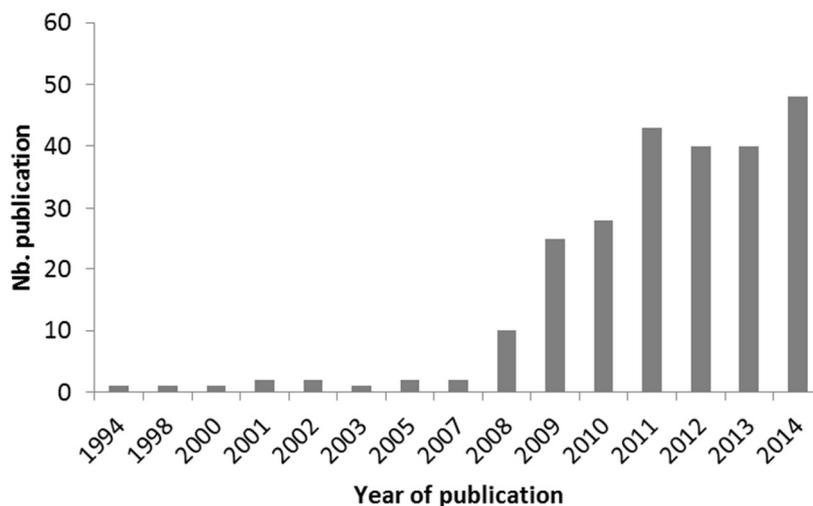


Figure II-7. Nombre d'articles analysés en fonction de leur année de publication

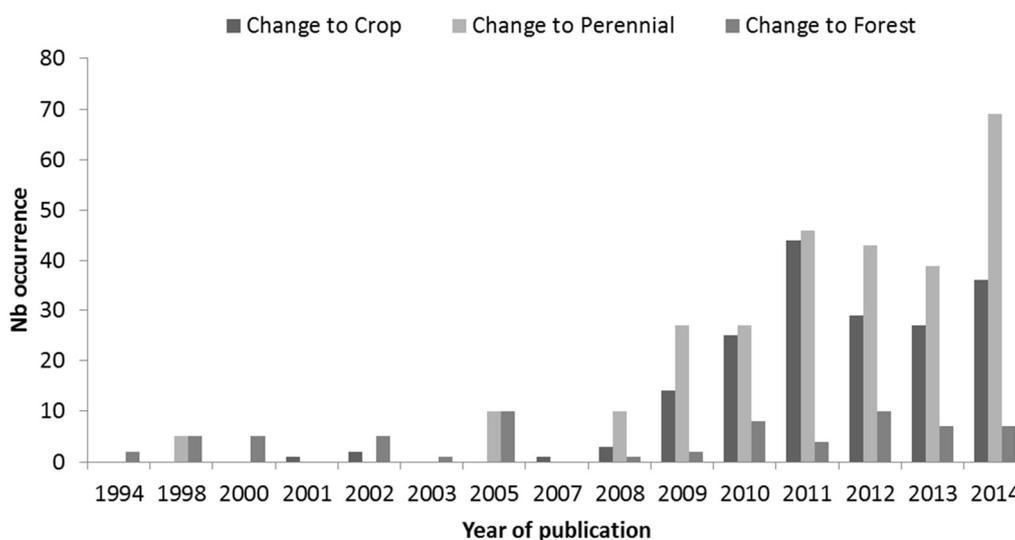


Figure II-8. Changements d'affectation des sols identifiés selon l'année de publication des articles

Trois types de changements ont été définis : le passage aux terres cultivées (changement vers la culture), aux cultures pérennes (changement vers le pérenne) et à la forêt (changement vers la forêt). Une publication donnée peut traiter un ou plusieurs de ces types de CAS.

En termes de méthodologies, la plupart des catégories ont suivi la tendance à la diversification après 2008, ce qui indique qu'aucun cadre spécifique n'a été établi (Figure II-9). Cela implique également que, malgré une disponibilité croissante de telles méthodes pour traiter les CAS, la plupart des auteurs ont choisi de ne pas les mettre en œuvre et de suivre des méthodes simples (regroupées sous la catégorie « calculs de base »), lesquelles sont restées largement utilisées partout. Toutefois, elles sont suivies de près par deux catégories qui ont fortement augmenté après 2008 : l'ACV et les modèles basés sur les processus. L'utilisation des modèles économiques est également rapidement passée de seulement quelques occurrences en 2009 à environ 10 en 2014, restant encore moitié moins fréquente que les deux catégories précédentes.

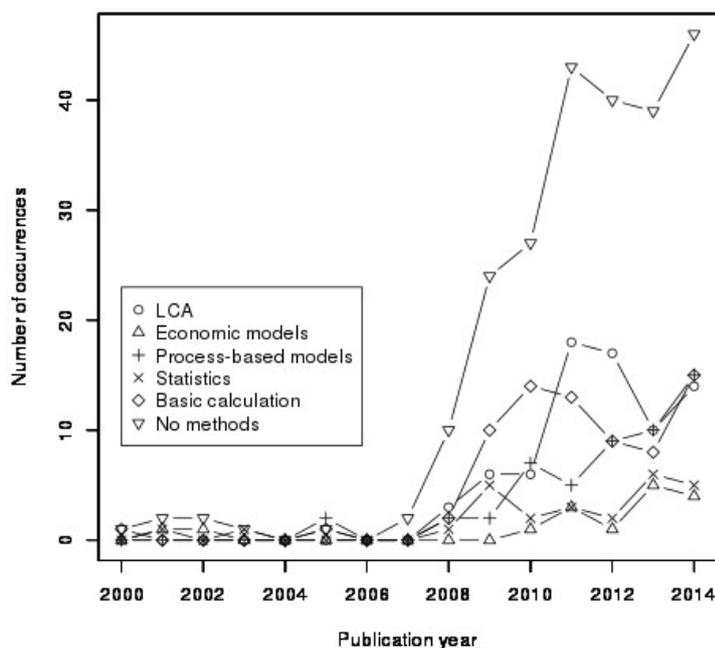


Figure II-9. Occurrences annuelles des méthodes utilisées dans la bibliographie examinée entre 2000 et 2014

Légende : LCA : analyse du cycle de vie (ACV) ; EM : modèles économiques ; BC : calculs de base ; St. : analyse statistique ; PBM : modèle basé sur les processus ; No : sans méthode ; O : autre.

1.7. Périmètre géographique

Zones touchées par les CAS

L'Amérique du Nord et l'Europe représentent à elles deux la majorité des CAS étudiés (respectivement 74 et 70 articles, Tableau II-5). L'Afrique compte pour une petite partie des études (10 articles dans l'ensemble ; ex. : Laurijssen et Faaij, 2009 ; Romijn, 2011). Environ 18 % des articles ne spécifient pas de zone géographique particulière pour les CAS ou impliquent des échelles très larges (respectivement 19 et 21 articles, Tableau II-5). 94 % des articles étudiant les CAS en Amérique du Nord sont centrés sur les États-Unis, seules 3 publications se rapportent au Canada. Les articles concernant l'Europe traitent de 17 pays différents : l'Allemagne (9 articles), le Danemark (5 articles), le Royaume-Uni (9 articles) et l'Irlande (7 articles) figurent en bonne place dans ce sous-ensemble.

Localisation des changements d'affectation des sols	Nombre d'occurrences
Afrique	10
Amérique du Nord	70
Amérique du Sud	44
Asie	30
Europe	74
Monde	21
Pas d'informations	19

Tableau II-5. Localisation des changements d'affectation des sols selon les régions du monde

Quelle que soit la zone géographique concernée, les principaux changements d'affectation des sols considérés impliquent des transformations de terres arables, prairies ou terres boisées en cultures énergétiques pérennes (de 30 à 50 % des CAS décrits dans les articles). Le deuxième plus grand sous-ensemble concerne la transformation de terres boisées ou de prairies en cultures arables (de 14 à 50 % des CAS décrits). La majorité des CAS impliquant une transformation en forêt ou en terres boisées ont lieu dans la région européenne (23 % des CAS pour cette

région géographique). On peut aussi remarquer que les CAS étudiés pour la région sud-américaine impliquent des transformations de zones naturelles ou humides en cultures arables ou pérennes.

Les changements d'affectation des sols indirects sont décrits de façon moins précise dans les articles. Lorsqu'ils sont rapportés, ils ont été pris en compte dans l'évaluation de leurs impacts (voir par exemple Acquaye *et al.*, 2012 ou Kauffman et Hayes, 2013). Seulement 36 articles sur 194 indiquent des CAS indirects dans leurs scénarios, dont 25 considèrent simultanément des CAS directs et indirects. Dans 18 articles, les CAS indirects et directs concernent la même région géographique ou le même pays. Lorsque les CAS indirects ont lieu dans une autre région géographique que les CAS directs, ces derniers se produisent principalement en Amérique du Sud ou ailleurs dans le monde, mais sans spécification d'une région donnée (Tableau II-6). Les interactions possibles entre la localisation des CAS et les méthodes utilisées pour évaluer leurs effets ont été étudiées en comparant les deux grandes régions du monde analysées globalement : l'Europe et les États-Unis. La répartition des méthodes est semblable, à quelques exceptions près : les modèles biophysiques sont utilisés plus fréquemment dans les études américaines pour estimer les CAS *per se*, tandis que l'ACV est plus souvent utilisée dans les études basées en Europe au lieu de modèles biophysiques pour l'évaluation de l'impact (non illustré).

Localisation des changements d'affectation des sols directs	Localisation des changements d'affectation des sols indirects	Nombre d'occurrences
Amérique du Nord	Ailleurs dans le monde	5
	Amérique du Sud	1
	Asie	1
	Amérique du Nord	1
Amérique du Sud	Amérique du Sud	8
Asie	Asie	4
Afrique	Afrique	2
Europe	Ailleurs dans le monde	5
	Amérique du Sud	5
	Amérique du Nord	2
	Asie	2
	Europe	3
Monde ou aucune information spécifiée	Quelque part dans le monde sans précision, ou aucune information spécifiée	11

Tableau II-6. Localisation des changements d'affectation des sols indirects en fonction des CAS directs selon les régions du monde

1.8. Axes de recherche et tendances actuels

L'analyse ci-dessus fait ressortir plusieurs tendances qualitatives en termes de recherche actuelle sur la production de biomasse non alimentaire et sur les impacts environnementaux liés aux CAS. Premièrement, la recherche est fortement axée sur les biocarburants pour les transports, par rapport à d'autres utilisations finales, ce qui ne reflète pas la structure actuelle de l'utilisation des bioénergies dans le monde, où le chauffage et l'électricité prédominent en termes d'énergie produite, même en considérant les filières modernes (Chum *et al.*, 2011). Bien que l'augmentation de la production de chaleur ou d'électricité à partir de la biomasse ne soit pas neutre en termes de CAS (Fritsche *et al.*, 2010), on constate clairement que l'attention politique est davantage portée sur les biocarburants, avec une croissance rapide comparée aux autres usages de la biomasse, ce qui a suscité l'émergence d'un domaine de recherche hautement productif (voir Figure II-7). Parmi les principaux facteurs contribuant à la production de biocarburants figurent le programme brésilien sur l'éthanol ou la Directive de l'Union européenne sur l'énergie (CE/2003), laquelle fixait un objectif de 5,75 % pour l'incorporation des biocarburants dans les carburants utilisés pour les transports avant 2010. L'augmentation spectaculaire de la production de biocarburants 1G qui s'en est suivie a soulevé d'importants problèmes de développement durable (ex. : Farrell *et al.*, 2006), aboutissant à une foule d'études visant à affiner l'analyse de leurs impacts environnementaux. Par ailleurs, l'importance des biocarburants 2G dans les articles examinés indique que même si cette filière n'est pas encore commerciale, les recherches prospectives sur ses impacts potentiels sont importantes.

Deuxièmement, la plupart des publications sont axées sur un produit fini unique (biocarburant ou bioplastique, par exemple) et ne prennent en considération qu'une seule catégorie d'impact. Les utilisations multifonctionnelles de la biomasse sont présentes à travers les coproduits générés par le processus de conversion (généralement alimentation animale, électricité ou chauffage), mais rarement en suivant l'approche en cascade de l'utilisation de la biomasse, souvent recommandée pour améliorer les performances économiques et environnementales des produits biosourcés (Ragauskas *et al.*, 2006).

En termes de méthodologie, les modèles basés sur des processus et les modèles simples (parfois appelés « chaînes de causalité descriptives ») prédominent. Les modèles économiques sont moins utilisés que prévu, mais offrent une alternative aux approches simplifiées. Ces deux types de méthodes ne sont pas faciles à comparer ou à concilier, d'autant plus qu'elles ont évolué à partir de communautés scientifiques distinctes (économie agricole *versus* écologie industrielle). Cependant, leurs limites respectives sont bien connues (Ben Aoun *et al.*, 2013), et il faudrait davantage d'interactions entre ces options pour les dépasser. Le choix de la méthode n'est pas neutre en termes de résultats, puisque l'ACV par exemple semble moins « conservatrice » en termes de d'émissions de GES que d'autres (en particulier les modèles économiques). La plupart des ACV utilisent le cadre « attributionnel » dans lequel le système étudié ne s'étend pas aux effets indirects, alors que c'est le cas avec les modèles économiques. Une méta-analyse récente sur les CAS indirects des biocarburants 1G a conclu de manière similaire que des méthodes plus simples conduisent à des estimations plus faibles des émissions de GES dues aux CAS indirects par rapport aux modèles économiques (De Cara *et al.*, 2012).

Enfin, les résultats des études s'appuient fortement sur des hypothèses pour les CAS directs – selon que les cultures sont installées par exemple sur des terres marginales, des terres cultivées ou des prairies permanentes.

1.9. Lacunes en matière de recherche et débouchés pour de futurs travaux

Sur le plan méthodologique, il apparaît clairement nécessaire d'améliorer notre compréhension des déterminants et des mécanismes conduisant aux CAS lorsqu'on tente de caractériser les impacts environnementaux du développement de la biomasse non alimentaire. Les changements indirects en particulier ont été peu rapportés dans les études retenues pour cette analyse, même s'il faut reconnaître que cela n'est pas le cas pour la littérature sur les CAS en général (par exemple Lotze-Campen *et al.*, 2014), qui est beaucoup plus large (la revue Van Vliet *et al.*, 2016 a rapporté un total de 11 429 études primaires sur les CAS). En particulier, le principal moteur des CAS, à savoir les changements dans les prix des produits agricoles, n'a pas été inclus dans notre équation de recherche documentaire. Ainsi, la section et les conclusions suivantes ne s'appliquent qu'à l'ensemble des travaux portant sur les impacts environnementaux de la biomasse qui tiennent compte des changements dans l'utilisation des terres, tels qu'ils ressortent de notre enquête. Les méthodes simples ou l'absence de méthode prédominent, ce qui signifie que beaucoup d'estimations sont plutôt spéculatives. Des approches plus sophistiquées telles que la modélisation économique ou l'ACV conséquentielle sont de plus en plus utilisées, mais semblent difficiles à concilier, ayant évolué à partir de deux lignes de recherche et d'objectifs différents. L'ACV conséquentielle vise à traiter les impacts environnementaux de la bioénergie, en suivant le cadre de l'ACV (Berndes *et al.*, 2013), tandis que la modélisation économique s'intéresse aux effets du développement de la bioénergie sur les émissions de GES et le climat en général à l'échelle mondiale (ex. : Mosnier *et al.*, 2013). Ces deux approches sont parfois combinées dans l'approche ACV conséquentielle, comme cela est le cas dans 20% des études d'ACV étudiées ici, mais elles sont encore surtout utilisées séparément. En ce qui concerne l'évaluation des impacts environnementaux liés aux CAS, le fait qu'aucun article ne se réfère au cadre des services écosystémiques (SE), largement utilisé dans la bibliographie relative à l'usage des sols (van Vliet *et al.*, 2016), est intéressant. L'ACV, les modèles économiques ou biophysiques ne sont pas adaptés pour traiter des impacts locaux tels que la biodiversité, les ressources en eau ou l'écotoxicité, pour lesquels le cadre SE est plus adapté (Haines-Young et Potschin, 2010). En conséquence, ces impacts n'ont été abordés que dans une minorité d'articles au sein du corpus étudié ici (voir Chapitre 6 et Chapitre 3). Cela apparaît comme une lacune majeure dans la recherche actuelle sur la biomasse et les CAS. Là encore, cela reflète une ségrégation entre les différentes communautés scientifiques, cette fois en termes d'impacts et de méthodologies employées. L'échelle est un autre problème quand on compare ces approches puisque l'ACV a tendance à se concentrer à des échelles régionales à nationales, tandis que la modélisation économique implique principalement des échelles continentales à mondiale. Les approches descendantes à ces échelles sont essentielles pour prendre en compte tous les effets du développement de la biomasse non alimentaire, mais rendent difficile l'identification des opportunités au niveau des organisations

locales (par exemple à l'échelle des fermes et des bassins versants) découlant de la variabilité spatiale des propriétés du sol ou de facteurs marginaux (Berndes *et al.*, 2013).

Très peu d'articles traitent de plusieurs matières premières ou utilisations finales dans le contexte des effets des CAS. Bien que les approches de bioraffinerie appliquant ces stratégies aient conduit à un nombre croissant de publications ces derniers temps (une simple recherche dans la base de données Web of Science révèle que le nombre de publications traitant des bioraffineries est passé de seulement 72 en 2007 à 687 en 2015), elles n'ont pas été évaluées comme un moyen de réduire les impacts des CAS. L'une des raisons peut être que ces stratégies mettent généralement l'accent sur les produits finis non énergétiques, comme les produits chimiques de plateforme ou les biomatériaux, qui sont considérés comme des marchés de niche générant peu de pression sur l'usage des sols. Cependant, il serait intéressant d'inverser l'axe de recherche et d'examiner la manière dont les bioraffineries peuvent réduire l'empreinte écologique des produits bioénergétiques grâce à des usages multiples (Dale *et al.*, 2010).

L'absence de mention des systèmes alimentaires dans les articles examinés ici révèle une question proche, mais quelque peu différente : elle met en évidence l'absence de connexion entre les communautés de recherche axées traditionnellement sur l'énergie et celles traitant de la sécurité alimentaire, ce qui reflète également les cadres politiques sectoriels. Il existe peu d'incitations à chercher des synergies entre les deux systèmes, à l'exception des relations évidentes par le biais des coproduits. Des stratégies telles que l'usage multifonctionnel des sols (ex. : systèmes agroforestiers), la logistique intégrée et/ou le co-traitement de la biomasse pour l'alimentation animale, humaine ou les carburants (Eranksi et Dale, 2011, Kline *et al.* 2017) ou des systèmes en boucle fermée (ex. : Collet *et al.*, 2014) méritent plus d'attention, par opposition aux systèmes de produits mono-fonctionnels simples qui sont au centre des articles analysés ici.

1.10. Conclusion

Au cours des dix dernières années, le nombre d'articles cherchant à élucider les liens de cause à effet entre les réorientations de la production de biomasse non alimentaire, leurs effets sur l'usage des sols dans le monde et les impacts environnementaux connexes a considérablement augmenté. Une analyse qualitative du corpus de 236 articles relatifs à ce domaine de recherche en plein essor a permis de mettre en évidence les principales caractéristiques suivantes : une forte focalisation sur les biocarburants 1G et sur les matières premières lignocellulosiques pour les filières prospectives, principalement les biocarburants 2G ; les CAS se produisant principalement en Europe et en Amérique du Nord, où se situe la demande de produits biosourcés, avec des effets indirects rarement spécifiés et concentrés en Amérique du Sud ; l'utilisation de méthodes *ad hoc* simples pour définir la chaîne de causalité, à l'exception de l'évaluation de l'impact, où l'ACV prédomine ; l'utilisation de la modélisation économique des CAS en réponse à la multiplication des déterminants, mais loin d'être dominante ; une tendance pour ces modèles à produire des résultats moins favorables en ce qui concerne les avantages que présentent les produits biosourcés sur les émissions de GES par rapport à d'autres méthodes, notamment l'ACV.

La majorité des articles étudiés porte sur un seul produit fini, une seule matière première de biomasse ou un seul impact environnemental, et le lien avec la production de produits d'alimentation humaine/animale est rarement abordé en soi, bien que cela soit implicite quand cela découle d'une estimation du CAS. Il apparaît pertinent d'encourager l'analyse des systèmes multifonctionnels, en intégrant la production et les filières non alimentaires et alimentaires (ex : Guo *et al.*, 2016), et de favoriser les interactions entre les différentes méthodologies et communautés de recherche qui cherchent actuellement à pallier les impacts environnementaux de l'économie biosourcée liés au CAS.

Références bibliographiques

• Références citées dans le texte du chapitre

- Acquaye, A.A.; Sherwen, T.; Genovese, A.; Kuylenstierna, J.; Koh, S.C.L.; McQueen-Mason, S., 2012. Biofuels and their potential to aid the UK towards achieving emissions reduction policy targets. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16 (7): 5414-5422. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.046>
- Bajzelj, B.; Richards, K.S.; Allwood, J.M.; Smith, P.; Dennis, J.S.; Curmi, E.; Gilligan, C.A., 2014. Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Climate Change*, 4 (10): 924-929. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2353>
- Ben Aoun, W.; Gabrielle, B.; Gagnepain, B., 2013. The importance of land use change in the environmental balance of biofuels. *OCL*, 20 (5): D505. <http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2013027>
- Berdes, G.; Ahlgren, S.; Borjesson, P.; Cowie, A.L., 2013. Bioenergy and land use change-state of the art. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Energy and Environment*, 2 (3): 282-303. <http://dx.doi.org/10.1002/wene.41>
- Brandt, K.; Glemnitz, M., 2014. Assessing the regional impacts of increased energy maize cultivation on farmland birds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (2): 679-697. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3407-9>
- Bright, R.M.; Cherubini, F.; Stromman, A.H., 2012. Climate impacts of bioenergy: Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 37: 2-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2012.01.002>
- Broch, A.; Hoekman, S.K.; Unnasch, S., 2013. A review of variability in indirect land use change assessment and modeling in biofuel policy. *Environmental Science & Policy*, 29: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.02.002>
- Brunelle, T.; Dumas, P.; Souty, F.; Dorin, B.; Nadaud, F., 2015. Evaluating the impact of rising fertilizer prices on crop yields. *Agricultural Economics*, 46 (5): 653-666. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12161>
- Callon, M., 2008. What does it mean to say that economics is performative? In: MacKenzie, D.; Muniesa, F.; Siu, L., eds. *Do economists make markets? On the performativity of Economics*. Princeton University Press, Chapter 11, 311-357.
- Chum, H.; Faaij, A.; Moreira, J.; Berdes, G.; Dhamija, P.; Dong, H.; Ribeiro, S.; Gabrielle, B.; Goss Eng, A.; Lucht, W.; Mapako, M.; Masera Cerutti, O.; McIntyre, T.; Minowa, T.; Pingoud, K., 2011. Bioenergy. In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Seyboth, K.; Matschoss, P.; Kadner, S.; Zwickel, T.; Eickemeier, P.; Hansen, G.; Schlömer, S.; Stechow, C.v., eds. *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge: Cambridge University Press, 209-332. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781139151153.006>
- Collet, P.; Lardon, L.; Helias, A.; Bricout, S.; Lombaert-Valot, I.; Perrier, B.; Lepine, O.; Steyer, J.P.; Bernard, O., 2014. Biodiesel from microalgae - Life cycle assessment and recommendations for potential improvements. *Renewable Energy*, 71: 525-533. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.06.009>
- Dale, B.E.; Bals, B.D.; Kim, S.; Eranki, P., 2010. Biofuels Done Right: Land Efficient Animal Feeds Enable Large Environmental and Energy Benefits. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8385-8389. <http://dx.doi.org/10.1021/es101864b>
- De Cara, S.; Goussebaile, A.; Grateau, R.; Levert, F.; Quemener, J.; Vermont, B.; Bureau, J.-C.; Gabrielle, B.; Gohin, A.; Bispo, A., 2012. *Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants*. Angers: Ademe, (contrat n°10-60-C0039), 96 p. http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=7AC5DFA02A2CE66DFDE000D7FA33AA56_tomcatlocal1333626720098.pdf
- DeFries, R.S.; Rudel, T.; Uriarte, M.; Hansen, M., 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3 (3): 178-181. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo756>
- Ekvall, T.; Weidema, B.P., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9 (3): 161-171. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.03.148>
- Eranki, P.L.; Dale, B.E., 2011. Comparative life cycle assessment of centralized and distributed biomass processing systems combined with mixed feedstock landscapes. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (6): 427-438. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01096.x>
- Farrell, A.E.; Plevin, R.J.; Turner, B.T.; Jones, A.D.; O'Hare, M.; Kammen, D.M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science*, 311 (5760): 506-508. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1121416>
- Fialho, R.C.; Zinn, Y.L., 2014. Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in Brazil: a comparative analysis. *Land Degradation & Development*, 25 (5): 428-437. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2158>
- Fritsche, U.R.; Sims, R.E.H.; Monti, A., 2010. Direct and indirect land-use competition issues for energy crops and their sustainable production - an overview. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 4 (6): 692-704. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.258>
- Garcia, C.A.; Fuentes, A.; Hennecke, A.; Riegelhaupt, E.; Manzini, F.; Masera, O., 2011. Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88 (6): 2088-2097. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- Gonzalez-Hernandez, J.L.; Sarath, G.; Stein, J.M.; Owens, V.; Gedye, K.; Boe, A., 2009. A multiple species approach to biomass production from native herbaceous perennial feedstocks. *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant*, 45 (3): 267-281. <http://dx.doi.org/10.1007/s11627-009-9215-9>
- Guo, M.; Richter, G.M.; Holland, R.A.; Eigenbrod, F.; Taylor, G.; Shah, N., 2016. Implementing land-use and ecosystem service effects into an integrated bioenergy value chain optimisation framework. *Computers & Chemical Engineering*, 91: 392-406. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2016.02.011>

- Haines-Young, R.; Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G.; Frid, C.L., eds. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, British Ecological Society (Ecological Reviews), 110-139.
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Hoque, Y.M.; Raj, C.; Hantush, M.M.; Chaubey, I.; Govindaraju, R.S., 2014. How Do Land-Use and Climate Change Affect Watershed Health? A Scenario-Based Analysis. *Water Quality Exposure and Health*, 6 (1-2): 19-33. <http://dx.doi.org/10.1007/s12403-013-0102-6>
- Kauffman, N.S.; Hayes, D.J., 2013. The trade-off between bioenergy and emissions with land constraints. *Energy Policy*, 54: 300-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.11.036>
- Kline, K.L.; Msangi, S.; Dale, V.H.; Woods, J.; Souza, G.M.; Osseweijer, P.; Clancy, J.S.; Hilbert, J.A.; Johnson, F.X.; McDonnell, P.C.; Muger, H.K., 2017. Reconciling food security and bioenergy: priorities for action. *Global Change Biology Bioenergy*, 9 (3): 557-576. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12366>
- Kloverpris, J.H.; Mueller, S., 2013. Baseline time accounting: Considering global land use dynamics when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (2): 319-330. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0488-6>
- Lambin, E.F.; Turner, B.L.; Geist, H.J.; Agbola, S.B.; Angelsen, A.; Bruce, J.W.; Coomes, O.T.; Dirzo, R.; Fischer, G.; Folke, C.; George, P.S.; Homewood, K.; Imbernon, J.; Leemans, R.; Li, X.B.; Moran, E.F.; Mortimore, M.; Ramakrishnan, P.S.; Richards, J.F.; Skanes, H.; Steffen, W.; Stone, G.D.; Svedin, U.; Veldkamp, T.A.; Vogel, C.; Xu, J.C., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 11 (4): 261-269. [http://dx.doi.org/10.1016/s0959-3780\(01\)00007-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0959-3780(01)00007-3)
- Laurijssen, J.; Faaij, A.P.C., 2009. Trading biomass or GHG emission credits? *Climatic Change*, 94 (3-4): 287-317. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9517-7>
- Liska, A.J.; Perrin, R.K., 2009. Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: regulations vs science. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 3 (3): 318-328. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.153>
- Lotze-Campen, H.; von Lampe, M.; Kyle, P.; Fujimori, S.; Havlik, P.; van Meijl, H.; Hasegawa, T.; Popp, A.; Schmitz, C.; Tabeau, A.; Valin, H.; Willenbockel, D.; Wise, M., 2014. Impacts of increased bioenergy demand on global food markets: an AgMIP economic model intercomparison. *Agricultural Economics*, 45 (1): 103-116. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12092>
- Meyer-Aurich, A.; Schattauer, A.; Hellebrand, H.J.; Klaus, H.; Plochl, M.; Berg, W., 2012. Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy*, 37 (1): 277-284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2011.06.030>
- Mosnier, A.; Havlik, P.; Valin, H.; Baker, J.; Murray, B.; Feng, S.; Obersteiner, M.; McCarl, B.A.; Rose, S.K.; Schneider, U.A., 2013. Alternative US biofuel mandates and global GHG emissions: The role of land use change, crop management and yield growth. *Energy Policy*, 57: 602-614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.02.035>
- Newell, J.P.; Vos, R.O., 2011. "Papering" Over Space and Place: Product Carbon Footprint Modeling in the Global Paper Industry. *Annals of the Association of American Geographers*, 101 (4): 730-741. <http://dx.doi.org/10.1080/00045608.2011.567929>
- Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E., 2012. System expansion for handling co-products in LCA of sugar cane bio-energy systems: GHG consequences of using molasses for ethanol production. *Applied Energy*, 89 (1): 254-261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.07.023>
- Ragauskas, A.J.; Williams, C.K.; Davison, B.H.; Britovsek, G.; Cairney, J.; Eckert, C.A.; Frederick, W.J.; Hallett, J.P.; Leak, D.J.; Liotta, C.L.; Mielenz, J.R.; Murphy, R.; Templer, R.; Tschaplinski, T., 2006. The path forward for biofuels and biomaterials. *Science*, 311 (5760): 484-489. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1114736>
- Rasmussen, L.V.; Rasmussen, K.; Bruun, T.B., 2012. Impacts of Jatropha-based biodiesel production on above and below-ground carbon stocks: A case study from Mozambique. *Energy Policy*, 51: 728-736. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.029>
- Romijn, H.A., 2011. Land clearing and greenhouse gas emissions from Jatropha biofuels on African Miombo Woodlands. *Energy Policy*, 39 (10): 5751-5762. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.041>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- Seto, K.C.; Kaufmann, R.K., 2003. Modeling the drivers of urban land use change in the Pearl River Delta, China: Integrating remote sensing with socioeconomic data. *Land Economics*, 79 (1): 106-121. <http://dx.doi.org/10.2307/3147108>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Slade, R.; Bauen, A.; Shah, N., 2009. The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe. *Biotechnology for Biofuels*, 2. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-2-15>
- Tidaker, P.; Sundberg, C.; Oborn, I.; Katterer, T.; Bergkvist, G., 2014. Rotational grass/clover for biogas integrated with grain production - A life cycle perspective. *Agricultural Systems*, 129: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.015>
- Tilman, D.; Cassman, K.G.; Matson, P.A.; Naylor, R.; Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418 (6898): 671-677. <http://dx.doi.org/10.1038/nature01014>
- Turconi, R.; Tonini, D.; Nielsen, C.F.B.; Simonsen, C.G.; Astrup, T., 2014. Environmental impacts of future low-carbon electricity systems: Detailed life cycle assessment of a Danish case study. *Applied Energy*, 132: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.078>

- van Vliet, J.; Magliocca, N.R.; Buchner, B.; Cook, E.; Benayas, J.M.R.; Ellis, E.C.; Heinemann, A.; Keys, E.; Lee, T.M.; Liu, J.G.; Mertz, O.; Meyfroidt, P.; Moritz, M.; Poehlau, C.; Robinson, B.E.; Seppelt, R.; Seto, K.C.; Verburg, P.H., 2016. Meta-studies in land use science: Current coverage and prospects. *Ambio*, 45 (1): 15-28. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8>
- Villamor, G.B.; Le, Q.B.; Djanibekov, U.; van Noordwijk, M.; Vlek, P.L.G., 2014. Biodiversity in rubber agroforests, carbon emissions, and rural livelihoods: An agent-based model of land-use dynamics in lowland Sumatra. *Environmental Modelling & Software*, 61: 151-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.013>
- Villoria, N.B.; Hertel, T.W., 2011. Geography Matters: International Trade Patterns and the Indirect Land Use Effects of Biofuels. *American Journal of Agricultural Economics*, 93 (4): 919-935. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aar025>
- Yeh, S.; Sperling, D., 2010. Low carbon fuel standards: Implementation scenarios and challenges. *Energy Policy*, 38 (11): 6955-6965. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.012>

• Références du sous-corpus « biomasse non alimentaire » étudié

- Achten, W.M.J.; Verchot, L.V., 2011. Implications of Biodiesel-Induced Land-Use Changes for CO2 Emissions: Case Studies in Tropical America, Africa, and Southeast Asia. *Ecology and Society*, 16 (4). <http://dx.doi.org/10.5751/es-04403-160414>
- Acquaye, A.A.; Sherwen, T.; Genovese, A.; Kuylenstierna, J.; Koh, S.C.L.; McQueen-Mason, S., 2012. Biofuels and their potential to aid the UK towards achieving emissions reduction policy targets. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16 (7): 5414-5422. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.046>
- Acquaye, A.A.; Wiedmann, T.; Feng, K.S.; Crawford, R.H.; Barrett, J.; Kuylenstierna, J.; Duffy, A.P.; Koh, S.C.L.; McQueen-Mason, S., 2011. Identification of 'Carbon Hot-Spots' and Quantification of GHG Intensities in the Biodiesel Supply Chain Using Hybrid LCA and Structural Path Analysis. *Environmental Science & Technology*, 45 (6): 2471-2478. <http://dx.doi.org/10.1021/es103410q>
- Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12 (3): 374-390. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>
- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathelet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Anderson-Teixeira, K.J.; Davis, S.C.; Masters, M.D.; Delucia, E.H., 2009. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (1): 75-96. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2008.01001.x>
- Anderson-Teixeira, K.J.; Duval, B.D.; Long, S.P.; DeLucia, E.H., 2012. Biofuels on the landscape: Is "land sharing" preferable to "land sparing"? *Ecological Applications*, 22 (8): 2035-2048. <http://dx.doi.org/10.1890/12-0711.1>
- Babel, M.S.; Shrestha, B.; Perret, S.R., 2011. Hydrological impact of biofuel production: A case study of the Khlong Phlo Watershed in Thailand. *Agricultural Water Management*, 101 (1): 8-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.08.019>
- Bailis, R.; McCarthy, H., 2011. Carbon impacts of direct land use change in semiarid woodlands converted to biofuel plantations in India and Brazil. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (6): 449-460. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01100.x>
- Bailis, R.E.; Bake, J.E., 2010. Greenhouse Gas Emissions and Land Use Change from Jatropha Curcas-Based Jet Fuel in Brazil. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8684-8691. <http://dx.doi.org/10.1021/es1019178>
- Bandaru, V.; Izaurralde, R.C.; Manowitz, D.; Link, R.; Zhang, X.S.; Post, W.M., 2013. Soil Carbon Change and Net Energy Associated with Biofuel Production on Marginal Lands: A Regional Modeling Perspective. *Journal of Environmental Quality*, 42 (6): 1802-1814. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2013.05.0171>
- Baral, H.; Keenan, R.J.; Fox, J.C.; Stork, N.E.; Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*, 13: 35-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001>
- Beckman, J.; Jones, C.A.; Sands, R., 2011. A global general equilibrium analysis of biofuel mandates and greenhouse gas emissions. *American Journal of Agricultural Economics*, 93 (2): 334-341. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaq086>
- Benanti, G.; Saunders, M.; Tobin, B.; Osborne, B., 2014. Contrasting impacts of afforestation on nitrous oxide and methane emissions. *Agricultural and Forest Meteorology*, 198: 82-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.07.014>
- Beringer, T.; Lucht, W.; Schaphoff, S., 2011. Bioenergy production potential of global biomass plantations under environmental and agricultural constraints. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (4): 299-312. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01088.x>
- Bhardwaj, A.K.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Robertson, G.P.; Chen, J.; Hamilton, S.K., 2011. Water and energy footprints of bioenergy crop production on marginal lands. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (3): 208-222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01074.x>
- Biggs, R.; Simons, H.; Bakkenes, M.; Scholes, R.J.; Eickhout, B.; van Vuuren, D.; Alkemade, R., 2008. Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 18 (2): 296-309. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.02.001>
- Bonner, I.J.; Muth, D.J.; Koch, J.B.; Karlen, D.L., 2014. Modeled Impacts of Cover Crops and Vegetative Barriers on Corn Stover Availability and Soil Quality. *BioEnergy Research*, 7 (2): 576-589. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-014-9423-y>
- Bottcher, H.; Frank, S.; Havlik, P.; Elbersen, B., 2013. Future GHG emissions more efficiently controlled by land-use policies than by bioenergy sustainability criteria. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (2): 115-125. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1369>
- Brandao, M.; Milà i Canals, L.; Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2323-2336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.019>

- Brandt, K.; Glemnitz, M., 2014. Assessing the regional impacts of increased energy maize cultivation on farmland birds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (2): 679-697. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3407-9>
- Bright, R.M.; Cherubini, F.; Stromman, A.H., 2012. Climate impacts of bioenergy: Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 37: 2-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ear.2012.01.002>
- Bringezu, S.; Schutz, H.; Arnold, K.; Merten, F.; Kabasci, S.; Borelbach, P.; Michels, C.; Reinhardt, G.A.; Rettenmaier, N., 2009. Global implications of biomass and biofuel use in Germany - Recent trends and future scenarios for domestic and foreign agricultural land use and resulting GHG emissions. *Journal of Cleaner Production*, 17: S57-S68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.03.007>
- Britz, W.; Hertel, T.W., 2011. Impacts of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality: An integrated PE, global CGE analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 142 (1-2): 102-109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.003>
- Brovkin, V.; Boysen, L.; Arora, V.K.; Boisier, J.P.; Cadule, P.; Chini, L.; Claussen, M.; Friedlingstein, P.; Gayler, V.; van den Hurk, B.; Hurtt, G.C.; Jones, C.D.; Kato, E.; de Noblet-Ducoudre, N.; Pacifico, F.; Pongratz, J.; Weiss, M., 2013. Effect of Anthropogenic Land-Use and Land-Cover Changes on Climate and Land Carbon Storage in CMIP5 Projections for the Twenty-First Century. *Journal of Climate*, 26 (18): 6859-6881. <http://dx.doi.org/10.1175/jcli-d-12-00623.1>
- Cai, X.M.; Zhang, X.A.; Wang, D.B., 2011. Land Availability for Biofuel Production. *Environmental Science & Technology*, 45 (1): 334-339. <http://dx.doi.org/10.1021/es103338e>
- Calder, I.R.; Nisbet, T.; Harrison, J.A., 2009. An evaluation of the impacts of energy tree plantations on water resources in the United Kingdom under present and future UKCIP02 climate scenarios. *Water Resources Research*, 45. <http://dx.doi.org/10.1029/2007wr006657>
- Campbell, J.E.; Block, E., 2010. Land-Use and Alternative Bioenergy Pathways for Waste Biomass. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8665-8669. <http://dx.doi.org/10.1021/es100681g>
- Caputo, J.; Balogh, S.B.; Volk, T.A.; Johnson, L.; Puettmann, M.; Lippke, B.; Oneil, E., 2014. Incorporating Uncertainty into a Life Cycle Assessment (LCA) Model of Short-Rotation Willow Biomass (*Salix* spp.) Crops. *BioEnergy Research*, 7 (1): 48-59. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-013-9347-y>
- Casado, M.R.; Mead, A.; Burgess, P.J.; Howard, D.C.; Butler, S.J., 2014. Predicting the impacts of bioenergy production on farmland birds. *Science of the Total Environment*, 476: 7-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.080>
- Castanheira, E.G.; Grisoli, R.; Freire, F.; Pecora, V.; Coelho, S.T., 2014. Environmental sustainability of biodiesel in Brazil. *Energy Policy*, 65: 680-691. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.09.062>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Chamberlain, J.F.; Miller, S.A.; Frederick, J.R., 2011. Using DAYCENT to quantify on-farm GHG emissions and N dynamics of land use conversion to N-managed switchgrass in the Southern U.S. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (3-4): 332-341. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.011>
- Cherubini, F.; Bird, N.D.; Cowie, A.; Jungmeier, G.; Schlamadinger, B.; Woess-Gallasch, S., 2009. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources Conservation and Recycling*, 53 (8): 434-447. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.013>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Clark, C.M.; Lin, Y.; Bierwagen, B.G.; Eaton, L.M.; Langholtz, M.H.; Morefield, P.E.; Ridley, C.E.; Vimmerstedt, L.; Peterson, S.; Bush, B.W., 2013. Growing a sustainable biofuels industry: economics, environmental considerations, and the role of the Conservation Reserve Program. *Environmental Research Letters*, 8 (2). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025016>
- Cobuloglu, H.I.; Buyuktaktakin, I.E., 2014. A mixed-integer optimization model for the economic and environmental analysis of biomass production. *Biomass & Bioenergy*, 67: 8-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.025>
- Cocco, D.; Deligios, P.A.; Ledda, L.; Sulas, L.; Viridis, A.; Carboni, G., 2014. LCA Study of Oleaginous Bioenergy Chains in a Mediterranean Environment. *Energies*, 7 (10): 6258-6281. <http://dx.doi.org/10.3390/en7106258>
- Dalgaard, T.; Olesen, J.E.; Petersen, S.O.; Petersen, B.M.; Jorgensen, U.; Kristensen, T.; Hutchings, N.J.; Gyldenkaerne, S.; Hermansen, J.E., 2011. Developments in greenhouse gas emissions and net energy use in Danish agriculture - How to achieve substantial CO₂ reductions? *Environmental Pollution*, 159 (11): 3193-3203. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.024>
- Davis, S.C.; Parton, W.J.; Del Grosso, S.J.; Keough, C.; Marx, E.; Adler, P.R.; DeLucia, E.H., 2012. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (2): 69-74. <http://dx.doi.org/10.1890/110003>
- Daystar, J.; Gonzalez, R.; Reeb, C.; Venditti, R.; Treasure, T.; Abt, R.; Kelley, S., 2014. Economics, Environmental Impacts, and Supply Chain Analysis of Cellulosic Biomass for Biofuels in the Southern US: Pine, Eucalyptus, Unmanaged Hardwoods, Forest Residues, Switchgrass, and Sweet Sorghum. *Bioresources*, 9 (1): 393-444.
- de Gorter, H.; Tsur, Y., 2010. Cost-benefit tests for GHG emissions from biofuel production. *European Review of Agricultural Economics*, 37 (2): 133-145. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/ibq014>
- De Jong, B.H.J.; Tipper, R.; Montoya-Gomez, G., 2000. An economic analysis of the potential for carbon sequestration by forests: evidence from southern Mexico. *Ecological Economics*, 33 (2): 313-327. [http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009\(99\)00162-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(99)00162-7)
- de Souza, S.P.; Pacca, S.; de Avila, M.T.; Borges, J.L.B., 2010. Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel. *Renewable Energy*, 35 (11): 2552-2561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2010.03.028>

- Death, R.G.; Baillie, B.; Fransen, P., 2003. Effect of *Pinus radiata* logging on stream invertebrate communities in Hawke's bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37 (3): 507-520. <http://dx.doi.org/10.1080/00288330.2003.9517185>
- Debnath, D.; Stoecker, A.L.; Eplin, F.M., 2014. Impact of environmental values on the breakeven price of switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 70: 184-195. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.021>
- Debolt, S.; Campbell, J.E.; Smith, R.; Montross, M.; Stork, J., 2009. Life cycle assessment of native plants and marginal lands for bioenergy agriculture in Kentucky as a model for south-eastern USA. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (4): 308-316. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2009.01023.x>
- Delivand, M.K.; Gnansounou, E., 2013. Life cycle environmental impacts of a prospective palm-based biorefinery in Para State-Brazil. *Bioresource Technology*, 150: 438-446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.100>
- Djomo, S.N.; El Kasmioui, O.; De Groot, T.; Broeckx, L.S.; Verlinden, M.S.; Berhongaray, G.; Fichot, R.; Zona, D.; Dillen, S.Y.; King, J.S.; Janssens, I.A.; Ceulemans, R., 2013. Energy and climate benefits of bioelectricity from low-input short rotation woody crops on agricultural land over a two-year rotation. *Applied Energy*, 111: 862-870. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.05.017>
- Donner, S.D.; Kucharik, C.J., 2008. Corn-based ethanol production compromises goal of reducing nitrogen export by the Mississippi River. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (11): 4513-4518. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0708300105>
- Dumortier, J.; Hayes, D.J.; Carriquiry, M.; Dong, F.X.; Du, X.D.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.F.; Tokgoz, S., 2011. Sensitivity of Carbon Emission Estimates from Indirect Land-Use Change. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 33 (3): 428-448. <http://dx.doi.org/10.1093/aep/ppr015>
- Dunin, F.X.; Smith, C.J.; Denmead, O.T., 2007. Hydrological change: reaping prosperity and pain in Australia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11 (1): 77-95. <http://doi.org/10.5194/hess-11-77-2007>
- Dunn, J.B.; Mueller, S.; Kwon, H.Y.; Wang, M.Q., 2013. Land-use change and greenhouse gas emissions from corn and cellulosic ethanol. *Biotechnology for Biofuels*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-6-51>
- Egeskog, A.; Freitas, F.; Berndes, G.; Sparouek, G.; Wirsenius, S., 2014. Greenhouse gas balances and land use changes associated with the planned expansion (to 2020) of the sugarcane ethanol industry in Sao Paulo, Brazil. *Biomass & Bioenergy*, 63: 280-290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.030>
- Eggers, J.; Troltsch, K.; Falcucci, A.; Maiorano, L.; Verburg, P.H.; Framstad, E.; Louette, G.; Maes, D.; Nagy, S.; Ozinga, W.A.; Delbaere, B., 2009. Is biofuel policy harming biodiversity in Europe? *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (1): 18-34. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2009.01002.x>
- Einheuser, M.D.; Nejadhashemi, A.P.; Woznicki, S.A., 2013. Simulating stream health sensitivity to landscape changes due to bioenergy crops expansion. *Biomass & Bioenergy*, 58: 198-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.025>
- Elbersen, B.S.; Annevelink, E.; Klein-Lankhorst, J.R.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.; Langeveld, J.W.A.; Elbersen, H.W.; Sanders, J.P.M., 2014. A framework with an integrated computer support tool to assess regional biomass delivery chains. *Regional Environmental Change*, 14 (3): 967-980. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0584-1>
- Elliott, J.; Sharma, B.; Best, N.; Glotter, M.; Dunn, J.B.; Foster, I.; Miguez, F.; Mueller, S.; Wang, M., 2014. A Spatial Modeling Framework to Evaluate Domestic Biofuel-Induced Potential Land Use Changes and Emissions. *Environmental Science & Technology*, 48 (4): 2488-2496. <http://dx.doi.org/10.1021/es404546r>
- Engel, J.; Huth, A.; Frank, K., 2012. Bioenergy production and Skylark (*Alauda arvensis*) population abundance - a modelling approach for the analysis of land-use change impacts and conservation options. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (6): 713-727. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01170.x>
- Ericsson, N.; Porso, C.; Ahlgren, S.; Nordberg, A.; Sundberg, C.; Hansson, P.A., 2013. Time-dependent climate impact of a bioenergy system - methodology development and application to Swedish conditions. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (5): 580-590. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12031>
- Falano, T.; Jeswani, H.K.; Azapagic, A., 2014. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. *Biotechnology Journal*, 9 (6): 753-765. <http://dx.doi.org/10.1002/biot.201300246>
- Fialho, R.C.; Zinn, Y.L., 2014. Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in Brazil: a comparative analysis. *Land Degradation & Development*, 25 (5): 428-437. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2158>
- Fiorentino, G.; Ripa, M.; Mellino, S.; Fahd, S.; Ulgiati, S., 2014. Life cycle assessment of Brassica carinata biomass conversion to bioenergy and platform chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 66: 174-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.043>
- Fiorese, G.; Guariso, G., 2010. A GIS-based approach to evaluate biomass potential from energy crops at regional scale. *Environmental Modelling & Software*, 25 (6): 702-711. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.11.008>
- Firbank, L.G., 2008. Assessing the Ecological Impacts of Bioenergy Projects. *BioEnergy Research*, 1 (1): 12-19. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-007-9000-8>
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Garcia, C.A.; Fuentes, A.; Hennecke, A.; Riegelhaupt, E.; Manzini, F.; Masera, O., 2011. Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88 (6): 2088-2097. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- Garcia, C.A.; Manzini, F., 2012. Environmental and economic feasibility of sugarcane ethanol for the Mexican transport sector. *Solar Energy*, 86 (4): 1063-1069. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2011.09.015>

- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Gelfand, I.; Sahajpal, R.; Zhang, X.S.; Izaurralde, R.C.; Gross, K.L.; Robertson, G.P., 2013. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature*, 493 (7433): 514-+. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11811>
- Gelfand, I.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Chen, J.Q.; Hamilton, S.K.; Robertson, G.P., 2011. Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (33): 13864-13869. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1017277108>
- Geoghegan, J.; Lawrence, D.; Schneider, L.C.; Tully, K., 2010. Accounting for carbon stocks in models of land-use change: an application to Southern Yucatan. *Regional Environmental Change*, 10 (3): 247-260. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-010-0111-y>
- Georgescu, M.; Lobell, D.B.; Field, C.B., 2011. Direct climate effects of perennial bioenergy crops in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (11): 4307-4312. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1008779108>
- Geyer, R.; Lindner, J.P.; Stoms, D.M.; Davis, F.W.; Wittstock, B., 2010. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (7): 692-703. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-010-0199-9>
- Gielen, D.J.; Fujino, J.; Hashimoto, S.; Moriguchi, Y., 2002. Biomass strategies for climate policies? *Climate Policy*, 2 (4): 319-333. [http://dx.doi.org/10.1016/s1469-3062\(02\)00040-2](http://dx.doi.org/10.1016/s1469-3062(02)00040-2)
- Gohin, A., 2014. Assessing the Land Use Changes and Greenhouse Gas Emissions of Biofuels: Elucidating the Crop Yield Effects. *Land Economics*, 90 (4): 575-586. <http://dx.doi.org/10.3368/le.90.4.575>
- Goldstein, J.C.; Tarhule, A.; Brauer, D., 2014. Simulating the hydrologic response of a semiarid watershed to switchgrass cultivation. *Hydrology Research*, 45 (1): 99-114. <http://dx.doi.org/10.2166/nh.2013.163>
- Gonzalez-Hernandez, J.L.; Sarath, G.; Stein, J.M.; Owens, V.; Gedye, K.; Boe, A., 2009. A multiple species approach to biomass production from native herbaceous perennial feedstocks. *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant*, 45 (3): 267-281. <http://dx.doi.org/10.1007/s11627-009-9215-9>
- Gopalakrishnan, G.; Negri, M.C.; Wang, M.; Wu, M.; Snyder, S.W.; Lafreniere, L., 2009. Biofuels, Land, and Water: A Systems Approach to Sustainability. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 6094-6100. <http://dx.doi.org/10.1021/es900801u>
- Hallgren, W.; Schlosser, C.A.; Monier, E.; Kicklighter, D.; Sokolov, A.; Meilillo, J., 2013. Climate impacts of a large-scale biofuels expansion. *Geophysical Research Letters*, 40 (8): 1624-1630. <http://dx.doi.org/10.1002/grl.50352>
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Hansen, A.; Meyer-Aurich, A.; Prochnow, A., 2013. Greenhouse gas mitigation potential of a second generation energy production system from short rotation poplar in Eastern Germany and its accompanied uncertainties. *Biomass & Bioenergy*, 56: 104-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.004>
- Harvolk, S.; Kornatz, P.; Otte, A.; Simmering, D., 2014. Using existing landscape data to assess the ecological potential of Miscanthus cultivation in a marginal landscape. *Global Change Biology Bioenergy*, 6 (3): 227-241. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12078>
- Hassan, M.N.A.; Jaramillo, P.; Griffin, W.M., 2011. Life cycle GHG emissions from Malaysian oil palm bioenergy development: The impact on transportation sector's energy security. *Energy Policy*, 39 (5): 2615-2625. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.02.030>
- Haughton, A.J.; Bond, A.J.; Lovett, A.A.; Dockerty, T.; Sunnenberg, G.; Clark, S.J.; Bohan, D.A.; Sage, R.B.; Mallott, M.D.; Mallott, V.E.; Cunningham, M.D.; Riche, A.B.; Shield, I.F.; Finch, J.W.; Turner, M.M.; Karp, A., 2009. A novel, integrated approach to assessing social, economic and environmental implications of changing rural land-use: a case study of perennial biomass crops. *Journal of Applied Ecology*, 46 (2): 315-322. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01623.x>
- Havlik, P.; Schneider, U.A.; Schmid, E.; Bottcher, H.; Fritz, S.; Skalsky, R.; Aoki, K.; De Cara, S.; Kindermann, G.; Kraxner, F.; Leduc, S.; McCallum, I.; Mosnier, A.; Sauer, T.; Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39 (10): 5690-5702. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>
- Helin, T.; Holma, A.; Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4): 770-785. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Hellebrand, H.J.; Strahle, M.; Scholz, V.; Kern, J., 2010. Soil carbon, soil nitrate, and soil emissions of nitrous oxide during cultivation of energy crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87 (2): 175-186. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9326-z>
- Hellmann, F.; Verburg, P.H., 2010. Impact assessment of the European biofuel directive on land use and biodiversity. *Journal of Environmental Management*, 91 (6): 1389-1396. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.022>
- Helming, K.; Diehl, K.; Kuhlman, T.; Jansson, T.; Verburg, P.H.; Bakker, M.; Perez-Soba, M.; Jones, L.; Verkerk, P.J.; Tabbush, P.; Morris, J.B.; Drillet, Z.; Farrington, J.; LeMouel, P.; Zagame, P.; Stuczynski, T.; Siebielec, G.; Sieber, S.; Wiggering, H., 2011. Ex Ante Impact Assessment of Policies Affecting Land Use, Part B: Application of the Analytical Framework. *Ecology and Society*, 16 (1). <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art29/>
- Hernandes, T.A.D.; Bufon, V.B.; Seabra, J.E.A., 2014. Water footprint of biofuels in Brazil: assessing regional differences. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8 (2): 241-252. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1454>
- Hertel, T.; Steinbuks, J.; Baldos, U., 2013. Competition for land in the global bioeconomy. *Agricultural Economics*, 44: 129-138. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12057>

- Hertel, T.W.; Golub, A.A.; Jones, A.D.; O'Hare, M.; Plevin, R.J.; Kammen, D.M., 2010. Effects of US Maize Ethanol on Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions: Estimating Market-mediated Responses. *BioScience*, 60 (3): 223-231. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.8>
- Hickman, G.C.; Vanlooche, A.; Dohleman, F.G.; Bernacchi, C.J., 2010. A comparison of canopy evapotranspiration for maize and two perennial grasses identified as potential bioenergy crops. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (4): 157-168. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01050.x>
- Hillier, J.; Whittaker, C.; Dailey, G.; Aylott, M.; Casella, E.; Richter, G.M.; Riche, A.; Murphy, R.; Taylor, G.; Smith, P., 2009. Greenhouse gas emissions from four bioenergy crops in England and Wales: Integrating spatial estimates of yield and soil carbon balance in life cycle analyses. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (4): 267-281. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2009.01021.x>
- Hoefnagels, R.; Smeets, E.; Faaij, A., 2010. Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 14 (7): 1661-1694. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2010.02.014>
- Holma, A.; Koponen, K.; Antikainen, R.; Lardon, L.; Leskinen, P.; Roux, P., 2013. Current limits of life cycle assessment framework in evaluating environmental sustainability - case of two evolving biofuel technologies. *Journal of Cleaner Production*, 54: 215-228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.032>
- Hoque, Y.M.; Raj, C.; Hantush, M.M.; Chaubey, I.; Govindaraju, R.S., 2014. How Do Land-Use and Climate Change Affect Watershed Health? A Scenario-Based Analysis. *Water Quality Exposure and Health*, 6 (1-2): 19-33. <http://dx.doi.org/10.1007/s12403-013-0102-6>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 18 (4): 336-345. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.11.004>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2012. Transition towards a more environmentally sustainable biodiesel in South America: The case of Chile. *Applied Energy*, 91 (1): 263-273. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.024>
- Iriarte, A.; Villalobos, P., 2013. Greenhouse gas emissions and energy balance of sunflower biodiesel: Identification of its key factors in the supply chain. *Resources Conservation and Recycling*, 73: 46-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.01.014>
- Islam, S., 2012. Implications of Biofuel Policies for Water Management in India. *International Journal of Water Resources Development*, 28 (4): 601-613. <http://dx.doi.org/10.1080/07900627.2012.694149>
- Kauffman, N.; Dumortier, J.; Hayes, D.J.; Brown, R.C.; Laird, D.A., 2014. Producing energy while sequestering carbon? The relationship between biochar and agricultural productivity. *Biomass & Bioenergy*, 63: 167-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.049>
- Kauffman, N.S.; Hayes, D.J., 2013. The trade-off between bioenergy and emissions with land constraints. *Energy Policy*, 54: 300-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.11.036>
- Kim, H.; Kim, S.; Dale, B.E., 2009. Biofuels, Land Use Change, and Greenhouse Gas Emissions: Some Unexplored Variables. *Environmental Science & Technology*, 43 (3): 961-967. <http://dx.doi.org/10.1021/es802681k>
- Kloverpris, J.H.; Mueller, S., 2013. Baseline time accounting: Considering global land use dynamics when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (2): 319-330. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0488-6>
- Krohn, B.J.; Fripp, M., 2012. A life cycle assessment of biodiesel derived from the "niche filling" energy crop camelina in the USA. *Applied Energy*, 92: 92-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.10.025>
- LaBeau, M.B.; Robertson, D.M.; Mayer, A.S.; Pijanowski, B.C.; Saad, D.A., 2014. Effects of future urban and biofuel crop expansions on the riverine export of phosphorus to the Laurentian Great Lakes. *Ecological Modelling*, 277: 27-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.01.016>
- Lange, M., 2011. The GHG balance of biofuels taking into account land use change. *Energy Policy*, 39 (5): 2373-2385. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.01.057>
- Lapola, D.M.; Schaldach, R.; Alcamo, J.; Bondeau, A.; Koch, J.; Koelking, C.; Priess, J.A., 2010. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (8): 3388-3393. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0907318107>
- Larsen, R.K.; Jiwan, N.; Rompas, A.; Jenito, J.; Osbeck, M.; Tarigan, A., 2014. Towards 'hybrid accountability' in EU biofuels policy? Community grievances and competing water claims in the Central Kalimantan oil palm sector. *Geoforum*, 54: 295-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.09.010>
- Latta, G.S.; Baker, J.S.; Beach, R.H.; Rose, S.K.; McCarl, B.A., 2013. A multi-sector intertemporal optimization approach to assess the GHG implications of US forest and agricultural biomass electricity expansion. *Journal of Forest Economics*, 19 (4): 361-383. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfe.2013.05.003>
- Laurijssen, J.; Faaij, A.P.C., 2009. Trading biomass or GHG emission credits? *Climatic Change*, 94 (3-4): 287-317. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9517-7>
- Le, L.T.; van Ierland, E.C.; Zhu, X.Q.; Wesseler, J., 2013. Energy and greenhouse gas balances of cassava-based ethanol. *Biomass & Bioenergy*, 51: 125-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.011>
- Leal, M.; Nogueira, L.A.H.; Cortez, L.A.B., 2013. Land demand for ethanol production. *Applied Energy*, 102: 266-271. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.09.037>
- Lechon, Y.; Cabal, H.; Saez, R., 2011. Life cycle greenhouse gas emissions impacts of the adoption of the EU Directive on biofuels in Spain. Effect of the import of raw materials and land use changes. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2374-2384. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.036>

- Levasseur, A.; Lesage, P.; Margni, M.; Brandao, M.; Samson, R., 2012. Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches. *Climatic Change*, 115 (3-4): 759-776. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-012-0473-x>
- Lindborg, R.; Stenseke, M.; Cousins, S.A.O.; Bengtsson, J.; Berg, A.; Gustafsson, T.; Sjodin, N.E.; Eriksson, O., 2009. Investigating biodiversity trajectories using scenarios - Lessons from two contrasting agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 91 (2): 499-508. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.018>
- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *JOURNAL OF INDUSTRIAL ECOLOGY*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>
- Lisboa, C.C.; Butterbach-Bahl, K.; Mauder, M.; Kiese, R., 2011. Bioethanol production from sugarcane and emissions of greenhouse gases - known and unknowns. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (4): 277-292. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01095.x>
- Liu, L.; Zhuang, D.F.; Jiang, D.; Fu, J.Y., 2013. Assessment of the biomass energy potentials and environmental benefits of *Jatropha curcas* L. in Southwest China. *Biomass & Bioenergy*, 56: 342-350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.030>
- Liu, T.T.; McConkey, B.; Huffman, T.; Smith, S.; MacGregor, B.; Yemshanov, D.; Kulshreshtha, S., 2014. Potential and impacts of renewable energy production from agricultural biomass in Canada. *Applied Energy*, 130: 222-229. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.05.044>
- Loarie, S.R.; Lobell, D.B.; Asner, G.P.; Mu, Q.Z.; Field, C.B., 2011. Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. *Nature Climate Change*, 1 (2): 105-109. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1067>
- Louette, G.; Maes, D.; Alkemade, J.R.M.; Boitani, L.; de Knegt, B.; Eggers, J.; Falcucci, A.; Framstad, E.; Hagemeyer, W.; Hennekens, S.M.; Maiorano, L.; Nagy, S.; Serradilla, A.N.; Ozinga, W.A.; Schaminee, J.H.J.; Tsiaousi, V.; van Tol, S.; Delbaere, B., 2010. BioScore-Cost-effective assessment of policy impact on biodiversity. *Journal for Nature Conservation*, 18 (2): 142-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2009.08.002>
- Lusiana, B.; van Noordwijk, M.; Cadisch, G., 2012. Land sparing or sharing? Exploring livestock fodder options in combination with land use zoning and consequences for livelihoods and net carbon stocks using the FALLOW model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 159: 145-160. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.006>
- Lutolf, M.; Bolliger, J.; Kienast, F.; Guisan, A., 2009. Scenario-based assessment of future land use change on butterfly species distributions. *Biodiversity and Conservation*, 18 (5): 1329-1347. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9541-y>
- Malca, J.; Freire, F., 2012. Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of wheat-based bioethanol. *Energy*, 45 (1): 519-527. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.070>
- Mata, T.M.; Martins, A.A.; Sikdar, S.K.; Costa, C.A.V., 2011. Sustainability considerations of biodiesel based on supply chain analysis. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13 (5): 655-671. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-010-0346-9>
- Mathews, J.A.; Tan, H., 2009. Biofuels and indirect land use change effects: the debate continues. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofr*, 3 (3): 305-317. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.147>
- McKinley, D.C.; Ryan, M.G.; Birdsey, R.A.; Giardina, C.P.; Harmon, M.E.; Heath, L.S.; Houghton, R.A.; Jackson, R.B.; Morrison, J.F.; Murray, B.C.; Pataki, D.E.; Skog, K.E., 2011. A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecological Applications*, 21 (6): 1902-1924. <http://dx.doi.org/10.1890/10-0697.1>
- Mello, F.F.C.; Cerri, C.E.P.; Davies, C.A.; Holbrook, N.M.; Paustian, K.; Maia, S.M.F.; Galdos, M.V.; Bernoux, M.; Cerri, C.C., 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, 4 (7): 605-609. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2239>
- Meyer-Aurich, A.; Schattauer, A.; Hellebrand, H.J.; Klauss, H.; Plochl, M.; Berg, W., 2012. Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy*, 37 (1): 277-284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2011.06.030>
- Michelsen, O.; Cherubini, F.; Stromman, A.H., 2012. Impact Assessment of Biodiversity and Carbon Pools from Land Use and Land Use Changes in Life Cycle Assessment, Exemplified with Forestry Operations in Norway. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (2): 231-242. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00409.x>
- Michetti, M.; Rosa, R., 2012. Afforestation and timber management compliance strategies in climate policy. A computable general equilibrium analysis. *Ecological Economics*, 77: 139-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.020>
- Mishra, U.; Torn, M.S.; Fingerman, K., 2013. Miscanthus biomass productivity within US croplands and its potential impact on soil organic carbon. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (4): 391-399. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01201.x>
- Miyake, S.; Renouf, M.; Peterson, A.; McAlpine, C.; Smith, C., 2012. Land-use and environmental pressures resulting from current and future bioenergy crop expansion: A review. *Journal of Rural Studies*, 28 (4): 650-658. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2012.09.002>
- Mosnaim, A., 2001. Estimating CO2 abatement and sequestration potentials for Chile. *Energy Policy*, 29 (8): 631-640. [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4215\(00\)00160-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4215(00)00160-9)
- Mosnier, A.; Havlik, P.; Valin, H.; Baker, J.; Murray, B.; Feng, S.; Obersteiner, M.; McCarl, B.A.; Rose, S.K.; Schneider, U.A., 2013. Alternative US biofuel mandates and global GHG emissions: The role of land use change, crop management and yield growth. *Energy Policy*, 57: 602-614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.02.035>
- Mulia, R.; Widayati, A.; Suyanto; Agung, P.; Zulkarnain, M.T., 2014. Low carbon emission development strategies for Jambi, Indonesia: simulation and trade-off analysis using the FALLOW model. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 19 (6): 773-788. <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-013-9485-8>
- Mullins, K.A.; Griffin, W.M.; Matthews, H.S., 2011. Policy Implications of Uncertainty in Modeled Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Biofuels. *Environmental Science & Technology*, 45 (1): 132-138. <http://dx.doi.org/10.1021/es1024993>

- Munoz, I.; Flury, K.; Jungbluth, N.; Rigarlford, G.; Milà i Canals, L.; King, H., 2014. Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 109-119. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1>
- Murdiyarmo, D.; Van Noordwijk, M.; Wasrin, U.R.; Tomich, T.P.; Gillison, A.N., 2002. Environmental benefits and sustainable land-use options in the Jambi transect, Sumatra. *Journal of Vegetation Science*, 13 (3): 429-438. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02067.x>
- Nasterlack, T.; von Blottnitz, H.; Wynberg, R., 2014. Are biofuel concerns globally relevant? Prospects for a proposed pioneer bioethanol project in South Africa. *Energy for Sustainable Development*, 23: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2014.06.005>
- Nelson, E.; Sander, H.; Hawthorne, P.; Conte, M.; Ennaanay, D.; Wolny, S.; Manson, S.; Polasky, S., 2010. Projecting Global Land-Use Change and Its Effect on Ecosystem Service Provision and Biodiversity with Simple Models. *PLoS ONE*, 5 (12): e14327. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0014327>
- Newell, J.P.; Vos, R.O., 2011. "Papering" Over Space and Place: Product Carbon Footprint Modeling in the Global Paper Industry. *Annals of the Association of American Geographers*, 101 (4): 730-741. <http://dx.doi.org/10.1080/00045608.2011.567929>
- Ng, T.L.; Eheart, J.W.; Cai, X.M.; Miguez, F., 2010. Modeling Miscanthus in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to Simulate Its Water Quality Effects As a Bioenergy Crop. *Environmental Science & Technology*, 44 (18): 7138-7144. <http://dx.doi.org/10.1021/es9039677>
- Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E., 2012. System expansion for handling co-products in LCA of sugar cane bio-energy systems: GHG consequences of using molasses for ethanol production. *Applied Energy*, 89 (1): 254-261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.07.023>
- Nichols, E.; Uriarte, M.; Bunker, D.E.; Favila, M.E.; Slade, E.M.; Vulinec, K.; Larsen, T.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Louzada, J.; Naeem, S.; Spector, S.H., 2013. Trait-dependent response of dung beetle populations to tropical forest conversion at local and regional scales. *Ecology*, 94 (1): 180-189. <http://dx.doi.org/10.1890/12-0251.1>
- Nikiema, P.; Rothstein, D.E.; Miller, R.O., 2012. Initial greenhouse gas emissions and nitrogen leaching losses associated with converting pastureland to short-rotation woody bioenergy crops in northern Michigan, USA. *Biomass & Bioenergy*, 39: 413-426. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.037>
- Nock, C.A.; Paquette, A.; Follett, M.; Nowak, D.J.; Messier, C., 2013. Effects of Urbanization on Tree Species Functional Diversity in Eastern North America. *Ecosystems*, 16 (8): 1487-1497. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-013-9697-5>
- Nuissl, H.; Haase, D.; Lanzendorf, M.; Wittmer, H., 2009. Environmental impact assessment of urban land use transitions-A context-sensitive approach. *Land Use Policy*, 26 (2): 414-424. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.05.006>
- Overmars, K.P.; Stehfest, E.; Ros, J.P.M.; Prins, A.G., 2011. Indirect land use change emissions related to EU biofuel consumption: an analysis based on historical data. *Environmental Science & Policy*, 14 (3): 248-257. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2010.12.012>
- Pacca, S.; Moreira, J.R., 2009. Historical carbon budget of the Brazilian ethanol program. *Energy Policy*, 37 (11): 4863-4873. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2009.06.072>
- Palmer, M.M.; Forrester, J.A.; Rothstein, D.E.; Mladenoff, D.J., 2014. Establishment phase greenhouse gas emissions in short rotation woody biomass plantations in the Northern Lake States, USA. *Biomass & Bioenergy*, 62: 26-36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.021>
- Panichelli, L.; Dauriat, A.; Gnansounou, E., 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (2): 144-159. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>
- Panichelli, L.; Gnansounou, E., 2008. Estimating greenhouse gas emissions from indirect land-use change in biofuels production: concepts and exploratory analysis for soybean-based biodiesel. *Journal of Scientific & Industrial Research*, 67 (11): 1017-1030.
- Peh, K.S.H.; Balmford, A.; Field, R.H.; Lamb, A.; Birch, J.C.; Bradbury, R.B.; Brown, C.; Butchart, S.H.M.; Lester, M.; Morrison, R.; Sedgwick, I.; Soans, C.; Stattersfield, A.J.; Stroh, P.A.; Swetnam, R.D.; Thomas, D.H.L.; Walpole, M.; Warrington, S.; Hughes, F.M.R., 2014. Benefits and costs of ecological restoration: Rapid assessment of changing ecosystem service values at a UK wetland. *Ecology and Evolution*, 4 (20): 3875-3886. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1248>
- Perez-Cruzado, C.; Mohren, G.M.J.; Merino, A.; Rodriguez-Soalleiro, R., 2012. Carbon balance for different management practices for fast growing tree species planted on former pastureland in southern Europe: a case study using the CO(2)Fix model. *European Journal of Forest Research*, 131 (6): 1695-1716. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-012-0609-6>
- Pineiro, G.; Jobbagy, E.G.; Baker, J.; Murray, B.C.; Jackson, R.B., 2009. Set-asides can be better climate investment than corn ethanol. *Ecological Applications*, 19 (2): 277-282. <http://dx.doi.org/10.1890/08-0645.1>
- Plevin, R.J.; O'Hare, M.; Jones, A.D.; Torn, M.S.; Gibbs, H.K., 2010. Greenhouse Gas Emissions from Biofuels' Indirect Land Use Change Are Uncertain but May Be Much Greater than Previously Estimated. *Environmental Science & Technology*, 44 (21): 8015-8021. <http://dx.doi.org/10.1021/es101946t>
- Popp, A.; Krause, M.; Dietrich, J.P.; Lotze-Campen, H.; Leimbach, M.; Beringer, T.; Bauer, N., 2012. Additional CO₂ emissions from land use change - Forest conservation as a precondition for sustainable production of second generation bioenergy. *Ecological Economics*, 74: 64-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.004>
- Pradhan, A.; Shrestha, D.S.; Van Gerpen, J.; McAloon, A.; Yee, W.; Haas, M.; Duffield, J.A., 2012. Reassessment of life cycle greenhouse gas emissions for soybean biodiesel. *Transactions of the ASABE*, 55 (6): 2257-2264. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.42483>
- Qin, Z.C.; Zhuang, Q.L.; Chen, M., 2012. Impacts of land use change due to biofuel crops on carbon balance, bioenergy production, and agricultural yield, in the conterminous United States. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (3): 277-288. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01129.x>

- Rajagopal, D.; Plevin, R.J., 2013. Implications of market-mediated emissions and uncertainty for biofuel policies. *Energy Policy*, 56: 75-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.076>
- Rasmussen, L.V.; Rasmussen, K.; Birch-Thomsen, T.; Kristensen, S.B.P.; Traore, O., 2012. The effect of cassava-based bioethanol production on above-ground carbon stocks: A case study from Southern Mali. *Energy Policy*, 41: 575-583. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.11.019>
- Rasmussen, L.V.; Rasmussen, K.; Bruun, T.B., 2012. Impacts of Jatropha-based biodiesel production on above and below-ground carbon stocks: A case study from Mozambique. *Energy Policy*, 51: 728-736. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.029>
- Read, P., 1998. Dynamic interaction of short rotations and conventional forestry in meeting demand for bioenergy in the least cost mitigation strategy. *Biomass & Bioenergy*, 15 (1): 7-15. [http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534\(98\)00029-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534(98)00029-4)
- Reilly, J.; Melillo, J.; Cai, Y.X.; Kicklighter, D.; Gurgel, A.; Paltsev, S.; Cronin, T.; Sokolov, A.; Schlosser, A., 2012. Using Land To Mitigate Climate Change: Hitting the Target, Recognizing the Trade-offs. *Environmental Science & Technology*, 46 (11): 5672-5679. <http://dx.doi.org/10.1021/es2034729>
- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Rescia, A.J.; Schmitz, M.F.; Deagar, P.M.; Depablo, C.L.; Atauri, J.A.; Pineda, F.D., 1994. Influence of landscape complexity and land management on woody plant diversity in northern Spain *Journal of Vegetation Science*, 5 (4): 505-516. <http://dx.doi.org/10.2307/3235977>
- Rittenhouse, C.D.; Rissman, A.R., 2012. Forest cover, carbon sequestration, and wildlife habitat: policy review and modeling of tradeoffs among land-use change scenarios. *Environmental Science & Policy*, 21: 94-105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.04.006>
- Romijn, H.A., 2011. Land clearing and greenhouse gas emissions from Jatropha biofuels on African Miombo Woodlands. *Energy Policy*, 39 (10): 5751-5762. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.041>
- Saikkonen, L.; Ikkainen, M.; Lankoski, J., 2014. Imported palm oil for biofuels in the EU: Profitability, greenhouse gas emissions and social welfare effects. *Biomass & Bioenergy*, 68: 7-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.029>
- Sanchez, J.A.G.; Martinez, J.M.L.; Martin, J.L.; Holgado, M.N.F., 2012. Comparison of Life Cycle energy consumption and GHG emissions of natural gas, biodiesel and diesel buses of the Madrid transportation system. *Energy*, 47 (1): 174-198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.09.052>
- Sanscartier, D.; Deen, B.; Dias, G.; MacLean, H.L.; Dadfar, H.; McDonald, I.; Kludze, H., 2014. Implications of land class and environmental factors on life cycle GHG emissions of Miscanthus as a bioenergy feedstock. *Global Change Biology Bioenergy*, 6 (4): 401-413. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12062>
- Sarkar, S.; Miller, S.A., 2014. Water quality impacts of converting intensively-managed agricultural lands to switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 68: 32-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.026>
- Sauerbrei, R.; Ekschmitt, K.; Wolters, V.; Gottschalk, T.K., 2014. Increased energy maize production reduces farmland bird diversity. *Global Change Biology Bioenergy*, 6 (3): 265-274. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12146>
- Saurette, D.D.; Chang, S.X.; Thomas, B.R., 2008. Land-use conversion effects on CO(2) emissions: from agricultural to hybrid poplar plantation. *Ecological Research*, 23 (3): 623-633. <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-007-0420-x>
- Schmidt, J.; Gass, V.; Schmid, E., 2011. Land use changes, greenhouse gas emissions and fossil fuel substitution of biofuels compared to bioelectricity production for electric cars in Austria. *Biomass & Bioenergy*, 35 (9): 4060-4074. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.07.007>
- Schwaiger, H.P.; Bird, D.N., 2010. Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? *Forest Ecology and Management*, 260 (3): 278-286. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.002>
- Schwietzke, S.; Griffin, W.M.; Matthews, H.S., 2011. Relevance of Emissions Timing in Biofuel Greenhouse Gases and Climate Impacts. *Environmental Science & Technology*, 45 (19): 8197-8203. <http://dx.doi.org/10.1021/es2016236>
- Scown, C.D.; Nazaroff, W.W.; Mishra, U.; Strogon, B.; Lobscheid, A.B.; Masanet, E.; Santero, N.J.; Horvath, A.; McKone, T.E., 2012. Lifecycle greenhouse gas implications of US national scenarios for cellulosic ethanol production. *Environmental Research Letters*, 7 (1). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/014011>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- Secchi, S.; Kurkalova, L.; Gassman, P.W.; Hart, C., 2011. Land use change in a biofuels hotspot: The case of Iowa, USA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2391-2400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.047>
- Shonnard, D.R.; Williams, L.; Kalnes, T.N., 2010. Camelina-Derived Jet Fuel and Diesel: Sustainable Advanced Biofuels. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 29 (3): 382-392. <http://dx.doi.org/10.1002/ep.10461>
- Siangjao, S.; Gheewala, S.H.; Unnanon, K.; Chidthaisong, A., 2011. Implications of land use change on the life cycle greenhouse gas emissions from palm biodiesel production in Thailand. *Energy for Sustainable Development*, 15 (1): 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2011.01.002>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2011. Long-Term Bioethanol System and Its Implications on GHG Emissions: A Case Study of Thailand. *Environmental Science & Technology*, 45 (11): 4920-4928. <http://dx.doi.org/10.1021/es1040915>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2011. The environmental and socio-economic impacts of bio-ethanol production in Thailand. *9th Eco-Energy and Materials Science and Engineering Symposium*, 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2011.09.005>

- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Food, Fuel, and Climate Change Is Palm-Based Biodiesel a Sustainable Option for Thailand? *Journal of Industrial Ecology*, 16 (4): 541-551. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00521.x>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H.; Sagisaka, M., 2009. Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions. *Applied Energy*, 86: S170-S177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.05.010>
- Slade, R.; Bauen, A.; Shah, N., 2009. The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe. *Biotechnology for Biofuels*, 2. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-2-15>
- Smeets, E.M.W.; Faaij, A.P.C., 2010. The impact of sustainability criteria on the costs and potentials of bioenergy production - Applied for case studies in Brazil and Ukraine. *Biomass & Bioenergy*, 34 (3): 319-333. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.11.003>
- Smith, L.J.; Torn, M.S., 2013. Ecological limits to terrestrial biological carbon dioxide removal. *Climatic Change*, 118 (1): 89-103. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-012-0682-3>
- Smyth, B.M.; Murphy, J.D., 2011. The indirect effects of biofuels and what to do about them: the case of grass biomethane and its impact on livestock. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 5 (2): 165-184. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.276>
- Smyth, B.M.; Murphy, J.D.; O'Brien, C.M., 2009. What is the energy balance of grass biomethane in Ireland and other temperate northern European climates? *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (9): 2349-2360. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.04.003>
- Solomon, D.; Lehmann, J.; Zech, W., 2001. Land use effects on amino sugar signature of chromic Visuvisol in the semi-arid part of northern Tanzania. *Biology and Fertility of Soils*, 33 (1): 33-40. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740000287>
- Souza, S.P.; de Avila, M.T.; Pacca, S., 2012. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. *Biomass & Bioenergy*, 44: 70-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.04.018>
- Sparovek, G.; Barretto, A.; Bermdes, G.; Martins, S.; Maule, R., 2009. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996-2006. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 14 (3): 285-298. <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-008-9164-3>
- Sparovek, G.; Bermdes, G.; Egeskog, A.; de Freitas, F.L.M.; Gustafsson, S.; Hansson, J., 2007. Sugarcane ethanol production in Brazil: an expansion model sensitive to socioeconomic and environmental concerns. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 1 (4): 270-282. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.31>
- Spatari, S.; MacLean, H.L., 2010. Characterizing Model Uncertainties in the Life Cycle of Lignocellulose-Based Ethanol Fuels. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8773-8780. <http://dx.doi.org/10.1021/es102091a>
- Stanley, D.A.; Stout, J.C., 2013. Quantifying the impacts of bioenergy crops on pollinating insect abundance and diversity: a field-scale evaluation reveals taxon-specific responses. *Journal of Applied Ecology*, 50 (2): 335-344. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12060>
- Sturmer, B.; Schmidt, J.; Schmid, E.; Sinabell, F., 2013. Implications of agricultural bioenergy crop production in a land constrained economy - The example of Austria. *Land Use Policy*, 30 (1): 570-581. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.020>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Life-cycle environmental and economic impacts of energy-crop fuel-chains: an integrated assessment of potential GHG avoidance in Ireland. *Environmental Science & Policy*, 11 (4): 294-306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2008.01.004>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Miscanthus and willow heat production - An effective land-use strategy for greenhouse gas emission avoidance in Ireland? *Energy Policy*, 36 (1): 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2007.08.030>
- Suwanmanee, U.; Varabuntoonvit, V.; Chaiwutthinan, P.; Tajan, M.; Mungcharoen, T.; Leejarkpai, T., 2013. Life cycle assessment of single use thermoform boxes made from polystyrene (PS), polylactic acid, (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (2): 401-417. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0479-7>
- Taheripour, F.; Hertel, T.W.; Tyner, W.E.; Beckman, J.F.; Birur, D.K., 2010. Biofuels and their by-products: Global economic and environmental implications. *Biomass & Bioenergy*, 34 (3): 278-289. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.017>
- Teixido, A.L.; Quintanilla, L.G.; Carreno, F.; Gutierrez, D., 2010. Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain. *Journal of Environmental Management*, 91 (4): 879-886. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.11.004>
- Tidaker, P.; Sundberg, C.; Oborn, I.; Katterer, T.; Bergkvist, G., 2014. Rotational grass/clover for biogas integrated with grain production - A life cycle perspective. *Agricultural Systems*, 129: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.015>
- Tonini, D.; Hamelin, L.; Wenzel, H.; Astrup, T., 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environmental Science & Technology*, 46 (24): 13521-13530. <http://dx.doi.org/10.1021/es3024435>
- Tonini, D.; Hamelin, L.; Wenzel, H.; Astrup, T., 2012. Global warming potential impact of bioenergy systems. In: McEvoy, A., ed. *2nd European Energy Conference*. Cedex A: E D P Sciences (EPJ Web of Conferences). <http://dx.doi.org/10.1051/epjconf/20123301009>
- Tsao, C.C.; Campbell, J.E.; Mena-Carrasco, M.; Spak, S.N.; Carmichael, G.R.; Chen, Y., 2012. Biofuels That Cause Land-Use Change May Have Much Larger Non-GHG Air Quality Emissions Than Fossil Fuels. *Environmental Science & Technology*, 46 (19): 10835-10841. <http://dx.doi.org/10.1021/es301851x>
- Tseng, Y.K., 2012. The Economical and Environmental Advantages of Growing Jatropha Curcas on Marginal Land. In: Xu, Q.J.; Ge, H.H.; Zhang, J.X., eds. *Natural Resources and Sustainable Development, Pts 1-3*. Stafa-Zurich: Trans Tech Publications Ltd (Advanced Materials Research), 1495-1498. <http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.361-363.1495>
- Turconi, R.; Tonini, D.; Nielsen, C.F.B.; Simonsen, C.G.; Astrup, T., 2014. Environmental impacts of future low-carbon electricity systems: Detailed life cycle assessment of a Danish case study. *Applied Energy*, 132: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.078>

- Uusitalo, V.; Havukainen, J.; Kapustina, V.; Soukka, R.; Horttanainen, M., 2014. Greenhouse Gas Emissions of Biomethane for Transport: Uncertainties and Allocation Methods. *Energy & Fuels*, 28 (3): 1901-1910. <http://dx.doi.org/10.1021/ef4021685>
- Uusitalo, V.; Vaisanen, S.; Havukainen, J.; Havukainen, M.; Soukka, R.; Luoranen, M., 2014. Carbon footprint of renewable diesel from palm oil, jatropha oil and rapeseed oil. *Renewable Energy*, 69 (O International Organization for Standards, 2006, EN ISO 14040): 103-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.020>
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petrucci, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- van der Hilst, F.; Lesschen, J.P.; van Dam, J.M.C.; Riksen, M.; Verweij, P.A.; Sanders, J.P.M.; Faaij, A.P.C., 2012. Spatial variation of environmental impacts of regional biomass chains. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16 (4): 2053-2069. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.01.027>
- van der Hilst, F.; Versteegen, J.A.; Zheliezna, T.; Drozdova, O.; Faaij, A.P.C., 2014. Integrated spatiotemporal modelling of bioenergy production potentials, agricultural land use, and related GHG balances; demonstrated for Ukraine. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8 (3): 391-411. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1471>
- Vanlooche, A.; Bernacchi, C.J.; Twine, T.E., 2010. The impacts of *Miscanthus x giganteus* production on the Midwest US hydrologic cycle. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (4): 180-191. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01053.x>
- Vasquez-Leon, M.; Liverman, D., 2004. The political ecology of land-use change: Affluent ranchers and destitute farmers in the Mexican municipio of Alamos. *Human Organization*, 63 (1): 21-33. <http://doi.org/10.17730/humo.63.1.urh0lujh3ea9gy7n>
- Vazquez-Rowe, I.; Marvuglia, A.; Flammang, K.; Braun, C.; Leopold, U.; Benetto, E., 2014. The use of temporal dynamics for the automatic calculation of land use impacts in LCA using R programming environment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (3): 500-516. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0669-y>
- Viglizzo, E.F.; Frank, F.C.; Carreno, L.V.; Jobbagy, E.G.; Pereyra, H.; Clatt, J.; Pincen, D.; Ricard, M.F., 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17 (2): 959-973. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Villamor, G.B.; Le, Q.B.; Djanibekov, U.; van Noordwijk, M.; Vlek, P.L.G., 2014. Biodiversity in rubber agroforests, carbon emissions, and rural livelihoods: An agent-based model of land-use dynamics in lowland Sumatra. *Environmental Modelling & Software*, 61: 151-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.013>
- Villoria, N.B.; Hertel, T.W., 2011. Geography Matters: International Trade Patterns and the Indirect Land Use Effects of Biofuels. *American Journal of Agricultural Economics*, 93 (4): 919-935. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aar025>
- Walter, A.; Dolzan, P.; Quilodran, O.; de Oliveira, J.G.; da Silva, C.; Piacente, F.; Segerstedt, A., 2011. Sustainability assessment of bio-ethanol production in Brazil considering land use change, GHG emissions and socio-economic aspects. *Energy Policy*, 39 (10): 5703-5716. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.043>
- Wang, M.; Han, J.; Dunn, J.B.; Cai, H.; Elgowainy, A., 2012. Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use. *Environmental Research Letters*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045905>
- Wang, M.Q.; Han, J.; Haq, Z.; Tyner, W.E.; Wu, M.; Elgowainy, A., 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes. *Biomass & Bioenergy*, 35 (5): 1885-1896. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.028>
- Weightman, R.M.; Cottrill, B.R.; Wiltshire, J.J.J.; Kindred, D.R.; Sylvester-Bradley, R., 2011. Opportunities for avoidance of land-use change through substitution of soya bean meal and cereals in European livestock diets with bioethanol coproducts. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (2): 158-170. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01066.x>
- Wicke, B.; Dornburg, V.; Junginger, M.; Faaij, A., 2008. Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications. *Biomass & Bioenergy*, 32 (12): 1322-1337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.04.001>
- Wise, M.; Dooley, J.; Luckow, P.; Calvin, K.; Kyle, P., 2014. Agriculture, land use, energy and carbon emission impacts of global biofuel mandates to mid-century. *Applied Energy*, 114: 763-773. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.08.042>
- Wu, M.; Demissie, Y.; Yan, E., 2012. Simulated impact of future biofuel production on water quality and water cycle dynamics in the Upper Mississippi river basin. *Biomass & Bioenergy*, 41: 44-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.030>
- Yeh, S.; Sperling, D., 2010. Low carbon fuel standards: Implementation scenarios and challenges. *Energy Policy*, 38 (11): 6955-6965. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.012>
- Yu, Y.; Wu, H.W., 2010. Bioslurry as a Fuel. 2. Life-Cycle Energy and Carbon Footprints of Bioslurry Fuels from Mallee Biomass in Western Australia. *Energy & Fuels*, 24: 5660-5668. <http://dx.doi.org/10.1021/ef100957a>
- Yui, S.K.; Yeh, S., 2013. Land use change emissions from oil palm expansion in Para, Brazil depend on proper policy enforcement on deforested lands. *Environmental Research Letters*, 8 (4): 044031. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044031>
- Zenone, T.; Gelfand, I.; Chen, J.Q.; Hamilton, S.K.; Robertson, G.P., 2013. From set-aside grassland to annual and perennial cellulosic biofuel crops: Effects of land use change on carbon balance. *Agricultural and Forest Meteorology*, 182: 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.07.015>
- Zhang, W.; Yu, E.A.; Rozelle, S.; Yang, J.; Msangi, S., 2013. The impact of biofuel growth on agriculture: Why is the range of estimates so wide? *Food Policy*, 38: 227-239. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.12.002>
- Zhang, X.; Izaurrealde, R.C.; Manowitz, D.; West, T.O.; Post, W.M.; Thomson, A.M.; Bandaruw, V.P.; Nichols, J.; Williams, J.R., 2010. An integrative modeling framework to evaluate the productivity and sustainability of biofuel crop production systems. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (5): 258-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01046.x>

- Zhao, X.; Monnell, J.D.; Niblick, B.; Rovensky, C.D.; Landis, A.E., 2014. The viability of biofuel production on urban marginal land: An analysis of metal contaminants and energy balance for Pittsburgh's Sunflower Gardens. *Landscape and Urban Planning*, 124: 22-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.015>
- Zimmermann, J.; Dondini, M.; Jones, M.B., 2013. Assessing the impacts of the establishment of Miscanthus on soil organic carbon on two contrasting land-use types in Ireland. *European Journal of Soil Science*, 64 (6): 747-756. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12087>
- Ziolkowska, J.R., 2013. Evaluating sustainability of biofuels feedstocks: A multi-objective framework for supporting decision making. *Biomass & Bioenergy*, 59: 425-440. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.09.008>
- Zona, D.; Janssens, I.A.; Aubinet, M.; Gioli, B.; Vicca, S.; Fichot, R.; Ceulemans, R., 2013. Fluxes of the greenhouse gases (CO₂, CH₄ and N₂O) above a short-rotation poplar plantation after conversion from agricultural land. *Agricultural and Forest Meteorology*, 169: 100-110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.10.008>

2. Les impacts sur le sol

Cécile Bessou (CIRAD)

2.1. Introduction

La production de biomasse pour la bioénergie et les biomatériaux a considérablement augmenté ces dernières années. Cette croissance devrait se poursuivre étant donné que des substituts sont nécessaires pour remplacer les ressources fossiles s'amenuisant (Chum *et al.*, 2011). L'augmentation de cette production pose néanmoins des problèmes liés à l'expansion des surfaces et aux impacts potentiels des changements d'affectation des sols (CAS) et de l'usage des sols (Searchinger *et al.*, 2008). Ces enjeux ont donné lieu à un nombre de publications scientifiques très accru ces 10 dernières années (voir Introduction du rapport). Afin de déterminer les impacts environnementaux liés au développement de la bioénergie, il est nécessaire de pouvoir reconstruire les chaînes de cause à effet depuis les déterminants des changements – directs ou indirects – d'affectation des sols ou de pratiques jusqu'aux impacts tout au long de la filière depuis la production de la biomasse jusqu'au produit final.

Le présent chapitre présente les résultats de l'analyse bibliographique ciblée sur les impacts de la chaîne causale sur la qualité du sol. Le corpus traité regroupe 52 des 241 articles recensés. Les 3/4 de ces articles ont été publiés dans les 4 dernières années du recensement de cette étude (i.e., 2011-2014) (Figure II-10).

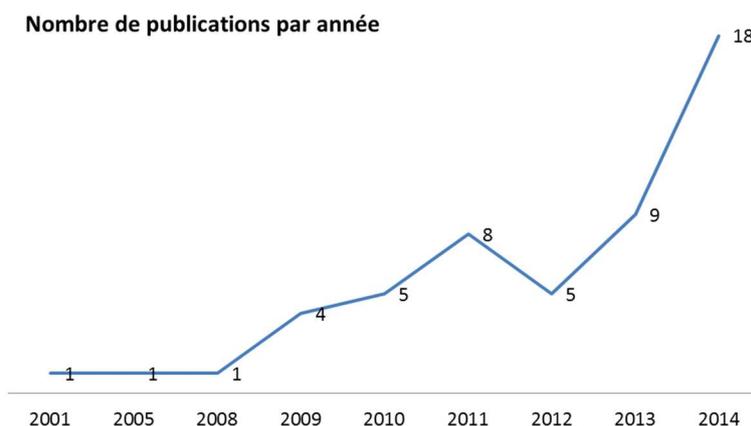


Figure II-10. Nombre de publications sur des impacts du changement d'affectation des terres sur le sol par année (2001-2014)

2.2. Situations et impacts étudiés, et méthodes employées

Des fronts historiques plus représentés que les nouveaux fronts pionniers

La majorité des changements d'occupation ou d'affectation des sols (CAS) étudiés se situent aux États-Unis d'Amérique (30 %) et au Brésil (14 %) (Figure II-11). À l'échelle continentale, les Amériques totalisent 54 % des localisations et l'Europe 30 %, loin devant l'Afrique (5 %), l'Asie (5 %) et l'Océanie (2 %). Les 4 % restant correspondent à deux études à l'échelle mondiale. La prédominance des études centrées sur les États-Unis et le Brésil peut s'expliquer par l'accumulation plus longue d'études du fait de l'histoire plus ancienne des filières biocarburants dans ces pays. Les développements plus récents dans les pays européens restent visibles à l'échelle cumulée continentale.

Les informations recensées lors du dépouillement de l'ensemble du corpus par les experts ne permettent pas d'identifier toutes les zones de production car certaines études recouvrent plusieurs origines de productions végétales qui ne sont pas toutes listées dans les grilles, notamment dans le cas d'importations de matière première pour la bioénergie (e.g., huile de palme de Malaisie utilisée dans un scénario alors que ce pays n'est pas cité dans la liste des champs « localisation »). Ainsi, on ne retrouve finalement que peu des études concernant les zones de fronts pionniers tropicaux où les changements d'usage contemporains pour développer l'agriculture sont les plus rapides, e.g., Indonésie, Malaisie, Congo.



Figure II-11. Localisations des cas étudiés

Les échelles d'étude sont majoritairement larges. Environ 60 % des études, dont la résolution spatiale a été renseignée, sont menées à des échelles supérieures ou égales à une région (comté). De même pour les champs renseignés, les zones d'approvisionnement en biomasse dépassent le millier ou le million d'hectare dans respectivement 70 % et 25 % des articles.

Une prédominance des cultures dédiées aux biocarburants

Les principaux types de biomasse représentés sont les plantes entières (toute la biomasse aérienne est récoltée) et les grains (Figure II-12). Ces tendances semblent robustes bien que le type de biomasse n'ait pas été systématiquement renseigné (dans 17 % des articles les grilles de dépouillement n'indiquent pas le type de biomasse étudié). Par ailleurs, des doubles comptages pourraient biaiser ces distributions, e.g., « Plantes entières + Bois » saisis pour des plantations d'espèces dédiées au taillis à courte durée.

L'analyse de distribution des espèces par type de biomasse ne peut être complétée car la liste des espèces renseignées n'est pas exhaustive, du fait notamment de quelques études globales qui font intervenir de nombreuses espèces sans grande précision. Néanmoins, les tendances montrent une prépondérance du miscanthus, du switchgrass et de la canne à sucre (Plantes entières), du soja, du colza et du maïs (Grains), du peuplier (Bois), du blé (Résidus de culture), et de la betterave (Racine/tubercules). Les principaux produits finaux étudiés sont les biocarburants de 1^{ère} et 2^{ème} générations (Figure II-13).

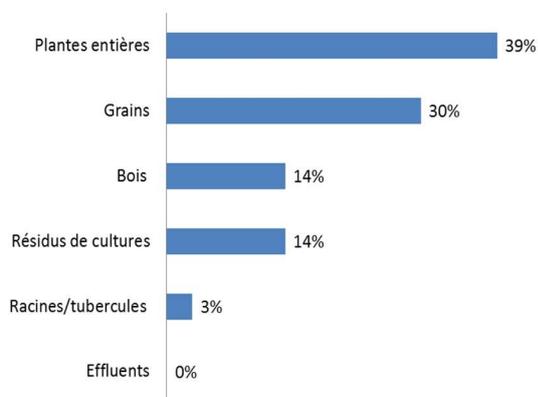


Figure II-12. Distribution des types de biomasse (non renseigné dans 17% des études)

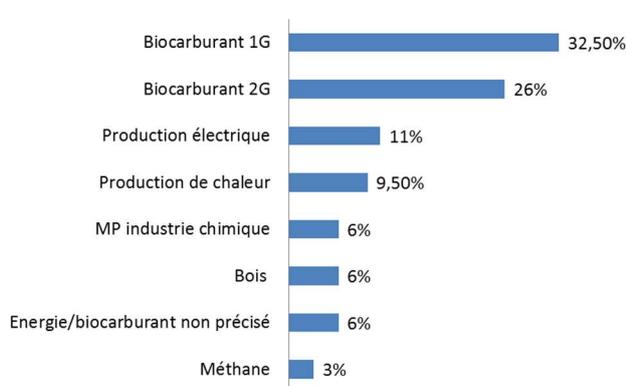


Figure II-13. Distribution des produits finaux (non renseigné dans 15% des études)

Les pratiques culturales pour ces types de biomasse ne sont pas systématiquement répertoriées et ne peuvent être analysées : seulement 17 entrées pour un total cumulé de 238 scénarios. En effet, le CAS n'est pas nécessairement affiché comme une diversification de culture. La pratique « diversification de culture » est potentiellement associée à une notion de cultures associées ou à une diversification des systèmes de culture à l'échelle du système d'exploitation plutôt qu'à un CAS à l'échelle d'un territoire. La majorité des études se concentre avant tout sur des scénarios de CAS plutôt que des scénarios de changement de pratiques qui ne font pas l'objet de CAS. La pratique « Taillis de courte durée » représente 40 % des 17 pratiques recensées, s'expliquant par la plus nette corrélation entre cette pratique et un type de CAS, i.e., la mise en place de plantations dédiées impliquant un nouveau système de culture.

Des changements d'affectation des sols peu détaillés

Dans le corpus analysé, n'apparaissent aucunes tendances majoritaires sur le contexte réglementaire des CAS (régulé = 33 %, non régulé = 19 %, non renseigné = 48 %) ni leur dimension temporelle (rétrospectif = 14 %, prospectif = 44 %, rétrospectif et prospectif = 40 %, non applicable = 2 %). Les années ou périodes d'analyse des CAS sont peu renseignées (respectivement dans 62 % et 77 % des articles ces éléments ne sont pas donnés).

A l'instar des principaux types de biomasse répertoriés (Figure II-12), les principaux CAS directs concernent une conversion de forêt, de cultures annuelles ou de prairies vers des cultures pérennes énergétiques (34 %). Suivent les CAS directs de transformation de forêt ou prairie vers des cultures annuelles (16 %). Environ 18 % des CAS recensés concernent *a priori* un changement de pratiques mais pas de changement d'usage des sols au sens strict. Il y a 4 fois moins de CAS indirects étudiés que de CAS directs, mais les tendances en termes de types d'usage concernés sont les mêmes.

Peu d'impacts traités

Le sol est une ressource complexe, support de nombreuses fonctions (Doran et Parkin 1994; Karlen *et al.*, 2003 ; Patzel *et al.*, 2000). Ces fonctions sont permises et peuvent être altérées selon des combinaisons d'états des propriétés physico-chimiques et biologiques du sol. Les impacts sur la qualité du sol, i.e., la capacité du sol à supporter ces diverses fonctions, sont aussi nombreux que les combinaisons possibles de modifications des diverses propriétés du sol. Quoique certains processus soient généralement connus (e.g., l'érosion, l'acidification), les mécanismes d'impact reliant les conditions du milieu et les pratiques aux variations des propriétés du sol et à leurs conséquences sur le fonctionnement du sol restent seulement partiellement caractérisés (Karlen *et al.*, 2003 ; Kibblewhite *et al.*, 2008).

Dans le corpus traité, peu d'impacts sur le sol sont concrètement renseignés. Les impacts les plus couverts sont les teneurs en matière et carbone organiques, l'acidification et l'érosion (Figure II-14).

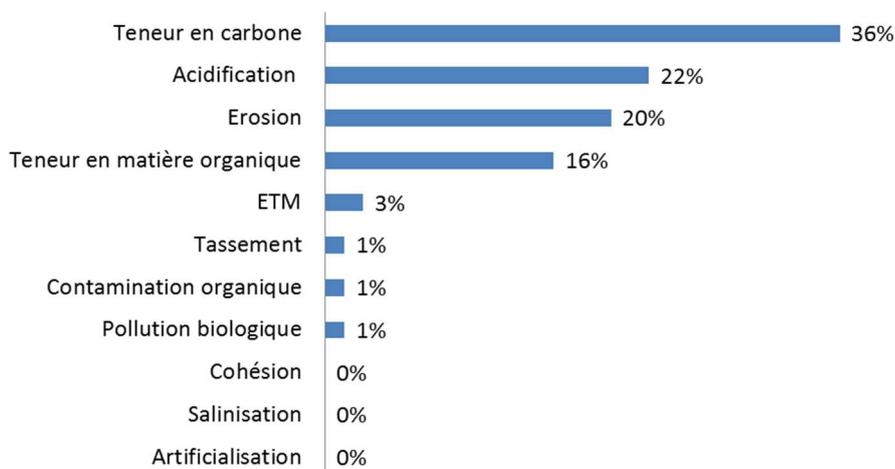


Figure II-14. Distribution des types d'impact sur le sol étudiés
ETM : Éléments Traces Métalliques

La dominance des impacts sur les teneurs en matière et carbone organiques peut être reliée aux enjeux du changement climatique, un des principaux moteurs du développement des bioénergies, auxquels stockage et déstockage du carbone du sol peuvent contribuer. Ainsi les études ont majoritairement recours à des méthodes plus ou moins complexes pour estimer *a minima* les variations de stocks de carbone y compris le carbone du sol. L'impact changement climatique est un impact « *midpoint* » standard de l'ACV, c'est pourquoi cette méthode est largement répandue dans le corpus. Les études visant à renseigner l'impact des filières bioénergies sur le changement climatique reposent souvent sur une caractérisation de l'impact via l'ACV ou le bilan carbone, qui est une ACV partielle. L'utilisation de l'ACV pour caractériser les impacts dans environ un tiers des cas s'explique ainsi par les recoupements logiques entre les impacts sur le COS et l'impact changement climatique. Il en est de même pour l'impact « déplétion des ressources fossiles », un impact également clef dans les filières bioénergies, et dans une moindre mesure pour les impacts acidification et eutrophisation qui sont également des impacts « *midpoint* » de l'ACV communément étudiés dans le cadre des productions agricoles du fait de l'utilisation d'engrais. Le déséquilibre en nombre d'études entre ces impacts procède du fait que la plupart des ACV publiées (notamment dans le cas des bioénergies) sont des ACV partielles ne considérant que 1 à 3 catégories d'impacts, notamment l'impact changement climatique et déplétion des ressources fossiles (Bessou *et al.*, 2013). Dans le corpus traité, 22 % des ACV traitent d'1 ou 2 catégories d'impacts ACV seulement, l'impact changement climatique étant le seul point commun à toutes les études.

En revanche, l'érosion n'est pas une catégorie d'impact standard en ACV. Elle existe dans certaines méthodes de caractérisation en ACV, e.g., LANCA© (Bos *et al.* 2016) et ACV-SOL (Garrigues *et al.*, 2013), mais n'ont pas été mises en œuvre dans les articles du corpus qui datent déjà au vu des récents développements en ACV dans ce domaine. L'érosion est cependant généralement perçue comme un impact sensible sur le sol lié notamment à la mise en culture (conversion de forêt en terre arable, etc.) ou au changement de pratique (couverture du sol, labour réduit, etc.). C'est un des principaux risques pour le sol. Selon la Food Agriculture Organisation (FAO) et l'Intergovernmental Technical Panel on Soils (ITPS) (2015), si l'érosion continue à son rythme actuel, elle entraînerait une perte en rendement équivalente à la suppression de 150 millions d'hectares de surface agricole d'ici 2050. Il est donc pertinent de retrouver l'érosion parmi les impacts les plus étudiés. De plus, c'est un impact essentiellement physique, voire physico-chimique, pour lequel divers modèles plus ou moins complexes sont disponibles. En comparaison, les connaissances et modèles concernant certains autres mécanismes d'impact environnemental intégrant notamment des cycles biogéochimiques complexes et la biodiversité du sol demeurent limitants pour caractériser l'impact des pratiques sur le sol.

2.3. Revue critique des méthodes utilisées pour quantifier les impacts

Panorama des méthodes et données utilisées

Le panorama des méthodes montre que globalement l'effort de modélisation des impacts finaux sur le sol est plus important que pour la caractérisation de l'amont de la chaîne d'impact, i.e., la modélisation des causes et types de CAS (Tableau II-7). En particulier, la réorientation des types d'usage est majoritairement non renseignée ou estimée selon des calculs basiques de type observation/supposition de changement direct sans modélisation globale. Les modèles économiques, quoique généralement largement utilisés pour modéliser les réorientations, voire également les CAS, sont ici peu représentés. La méthode la plus utilisée pour analyser les impacts sur le sol est l'analyse du cycle de vie (ACV), suivie de calculs basiques basés notamment sur des changements de stocks de biomasse ou de carbone, et des modèles plus mécanistes.

Les types de données sont mieux renseignés quelle que soit l'étape de la chaîne causale « réorientation-CAS-impact » étudiée. On retrouve majoritairement des références bibliographiques et des données statistiques notamment d'occupation des sols. Néanmoins, la contribution des données de terrain, comprenant à la fois des données expérimentales, climatiques et issues d'enquêtes, concernent pas loin du tiers des données utilisées. À nouveau, le dernier maillon de la chaîne causale, i.e., la modélisation de l'impact, concentre l'effort de caractérisation avec le plus grand nombre de données bibliographiques et de terrain.

Enfin, l'ensemble des résultats reste peu détaillé ; les données sont majoritairement accessibles sous forme de tableaux qui ne détaillent pas toutes les étapes de la chaîne causale, ou de figures et cartes présentant les résultats sous une forme plus ou moins agrégée. La robustesse statistique des résultats est peu ou prou renseignée et les domaines de validité des résultats sont peu ou prou discutés.

Tableau II-7. Panorama des types de méthodes et données utilisées

Etapas de la chaîne d'impact		Réorientation	CAS	Impact sur le sol
Méthode	Non renseignée/autres	43/2 %	17/3 %	4/12 %
	Calcul basique	23 %	33 %	20 %
	Modèle statistique	5 %	7 %	7 %
	Analyse du Cycle de Vie	8 %	9 %	31 %
	Modèle biophysique/processus/écologique	5/3/2 %	11/7 %	10/10/1 %
	Modèle économique	7 %	9 %	4 %
	Méta-analyse	2 %	1 %	1 %
	Qualitatif	-	1 %	1 %
Type de données	Non renseigné/autres	25 %	12 %	4/2 %
	Référence bibliographique	24 %	29 %	37 %
	Statistiques/occupation des sols	9/11 %	12/19 %	12/9 %
	Données de terrain (observations/ mesures/ interviews/ dires d'experts climatiques/ images satellites/ données sur les sols)	8/6/1/13/1/1 %	5/5/-/12/4/-/2 %	10/10/1/11/4/-/1 %
	Modèle économique global/modèles	1/- %	-	-/1 %
Accessibilité des résultats	Non renseigné/pas d'info	38/- %	25/1 %	5/- %
	Tableaux/figures/cartes	32/21/4 %	33/25/4 %	44/43/3 %
	Données brutes/texte	1 %	7/3 %	2/2 %
Précision des résultats	Non renseigné/pas d'info/autres	58/35 %	44/44 %	20/35/11 %
	Erreur standard/ écart-type/ intervalle de confiance	2/2/- %	2/2/4 %	4/2/11 %
	Analyse de sensibilité	4 %	4 %	18 %

NB : les arrondis expliquent les totaux ≠100 %

Code couleur pour les totaux par cellule : Gris clair : >15-30 % ; Gris : >30 %-45 % ; Gris foncé : >45 %

CAS : Changement d'affectation des sols

Différence de stocks de carbone

Le calcul d'impact sur le sol, eu égard à son stock de matière ou de carbone organiques, fait généralement intervenir une différence de stocks entre deux ou plusieurs états successifs. Les autres approches possibles sont la mesure de flux *in situ* ou la modélisation (cf. section Modèles biophysiques ci dessous). Cette différence de stocks est l'une des deux méthodes de calcul, dénommée « *stock-difference* » préconisées par les lignes directrices du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC) pour établir les bilans de gaz à effet de serre à l'échelle nationale dans le cadre des méthodes Tier 1 et 2 (IPCC, 2006). Cette différence de stocks est ainsi généralement utilisée pour calculer des bilans de gaz à effet de serre et leurs contributions au changement climatique plutôt que dans le cadre d'une analyse d'impact sur le sol. La deuxième méthode, quoique dénommée autrement « *Gain-Loss* » et proposant une temporalité différente dans les calculs, repose également sur un calcul de différence de stocks similaire. La méthode de calcul *stock-difference* du GIEC est la plus répandue dans la littérature et les standards internationaux (BSI, 2011; European Commission, 2014, WRI/WBCSD, 2011; Bernoux *et al.*, 2010; Colomb *et al.*, 2013; Peter *et al.*, 2016), et est notamment reprise dans le cadre de l'annexe V de la Directive Européenne sur les Energies Renouvelables (UE, 2009/28/CE ; Décision 2010/335/UE).

La différence de stocks est calculée entre deux usages de sol selon l'hypothèse que ces usages sont établis depuis suffisamment longtemps pour que les stocks de matière organique soient à l'équilibre. Cette durée, nécessaire et suffisante, est fixée à 20 ans minimum par défaut, se traduisant par un amortissement linéaire des pertes ou gains liés au changement d'usage sur cette période. Le bilan net annuel ne tient donc pas compte d'effets transitoires, voire irréversibles, notamment lors ou immédiatement après la conversion des terres.

Les stocks sont définis pour plusieurs compartiments, e.g., végétation aérienne ou souterraine, COS, etc., et dépendent des conditions initiales pédoclimatiques et de facteurs de pondérations liés au type d'usage du sol et à des modes simplifiés de gestion comprenant des classes de travail du sol et d'intensité d'apport d'intrants (faibles, modérés, importants avec ou sans fumure organique). Les profondeurs de sol pour l'observation des stocks de

carbone varie de 20 à 360 cm dans l'ensemble des articles du corpus. La médiane est à 30 cm, soit la profondeur standard utilisée dans le cadre des stocks donnés par le GIEC Tier 1 et la Directive Européenne sur les Énergies Renouvelables. En effet, pour le Tier 1 des valeurs de stocks par défaut sont fournies par le GIEC (IPCC, 2006). Ces valeurs par défaut ont été appliquées dans 11 articles (21 % du corpus total et 30 % des articles ayant pris en compte un impact sur le COS qu'il soit détaillé ou non dans les résultats), dont 10 ACV (43 % des ACV). Pour le Tier 2, des valeurs de stocks mesurés ou issues de références plus spécifiques peuvent être utilisées. Dans 10 articles (19 % du corpus et 27 % des articles ayant pris en compte un impact sur le COS) dont 3 ACV (13 % des ACV), les stocks de COS sont issus de mesures directes ou de références autres que le Tier 1 du GIEC. Les autres études traitant de l'impact sur le COS se basent sur des données issues de la modélisation ou ne précisent pas les références pour les stocks considérés.

La période d'amortissement de 20 ans par défaut pour allouer la différence de stocks à chaque année de culture est appliquée explicitement ou vraisemblablement dans 13 articles (25 % du corpus et 35 % des articles considérant un impact sur le COS). Cette période peut varier dans certains cas. La logique d'un changement de ce paramètre doit reposer sur des périodes de retour à l'équilibre plus longues, e.g., 100 ans (Cocco *et al.*, 2014), ou de logiques différentes en fonction de l'usage étudié, e.g., amortissement linéaire sur l'ensemble d'un cycle de culture pérenne (Mello *et al.*, 2014). Les variations de cette période d'amortissement peuvent être justifiées notamment en s'appuyant sur des valeurs de stocks adaptées. Dans certains cas, la période d'amortissement est définie selon des critères socio-économiques ou politiques indépendants de logiques écologiques ou agronomiques, e.g., Kauffman et Hayes, 2013. Ces variations, déconnectées de leur contexte d'étude, peuvent entraîner des biais dans la comparaison d'études ou dans la prise en compte parfois tronquée d'impacts de CAS historiques.

L'intérêt de la méthode de différence de stocks Tier 1 du GIEC est son application globale, grâce à des stocks et coefficients qui permettent de calculer et de comparer des différences de stocks de carbone de par le monde et pour un échantillon générique d'usages et de pratiques. Le pendant est le manque de sensibilité aux conditions très spécifiques et locales des usages agricoles du sol. En particulier, les classes de type d'usage ne permettent pas de différencier finement les cultures, ni les effets des rotations, et les facteurs de pondération ne quantifient que grossièrement l'impact global de pratiques clés dissociées de l'ensemble des nombreuses pratiques liées au système de culture.

S'appuyant sur l'approche statique et non mécaniste intrinsèque à la méthode *stock-difference*, certaines études comparent des stocks de différents usages de sol en différents lieux mais dans des conditions comparables pour analyser des impacts potentiels de CAS à un temps donné. Ces stocks sont comparés selon une approche de différence de stock mais ne vont pas nécessairement jusqu'à la mise en œuvre complète du Tier 2 avec la prise en compte de la période d'amortissement du CAS. Ces séquences synchroniques permettent dans certains cas de reconstituer des CAS virtuels basés sur des références plausibles (Zimmermann *et al.*, 2013; Mello *et al.*, 2014), mais cette approche est limitée par la disponibilité de telles références en conditions comparables avec des sols aux mêmes propriétés inhérentes (Bailis et McCarthy, 2011; Rasmussen *et al.*, 2012) et par le manque de prise en compte de l'historique d'un sol (i.e., effet parcelle).

La comparaison des stocks entre un usage donné et des références naturelles peut être élargie à différents contextes pédoclimatiques et agronomiques *via* des méta-analyses ou des études statistiques. L'élargissement à divers contextes et de plus nombreux paramètres engendre potentiellement une grande variabilité des observations et requiert des jeux de données nombreux et complets pour l'analyse des déterminants. Dans le cas de l'eucalyptus au Brésil, par exemple, une méta-analyse sur 89 données a montré qu'en moyenne l'eucalyptus n'entraînait pas de variation significative du COS comparé aux végétations naturelles malgré des gains et pertes de COS non négligeables dans certains cas (Fialho and Zinn, 2014). En revanche, une analyse statistique sur une étude expérimentale dans 135 sites de la Région du Sud-Central du Brésil (~6 000 échantillons de sol) a permis de mettre en évidence des effets moyens significatifs des CAS depuis des terres arables, des prairies ou du cerrado vers la culture de canne à sucre (Mello *et al.*, 2014). Néanmoins, selon l'usage précédent et le nombre correspondant d'observations, les effets n'étaient pas significatifs à toutes les profondeurs, e.g., après conversion de cerrado (5 sites) les variations de stock de carbone au-delà d'une profondeur de 30 cm n'étaient pas significatives (Mello *et al.*, 2014). À partir du large jeu de données incluant des CAS plus ou moins anciens, les changements de stocks de carbone ont été analysés² et intégrés sur plusieurs pas de temps par tranche de 5 ans et convertis en « land

² L'approche statistique utilisée est une modélisation linéaire à effets mixtes

use change factor » par profondeur et période ; ceux sur 30 cm au bout de 20 ans correspondent à une mise en œuvre complète du Tier 2 du GIEC. Les différences de résultats entre ces deux études peuvent procéder de différences réelles entre les contextes étudiés, mais également de manque de robustesse de certains résultats du fait d'échantillonnages trop petits au regard de la variabilité des contextes, des pratiques, des impacts, et de leurs représentativités spatio-temporelles.

Analyse du cycle de vie (ACV)

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un cadre méthodologique normé (ISO 14040 et 14044, 2006) d'évaluation multicritère des impacts environnementaux d'un produit ou d'un service. L'ACV permet de quantifier plus d'une douzaine d'impacts environnementaux potentiels tout au long du cycle de vie du produit, depuis l'extraction des matières premières jusqu'au traitement de fin de vie du produit et de ses résidus. Cette approche holistique du cycle de vie est devenue incontournable, notamment dans l'évaluation des filières bioénergies, afin de vérifier que les gains environnementaux comparés aux filières fossiles en termes de carbone émis vers l'atmosphère lors de la combustion ne soient pas potentiellement annihilés par d'autres impacts inverses tels que l'émission supplémentaire d'autres gaz durant la combustion ou d'autres émissions et impacts en amont de la chaîne.

Afin d'intégrer toute une filière, l'ACV doit quantifier des impacts en prenant en compte des usages de ressources et des émissions qui interviennent à divers endroits et moments. Ces contributions sont ainsi sommées indépendamment de leurs origines *via* des modèles linéaires caractérisant un impact potentiel final plus ou moins sensible aux circonstances locales (sensibilité du milieu, effet seuil, etc.). Certains modèles permettent de pondérer ces contributions en fonction de facteurs de régionalisation pour améliorer la pertinence des impacts les plus localisés par essence, e.g., indice de rareté de la ressource eau (Pfister *et al.*, 2009). Néanmoins, les résultats d'impact d'ACV sont des impacts globalisés calculés en parallèle qui donnent une estimation des impacts.

L'impact acidification (terrestre³) calculé *via* l'ACV représente un impact potentiel non localisé dû aux émissions dans l'air d'ammoniac et d'oxydes de soufre et d'azote. Les contributions relatives de chaque gaz varient selon les méthodes de caractérisation (ReCiPe, ILCD, CML, etc.), et toutes les méthodes n'incorporent pas nécessairement le devenir des substances dans l'air (e.g., EPD 2013). Ainsi, les impacts d'acidification répertoriés dans le corpus d'études représentent des impacts théoriques liés au potentiel d'acidification des différentes émissions recensées tout au long de la filière. Dans le cas des filières bioénergies, les émissions inventoriées sont majoritairement liées aux apports d'engrais azotés et à la combustion de diesel pour la mécanisation (Cocco *et al.*, 2014). Quels que soient le lieu et le moment de ces émissions, l'impact est calculé linéairement et représente un impact potentiel global non localisé. Le chemin d'impact jusqu'à l'acidification réelle d'un sol est encore long, et dans aucun cas la modélisation ne permet de quantifier cet impact réel à tout instant et en tout lieu en extrayant les contributions d'une filière d'étude précise. Ainsi les impacts potentiels d'ACV calculés pour une filière bioénergie permettent peu ou prou de caractériser les impacts de la culture de biomasse sur le sol ou plus largement sur le milieu directement concerné par la culture en question.

La catégorie d'impact ACV usage de terre ou « land use impact » avec l'indicateur « Biotic Production Potential » (Brandão and Milà i Canals, 2013) fait en partie exception à cette déconnexion du local. Le cadre conceptuel de cet impact a été développé dans le cadre de travaux de thèse dédiés aux ACV agricoles (Milà i Canals, L. ; Milà i Canals, L., 2007) et procède d'une nécessité grandissante depuis le début des années 2000 d'adapter l'ACV aux produits agricoles sur les bases d'un concept initialement développé pour les productions industrielles. L'importance du sol et de la qualité du sol dans l'étude des productions agricoles et l'évaluation de leurs impacts environnementaux pressèrent la communauté scientifique vers le développement de nouveaux modèles de caractérisation d'impacts dédiés au sol (e.g., Cowell et Clift, 2000 ; Lindeijer, 2000 ; Weidema, 2001). En parallèle de cet impact usage de terre, d'autres méthodologies ont été développées dans ou en dehors du même cadre conceptuel et sont aujourd'hui plus ou moins abouties et accessibles (Núñez *et al.*, 2012; Saad *et al.*, 2013; Garrigues *et al.*, 2013). La méthode LANCA© (Bos *et al.*, 2016), particulièrement aboutie, a été tout récemment recommandée dans le cadre de l'harmonisation européenne des méthodes de caractérisation en ACV (Vidal Legaz *et al.*, 2016).

³ Certaines méthodes caractérisent également l'acidification aquatique (e.g. IMPACT+2002) pour laquelle d'autres substances interviennent (e.g. phosphore). Faute de précision dans certains cas, l'acidification est communément comprise comme « acidification terrestre » et a été corrélée dans l'analyse du corpus par les experts à un impact sur le sol.

Dans le corpus (2001-2014), les développements les plus récents n'ont pas pu être capturés. 46 % des études utilisent l'ACV, 31 % prennent en compte un impact sur le sol ou une contribution du sol dans l'impact changement climatique dans l'ACV ; seulement 6 %, soit 3 articles, comportent la catégorie d'impact usage de terre, et 2 articles (4 %) comprennent divers développements récents en lien direct avec l'usage et la qualité des sols (Saad *et al.*, 2013; Brandão et Milà i Canals, 2013; de Baan *et al.*, 2013 In Munoz *et al.*, 2014; Helin *et al.*, 2014). Cette catégorie d'impact « land use impact » a été recommandée par les directives ILCD du centre de recherche de l'Union Européenne (JRC, 2011), mais néanmoins avec la mention « à mettre en œuvre avec précaution ». Les réserves sur cette catégorie d'impact étaient doubles. La première réserve concernait les difficultés de mise en œuvre liées au besoin de données spécifiques sur les stocks de carbone et la nécessité de développer des facteurs de caractérisation *ad hoc*. Ces difficultés expliquent certainement le manque de résultats sur cet impact dans la littérature d'alors. Aujourd'hui, des facteurs de caractérisation basés sur les stocks par défaut du GIEC sont implémentés dans les logiciels ACV (Brandão et Milà i Canals, 2013). La deuxième réserve concernait le focus unique porté sur le stock de carbone du sol pour caractériser un impact sur la qualité du sol. En effet, l'impact usage de terre a été défini originellement comme un proxy de l'impact d'un usage d'une terre, pour une activité agricole ou autre, sur la qualité du sol. La définition de la qualité du sol est un concept ouvert qui ne peut être appréhendé de manière univoque. Les auteurs s'accordent néanmoins sur la nécessité de considérer la qualité du sol au regard des fonctions attendues de ce sol et des liens entre les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol et sa capacité à remplir ces fonctions (Doran *et al.*, 2002; Karlen *et al.*, 2003; Kibblewhite *et al.*, 2008). L'impact usage de terre repose sur cette logique et se base sur la quantification des changements de stocks de carbone du sol comme indicateur de changements de teneur en matière organique, elle-même révélatrice de modifications significatives dans la capacité du sol à remplir diverses fonctions, en particulier les fonctions supportant la vie ou le développement biologique (Milà i Canals *et al.*, 2007). Les résultats de variation de stocks de carbone sont ainsi exprimés par l'indicateur « Biotic Production Potential ». Les auteurs justifiaient que la teneur en matière organique a été démontrée comme étant un attribut dynamique du sol révélateur de divers indicateurs de qualité tels que la capacité d'échange cationique ou l'activité biologique (Reeves, 1997 ; Brady et Weil, 2002), et ainsi le plus efficace à mettre en œuvre pour étudier un impact sur la fonction support de vie en ACV de produits agricoles et forestiers, bien que d'autres aspects de la qualité du sol puissent intervenir (Milà i Canals *et al.*, 2007).

Cette catégorie d'impact usage de terre, telle qu'implémentée actuellement dans les logiciels ACV comme Simapro ou OpenLCA, met en œuvre des facteurs de caractérisation quantifiant les variations de stocks de carbone du sol sur les bases des stocks et coefficients du GIEC⁴ (IPCC 2006 Tier 1). Comme pour une application du GIEC Tier 2, les valeurs de stock peuvent éventuellement être modifiées en modifiant manuellement des facteurs de caractérisation à l'intérieur du logiciel ACV. En revanche, le cadre conceptuel de la catégorie d'impact usage de terre ne se limite pas à une application stricte de l'approche différence de stocks. L'impact est calculé sur la base de deux flux de référence principaux, « transformation de terre » et « occupation de terre ». Le premier peut être assimilé à un impact « classique » de changement d'usage mettant en œuvre une différence de stocks allouée sur 20 ans par défaut. En revanche, le second quantifie une différence virtuelle de qualité comparée à un état de référence, lequel ne peut pas se régénérer naturellement tant que la terre est occupée. La définition des états initiaux et états de référence, dont l'influence sur les flux est critique, varient selon les objectifs de l'étude et donc l'approche ACV mise en œuvre. Initialement, le cadre conceptuel complet permet également de prendre en compte des impacts supplémentaires irréversibles et des impacts liés à une variation de qualité liée directement à l'occupation. Dans la pratique, ces impacts ne sont pas implémentés. D'une part, l'application des stocks du GIEC suppose un état à l'équilibre lié à chaque usage qui ne s'accorde pas avec un calcul de variation sensible de qualité autour de cet équilibre durant l'occupation. D'autre part, les impacts irréversibles sont difficilement identifiables *a priori* et non mis en œuvre faute de données et de consensus.

Le cadre conceptuel de cet impact permettrait une caractérisation plus complète de l'impact sur la qualité du sol sur la base d'autres flux reliant les changements de propriété du sol avec des changements dans son fonctionnement. Néanmoins, en l'état, l'impact du CAS, corrélé concrètement au flux de transformation, repose sur les données du GIEC et reflète ainsi l'impact sur la qualité du sol d'une différence de stocks utilisée par ailleurs pour quantifier les flux d'inventaire de la catégorie d'impact changement climatique, sans que la mise en cohérence de ces flux d'inventaire et des deux catégories d'impact soit systématique.

⁴ Selon l'approche *stock-différence* détaillée dans la section "Différence de stocks de carbone".

Modèles biophysiques

Le recours à la modélisation mécaniste pour caractériser des impacts sur le sol concerne environ 20 % des articles du corpus. Les principaux modèles utilisés sont de deux ordres : des modèles axés sur le fonctionnement physico-chimique et hydrique du sol avec un focus sur l'érosion, l'eau ou le stockage de COS (USLE⁵, SWAT⁶, GORCAM, RothC, ICBM, C-Tool, Matthews and Grogan model), et des modèles plus intégrateurs allant jusqu'aux simulations agroécosystémiques (CROPWAT, MISCANMOD, CENTURY⁷, CERES-EGC, EPIC⁸, SECRETS⁹) ou des intégrations sectorielles (GREET¹⁰). Ces modèles ne sont pas cloisonnés, e.g., USLE utilisé dans EPIC ou CENTURY dans GREET, etc. Les modèles CROPWAT¹¹ et MISCANMOD¹² ne sont pas des modèles agroécosystémiques complets car ils ne permettent pas de simuler les pertes vers l'environnement.

Modèles spécifiques pour le sol

Divers modèles dédiés au fonctionnement du sol ont été mis en œuvre dans les articles du corpus. La plupart sont des modèles dits mécanistes, ou du moins modélisant les processus, bien que certains fassent également intervenir des fonctions de pédo-transferts ou autres corrélations empiriques. On retrouve deux principaux modèles concernant le fonctionnement physique et hydrique du sol pour la modélisation notamment des risques d'érosion : SWAT mis en œuvre dans les études de Garcia-Quijano *et al.* (2005), Babel *et al.* (2011) et Wu *et al.* (2012), Hoque *et al.* (2014) ; et USLE/MUSLE/RUSLE mis en œuvre dans van Dam *et al.* (2009), Smeets et Faaij (2010), Secchi *et al.* (2011) et Debnath *et al.* (2014). Viennent ensuite des modèles plus ou moins mécanistes visant à simuler plus spécifiquement les dynamiques du COS : RothC mis en œuvre dans 2 études, Cherubini et Ulgiati (2010) et Brovkin *et al.* (2013), ainsi que des modèles moins connus dont un développé spécifiquement pour les cultures énergétiques, i.e., le modèle de Matthews et Grogan (2001) utilisé dans Styles et Jones (2008) et Mishra *et al.* (2013), ICBM dans Tidaker *et al.* (2014), C-Tool dans Hamelin *et al.*, (2014) et GORCAM dans Garcia-Quijano *et al.* (2005).

Les modèles USLE et SWAT sont les plus utilisés. MUSLE et RUSLE sont des versions Modifiée et Révisée de USLE, respectivement. Le modèle SWAT est un modèle adapté à l'évaluation à long terme des effets de l'usage des terres par agrégation d'unités de réponse hydrologique au sein d'un bassin versant. Cette approche spatialisée est intéressante pour analyser l'impact de scénarios alternatifs d'usages des terres (Garcia-Quijano *et al.*, 2005). SWAT est communément utilisé¹³ notamment du fait de sa flexibilité dans le choix des méthodes de calcul pour l'évapotranspiration, le choix des données climatiques potentiellement générées automatiquement, la disponibilité d'une base de données sur les usages de sol et de nombreuses plantes et le choix du pas de temps pour les sorties du modèle sur les flux en sédiments, nutriments (4 formes d'azote + azote total et 2 formes de phosphore + phosphore total) et pesticides (Heuvelmans *et al.*, 2005 ; Hoque *et al.*, 2014). SWAT est en partie basé sur des relations empiriques, dont certaines sont issues de MUSLE, essentiellement déterminées sur la base d'expérimentations aux Etats-Unis. Son application en dehors de ce domaine de validité est à considérer avec précaution (Heuvelmans *et al.*, 2005).

Les modèles USLE et ses dérivés sont également très répandus, notamment en sous-modèle de modèles plus intégrateurs tels que le modèle EPIC. USLE est une équation rudimentaire qui permet de déterminer l'érosion hydrique en prenant en compte le produit du risque d'érosion lié aux précipitations (R), de l'érodabilité du sol (K), de la longueur de pente (L) et sa sévérité (S), de la gestion du couvert (C), et des pratiques de lutte contre l'érosion (P). Les paramètres R et K requièrent néanmoins des jeux de données sur des pas de temps longs (au moins 20

⁵ Universal Soil Loss Equation (USLE) <http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/12-051.htm>, dernière consultation January 15 2017

⁶ Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Arnold *et al.*, 1999. Une description des paramètres du modèle (calibration, validation et performance) est disponible dans Cibin *et al.* (2012) ; analyse de sensibilité dans Heuvelmans *et al.* (2005)

⁷ Metherell *et al.*, 1993

⁸ Environmental Policy Integrated Climatic (EPIC) model (Williams 1990), originellement ce modèle s'intitulait Erosion Productivity Impact Calculator: <http://epicapex.tamu.edu/files/2013/02/epic0509usermanualupdated.pdf>.

⁹ Stand to Ecosystem CaRbon and EvapoTranspiration Simulator (SECRETS) est un modèle mécaniste de simulation de couverts forestiers (Sampson et Ceulemans, 2000; Sampson *et al.*, 2001).

¹⁰ Argonne National Laboratory's Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation (GREET™): GREET1_2012. <http://greet.es.anl.gov/main>.

¹¹ FAO: http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html

¹² MISCANMOD by Clifton-Brown *et al.*, 2000 ; Jain *et al.*, 2010.

¹³ SWAT literature database website. https://www.card.iastate.edu/swat_articles/, dernière consultation January 15.2017

ans de données climatiques continues) pour une application dans des conditions pédoclimatiques éloignées des domaines de validité initiaux (Devatha *et al.*, 2015). L'équation modifiée MUSLE prend également en compte le volume et le taux maximum de ruissellement, ainsi qu'un facteur lié aux fragments grossiers du sol (Zhang *et al.*, 2010).

Modèles agroécosystémiques

Les modèles agroécosystémiques tels que CERES-EGC (Gabrielle *et al.*, 1998 ; Goglio *et al.*, 2013; Gabrielle *et al.*, 2014a) combinent généralement plusieurs sous-modèles ou modules qui permettent de modéliser les principaux processus intervenant au sein et à l'interface des compartiments sol-plante-atmosphère. Ces modules permettent ainsi de modéliser le fonctionnement physico-chimique et hydrique du sol, les processus microbiens et les variations de stocks de COS, le développement du couvert végétal et les émissions vers l'environnement.

CERES-EGC, utilisé dans un article du corpus (Gabrielle *et al.*, 2014b), permet notamment de simuler, en plus des rendements et des dynamiques du carbone, les pertes d'azote réactif (N_2O , NO, NH_3 , NO_3^-). Les modèles EPIC utilisé dans 3 articles (Zhang *et al.*, 2010 ; Secchi *et al.*, 2011 ; Debnath *et al.*, 2014) et CENTURY utilisé dans 2 articles (Rasmussen *et al.*, 2012 ; Dunn *et al.*, 2013) permettent également de simuler le fonctionnement de l'agroécosystème incluant les émissions d'azote et de phosphore vers l'environnement. Néanmoins, dans les deux articles susmentionnés, c'est en fait seulement le sous-module de CENTURY sur les dynamiques du COS qui a été mis en œuvre. D'ailleurs, les dernières versions du modèle EPIC contiennent des routines pour simuler le COS issues de CENTURY.

L'approche mécaniste nécessite des jeux de données détaillés renseignant à un pas de temps suffisamment fin (e.g., journalier) les divers paramètres influant l'ensemble des processus que ce soit des variables d'entrée (température, précipitations, etc.), ou des paramètres fixes déterminant les propriétés du système (capacité au champ, spécificités variétales), ou les conditions initiales (teneur initiale en azote minéral du sol). La disponibilité de l'ensemble des données nécessaires est souvent le facteur limitant l'utilisation d'un modèle mécaniste. En particulier, le manque de données pour calibrer les paramètres fixes restreint fortement l'utilisation d'un modèle en dehors du domaine de validité des paramètres initialement calibrés. Dans le cas de culture de switchgrass aux Etats-Unis, en Oklahoma, le modèle utilisé, EPIC, n'ayant pas pu être calibré pour le COS, les résultats sur le COS sont difficilement valorisables, et de l'aveu des auteurs peu cohérents avec la littérature (Debnath *et al.*, 2014). De même, dans une étude dans l'Iowa sur les CAS liés à l'augmentation de surface en maïs basée sur une modélisation avec EPIC, certaines données ne purent être compilées pour les paramètres du sol entraînant une potentielle sous-estimation des risques environnementaux dans les 5 comtés concernés (Secchi *et al.*, 2011). Autre exemple, au Mozambique, les paramètres physiologiques ne purent pas être calibrés pour le jatropha et limitèrent la portée de l'usage du modèle CENTURY pour approximer les dynamiques temporelles des pertes de COS sans pouvoir les quantifier directement (Rasmussen *et al.*, 2012).

Lorsque les données sont disponibles, les modèles mécanistes permettent avantagement de simuler des cycles de culture sur le long terme. Cela permet d'une part d'explorer la variabilité et la robustesse des résultats en prenant en compte une variabilité interannuelle. Le corpus comprend par exemple des études avec des simulations sur 20 ans (Gabrielle *et al.*, 2014), 30 ans (Secchi *et al.*, 2011 ; Tidaker *et al.*, 2014), 50 ans incluant 10 scénarios climatiques (Debnath *et al.*, 2014) ou 150 ans (Garcia-Quijano *et al.*, 2005). D'autre part, les simulations sur le long-terme sont particulièrement nécessaires dans le cas des dynamiques de long terme notamment du COS et dans le cas des cultures pérennes. Les résultats comparés entre le premier et le deuxième cycle de culture d'eucalyptus au Brésil, par exemple, étaient sensiblement différents (Fialho et Zinn, 2014).

2.4. Analyse critique des évaluations d'impacts

Gamme des impacts étudiés

Les impacts sont globalement peu renseignés si l'on considère l'ensemble des impacts potentiels (Tableau II-8).

L'impact sur la teneur en COS mis à part, les impacts sont à plus de 67 % non renseignés. Il est donc impossible de tirer des conclusions généralisables à un type d'impact. Il n'y a pas non plus de tendance observable sur ces impacts toutes filières et CAS confondus. En particulier, les teneurs en carbone et en matière organique ne montrent pas de tendances fortement corrélées bien que l'une et l'autre soient intrinsèquement reliées. Le manque

de renseignement sur les impacts est potentiellement à l'origine de cette disjonction, avec notamment 81 % des impacts potentiels sur la teneur en matière organique non étudiés ou non renseignés. Néanmoins, une analyse approfondie au regard des filières et CAS concernés est nécessaire pour mieux interpréter la légère tendance à la baisse de la teneur du carbone organique et les résultats plus hétérogènes observés pour les autres impacts : acidification, érosion et teneur en matière organique.

Tableau II-8. Panorama des impacts du changement d'affectation des sols (CAS) sur le sol

Impact	Non renseigné / non étudié / étudié mais non renseigné	Baisse	Stabilité	Augmentation	Variabilité
Teneur en carbone organique	54 %	23 %	4 %	6 %	13 %
Acidification	67 %	10 %	2 %	17 %	4 %
Erosion	77 %	12 %	-	8 %	4 %
Teneur en matière organique	81 %	10 %	2 %	4 %	4 %
Éléments traces métalliques	96 %	-	-	2 %	2 %
Tassement	98 %	-	-	-	2 %
Contamination organique	98 %	-	-	-	2 %
Pollution biologique	98 %	2 %	-	-	-

NB : les arrondis expliquent les totaux ≠ 100 %

Code couleur pour les totaux par cellule : Gris clair : >15-30 % ; Gris moyen : >30 %-45 % ; Gris foncé : >45 %

Impacts quantifiés

Les impacts quantifiés en termes de variation de matière organique du sol ou de COS (Tableau II-9, en annexe) et d'érosion (Tableau II-10, en annexe) sont répertoriés par filière. Seuls les scénarios concernant explicitement une filière bioénergie sont traités. Parmi ces scénarios, ceux concernant uniquement des changements de pratiques (e.g., export des résidus de culture) mais pas de changement d'occupation des sols (au sens strict de CAS, direct ou indirect) ne sont pas reportés dans ces deux tableaux. De même, les scénarios ne permettant pas de quantifier individuellement les impacts sur le sol (e.g., carbone du sol désagrégé de la biomasse totale) ne sont pas reportés dans ces tableaux.

Sur les 52 articles du corpus, 37 prennent en compte un impact potentiel sur le COS dont 26 présentent des résultats chiffrés permettant d'identifier un CAS et ses impacts potentiels sur le COS (50 % du corpus et 70 % des articles considérant un impact sur le COS). L'impact érosion est traité de manière explicitement quantifiée par filière dans 8 articles (15 % du corpus). Les filières et leurs impacts sur le COS les plus représentés et détaillés sont la canne à sucre au Brésil, le maïs et le switchgrass aux Etats-Unis, ainsi que le miscanthus majoritairement en Europe. Le produit final le plus répandu est l'éthanol de première et deuxième génération. Les résultats varient considérablement entre filières, et au sein d'une même filière en fonction du contexte de l'étude et de l'approche utilisée pour la caractérisation de l'impact, notamment les stocks initiaux et les dimensions temporelles considérées. Du fait de la prépondérance de l'impact sur le COS dans l'ensemble du corpus, les mécanismes analysés (détaillés dans la section suivante « Mécanismes impliqués ») sont également majoritairement reliés au COS.

Les impacts quantifiés en termes d'acidification des milieux sont également répertoriés et sont extraits de 5 articles, soit à peine 10 % du corpus et exclusivement des ACV (Tableau II-11, en annexe). Néanmoins, les contributions à l'impact ont diverses origines tout au long de la filière, notamment la fertilisation lors de la production de la biomasse, le transport, la transformation, etc., si bien qu'il n'est pas systématiquement possible de discerner la contribution propre du CAS ou du moins des étapes directement liées à la phase agricole ou forestière. Ainsi, les impacts d'acidification non calculés à l'hectare ne sont pas reportés dans le tableau. D'autre part, quoiqu'en partie liée à l'amont de la filière, soit la production de biomasse, la caractérisation de l'impact d'acidification terrestre permet peu ou prou d'identifier un impact sur le sol lié directement à la culture de la biomasse (cf. section « Analyse de cycle de vie », ci-dessus). La culture de la biomasse pour la bioénergie est responsable d'émissions à l'origine d'un potentiel d'acidification à travers essentiellement les pertes de composés volatiles azotés liés à la production et l'épandage d'engrais et à la combustion de carburant pour la mécanisation au champ. Néanmoins ces émissions résulteront potentiellement en un impact d'acidification ailleurs que directement sur le sol sur lequel la biomasse est exploitée.

Mécanismes impliqués

Les impacts d'un CAS sont la résultante d'interactions entre deux complexes de processus : ceux dus au changement de couverture du sol ainsi que les processus liés de surface (érosion, ruissellement), ou souterrains (e.g., enracinement, infiltration, absorption), et ceux dus aux pratiques associées (drainage, travail du sol, apports d'engrais, etc). Ainsi, certains impacts sur le sol sont intrinsèquement liés au type d'usage (couverture du sol plus ou moins dense et ancrée pour des plantes pérennes par rapport à des annuelles), tandis que d'autres impacts sont gouvernés par les interactions entre type d'usage et pratiques (une culture avec ou sans labour, des cultures aux besoins en eau ou intrants différents, etc). Les résultantes de l'ensemble des processus sont complexes et dépendent initialement du type de sol et de ses propriétés (cf. section « L'influence du type de sol sur les variations de COS et les risques de pertes », ci-dessous), limitant la portée générique des résultats observés.

Les impacts du CAS concernent en premier lieu le sol, en tant que ressource, mais également d'autres compartiments environnementaux affectés directement ou indirectement par les processus liés au sol et qui affectent les cycles de l'eau, des nutriments et autres éléments. Les mécanismes analysés dans les articles du corpus traitent majoritairement de l'impact sur le COS.

Processus affectant le sol en tant que ressource

Les mécanismes d'impact sur le sol concernent en premier lieu des processus physico-chimiques contribuant à la perte de sol et de ces éléments constitutifs notamment la matière organique et les nutriments. Les principaux processus de perte sont l'érosion et le ruissellement (Brady et Weil, 2002). Le brûlis contribue également dans certains CAS à la perte en matière organique du sol. L'érosion et le lessivage du COS dissous peuvent contribuer à une part importante des pertes de COS en agriculture, jusqu'à 20-30 % des changements de COS (Izaurre et al., 2007 In Zhang et al., 2010). Néanmoins, dans le cadre d'une modélisation avec CENTURY d'émissions de COS liées à des CAS aux Etats-Unis, l'ajout de la modélisation de l'érosion n'influence pas les émissions (Dunn et al., 2013).

Ces processus de perte sont influencés par le changement d'usage à travers le changement de couverture végétale qui peut jouer un rôle de protection mécanique contre ces processus de perte. La plus grande couverture du sol en moyenne par les cultures pérennes comparées aux annuelles, réduit les risques d'érosion (Smeets et Faaij, 2010). La conversion de prairie en switchgrass dans le bassin aval du Mississippi permet de réduire l'érosion et le ruissellement; cette réduction est notamment corrélée à une augmentation de l'évapotranspiration et une réduction de la charge en eau du bassin (Wu et al., 2012). Les forêts ou les cultures pérennes telles que le palmier à huile ou l'hévéa engendrent moins de ruissellement de surface du fait de leurs systèmes racinaires plus étendus et de leurs plus grandes évapotranspirations comparées au manioc et à la canne à sucre (Babel et al., 2011). Les pertes sont également accentuées dans les champs de manioc du fait de la faible couverture du sol, même à maturité, de la faible densité de plantation et de la structure des feuilles qui favorisent l'action mécanique des pluies (Babel et al., 2011). Cette action est également favorisée dans les champs de canne à sucre, par rapport aux prairies et forêts, du fait des périodes de sol nu lors de l'implantation et entre les récoltes et la repousse (Babel et al., 2011). Ainsi les risques d'érosion restent potentiellement prégnants durant la phase initiale de développement après le CAS jusqu'à ce que la canopée soit refermée, par exemple dans le cas des herbes de saison chaude comme le switchgrass dont la croissance des jeunes plants est lente. Ce risque peut être limité grâce à un choix approprié des espèces et des systèmes d'implantation améliorés (van Dam et al., 2009).

Les opérations culturales contribuent également à la déstructuration physique du sol *via* d'une part le remaniement du sol et la destruction des agrégats du sol, d'où un sol plus sensible à l'érosion (Zimmermann et al., 2013), et d'autre part le tassement qui engendre une diminution de l'infiltration de l'eau et ainsi un risque d'érosion accru (van Dam et al., 2009; Smeets and Faaij, 2010). Ces mécanismes furent notamment observés pour la canne à sucre du fait du tassement lié aux opérations culturales et lors de la récolte (Fiorio et al., 2000; Prado and Centurion, 2001 In Babel et al., 2011). L'augmentation de la densité apparente, la réduction de l'infiltration de l'eau et donc les risques de pertes par ruissellement et érosion sont d'autant plus grands que la teneur en COS est faible (Wu et al., 2012). A ces facteurs physico-chimiques, s'ajoutent des processus biologiques variables en fonction de l'aération du sol. Le labour peut stimuler le processus de décomposition et de perte de matière organique liée à une aération du sol en profondeur (Solomon et al., 2001; Zimmermann et al., 2013). Le tassement au contraire peut entraîner des zones d'anoxie, dans les volumes de pore réduits, propices à la dénitrification et aux émissions de protoxyde d'azote.

Les changements d'usage ou de pratiques permettant une protection de la surface du sol et une augmentation de la biomasse peuvent contribuer à préserver, voire améliorer, le contenu en matière organique du sol. La réduction du travail du sol, notamment lors de la conversion de culture annuelle en culture pérenne, et le retour des résidus de culture au sol, y compris la litière sous pérenne, influencent ainsi positivement l'accumulation de carbone organique dans le sol (Anderson-Teixeira *et al.*, 2009; Mishra *et al.*, 2013; Zimmermann *et al.*, 2013; Gabrielle *et al.*, 2014 ; Mello *et al.*, 2014). Néanmoins la réduction du travail du sol et le maintien du COS lors de la conversion en culture pérenne varie en fonction du type de culture pérenne et de CAS. Dans le cas de la canne à sucre au Brésil, par exemple, le sol est typiquement labouré tous les 5 ans et la canne à sucre repiquée. Ce délai ne permet pas nécessairement de conserver durablement tout le carbone stocké pendant la culture du premier cycle et se traduit par des gains nets après une culture annuelle mais des pertes nettes après une prairie (Mello *et al.*, 2014). En revanche, les bénéfices du switchgrass en termes de stockage de COS après conversion de terres arables ou de prairies dégradées perdureraient au bout de 100 ans de simulation bien que le taux annuel soit divisé par 10 (van Dam *et al.*, 2009).

L'influence du type de plante sur le stockage de COS

L'augmentation en COS sera potentiellement d'autant plus grande que la productivité du système sol-plante sera forte. Cette productivité dépend à la fois du type d'usage et de l'adéquation entre les conditions pédoclimatiques et l'optimum de la culture. Le type de photosynthèse (plantes en C3 ou C4) joue un rôle clef dans l'échelonnement de ces optimums et les variations lors de CAS (van Dam *et al.*, 2009). Les performances globales et relatives varient nécessairement en fonction du lieu (Dunn *et al.*, 2013; Debnath *et al.*, 2014). En comparant deux zones agroécologiques aux États-Unis, les divers CAS impliquant des conversions de forêt, prairie et terres arables en maïs, switchgrass et miscanthus, entraînent des variations de COS qui restent cohérentes mais dont les amplitudes sont plus grandes dans la zone tempérée humide (« temperate sub-humid agroecological zone » AEZ10) que dans la zone tempérée sèche (« temperate arid agroecological zone » AEZ7) (Dunn *et al.*, 2013). Le miscanthus montre des impacts environnementaux très variables spatialement à l'échelle d'une région des Pays-Bas (Elbersen *et al.*, 2014). De même à travers les États-Unis, le potentiel de stockage de COS augmente d'Ouest en Est en fonction de l'humidité croissante du sol et de la productivité associée (Mishra *et al.*, 2013). En revanche, dans une étude sur l'eucalyptus au Brésil, la teneur en COS ne varie pas significativement en fonction des biomes étudiés, depuis le cerrado du centre à la pampa du sud ou les forêts de la côte Est (Mata Atlântica). À travers ces biomes, la pluviométrie moyenne annuelle est similaire (1 200-1 500 mm) mais les durées de saison sèche sont différentes (Fialho and Zinn, 2014). Dans le cas du switchgrass aux États-Unis, les études ne s'accordent pas sur la corrélation entre production de biomasse et accumulation de COS (Follet *et al.*, 2012 ; Egbendewe-Mondzozo *et al.*, 2013 In Debnath *et al.*, 2014). Cet exemple illustre la complexité des processus sous-jacents et la nécessité d'explorer à la fois plusieurs contextes et d'autres mécanismes corrélés. Néanmoins, l'augmentation des rendements et de la production de biomasse aérienne et souterraine reste corrélée à l'augmentation de la teneur en COS dans CENTURY (Dunn *et al.*, 2013).

L'accumulation de COS dépend probablement à la fois de la productivité en biomasse et de l'écophysiologie de la plante qui détermine l'allocation du carbone vers les racines et les rhizomes (Anderson-Teixeira *et al.*, 2009; Zimmermann *et al.*, 2013). Dès lors, les composantes du rendement, biomasse exportée et recyclée, ne sont pas suffisantes pour appréhender l'influence sur le COS. Les dates de récolte peuvent être choisies pour favoriser la réallocation des éléments dans la plante vers les organes de réserve, la sénescence des feuilles et une accumulation possible du COS, par exemple dans le cas d'une récolte tardive du miscanthus après sénescence hivernale (Mishra *et al.*, 2013; Zimmermann *et al.*, 2013). La profondeur des racines joue également un rôle par exemple dans la comparaison entre canne à sucre et miscanthus ou switchgrass. L'accumulation de COS pour ces derniers est plus homogène quelle que soit la profondeur, alors que cette accumulation reste plus en surface dans le cas de la canne à sucre (Anderson-Teixeira *et al.*, 2009). 50 % de la biomasse des racines du miscanthus se trouvent au-delà de 90 cm de profondeur (Neukirchen *et al.*, 1999 In Mishra *et al.*, 2013). La culture du switchgrass permet également de stocker des quantités de COS considérables en favorisant la production d'humus, et *via* la production d'une grande quantité de rhizomes et de biomasse racinaires en profondeur (Lewandowski *et al.* 2000 ; Liebig *et al.* 2005 In van Dam *et al.*, 2009).

L'impact de la biomasse recyclée va dépendre de corrélations entre le type de plante, notamment la teneur en lignine des résidus, et les conditions microclimatiques pour la décomposition. La composition chimique des résidus n'est en effet pas suffisante pour expliquer le temps de résidence du carbone dans le sol qui dépend du

fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème (Schmidt *et al.*, 2011 *In* Fialho et Zinn, 2014). En Amérique du Nord, les changements nets de COS sous switchgrass augmentent notamment selon un gradient positif de température (Anderson-Teixeira *et al.*, 2009). En Suède, les dynamiques de décomposition sont plus faibles lorsque sont introduites dans les rotations de cultures annuelles des prairies artificielles ou temporaires qui cumulent les effets de réduction du travail du sol et des conditions plus sèches et froides en moyenne lors de leur développement (Bolinder *et al.* 2012 *In* Tidaker *et al.*, 2014). Les pratiques de fertilisation azotée peuvent également dans certains cas de CAS, comme la conversion au miscanthus, modifier sensiblement le ratio C/N du sol entraînant des modifications des dynamiques de décomposition (Schneckenberger et Kuzyakov, 2007 *In* Mishra *et al.*, 2013).

L'influence du type de sol sur les variations de COS et les risques de pertes

Les propriétés du sol jouent nécessairement un rôle prépondérant dans la capacité d'une culture ou d'une gestion du couvert à influencer le stockage et déstockage du COS. Dans certains cas, ces propriétés inhérentes pourraient même masquer l'effet d'un CAS, comme le soupçonnent les auteurs dans une étude au Mozambique, dans laquelle les larges variations de COS sous forêt dominant par rapport aux variations des mesures de COS entre forêt, maïs et jatropha (Rasmussen *et al.*, 2012).

Tout d'abord, la teneur en COS originelle du sol est essentielle pour caractériser un impact lié au CAS. Le CAS de prairie à miscanthus peut se traduire par une augmentation nette de COS sur sol minéral (Anderson-Teixeira *et al.*, 2009) ou un déstockage net de COS sur sol organique (Elbersen *et al.*, 2014). L'amplitude d'un changement de stock dépend ainsi de la référence utilisée pour définir la teneur en COS originelle d'un sol, i.e., une teneur potentielle par rapport à une référence naturelle théorique (*cf.* section Analyse de cycle de vie, ci-dessus), une teneur initiale du précédent lors du CAS, ou une teneur théorique du précédent potentiel par observation synchronique ou comparaison avec la littérature (e.g., Helin *et al.*, 2014). Dans le cas de la modélisation avec CENTURY, le choix du paramètre pour l'accélération de la dégradation du COS liée à la mise en culture (i.e., le paramètre « cteff », par défaut ou celui calibré pour les terres cultivées en maïs) conduit à des émissions accrues lors de la production de maïs mais réduites lors de la conversion en switchgrass et miscanthus du fait d'une teneur en COS réduite en amont du CAS (Dunn *et al.*, 2013).

En parallèle, texture et structure du sol interviennent également dans les mécanismes de stockage et déstockage de COS. La teneur en argile du sol modère par exemple les pertes et gains de COS, respectivement sous maïs ou plante pérenne, dans une étude couvrant plusieurs pays (Anderson-Teixeira *et al.*, 2009). Dans le cas de l'eucalyptus au Brésil, les sols argileux tendent à stocker plus de COS que les sols sableux en particulier sur les premiers 20 cm du sol, bien que les résultats ne soient pas statistiquement significatifs (Fialho et Zinn, 2014). La rétention du COS dans les sols sableux brésiliens est plutôt liée à des débris instables que les pratiques peuvent viser à augmenter et stabiliser pour éventuellement augmenter à long terme le COS (Fialho et Zinn, 2014). Cette matière organique en macroparticules, non impliquée dans le complexe organo-minéral du sol, est plus sensible à la minéralisation que celle liée au limon et à l'argile. Ainsi, dans une étude en Tanzanie, la texture du sol influence l'évolution du type de matière organique lors de CAS de bois dégradé vers des cultures arables, notamment à travers les signatures en sucres aminés. Les sucres métabolites microbiens sont plus stables et moins affectés par ce CAS dans les sols à textures plus fines (Solomon *et al.*, 2001). D'autres propriétés, notamment les agrégats et les teneurs en oxydes de fer et d'aluminium, influencent fortement les dynamiques et la rétention du COS dans les Oxisols brésiliens (Zinn *et al.*, 2007a, 2007b; Zinn *et al.*, 2011 *In* Fialho et Zinn, 2014).

Un ensemble de paramètres du sol pouvant affecter sa fonction de support de production a été utilisé aux États-Unis pour définir des classes de capacité des sols, « land capability classes ». Ce système regroupe dans une classe des sols avec un potentiel de support de production similaire par rapport à un contexte pédoclimatique et agronomique spécifique sans détériorer cette capacité sur le long terme. Les critères englobent des paramètres sur la morphologie, la structure, la texture et la composition minérale des sols. Dans le cas d'un CAS de culture de blé sans labour vers du switchgrass, des travaux de modélisation indiquent une augmentation du COS et une réduction des pertes de sol, d'azote et de phosphore pour les 3 types de classes de sol explorées (land capability classes I, II et III). La réduction des pertes par érosion et ruissellement est d'autant plus grande que le risque initial de perte est grand, ce qui signifie que cette réduction croît depuis des sols de type I vers ceux de type III ayant le risque de perte par érosion le plus élevé. Le stockage de COS est plus important en revanche pour les sols de type I, dont le potentiel productif est meilleur, car la production de biomasse et le stockage de COS associé sont plus importants que pour les autres types de sols II et III modélisés (Debnath *et al.*, 2014).

Les impacts indirects

L'érosion, le ruissellement et le lessivage entraînent potentiellement des pertes de nutriments vers l'environnement (Ruppenthal *et al.*, 1997 ; Howler, 2001 ; Thomas *et al.*, 2009 ; Blanco-Canqui, 2010). L'expansion du manioc et de la canne à sucre, dans le cas du bassin versant de Khlong Phlo en Thaïlande, pourrait entraîner des pertes en sédiments, nitrate et phosphore plus importantes que pour le palmier à huile du fait d'un risque plus important d'érosion et de ruissellement. Ces pertes contribueraient à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Mais à risque comparable d'érosion et de ruissellement, le palmier à huile entraînerait potentiellement plus de pertes que l'hévéa ou les vergers du fait d'une fertilisation plus intense (Babel *et al.*, 2011). Le miscanthus entraînerait au contraire moins de pertes de nitrate que les cultures annuelles de colza, betterave et blé en Région Ile-de-France, avec un facteur de réduction de 1,05 à 4 (Gabrielle *et al.*, 2014). Le switchgrass entraînerait moins de pertes par ruissellement d'azote (jusqu'à 68,5 kg N/ha.an de pertes en moins) et de phosphore (jusqu'à 1,5 kg P/ha.an de pertes en moins) à la place du blé cultivé dans divers sites en Oklahoma, aux États-Unis (Debnath *et al.*, 2014). Toujours aux États-Unis, dans l'Indiana, le miscanthus et le switchgrass entraîneraient moins de pertes par érosion de sédiments (jusqu'à -30 %), d'azote (jusqu'à -16 %) et de phosphore (jusqu'à -33 %) par rapport à un précédent prairie ou en rotation maïs-soja ou un mélange des deux. Les réductions de pertes sont comparables entre miscanthus et switchgrass à l'exception des pertes d'azote un peu plus importantes malgré des apports d'engrais azotés équivalents (Hoque *et al.*, 2014). Dans l'Iowa, la conversion de prairie permanentes en culture de maïs seul ou en rotation entraînerait dans tous les scénarios des pertes accrues de sédiments, phosphore et azote vers l'environnement (Secchi *et al.*, 2011).

L'apport d'engrais azoté s'accompagne également d'émissions directes et indirectes de composés azotés volatiles vers l'atmosphère pouvant contribuer aux impacts de changement climatique et d'acidification des milieux. Ces impacts, comme détaillé notamment pour l'acidification (*cf.* section Analyse de cycle de vie, ci-dessus), peuvent engendrer des impacts indirects sur le sol. Dans le nord des Pays-Bas, le remplacement des rotations de culture par du miscanthus entraînerait une diminution de ces émissions et impacts subséquents du fait d'intrants comparativement moins importants (Elbersen *et al.*, 2014). En Ile-de-France, ce même CAS de cultures annuelles à miscanthus entraînerait également des réductions de ces émissions. Les émissions de N₂O seraient 2 à 6 fois inférieures comparées à celles des cultures de colza, blé et betterave ; celles de NO seraient divisées par 2, et celles de NH₃ par 14 à 32 (Gabrielle *et al.*, 2014).

Enfin, en comparaison des cultures annuelles, l'évapotranspiration plus importante des cultures pérennes, observée notamment pour l'eucalyptus, le peuplier ou le switchgrass, peut réduire le ruissellement et les pertes de nutriments associées (*cf.* section Processus affectant le sol en tant que ressource), mais cela signifie également une réduction potentielle des ressources en eau disponible (van Dam *et al.*, 2009; Smeets et Faaij, 2010; Wu *et al.*, 2012).

2.5. Discussion et conclusion

Bien que le sol soit la première ressource impactée par l'usage des terres et les changements d'affectation de ces terres, la caractérisation des impacts sur le sol et la qualité des sols reste limitée, à la fois en termes de nombre d'articles traitant du sujet et en termes de propriétés et paramètres explorés pour estimer les atteintes à cette qualité des sols. A peine un quart des articles du corpus aborde les impacts sur le sol (52 sur 214) et seulement 17 % des articles quantifient ces impacts (37 sur 214). Sur cet échantillon réduit de 37 articles, 70 % des articles détaillent les impacts sur le COS, 22 % des articles traitent également de l'impact érosion ou exclusivement de l'érosion (1 article). La prédominance de la caractérisation de l'impact sur le COS s'explique par le rôle prépondérant de la matière organique du sol dans la capacité du sol à remplir diverses fonctions. Ainsi la teneur en COS, corrélée directement à la matière organique, est un indicateur résultant potentiellement de l'intégration de plusieurs changements dans les propriétés et fonctions du sol. D'autre part, le COS est un paramètre relativement facile à mesurer.

Les études du corpus montrent globalement que les plantes pérennes tendent à mieux préserver, voire augmenter, les teneurs en COS comparées aux cultures annuelles. Néanmoins, les résultats quantifiés sont très variables et dépendent du contexte pédoclimatique et agronomique. Certains résultats montrent des variations de COS plus ou moins sensibles au type de sol. L'analyse fine de l'influence du type de sol nécessite des études larges de type méta-analyse ou reposant sur des protocoles de mesures lourds couvrant de nombreux terrains. Ce format d'étude

était peu présent dans le corpus, qui fournit de fait peu d'éléments robustes sur l'influence du type de sol dans les mécanismes d'impact sur le sol liés au CAS.

Des résultats expérimentaux ou de modélisation mettent en évidence l'importance de l'historique et de l'évolution du CAS, soit depuis l'équilibre antérieur au CAS et dépendant de l'historique de la parcelle jusqu'au nouvel équilibre. Pourtant, nombreuses sont les études qui s'appuient sur des valeurs par défaut, e.g., 30 % des études quantifiant le COS se basent sur les coefficients du GIEC Tier 1 (2006). Or la valeur informative d'une variation de COS en termes d'impact sur la qualité des sols n'est avérée que si cette variation traduit effectivement la résultante de processus modifiés dans le sol. L'application de la méthode statique de différence de stocks basée sur des coefficients par défaut est un proxy incertain pour traduire supposément des modifications des processus du sol, en particulier si les usages des sols comparés ne sont pas à l'équilibre en termes de propriétés et de fonctionnement du sol. La prise en compte des dynamiques de variation du COS à travers une approche de modélisation basée sur les processus semble indispensable. L'analyse de ces dynamiques nécessite une approche plus holistique à la fois du COS (à différentes profondeurs, dans différentes fractions de la matière organique, etc.), et du COS dans ces interconnexions avec d'autres paramètres et propriétés du sol, notamment les connections des cycles carbone et azote, l'activité biologique, etc. De nombreux travaux de recherche sont encore nécessaires pour améliorer les modèles car, d'une part, certains utilisent encore des paramètres par défaut non nécessairement calibrés pour toutes les conditions pédoclimatiques et les potentiels usages et CAS (e.g., Goglio *et al.*, 2015) et, d'autre part, l'ensemble des processus impliqués dans les variations de la qualité des sols ne sont pas encore décryptés (Brady et Weil, 2002).

L'impact des CAS sur les variations de COS est globalement mieux renseigné que d'autres impacts sur la qualité des sols. Bien que cet indicateur puisse être encore largement amélioré, il est également important de noter que d'autres impacts nécessitent également d'être pris en considération et potentiellement mieux modélisés. L'exemple de certaines cultures pérennes a mis en exergue des impacts potentiellement antagonistes entre le maintien de la qualité des sols, *via* l'augmentation du COS et la réduction des risques de pertes par érosion et ruissellement, et l'impact sur les ressources en eau. Ce dilemme est assez révélateur des nécessaires arbitrages et compromis dans les évaluations multicritères. Les divers impacts sur le sol doivent être analysés en parallèle d'autres impacts, par exemple sur l'eau (Chapitre 3) ou la biodiversité (Chapitre 6). D'autant que les mécanismes intervenant dans les divers compartiments environnementaux et affectant diverses ressources sont connectés *via* les divers cycles du carbone, de l'azote et de l'eau, et *via* la modification des habitats. D'autre part, des CAS pour des cultures énergétiques peuvent déplacer des cultures alimentaires. Dans ces cas en particulier, mais de manière plus globale dans une approche de développement durable, les compromis entre diverses cultures doivent également être arbitrés à la lumière de leurs impacts socio-économiques.

Références bibliographiques

• Références citées dans le texte du chapitre

- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathelet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Anderson-Teixeira, K.J.; Davis, S.C.; Masters, M.D.; Delucia, E.H., 2009. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (1): 75-96. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2008.01001.x>
- Babel, M.S.; Shrestha, B.; Perret, S.R., 2011. Hydrological impact of biofuel production: A case study of the Khlong Phlo Watershed in Thailand. *Agricultural Water Management*, 101 (1): 8-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.08.019>
- Bailis, R.; McCarthy, H., 2011. Carbon impacts of direct land use change in semiarid woodlands converted to biofuel plantations in India and Brazil. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (6): 449-460. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01100.x>
- Bernoux, M.; Branca, G.; Carro, A.; Lipper, L.; Smith, G.; Bockel, L., 2010. Ex-ante greenhouse gas balance of agriculture and forestry development programs. *Scientia Agricola*, 67 (1): 31-40. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-90162010000100005>
- Bessou, C.; Basset-Mens, C.; Tran, T.; Benoist, A., 2013. LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (2): 340-361. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0502-z>
- Bhardwaj, A.K.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Robertson, G.P.; Chen, J.; Hamilton, S.K., 2011. Water and energy footprints of bioenergy crop production on marginal lands. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (3): 208-222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01074.x>

- Bos, U.; Horn, R.; Beck, T.; Lindner, J.P.; Fischer, M., 2016. *LANCA. Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.0*. Fraunhofer Verlag, 164 p.
- Brady, N.; Weil, R., 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Upper Saddle River New Jersey, USA: 13th ed. Prentice Hall, 960 p.
- Brandao, M.; Milà i Canals, L., 2013. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1243-1252. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0381-3>
- Brandao, M.; Milà i Canals, L.; Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2323-2336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.019>
- British Standards Institute, 1912. *The Guide to PAS 2050: 2011. How to Carbon Footprint Your Products, Identify Hotspots and Reduce Emissions in Your Supply Chain*. B S I Standards, 79 p.
- Brovkin, V.; Boysen, L.; Arora, V.K.; Boisier, J.P.; Cadule, P.; Chini, L.; Claussen, M.; Friedlingstein, P.; Gayler, V.; van den Hurk, B.; Hurtt, G.C.; Jones, C.D.; Kato, E.; de Noblet-Ducoudre, N.; Pacifico, F.; Pongratz, J.; Weiss, M., 2013. Effect of Anthropogenic Land-Use and Land-Cover Changes on Climate and Land Carbon Storage in CMIP5 Projections for the Twenty-First Century. *Journal of Climate*, 26 (18): 6859-6881. <http://dx.doi.org/10.1175/jcli-d-12-00623.1>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Chum, H.; Faaij, A.; Moreira, J.; Berndes, G.; Dhamija, P.; Dong, H.; Ribeiro, S.; Gabrielle, B.; Goss Eng, A.; Lucht, W.; Mapako, M.; Maserà Cerutti, O.; McIntyre, T.; Minowa, T.; Pingoud, K., 2011. Bioenergy. In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Seyboth, K.; Matschoss, P.; Kadner, S.; Zwickel, T.; Eickemeier, P.; Hansen, G.; Schlömer, S.; Stechow, C.v., eds. *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge: Cambridge University Press, 209-332. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781139151153.006>
- Cibin, R.; Chaubey, I.; Engel, B., 2012. Simulated watershed scale impacts of corn stover removal for biofuel on hydrology and water quality. *Hydrological Processes*, 26 (11): 1629-1641. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.8280>
- Clifton-Brown, J.C.; Neilson, B.; Lewandowski, I.; Jones, M.B., 2000. The modelled productivity of *Miscanthus x giganteus* (GREEF et DEU) in Ireland. *Industrial Crops and Products*, 12 (2): 97-109. [http://dx.doi.org/10.1016/s0926-6690\(00\)00042-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0926-6690(00)00042-x)
- Cobuloglu, H.I.; Buyuktaktin, I.E., 2014. A mixed-integer optimization model for the economic and environmental analysis of biomass production. *Biomass & Bioenergy*, 67: 8-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.025>
- Cocco, D.; Deligios, P.A.; Ledda, L.; Sulas, L.; Viridis, A.; Carboni, G., 2014. LCA Study of Oleaginous Bioenergy Chains in a Mediterranean Environment. *Energies*, 7 (10): 6258-6281. <http://dx.doi.org/10.3390/en7106258>
- Colomb, V.; Touchemoulin, O.; Bockel, L.; Chotte, J.L.; Martin, S.; Tinlot, M.; Bernoux, M., 2013. Selection of appropriate calculators for landscape-scale greenhouse gas assessment for agriculture and forestry. *Environmental Research Letters*, 8 (1). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015029>
- Cowell, S.J.; Clift, R., 2000. A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 8 (4): 321-331. [http://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00023-8](http://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00023-8)
- de Baan, L.; Mutel, C.L.; Curran, M.; Hellweg, S.; Koellner, T., 2013. Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology*, 47 (16): 9281-9290. <http://dx.doi.org/10.1021/es400592q>
- Debnath, D.; Stoecker, A.L.; Eppin, F.M., 2014. Impact of environmental values on the breakeven price of switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 70: 184-195. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.021>
- Devatha, C.P.; Deshpande, V.; Renukaprasad, M.S., 2015. Estimation of Soil loss using USLE model for Kulhan Watershed, Chattisgarh-A case study. In: Dwarakish, G.S., ed. *International Conference on Water Resources, Coastal and Ocean Engineering*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Aquatic Procedia), 1429-1436. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.185>
- Doran, J.W.; Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. *Defining soil quality for a sustainable environment*, (definingsoilqua): 1-21.
- Doran, J.W.; Stamatiadis, S.I.; Haberern, J., 2002. Preface - Soil health as an indicator of sustainable management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 88 (2): 107-110. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(01\)00250-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00250-x)
- Dunn, J.B.; Mueller, S.; Kwon, H.Y.; Wang, M.Q., 2013. Land-use change and greenhouse gas emissions from corn and cellulosic ethanol. *Biotechnology for Biofuels*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-6-51>
- Egbendewe-Mondzozo, A.; Swinton, S.M.; Izaurrealde, R.C.; Manowitz, D.H.; Zhang, X.S., 2013. Maintaining environmental quality while expanding biomass production: Sub-regional US policy simulations. *Energy Policy*, 57: 518-531. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.02.021>
- Elbersen, B.S.; Annevelink, E.; Klein-Lankhorst, J.R.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.; Langeveld, J.W.A.; Elbersen, H.W.; Sanders, J.P.M., 2014. A framework with an integrated computer support tool to assess regional biomass delivery chains. *Regional Environmental Change*, 14 (3): 967-980. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0584-1>
- European Commission, 2014. *Environmental Footprint Pilot Guidance document, -Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase*. Brussels: European Commission, 95 p. http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/Guidance_products.pdf
- FAO; ITPS, 2016. *État des ressources en sols dans le monde - Résumé technique Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Groupe technique intergouvernemental sur les sols*. Rome, Italie: FAO-ITPS, 92 p. www.fao.org/3/a-i5126f.pdf
- Fialho, R.C.; Zinn, Y.L., 2014. Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in Brazil: a comparative analysis. *Land Degradation & Development*, 25 (5): 428-437. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2158>

- Fiorio, P.R.; Dematte, J.A.M.; Sparovek, G., 2000. Cronology and environmental impact of land use on Ceveiro Microbasin in Piracicaba region, Brazil. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 35 (4): 671-679. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2000000400001>
- Follett, R.F.; Vogel, K.P.; Varvel, G.E.; Mitchell, R.B.; Kimble, J., 2012. Soil Carbon Sequestration by Switchgrass and No-Till Maize Grown for Bioenergy. *BioEnergy Research*, 5 (4): 866-875. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-012-9198-y>
- Gabrielle, B.; Denoroy, P.; Gosse, G.; Justes, E.; Andersen, M.N., 1998. Development and evaluation of a CERES-type model for winter oilseed rape. *Field Crops Research*, 57 (1): 95-111. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-4290\(97\)00120-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-4290(97)00120-2)
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Garrigues, E.; Corson, M.S.; Angers, D.A.; van der Werf, H.M.G.; Walter, C., 2013. Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (7): 1316-1324. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0586-0>
- Gelfand, I.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Chen, J.Q.; Hamilton, S.K.; Robertson, G.P., 2011. Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (33): 13864-13869. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1017277108>
- Goglio, P.; Colnenne-David, C.; Laville, P.; Dore, T.; Gabrielle, B., 2013. 29 % N2O emission reduction from a modelled low-greenhouse gas cropping system during 2009-2011. *Environmental Chemistry Letters*, 11 (2): 143-149. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-012-0389-8>
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Helin, T.; Holma, A.; Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4): 770-785. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Heuvelmans, G.; Garcia-Quijano, J.F.; Muys, B.; Feyen, J.; Coppin, P., 2005. Modelling the water balance with SWAT as part of the land use impact evaluation in a life cycle study Of CO2 emission reduction scenarios. *Hydrological Processes*, 19 (3): 729-748. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.5620>
- Hoque, Y.M.; Raj, C.; Hantush, M.M.; Chaubey, I.; Govindaraju, R.S., 2014. How Do Land-Use and Climate Change Affect Watershed Health? A Scenario-Based Analysis. *Water Quality Exposure and Health*, 6 (1-2): 19-33. <http://dx.doi.org/10.1007/s12403-013-0102-6>
- IPCC; Eggleston, S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K., 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Hayama, Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change - Institute for Global Environmental Strategies. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 18 (4): 336-345. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.11.004>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2012. Transition towards a more environmentally sustainable biodiesel in South America: The case of Chile. *Applied Energy*, 91 (1): 263-273. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.024>
- Izaurrealde, R.C.; Williams, J.R.; Post, W.M.; Thomson, A.M.; McGill, W.B.; Owens, L.B.; Lal, R., 2007. Long-term modeling of soil C erosion and sequestration at the small watershed scale. *Climatic Change*, 80 (1-2): 73-90. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-006-9167-6>
- Jain, A.K.; Khanna, M.; Erickson, M.; Huang, H.X., 2010. An integrated biogeochemical and economic analysis of bioenergy crops in the Midwestern United States. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (5): 217-234. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01041.x>
- 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](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00039-9)
- Kauffman, N.S.; Hayes, D.J., 2013. The trade-off between bioenergy and emissions with land constraints. *Energy Policy*, 54: 300-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.11.036>
- Kibblewhite, M.G.; Ritz, K.; Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1492): 685-701. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Legaz, B.V.; De Souza, D.M.; Teixeira, R.F.M.; Anton, A.; Putman, B.; Sala, S., 2017. Soil quality, properties, and functions in life cycle assessment: an evaluation of models. *Journal of Cleaner Production*, 140: 502-515. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.077>
- Lewandowski, I.; Elbersen, W., 2000. Production and use of PPG-discussion of the state and future needs of research and development. Perennial Rhizomatous grasses for biomass production-options and prospects. *Workshop at the 1st world conference and exhibition on biomass for energy and industry*. Sevilla, Spain.
- Liebig, M.A.; Johnson, H.A.; Hanson, J.D.; Frank, A.B., 2005. Soil carbon under switchgrass stands and cultivated cropland. *Biomass & Bioenergy*, 28 (4): 347-354. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.11.004>
- Lindeijer, E., 2000. Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production*, 8 (4): 273-281. [http://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00024-X](http://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00024-X)
- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>

- Matthews, R.B.; Grogan, P., 2001. Potential C-sequestration rates under short-rotation coppiced willow and *Miscanthus* biomass crops: a modelling study. *Aspects of Applied Biology*, Biomass and Energy Crops II, University of York, York, UK, 18-21 December 2001 (No.65): 303-312. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20023067345>
- Mello, F.F.C.; Cerri, C.E.P.; Davies, C.A.; Holbrook, N.M.; Paustian, K.; Maia, S.M.F.; Galdos, M.V.; Bernoux, M.; Cerri, C.C., 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, 4 (7): 605-609. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2239>
- Metherell, A.; Harding, L.; Cole, C.; Parton, W., 1993. *CENTURY: soil organic matter model. Technical Document, Agroecosystems version 4.0. Great Plains Systems Research Unit* US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Ft. Collins, CO.
- Milà i Canals, L., 2003. *Contributions to LCA methodology for agricultural systems, Site-dependency and soil degradation impact assessment*. Ph.D. Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona, Spain.
- Milà i Canals, L.; Rigarlsford, G.; Sim, S., 2013. Land use impact assessment of margarine. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1265-1277. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0380-4>
- Mishra, U.; Torn, M.S.; Fingerman, K., 2013. *Miscanthus* biomass productivity within US croplands and its potential impact on soil organic carbon. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (4): 391-399. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01201.x>
- Munoz, I.; Flury, K.; Jungbluth, N.; Rigarlsford, G.; Milà i Canals, L.; King, H., 2014. Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 109-119. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1>
- Nunez, M.; Anton, A.; Munoz, P.; Rieradevall, J., 2013. Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: application to energy crops in Spain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (4): 755-767. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0525-5>
- Patzel, N.; Sticher, H.; Karlen, D.L., 2000. Soil fertility - Phenomenon and concept. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 163 (2): 129-142. [http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1522-2624\(200004\)163:2<129::aid-jpln129>3.0.co;2-d](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1522-2624(200004)163:2<129::aid-jpln129>3.0.co;2-d)
- Peter, C.; Fiore, A.; Hagemann, U.; Nendel, C.; Xiloyannis, C., 2016. Improving the accounting of field emissions in the carbon footprint of agricultural products: a comparison of default IPCC methods with readily available medium-effort modeling approaches. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (6): 791-805. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1056-2>
- Pfister, S.; Koehler, A.; Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43 (11): 4098-4104. <http://dx.doi.org/10.1021/es802423e>
- Prado, R.d.M.; Centurion, J.F., 2001. Alterações na cor e no grau de flocação de um Latossolo Vermelho-Escuro sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36 (1): 197-203.
- Protocol, G.G., 2011. Product life cycle accounting and reporting standard. *World Business Council for Sustainable Development and World Resource Institute*.
- Rasmussen, L.V.; Rasmussen, K.; Bruun, T.B., 2012. Impacts of *Jatropha*-based biodiesel production on above and below-ground carbon stocks: A case study from Mozambique. *Energy Policy*, 51: 728-736. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.029>
- Reeves, D.W., 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 43 (1-2): 131-167. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(97\)00038-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(97)00038-x)
- Saad, R.; Koellner, T.; Margni, M., 2013. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1253-1264. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0577-1>
- Sampson, D.A.; Ceulemans, R., 1999. *Secrets: Simulated carbon fluxes from a mixed coniferous/deciduous Belgian forest*. Amsterdam: S P B Academic Publ Bv (*Forest Ecosystem Modelling, Upscaling and Remote Sensing*).
- Sampson, D.A.; Janssens, I.A.; Ceulemans, R., 2001. Simulated soil CO₂ efflux and net ecosystem exchange in a 70-year-old Belgian Scots pine stand using the process model SECRETS. *Annals of Forest Science*, 58 (1): 31-46. <http://dx.doi.org/10.1051/forest:2001105>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- Secchi, S.; Kurkalova, L.; Gassman, P.W.; Hart, C., 2011. Land use change in a biofuels hotspot: The case of Iowa, USA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2391-2400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.047>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Smeets, E.M.W.; Faaij, A.P.C., 2010. The impact of sustainability criteria on the costs and potentials of bioenergy production - Applied for case studies in Brazil and Ukraine. *Biomass & Bioenergy*, 34 (3): 319-333. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.11.003>
- Solomon, D.; Lehmann, J.; Zech, W., 2001. Land use effects on amino sugar signature of chromic Luvisol in the semi-arid part of northern Tanzania. *Biology and Fertility of Soils*, 33 (1): 33-40. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740000287>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. *Miscanthus* and willow heat production - An effective land-use strategy for greenhouse gas emission avoidance in Ireland? *Energy Policy*, 36 (1): 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2007.08.030>
- Tidaker, P.; Sundberg, C.; Oborn, I.; Katterer, T.; Bergkvist, G., 2014. Rotational grass/clover for biogas integrated with grain production - A life cycle perspective. *Agricultural Systems*, 129: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2014.05.015>

- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petrucci, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- Weidema, B.P.; Lindeijer, E., 2001. Physical impacts of land use in product life cycle assessment. *Technical University of Denmark*: 1-52.
- Williams, J.R., 1990. The erosion-productivity impact calculator (Epic) model - a case-history. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 329 (1255): 421-428. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1990.0184>
- WRI; WBCSD, 2011. *Product life cycle accounting and reporting standard*: World Business Council for Sustainable Development and World Resource Institute, 144 p. http://pdf.wri.org/ghgp_product_life_cycle_standard.pdf
- Wu, M.; Demissie, Y.; Yan, E., 2012. Simulated impact of future biofuel production on water quality and water cycle dynamics in the Upper Mississippi river basin. *Biomass & Bioenergy*, 41: 44-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.030>
- Zhang, X.; Izaurrealde, R.C.; Manowitz, D.; West, T.O.; Post, W.M.; Thomson, A.M.; Bandaruw, V.P.; Nichols, J.; Williams, J.R., 2010. An integrative modeling framework to evaluate the productivity and sustainability of biofuel crop production systems. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (5): 258-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01046.x>
- Zimmermann, J.; Dondini, M.; Jones, M.B., 2013. Assessing the impacts of the establishment of Miscanthus on soil organic carbon on two contrasting land-use types in Ireland. *European Journal of Soil Science*, 64 (6): 747-756. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12087>

• Références du sous-corpus « biomasse non alimentaire » traitant des impacts sur le sol

- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathelet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Anderson-Teixeira, K.J.; Davis, S.C.; Masters, M.D.; Delucia, E.H., 2009. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (1): 75-96. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2008.01001.x>
- Babel, M.S.; Shrestha, B.; Perret, S.R., 2011. Hydrological impact of biofuel production: A case study of the Khlong Phlo Watershed in Thailand. *Agricultural Water Management*, 101 (1): 8-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.08.019>
- Bailis, R.; McCarthy, H., 2011. Carbon impacts of direct land use change in semiarid woodlands converted to biofuel plantations in India and Brazil. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (6): 449-460. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01100.x>
- Baral, H.; Keenan, R.J.; Fox, J.C.; Stork, N.E.; Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*, 13: 35-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001>
- Bhardwaj, A.K.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Robertson, G.P.; Chen, J.; Hamilton, S.K., 2011. Water and energy footprints of bioenergy crop production on marginal lands. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (3): 208-222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01074.x>
- Bonner, I.J.; Muth, D.J.; Koch, J.B.; Karlen, D.L., 2014. Modeled Impacts of Cover Crops and Vegetative Barriers on Corn Stover Availability and Soil Quality. *BioEnergy Research*, 7 (2): 576-589. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-014-9423-y>
- Brandao, M.; Milà i Canals, L.; Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2323-2336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.019>
- Broykin, V.; Boysen, L.; Arora, V.K.; Boisier, J.P.; Cadule, P.; Chini, L.; Claussen, M.; Friedlingstein, P.; Gayler, V.; van den Hurk, B.; Hurtt, G.C.; Jones, C.D.; Kato, E.; de Noblet-Ducoudre, N.; Pacifico, F.; Pongratz, J.; Weiss, M., 2013. Effect of Anthropogenic Land-Use and Land-Cover Changes on Climate and Land Carbon Storage in CMIP5 Projections for the Twenty-First Century. *Journal of Climate*, 26 (18): 6859-6881. <http://dx.doi.org/10.1175/jcli-d-12-00623.1>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Clark, C.M.; Lin, Y.; Bierwagen, B.G.; Eaton, L.M.; Langholtz, M.H.; Morefield, P.E.; Ridley, C.E.; Vimmerstedt, L.; Peterson, S.; Bush, B.W., 2013. Growing a sustainable biofuels industry: economics, environmental considerations, and the role of the Conservation Reserve Program. *Environmental Research Letters*, 8 (2). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025016>
- Cobuloglu, H.I.; Buyuktaktin, I.E., 2014. A mixed-integer optimization model for the economic and environmental analysis of biomass production. *Biomass & Bioenergy*, 67: 8-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.025>
- Cocco, D.; Deligios, P.A.; Ledda, L.; Sulas, L.; Viridis, A.; Carboni, G., 2014. LCA Study of Oleaginous Bioenergy Chains in a Mediterranean Environment. *Energies*, 7 (10): 6258-6281. <http://dx.doi.org/10.3390/en7106258>
- Daystar, J.; Gonzalez, R.; Reeb, C.; Venditti, R.; Treasure, T.; Abt, R.; Kelley, S., 2014. Economics, Environmental Impacts, and Supply Chain Analysis of Cellulosic Biomass for Biofuels in the Southern US: Pine, Eucalyptus, Unmanaged Hardwoods, Forest Residues, Switchgrass, and Sweet Sorghum. *Bioresources*, 9 (1): 393-444.
- Debnath, D.; Stoecker, A.L.; Epplin, F.M., 2014. Impact of environmental values on the breakeven price of switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 70: 184-195. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.021>
- Dunn, J.B.; Mueller, S.; Kwon, H.Y.; Wang, M.Q., 2013. Land-use change and greenhouse gas emissions from corn and cellulosic ethanol. *Biotechnology for Biofuels*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-6-51>

- Elbersen, B.S.; Annevelink, E.; Klein-Lankhorst, J.R.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.; Langeveld, J.W.A.; Elbersen, H.W.; Sanders, J.P.M., 2014. A framework with an integrated computer support tool to assess regional biomass delivery chains. *Regional Environmental Change*, 14 (3): 967-980. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0584-1>
- Falano, T.; Jeswani, H.K.; Azapagic, A., 2014. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. *Biotechnology Journal*, 9 (6): 753-765. <http://dx.doi.org/10.1002/biot.201300246>
- Fialho, R.C.; Zinn, Y.L., 2014. Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in Brazil: a comparative analysis. *Land Degradation & Development*, 25 (5): 428-437. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2158>
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Gelfand, I.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Chen, J.Q.; Hamilton, S.K.; Robertson, G.P., 2011. Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (33): 13864-13869. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1017277108>
- Geoghegan, J.; Lawrence, D.; Schneider, L.C.; Tully, K., 2010. Accounting for carbon stocks in models of land-use change: an application to Southern Yucatan. *Regional Environmental Change*, 10 (3): 247-260. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-010-0111-y>
- Gopalakrishnan, G.; Negri, M.C.; Wang, M.; Wu, M.; Snyder, S.W.; Lafreniere, L., 2009. Biofuels, Land, and Water: A Systems Approach to Sustainability. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 6094-6100. <http://dx.doi.org/10.1021/es900801u>
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Helin, T.; Holma, A.; Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4): 770-785. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Helming, K.; Diehl, K.; Kuhlman, T.; Jansson, T.; Verburg, P.H.; Bakker, M.; Perez-Soba, M.; Jones, L.; Verkerk, P.J.; Tabbush, P.; Morris, J.B.; Drillet, Z.; Farrington, J.; LeMouel, P.; Zagame, P.; Stuczynski, T.; Siebielec, G.; Sieber, S.; Wiggering, H., 2011. Ex Ante Impact Assessment of Policies Affecting Land Use, Part B: Application of the Analytical Framework. *Ecology and Society*, 16 (1). <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art29/>
- Hoque, Y.M.; Raj, C.; Hantush, M.M.; Chaubey, I.; Govindaraju, R.S., 2014. How Do Land-Use and Climate Change Affect Watershed Health? A Scenario-Based Analysis. *Water Quality Exposure and Health*, 6 (1-2): 19-33. <http://dx.doi.org/10.1007/s12403-013-0102-6>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 18 (4): 336-345. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.11.004>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2012. Transition towards a more environmentally sustainable biodiesel in South America: The case of Chile. *Applied Energy*, 91 (1): 263-273. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.024>
- Kauffman, N.S.; Hayes, D.J., 2013. The trade-off between bioenergy and emissions with land constraints. *Energy Policy*, 54: 300-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.11.036>
- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>
- Mello, F.F.C.; Cerri, C.E.P.; Davies, C.A.; Holbrook, N.M.; Paustian, K.; Maia, S.M.F.; Galdos, M.V.; Bernoux, M.; Cerri, C.C., 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, 4 (7): 605-609. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2239>
- Mishra, U.; Torn, M.S.; Fingerman, K., 2013. Miscanthus biomass productivity within US croplands and its potential impact on soil organic carbon. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (4): 391-399. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01201.x>
- Munoz, I.; Flury, K.; Jungbluth, N.; Rigarlsford, G.; Milà i Canals, L.; King, H., 2014. Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 109-119. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1>
- Nasterlack, T.; von Blottnitz, H.; Wynberg, R., 2014. Are biofuel concerns globally relevant? Prospects for a proposed pioneer bioethanol project in South Africa. *Energy for Sustainable Development*, 23: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2014.06.005>
- Panichelli, L.; Dauriat, A.; Gnansounou, E., 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (2): 144-159. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>
- Rasmussen, L.V.; Rasmussen, K.; Bruun, T.B., 2012. Impacts of Jatropha-based biodiesel production on above and below-ground carbon stocks: A case study from Mozambique. *Energy Policy*, 51: 728-736. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.029>
- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Secchi, S.; Kurkalova, L.; Gassman, P.W.; Hart, C., 2011. Land use change in a biofuels hotspot: The case of Iowa, USA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2391-2400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.047>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Smeets, E.M.W.; Faaij, A.P.C., 2010. The impact of sustainability criteria on the costs and potentials of bioenergy production - Applied for case studies in Brazil and Ukraine. *Biomass & Bioenergy*, 34 (3): 319-333. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.11.003>

- Solomon, D.; Lehmann, J.; Zech, W., 2001. Land use effects on amino sugar signature of chromic Luvisol in the semi-arid part of northern Tanzania. *Biology and Fertility of Soils*, 33 (1): 33-40. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740000287>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Miscanthus and willow heat production - An effective land-use strategy for greenhouse gas emission avoidance in Ireland? *Energy Policy*, 36 (1): 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2007.08.030>
- Tidaker, P.; Sundberg, C.; Oborn, I.; Katterer, T.; Bergkvist, G., 2014. Rotational grass/clover for biogas integrated with grain production - A life cycle perspective. *Agricultural Systems*, 129: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.015>
- Turconi, R.; Tonini, D.; Nielsen, C.F.B.; Simonsen, C.G.; Astrup, T., 2014. Environmental impacts of future low-carbon electricity systems: Detailed life cycle assessment of a Danish case study. *Applied Energy*, 132: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.078>
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petruzzi, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- Wu, M.; Demissie, Y.; Yan, E., 2012. Simulated impact of future biofuel production on water quality and water cycle dynamics in the Upper Mississippi river basin. *Biomass & Bioenergy*, 41: 44-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.030>
- Zhang, X.; Izaurrealde, R.C.; Manowitz, D.; West, T.O.; Post, W.M.; Thomson, A.M.; Bandaruw, V.P.; Nichols, J.; Williams, J.R., 2010. An integrative modeling framework to evaluate the productivity and sustainability of biofuel crop production systems. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (5): 258-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01046.x>
- Zhao, X.; Monnell, J.D.; Niblick, B.; Rovensky, C.D.; Landis, A.E., 2014. The viability of biofuel production on urban marginal land: An analysis of metal contaminants and energy balance for Pittsburgh's Sunflower Gardens. *Landscape and Urban Planning*, 124: 22-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.015>
- Zimmermann, J.; Dondini, M.; Jones, M.B., 2013. Assessing the impacts of the establishment of Miscanthus on soil organic carbon on two contrasting land-use types in Ireland. *European Journal of Soil Science*, 64 (6): 747-756. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12087>

Annexes

Tableau II-9. Impacts sur le carbone du sol détaillés par cas d'étude pour la production de biomasse à visée de bioénergie (filière × scénario)

Culture entraînant un CAS	Pays Espèce	Teneur en carbone organique du sol (COS) ou en matière organique	Référence
Betterave	France <i>Beta vulgaris</i> ssp.	La culture de betterave entraîne une perte de COS, impacts d'occupation et de transformation confondus, de 7.1 t C/ha.an (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » indicateur « BPP » Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Brandão and Milà i Canals, 2013). Selon les statistiques FAO et l'approche Milà i Canals <i>et al.</i> (2012), cette culture n'entraîne pas de CAS. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Munoz <i>et al.</i> , 2014
Blé	France <i>Triticum</i> spp.	La culture de blé entraîne une perte de COS, impacts d'occupation et de transformation confondus, de 9.4 t C/ha.an (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » indicateur « BPP » Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Brandão and i Canals, 2013). Selon les statistiques FAO et l'approche Milà i Canals <i>et al.</i> , 2012, pour chaque hectare de blé 0.016 ha de prairie ont été directement convertis. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Munoz <i>et al.</i> , 2014
Canne à sucre	Brésil <i>Saccharum officinarum</i>	Le CAS direct de prairie en culture de canne à sucre se traduit par une diminution du COS sur les bases des coefficients d'IPCC (2006) Tier 1. Le CAS indirect correspond à un changement compensatoire de forêt amazonienne à prairie se traduisant également par une baisse du COS selon la même référence.	Alvarenga <i>et al.</i> , 2013
		Les auteurs considèrent que le CAS direct de terres arables (y compris des prairies) en culture de canne à sucre a un bilan nul sur le COS. En revanche le CAS depuis une végétation naturelle du cerrado entraîne des émissions de 1040 kg CO _{2eq} /m ³ éthanol (les données ne sont pas suffisamment désagrégées pour extraire l'impact sur le COS). Le CAS indirect est inclus dans l'étude mais basé sur des facteurs d'émission par unité de biocarburant issus de la littérature et non désagrégés par rapport aux précédents usages.	Liptow et Tillman, 2012
		Le CAS direct de végétation naturelle du cerrado en culture de canne à sucre entraîne une diminution du COS significative sur 0-30 cm de l'ordre de 21 t C/ha sur 20 ans. L'impact au-delà de 30 cm ne serait plus significatif. Le CAS direct depuis des prairies vers la culture de canne à sucre entraîne une diminution du COS significative de l'ordre de 6 t C/ha sur 0-30 cm sur 20 ans et de 8.7 t C/ha sur 0-100 cm sur 20 ans. Le CAS direct depuis des cultures annuelles vers la culture de canne à sucre entraîne une augmentation du COS significative de l'ordre de 10 t C/ha sur 0-30 cm sur 20 ans et de 24.6 t C/ha sur 0-100 cm sur 20 ans.	Mello <i>et al.</i> , 2014
		La culture de canne à sucre entraîne une perte de COS, impacts d'occupation et de transformation confondus, de 6.9 t C/ha.an au Nord-Est et 10.5 t C/ha.an au Sud-Central (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » indicateur « BPP » Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Brandão and i Canals, 2013). Selon les statistiques FAO et l'approche Milà i Canals <i>et al.</i> , 2012, pour chaque hectare de canne à sucre 0.032 ha de forêt ont été indirectement convertis. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Munoz <i>et al.</i> , 2014
	Différents pays <i>Saccharum</i> spp. L.	Le CAS direct depuis des écosystèmes naturels (forêt et prairie) vers une culture de canne à sucre entraîne une forte diminution initiale du COS qui est compensée au-delà de 60 ans après le changement d'usage (dans l'intervalle de 100 ans). Profondeurs de sol maximales étudiées : 70-100 cm.	Anderson-Teixeira <i>et al.</i> , 2009
Cardon	Italie <i>Cynara cardunculus</i> var. <i>altilis</i> DC	Le CAS direct depuis des terres marginales abandonnées (prairie : 53.7 t C/ha) vers une culture de cardon (50.3 t C/ha) entraîne une perte de COS. Cette perte est amortie sur 100 ans. Profondeur de sol considérée : 20 cm.	Cocco <i>et al.</i> , 2014
Colza	Royaume Uni <i>Brassica napus</i>	La culture de colza avec retour des pailles au sol, entraîne une diminution du COS durant l'occupation par rapport à un stock initial moyen (-0.24 t C/ha.an ; -0.40 t C/ha.an si les pailles sont exportées) et entraîne un impact virtuel supplémentaire du fait du délai au retour potentiel à l'état naturel. L'impact annuel cumulé équivaut à une perte de 122.7 t C/ha.an (i.e. le facteur de caractérisation en ACV dans le cadre de la catégorie d'impact « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007) avec 80 t C/ha à l'état initial et 150 t C/ha à l'état naturel potentiel (i.e. forêt tempérée chaude) et un taux de régénération potentielle de 0.32 t C/ha.an. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Brandao <i>et al.</i> , 2011
	Italie <i>Brassica napus</i> L. var. <i>oleifera</i> DC	Le CAS direct depuis des terres marginales abandonnées (prairie : 53.7 t C/ha) vers la culture de colza (44.7 t C/ha) entraîne une perte de COS. Cette perte est amortie sur 100 ans. Profondeur de sol considérée : 20 cm.	Cocco <i>et al.</i> , 2014

	Chili <i>Brassica napus</i> L.	Le CAS direct depuis des prairies fortement dégradées vers la culture de colza sans labour entraîne une augmentation de COS de 50 kg C/ha.an. Cette valeur est basée sur l'approche GIEC Tier 1, en ajoutant une allocation des gains aux quatre cultures de la rotation. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Iriarte <i>et al.</i> , 2012
Epicea	Royaume Uni <i>Picea sitchensis</i>	L'utilisation des résidus d'exploitation forestière n'entraîne pas de modification du COS durant l'occupation par rapport à un stock initial moyen (130 t C/ha) mais l'impact annuel cumulé incluant l'impact du délai au retour à l'état naturel s'élève à une perte de 20 t C/ha.an (i.e. le facteur de caractérisation en ACV dans le cadre de la catégorie d'impact « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007) avec 130 t C/ha à l'état initial (bois) et 150 t C/ha à l'état naturel potentiel (i.e. forêt tempérée chaude) et un taux de régénération potentielle de 0.32 t C/ha.an.). Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Brandao <i>et al.</i> , 2011
Eucalyptus	Brésil <i>Eucalyptus</i> spp.	Comparé aux couverts naturels (forêt, prairie et savane) dans trois biomes (cerrado, pampa, Mata Atlântica), les plantations entraînent en moyenne une perte de COS sur 0-20 cm de 1.5 t C/ha et un gain sur 0-40 cm de 0.3 t C/ha. Ces moyennes, respectivement sur 50 et 39 études, ne sont pas significatives statistiquement. Les pertes moyennes lors du premier cycle de plantation sont compensées lors du deuxième cycle (en moyenne sur le 2 ^{ème} cycle +2.3 t C/ha sur 0-20 cm et +3.1 t C/ha sur 0-40 cm) bien que ces résultats ne soient pas statistiquement significatifs.	Fialho et Zinn, 2014
Jatropha	Inde <i>Jatropha curcas</i>	La conversion de bosquet de <i>Prosopis juliflora</i> en plantation de jatropha entraîne une diminution du COS de 0.5t C/ha après 4 ans. Cette diminution n'est pas statistiquement significative. La diminution de la quantité de litière par rapport au précédent pourrait à long terme entraîner une diminution plus significative du COS. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Bailis et McCarthy, 2011
	Mozambique <i>Jatropha curcas</i>	Le CAS direct de maïs (85±14 t C/ha sur 0-60 cm) à jatropha (92±7 t C/ha sur 0-60 cm) n'entraînerait pas de changement de COS significatif. Celui de forêt (210±17 t C/ha sur 0-60 cm) à jatropha entraînerait en revanche certainement des pertes (modélisées avec CENTURY à 0.7 %/an sur la base d'un proxy maïs-jachère). Néanmoins, selon les auteurs, les variations de stocks mesurés sous forêt sont potentiellement plus fortement influencées par le type de sol que le CAS. Profondeurs de sol considérées : 20, 40, 60 cm.	Rasmussen <i>et al.</i> , 2012
Maïs	Etats-Unis <i>Zea mays</i> L.	Le CAS domestique concerne essentiellement un changement de terre arable à maïs (50 %), de prairie à maïs (35 %) ou de forêt à maïs (15 %). L'ordre de grandeur des surfaces concernées par les CAS domestique et international est similaire. Le CAS international concerne une conversion de prairie (~82 %) et une reforestation (~8 %) majoritairement située en Russie. La conversion domestique en culture de maïs (et maïs + export de paille) depuis des forêts entraîne des pertes de COS de 0.2 à 0.6 t C/ha.an, celle depuis des prairies des pertes de COS de 0.02 à 0.22 t C/ha.an, celle depuis des terres arables des pertes nulles voire un potentiel gain de 0.12 t C/ha.an. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Dunn <i>et al.</i> , 2013
		Le CAS direct de prairie conservée (CRP*) en rotations de maïs-soja ou maïs-maïs-soja entraînerait des pertes d'environ 18.6 t C/ha en moyenne sur 30 ans ; celui de CRP en maïs sans rotation entraînerait des pertes d'environ 32.2 t C/ha en moyenne sur 30 ans.	Secchi <i>et al.</i> , 2011
		La culture de maïs entraîne une perte de COS, impacts d'occupation et de transformation confondus, de 7 t C/ha.an avec ou sans export des pailles (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » indicateur « BPP » Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Brandão and i Canals, 2013). Selon les statistiques FAO et l'approche Milà i Canals <i>et al.</i> , 2012, cette culture n'entraîne pas de CAS. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Munoz <i>et al.</i> , 2014
Miscanthus	Plusieurs pays d'Europe <i>Miscanthus x giganteus</i>	La conversion de prairie en miscanthus entraîne des pertes initiales réduites de COS (non significatives selon le modèle statistique) puis une accumulation menant à un gain net dès les premières années. Profondeur de sol maximale étudiée : 60-100 cm.	Anderson-Teixeira <i>et al.</i> , 2009
	Etats-Unis <i>Miscanthus x giganteus</i>	Le CAS domestique concerne essentiellement un changement de terre arable à miscanthus (96 %) puis de forêt à miscanthus (4 %). Le CAS international concerne 17 fois moins de surface et exclusivement un changement depuis des prairies. Un tout petit peu de reforestation est simulé (<2 %). La conversion domestique en culture de miscanthus depuis des forêts entraîne des gains de COS de 0.1 à 0.18 t C/ha.an, celle depuis des prairies des gains de COS de 0.38 à 0.48 t C/ha.an, celle depuis des terres arables des gains de 0.55 à 0.65 t C/ha.an. Profondeur de sol considérée : 30 cm	Dunn <i>et al.</i> , 2013
		Le CAS de terres cultivées (toutes terres cultivées des USA comprises sans distinction) à miscanthus entraîne une séquestration potentielle de COS de 0.16–0.81 t C/ha.an ; 0.6 t C/ha.an en moyenne à travers les Etats-Unis. Cette séquestration n'est pas comparée à la teneur initiale en COS dans les terres cultivées potentiellement converties car le CAS n'est pas explicitement analysé.	Mishra <i>et al.</i> , 2013
	Royaume Uni <i>Miscanthus x giganteus</i>	La culture de miscanthus entraîne une augmentation du COS durant l'occupation par rapport à un stock initial moyen (+0.62 t C/ha.an) et un impact virtuel inverse du fait du délai au retour potentiel à l'état naturel. L'impact annuel cumulé équivaut à une perte de 40.3 t C/ha.an (i.e. le facteur de caractérisation en ACV dans le cadre de la catégorie d'impact « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007) avec 80 t C/ha à l'état initial (i.e. terres arables) et 150 t C/ha à l'état naturel potentiel (i.e. forêt tempérée chaude) et un taux de régénération potentielle de 0.32 t C/ha.an. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Brandao <i>et al.</i> , 2011
	France <i>Miscanthus x giganteus</i>	La conversion de terre arable ou de jachère en miscanthus entraîne une augmentation moyenne de COS de 0.58 t C/ha.an selon une simulation sur 21 ans avec CERES-EGC.	Gabrielle <i>et al.</i> , 2014
Belgique <i>Miscanthus x giganteus</i>	La conversion de terres arables (72 % cultures annuelles + 26 % prairies permanentes + infrastructures) en miscanthus entraîne une augmentation totale moyenne du COS de 45.4 t C/ha au bout de 150 ans de simulation.	Garcia-Quijano <i>et al.</i> , 2005	

	Irlande <i>Miscanthus x giganteus</i>	L'exploitation de miscanthus en rotation courte entraîne une augmentation du COS de 11.6 t C/ha.an lors d'un CAS depuis des terres labourées sorties de jachère mais un changement nul lors d'un CAS depuis des prairies. La conversion de terres arables labourées ou de prairies en miscanthus n'entraîne pas de différenciation significative en termes de COS sur les sites observés (2 pour chaque type de CAS), 3-4 ans après l'implantation du miscanthus. Après prairie, le COS sous miscanthus est tantôt supérieur au contrôle, i.e. ~114 t C/ha > ~81 t C/ha, tantôt inférieur, i.e. ~99 t C/ha < ~113 t C/ha. Après des terres labourées, le COS sous miscanthus est légèrement supérieur, i.e. 44-48 t C/ha > 36-39 t C/ha. L'historique de labour du sol a par contre une influence significative sur les COS contrastés entre les sites. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Styles et Jones, 2008 Zimmermann <i>et al.</i> , 2013
Moutarde	Italie <i>Brassica carinata</i> A. Braun	Le CAS direct depuis des terres marginales abandonnées (prairie : 53.7 t C/ha) vers la culture de moutarde (44.1 t C/ha) entraîne une perte de COS. Cette perte est amortie sur 100 ans au lieu de 20 ans comme préconisé par défaut par l'IPCC (2006). Profondeur de sol considérée : 20 cm	Cocco <i>et al.</i> , 2014
Prairie artificielle	Suède Mélange graminées et trèfle	L'introduction dans une rotation de céréales de 2 ans consécutifs de prairie artificielle, fauchée pour produire du biogaz, entraînerait une accumulation annuelle moyenne de 0.19 t C/ha comparée à 0.02 t C/ha dans la rotation initiale, selon des simulations sur 30 ans. Profondeur de sol considérée : 25 cm.	Tidaker <i>et al.</i> , 2014
Peuplier	Belgique <i>Populus spp.</i>	La conversion de terres arables (72 % cultures annuelles + 26 % prairies permanentes + infrastructures) en peuplier entraînerait une augmentation moyenne totale du COS de 59.7 t C/ha au bout de 150 ans de simulation.	Garcia-Quijano <i>et al.</i> , 2005
Reed canary grass	Scandinavie <i>Phalaris arundinacea</i> spp.	La culture de reed canary grass entraîne une diminution virtuelle du COS liée au non-retour à l'état naturel durant l'occupation de 263 t C/ha.an. L'impact lié à la transformation de forêt ajouterait une perte 132 t C/ha.an, alors que la transformation d'une zone artificialisée reconverte en terre agricole entraînerait un restockage de 1432 t C/ha.an, impact d'occupation compris (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » indicateur « BPP » Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Brandão and i Canals, 2013). Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Helin <i>et al.</i> , 2014
Saule	Royaume Uni <i>Salix</i> spp.	L'exploitation de saule en rotation courte entraîne une augmentation du COS durant l'occupation par rapport à un stock initial moyen (+0.14 t C/ha.an) et un impact virtuel inverse du fait du délai au retour potentiel à l'état naturel. L'impact annuel cumulé équivaut à un gain de 65.3 t C/ha.an (i.e. le facteur de caractérisation en ACV dans le cadre de la catégorie d'impact « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007) avec 80 t C/ha à l'état initial (i.e. terres arables) et 150 t C/ha à l'état naturel potentiel (i.e. forêt tempérée chaude) et un taux de régénération potentielle de 0.32 t C/ha.an. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Brandao <i>et al.</i> , 2011
	Irlande <i>Salix</i> spp.	L'exploitation de saule en rotation courte entraîne une augmentation du COS de 0.5 t C/ha.an lors d'un CAS depuis des terres anciennement labourées puis mises et sorties de jachère mais un changement nul lors d'un CAS depuis des prairies.	Styles and Jones, 2008
Soja	Etats-Unis <i>Glycine max</i> L. Merr.	La conversion de prairie conservée (CRP*), dominée par <i>Bromus inermis</i> (brome inerme), en culture de soja (OGM cultivar 92M91) sans labour n'a pas d'effet significatif sur le stock de carbone au bout d'un an. En revanche la comparaison avec des terres en culture (maïs-soja) depuis plus de 10 ans montre que ces terres ont moins de carbone et plus globalement un indice de qualité plus faible par rapport aux prairies conservées. Profondeur de sol considérée : 100 cm. La conversion de prairie conservée (CRP*), dominée par <i>Bromus inermis</i> (brome inerme), en culture de soja sans labour entraînerait un déficit de carbone du sol de 13.7 t C/ha comparé au potentiel de séquestration supplémentaire des prairies conservées depuis 22 ans si elles n'étaient pas converties. Profondeur de sol considérée : 29 cm.	Bhardwaj <i>et al.</i> , 2011 Gelfand <i>et al.</i> , 2011
	Argentine <i>Glycine max</i> L. Merr.	Le CAS direct depuis des prairies dégradées ou non dégradées de terres vers du soja (avec un travail du sol réduit) entraîne des pertes de COS respectives d'environ 0.65 à 0.7 t C/ha.an. Le changement d'espèces sur des terres arables n'est pas considéré comme un CAS ; selon la méthode GIEC néanmoins, le passage à du non-labour pour une même culture entraîne une augmentation du COS (+0.09 t C/ha.an dans ce cas). Le CAS indirect est supposé entraîner un déplacement des cultures remplacées au détriment de prairies naturelles. 2 scénarios de déplacement sont considérés ; e.g. 25 % et 50 % de la surface totale concernée par le CAS direct, ainsi que deux approches de calcul basées sur la culture entière ou l'équivalent en teneur en huile. Le CAS indirect entraîne ainsi un déstockage de COS de 0.04 à 0.35 t C/ha.an. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	van Dam <i>et al.</i> , 2009
	Etats-Unis <i>Panicum virgatum</i> L.	Le CAS direct depuis des terres cultivées, en jachère ou des prairies vers du switchgrass montre une tendance à la hausse pour le SOC mais les données n'étaient pas suffisantes pour cette espèce pour tester la robustesse statistique. Profondeur de sol maximale étudiée : 90-360 cm. Le CAS direct depuis des terres arables vers du switchgrass entraînerait un stockage de COS de 4.42 t C/ha.an ; celui depuis des terres marginales (terres arides et dégradées intégrées dans le CRP*), un stockage de 3.2 t C/ha.an ; et celui depuis des prairies, un stockage de 0.32 t C/ha.an (facteurs issus de la littérature).	Anderson-Teixeira <i>et al.</i> , 2009 Cobuloglu et Buyuktahtakin, 2014

		Le CAS direct depuis une culture de blé sans labour vers une culture de switchgrass (5 cycles de 10 ans de culture modélisés avec des données climatiques stochastiques) entraîne une augmentation de COS dans tous les comtés modélisés (3 « land capability classes », pente de 0.5 % à 4 %), i.e. +112.1 à 531.4 kg C/ha.an. Cependant, le modèle EPIC n'a pas pu être calibré pour le COS.	Debnath <i>et al.</i> , 2014
		Le CAS domestique concerne essentiellement un changement de terre arable à switchgrass (92 %) puis de forêt à switchgrass (8 %). Les CAS international concerne 12 fois moins de surface et essentiellement une conversion depuis des prairies (~90 %) et des forêts (~10 %). La conversion domestique en culture de switchgrass depuis des forêts entraîne des pertes de COS de 0.01 à 0.1 t C/ha.an, celle depuis des prairies des gains de COS de 0.2 à 0.25 t C/ha.an, celle depuis des terres arables des gains de 0.35 à 0.45 t C/ha.an. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	Dunn <i>et al.</i> , 2013
	Argentine <i>Panicum virgatum</i> L.	Le CAS direct de terres arables vers du switchgrass entraîne une augmentation du COS d'environ 0.7 t C/ha.an ; celui depuis des prairies dégradées seulement 0.04 t C/ha.an. Le CAS depuis des prairies non dégradées vers du switchgrass est considéré comme sans impact sur le COS. Le CAS indirect est supposé entraîner un déplacement des cultures remplacées au détriment de prairies naturelles. 2 scénarios de déplacement sont considérés ; e.g. 25 % et 50 % de la surface totale concernée par le CAS direct. Le CAS indirect entraîne ainsi un déstockage de COS de 0.2 et 0.36 t C/ha.an respectivement. Profondeur de sol considérée : 30 cm.	van Dam <i>et al.</i> , 2009

Les résultats quantifiés, notamment les impacts des cas d'étude analyse du cycle de vie, dépendent des frontières du système étudié dans chaque étude et ne peuvent pas être réutilisés sans vérification préalable de leurs domaines de validité. La profondeur du sol n'est mentionnée que lorsqu'explicitement signalée dans les articles ou déductibles des approches méthodologiques citées. Le terme « prairie » fait écho au terme anglais « grassland » qui est généralement considéré comme une prairie permanente par opposition à « pasture » qui peut être entendu comme prairie temporaire quand il est associé avec le type « cropland », i.e. « terre arable ».

*CRP : Conservation Reserve Program aux Etats-Unis

Tableau II-10. Impacts sur l'érosion du sol détaillés par cas d'étude pour la production de biomasse à visée de bioénergie (filière × scénario)

Culture entraînant un CAS	Pays Espèce	Erosion	Référence
Betterave	France <i>Beta vulgaris</i> ssp.	La culture de betterave entraîne des risques d'érosion de 15.5 t C/ha.an (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Saad <i>et al.</i> , 2013).	Munoz <i>et al.</i> , 2014
Blé	France <i>Triticum</i> spp.	La culture de blé entraîne des risques d'érosion de 21.9 t C/ha.an (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Saad <i>et al.</i> , 2013).	Munoz <i>et al.</i> , 2014
Canne à sucre	Thaïlande <i>Saccharum officinarum</i>	Toutes les conversions (depuis forêt, hévéa, verger, mixte) en plantations de canne à sucre entraînent une augmentation de l'érosion de surface (+10 à 74 %).	Babel <i>et al.</i> , 2011
	Brésil <i>Saccharum officinarum</i>	La culture de canne à sucre entraîne des risques d'érosion de 3.4 t C/ha.an au Nord-Est et 8.3 t C/ha.an au Sud-Central (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Saad <i>et al.</i> , 2013).	Munoz <i>et al.</i> , 2014
Eucalyptus	Brésil <i>Eucalyptus</i> spp.	L'exploitation d'eucalyptus entraînerait au Brésil (1000-2000 mm de précipitation par an) des pertes par érosion de 1 à 47 t/ha.an pour des sols à texture fine ou moyenne sur des pentes de 2 à 10 % ; e.g. des pertes de 8-47 t/ha.an sur des sols à texture moyenne avec des pentes de 6-10 % (modélisation avec USLE). Selon des données issues de la littérature, cette exploitation engendrerait de 0.06 à 0.14 fois les risques d'érosion des cultures horticoles saisonnières ou céréales et de 1 à 7.14 fois ceux de précédents prairies ou forêts.	Smeets et Faaij, 2010
Maïs	Etats-Unis <i>Zea mays</i> L.	La culture de maïs entraîne des risques d'érosion de 13 t C/ha.an avec ou sans export des pailles (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Saad <i>et al.</i> , 2013).	Munoz <i>et al.</i> , 2014
Manioc	Thaïlande <i>Manihot esculenta</i> Crantz	Toutes les conversions (depuis forêt, hévéa, verger, mixte) en plantations de manioc entraînent une augmentation de l'érosion de surface (+9 à 75 %).	Babel <i>et al.</i> , 2011
Palmier à huile	Thaïlande <i>Elais guineensis</i> Jacq.	La conversion de forêt ou d'un mixte de forêt/verger/hévéa en palmeraies entraîne une augmentation de l'érosion de surface (+13 %). A l'inverse la conversion de verger, d'hévéa ou d'un mixte verger/hévéa en palmeraies entraîne une faible diminution de cette érosion (-1 %)	Babel <i>et al.</i> , 2011
Peuplier	Ukraine <i>Populus</i> spp.	L'exploitation de peuplier entraînerait en Ukraine (400-600 mm de pluviométrie par an) des pertes par érosion de 0 à 11 t/ha.an pour des sols à texture fine ou moyenne sur des pentes de 2 à 10 % ; e.g. des pertes de 3-15 t/ha.an sur des sols à texture moyenne avec des pentes de 6-10 % (modélisation avec USLE). Selon des données issues de la littérature, cette exploitation engendrerait de 0.16 à 0.22 fois les risques d'érosion des cultures horticoles saisonnières ou céréales et de 1.55 à 11.09 fois ceux de précédents prairies ou forêts.	Smeets et Faaij, 2010
Reed canary grass	Scandinavie <i>Phalaris arundinacea</i> ssp.	La culture de reed canary grass entraîne des risques d'érosion durant l'occupation de 26 t C/ha.an comparés à l'état naturel. L'impact lié à la transformation de forêt ajouterait une érosion potentielle de 56 t C/ha.an, alors que la transformation d'une zone artificialisée reconverte en terre agricole entraînerait une diminution du risque d'érosion de 447 t C/ha.an (calculs théoriques basés sur l'approche « Land Use » (Milà i Canals <i>et al.</i> , 2007 ; Saad <i>et al.</i> , 2013). Profondeur de sol considérée : 30 cm	Helin <i>et al.</i> , 2014
Soja	Etats-Unis <i>Glycine max</i> L. Merr.	La conversion de prairie en culture de soja sans labour n'a pas d'effet significatif sur l'érodibilité du sol au bout d'un an. Mais l'effet est plus important à long-terme (même conclusion que pour le carbone du sol)	Bhardwaj <i>et al.</i> , 2011
	Argentine <i>Panicum virgatum</i> L.	Le CAS direct de terres arables et prairies non dégradées vers du soja (avec un travail du sol réduit) entraîne une augmentation des pertes de sol par érosion respectives de 2.3 et 2 t C/ha.an ; celui depuis des prairies dégradées une augmentation de 3.2 t C/ha.an.	van Dam <i>et al.</i> , 2009
Switchgrass	Etats-Unis <i>Panicum virgatum</i> L.	Le CAS direct depuis des terres arables, prairies ou terres marginales vers du switchgrass est supposé empêcher totalement l'érosion observées dans ces types d'usage.	Cobuloglu et Buyuktaktakin, 2014
		Le CAS direct depuis une culture de blé sans labour vers une culture de switchgrass (5 cycles de 10 ans de culture modélisés avec des données climatiques stochastiques) entraîne une réduction de l'érosion dans tous les comtés modélisés (dans lesquels sont répartis 3 classes de sol selon leur potentiel et les risques d'érosion « land capability classes » avec des pentes de 0.5 % à 4 %), i.e. -0.4 à -5.5 t C/ha.an.	Debnath <i>et al.</i> , 2014
	Argentine <i>Panicum virgatum</i> L.	Le CAS direct de terres arables et prairies dégradées vers du switchgrass entraîne une réduction des pertes de sol par érosion respectives de 4 et 5.3 t C/ha.an ; celui depuis des prairies non dégradées une augmentation de 0.5 t C/ha.an.	van Dam <i>et al.</i> , 2009

Les résultats quantifiés, notamment les impacts des cas d'étude analyse du cycle de vie, dépendent des frontières du système étudié dans chaque étude et ne peuvent pas être réutilisés sans vérification préalable de leurs domaines de validité. La profondeur du sol n'est mentionnée que lorsqu'explicitement signalée dans les articles ou déductibles des approches méthodologiques citées. Le terme « prairie » fait écho au terme anglais « grassland » qui est généralement considéré comme une prairie permanente par opposition à « pasture » qui peut être entendu comme prairie temporaire quand il est associé avec le type « cropland », i.e. « terre arable ».

Tableau II-11. Impacts sur l'acidification terrestre détaillés par cas d'étude pour la production de biomasse à visée de bioénergie (filière × scénario)

Culture entraînant un CAS	Pays Espèce	Potentiel d'acidification	Référence
Cardon	Italie <i>Cynara cardunculus</i> var. <i>altilis</i> DC	La culture du cardon entraîne des émissions de composés volatiles associées en particulier à la production et l'apport d'engrais pour 93 %, le reste est lié à la combustion de carburant pour la mécanisation. Ces émissions contribuent à l'impact potentiel d'acidification des milieux (~37.85 kg SO _{2eq} /ha.an).	Cocco <i>et al.</i> , 2014
Colza	Royaume Uni <i>Brassica napus</i> ssp.	La culture du colza entraîne des émissions de composés volatiles associées en particulier à la production et l'apport d'engrais. Ces émissions contribuent à l'impact potentiel d'acidification des milieux (~28 kg SO _{2eq} /ha.an).	Brandao <i>et al.</i> , 2011
	Italie <i>Brassica napus</i> L. var. <i>oleifera</i> DC	La culture du colza entraîne des émissions de composés volatiles associées en particulier à la production et l'apport d'engrais pour 89 %, le reste est lié à la combustion de carburant pour la mécanisation. Ces émissions contribuent à l'impact potentiel d'acidification des milieux (~30.12 kg SO _{2eq} /ha.an).	Cocco <i>et al.</i> , 2014
	Chili <i>Brassica napus</i> L.	La culture du colza entraîne des émissions de composés volatiles associées en particulier à la production et l'apport d'engrais (>95 % de la contribution à l'impact). Ces émissions contribuent à l'impact potentiel d'acidification des milieux (1.9 kg SO _{2eq} /tonne de graines à 92 % MS dont 49 % huile).	Iriarte <i>et al.</i> , 2010
Epicea	Royaume Uni <i>Picea sitchensis</i>	L'utilisation des résidus entraîne des émissions de NO _x liées à l'utilisation de diesel par les machines. Ces émissions contribuent à un impact acidification faible (<1 kg SO _{2eq} /ha.an).	Brandao <i>et al.</i> , 2011
Miscanthus	Royaume Uni <i>Miscanthus x giganteus</i>	La culture de miscanthus entraîne des émissions de composés volatiles associées à la production et l'apport d'engrais. Ces émissions, notamment d'ammoniac, contribuent à l'impact acidification des milieux (~6 kg SO _{2eq} /ha.an).	Brandao <i>et al.</i> , 2011
Moutarde	Italie <i>Brassica carinata</i> A. Braun	La culture de la moutarde entraîne des émissions de composés volatiles associées en particulier à la production et l'apport d'engrais pour 89 %, le reste est lié à la combustion de carburant pour la mécanisation. Ces émissions contribuent à l'impact potentiel d'acidification des milieux (~33.34 kg SO _{2eq} /ha.an).	Cocco <i>et al.</i> , 2014
Palmier à huile	Malaisie <i>Elais guineensis</i> J.	L'exploitation de palmier à huile entraîne des émissions de composés volatiles associées en particulier à la production et l'apport d'engrais ; celles-ci entraînent un potentiel d'acidification de 4.2 kg SO _{2eq} /ha.an.	Silalertruksa et Gheewala, 2012
Prairie artificielle	Suède Mélange graminées et trèfle	L'introduction dans une rotation de céréales de 2 ans consécutifs de prairie artificielle, fauchée pour produire du biogaz, entraînerait un impact d'acidification potentielle de 14 kg SO _{2eq} /ha.an ; lequel serait supérieur à celui dans la rotation initiale (5 kg SO _{2eq} /ha.an) du fait des émissions supérieures de NH ₃ liées à l'épandage du digestat de la production de biogaz malgré les réductions de SO ₂ et NO _x liées à la substitution de carburant fossile par le biogaz.	Tidaker <i>et al.</i> , 2014
Saule	Royaume Uni <i>Salix</i> spp.	L'exploitation de saule en rotation courte entraîne des émissions de composés volatiles associées à l'usage de machines diesel. Ces émissions, notamment d'ammoniac, contribuent à l'impact acidification des milieux (~2 kg SO _{2eq} /ha.an).	Brandao <i>et al.</i> , 2011
Tournesol	Chili <i>Helianthus annuus</i> ssp.	La culture du tournesol entraîne des émissions de composés volatiles associées en particulier à la production et l'apport d'engrais (>95 % de la contribution à l'impact). Ces émissions contribuent à l'impact potentiel d'acidification des milieux (2.3 kg SO _{2eq} /tonne de graines à 92 % MS dont 49 % huile).	Iriarte <i>et al.</i> , 2010

Les résultats quantifiés, notamment les impacts des cas d'étude analyse du cycle de vie, dépendent des frontières du système étudié dans chaque étude et ne peuvent pas être réutilisés sans vérification préalable de leurs domaines de validité. Le terme « prairie » fait écho au terme anglais « grassland » qui est généralement considéré comme une prairie permanente par opposition à « pasture » qui peut être entendu comme prairie temporaire quand il est associé avec le type « cropland », i.e. « terre arable ».

3. Les impacts sur l'eau

Antonio Bispo (Ademe)

3.1. Introduction

Plusieurs pays à travers le monde ont mis en place des politiques énergétiques ambitieuses basées sur la biomasse (ex : USA, Europe, Brésil) afin de réduire d'une part leur dépendance au pétrole et d'autre part leurs émissions de gaz à effet de serre (Afiff *et al.*, 2013 ; Sorda *et al.*, 2010).

Compte tenu de l'argument climatique, la littérature mondiale s'est très fortement concentrée sur les bilans gaz à effet de serre des cultures à vocation énergétique (Chapitre 4), mais la modification des milieux a d'autres conséquences, notamment sur les flux et la qualité de l'eau. En effet, la mise en culture de milieux naturels ou l'afforestation de surfaces agricoles modifie obligatoirement l'état de la ressource en eau que ce soit en quantité (ex : irrigation, ruissellement, réduction de l'interception, évapotranspiration) ou en qualité (ex : eutrophisation, contamination). Ces modifications peuvent être mesurées à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation (Bhardwaj *et al.*, 2011), du bassin versant (Donner et Kucharik, 2008, Costello *et al.*, 2009, Delucchi, 2010, Ng *et al.*, 2010, Babel *et al.*, 2011, Wu *et al.*, 2012, Sarkar et Miller, 2014) ou plus largement d'un pays ou grande région (Davis *et al.*, 2012, Vanloocke *et al.*, 2010, Hernandes *et al.*, 2013, LaBeau *et al.*, 2014, Gabrielle *et al.* 2014) ou encore du monde (Hill *et al.*, 2006, Dominguez-Faus *et al.*, 2009, Gerbens-Leenes *et al.*, 2009a, Beringer *et al.*, 2011).

Ce chapitre présente les résultats de la revue systématique des études scientifiques du corpus analysant l'impact quantitatif et qualitatif sur l'eau des changements d'usage des terres induits par la production de biomasse non alimentaire. Cette synthèse décrit à la fois les types de biomasse considérés dans les articles, les produits finaux, les différents changements d'affectation des sols induits par la production de biomasse non alimentaire, et leurs impacts environnementaux sur l'eau. Les méthodes et résultats des études sélectionnées sont également analysés, et les principales tendances qui se dégagent de la littérature sont discutées.

Nous considérons ici les 54 articles évaluant les impacts sur la quantité et/ou la qualité de l'eau d'un changement d'usage des terres lié à la production de biomasse non alimentaire. Ce sous-échantillon représente 22,7% de l'ensemble des articles retenus. L'étude des impacts sur l'eau commence réellement après 2008 et progresse régulièrement jusqu'en 2014 (Figure II-15), aucun article n'est identifié entre 1975 et 2002.

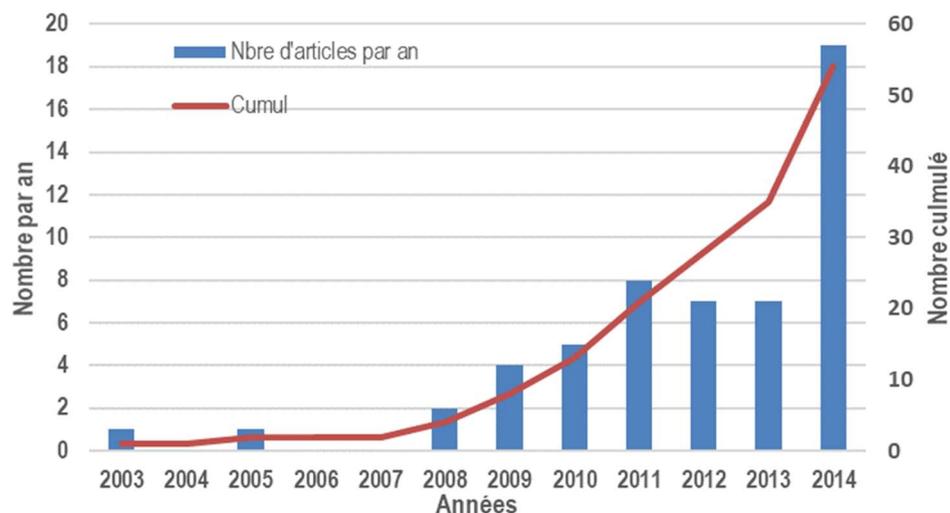


Figure II-15. Année de publication des articles qui étudient l'impact sur l'eau des changements d'affectation des sols liés au développement des cultures à vocation non alimentaire

Si ce nombre d'articles peut sembler relativement modeste, il convient de signaler qu'au sein d'un même article, les auteurs testent très souvent un ensemble d'hypothèses sur les cultures et les milieux qui sont modifiés, ce qui

conduit donc à plusieurs scénarios par article (combinaison culture x milieux modifié x impact sur la ressource). Au total, les 54 articles couvrent 121 scénarios de changement d'usage des sols.

3.2. Situations étudiées

Origines, caractéristiques et usages de la production de biomasse non alimentaire

Cette section décrit les types de biomasse utilisés pour les bioénergies et les biomatériaux ainsi que leurs usages principaux (ex : carburants, électricité, chaleur, matériaux), puis les zones et les échelles des études réalisées.

Ainsi, les articles considèrent majoritairement l'utilisation de grains (29%), plantes entières (43%) et dans une moindre mesure, le bois (Figure II-16). Compte tenu des pourcentages importants constatés pour les usages biocarburants (Figure II-18), il est possible de faire l'hypothèse que les « grains » servent à produire des biocarburants de première génération (29% des articles considérés), tandis que les « plantes entières » ou le « bois » sont destinés aux biocarburants de deuxième génération (24% des utilisations) ou à la production de chaleur et d'électricité (13 à 14% des utilisations respectivement).

Les principales espèces étudiées sont les espèces pérennes (38 articles) intégrant notamment divers ligneux (ex : eucalyptus, taillis à courte rotation de saule ou de peuplier), le miscanthus et le switchgrass (panic érigé). La canne à sucre et le palmier à huile sont relativement moins étudiés. Concernant les plantes annuelles, la plupart des travaux portent sur le maïs et le soja ; les autres espèces, comme la betterave par exemple, sont moins étudiées (Figure II-17).

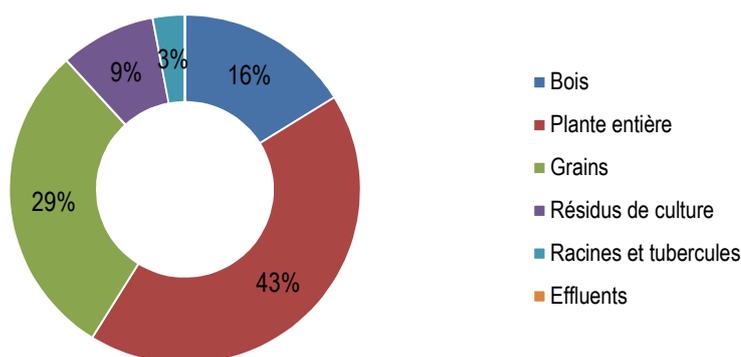


Figure II-16. Parties de la plante utilisées (% des articles)

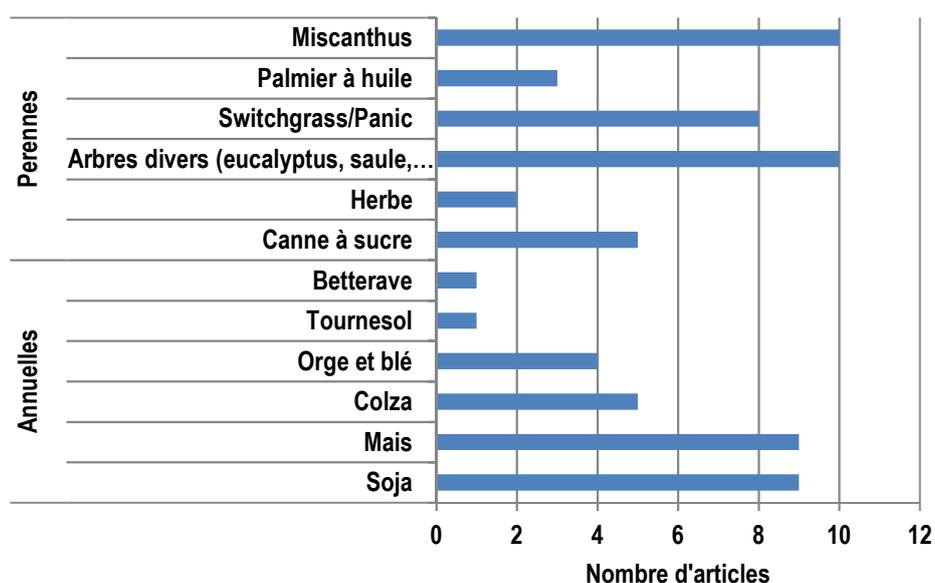


Figure II-17. Espèces étudiées dans les 54 articles (un article peut prendre en compte diverses productions végétales)

Dans les articles concernant les impacts sur l'eau, la biomasse est majoritairement destinée à la production de biocarburants (53%), de première ou seconde génération, mais aussi d'électricité ou de chaleur (27%). L'impact des autres usages (ex : matériaux ou chimie verte) sur la ressource en eau est moins documenté (Figure II-18).

Lorsqu'elle est évoquée (c'est-à-dire dans environ un tiers des articles), l'origine de la réorientation vers la production de biomasse non alimentaire correspond dans la majorité des cas aux politiques publiques telles que les directives UE sur les biocarburants ou les énergies renouvelables, ou encore les politiques états-uniennes de l'énergie (Sorda *et al.*, 2010).

Les zones de production étudiées dans les articles se situent principalement en Amérique du nord et du sud (plus de 50%) et en Europe (28%) (Figure II-19). Quelques travaux (4) ne ciblent pas directement des zones géographiques particulières mais considèrent l'ensemble des surfaces mondiales.

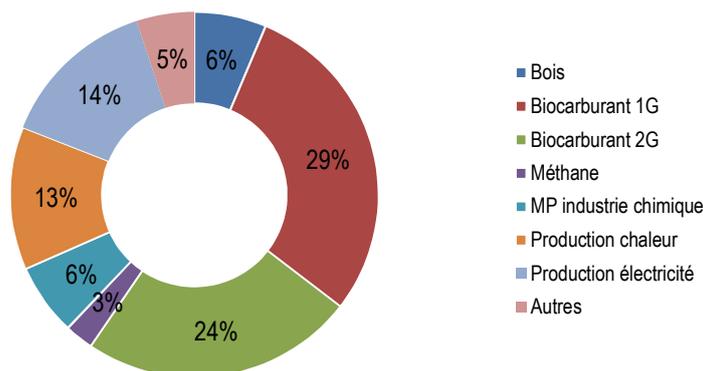


Figure II-18. Produit final issu de la biomasse non alimentaire produite (% des articles)

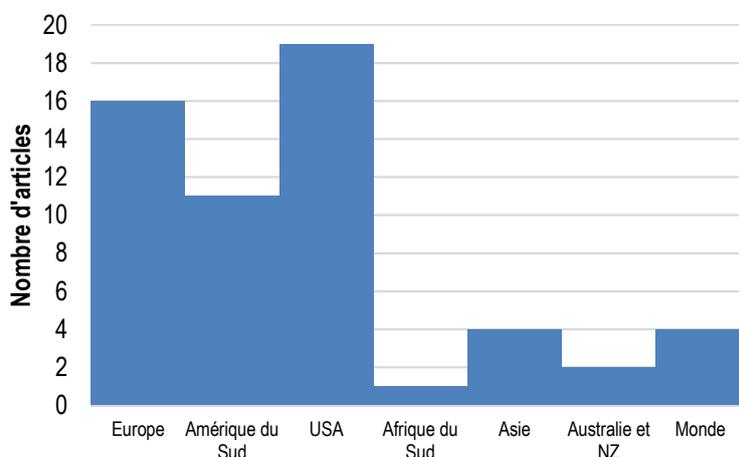


Figure II-19. Localisation des réorientations par grandes régions du monde

Les pays dans lesquels sont étudiés l'impact sur la ressource en eau des réorientations agricoles liées au développement des bioénergies sont dans l'ordre : les États-Unis (40% des articles), le Brésil, l'Argentine, le Danemark, le Royaume-Uni, la France, l'Indonésie et la Thaïlande (Figure II-20).

Les échelles spatiales considérées correspondent principalement (pour près de 70% des 54 articles) à l'échelle du pays ou d'une grande région (par exemple un État aux USA ou des bassins versants) (Figure II-21). Un ensemble d'études considère également des échelles plus fines telles qu'une plantation, une parcelle ou bien une exploitation agricole (au total, cela représente moins de 20% des articles examinés). L'échelle globale ou mondiale est quant à elle assez peu étudiée (10% des références).

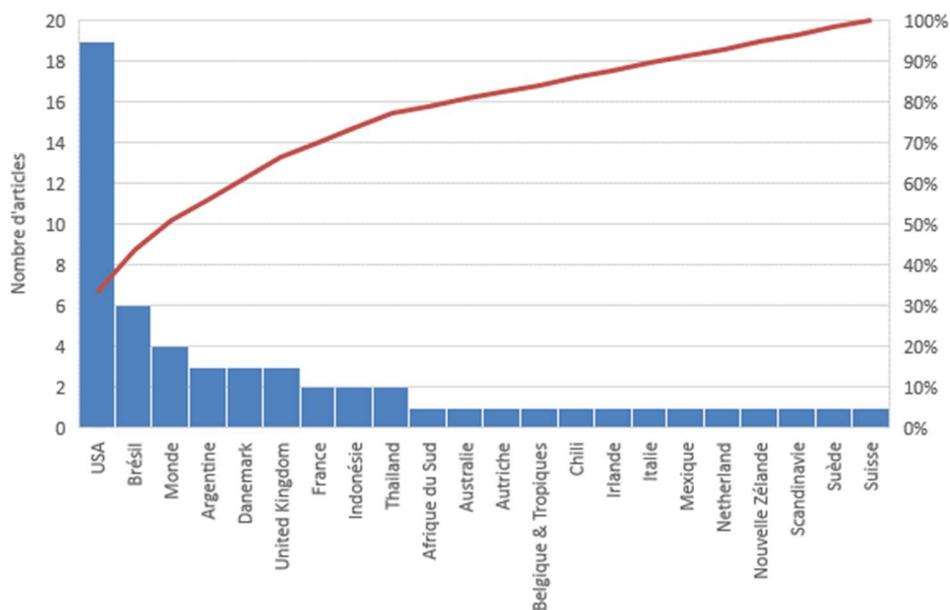


Figure II-20. Localisation de la production de biomasse non alimentaire dans les 54 articles

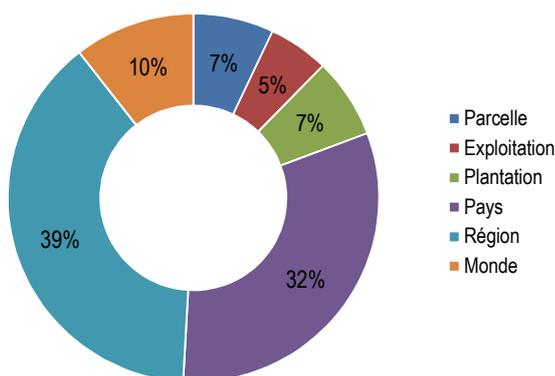


Figure II-21. Échelle considérée dans les articles (% des articles)

Changements d'usages des terres

Cette section décrit et analyse les transformations (ou changements d'usage) des milieux qui sont occasionnés par le développement des cultures à vocation non alimentaire. Ainsi, au sein des articles, les auteurs testent généralement plusieurs hypothèses quant à la modification des milieux par l'implantation de cultures non alimentaires, ce qui conduit à la définition de plusieurs scénarios générant des impacts potentiellement très différents sur la ressource en eau. Les impacts sur l'eau des changements d'affectation directs des sols (CASd) sont plus souvent étudiés (88 scénarios) que ceux liés aux changements d'affectation indirects (CASi) (33 scénarios). Ces deux types de CAS sont décrits ci-dessous.

Changements d'affectation des sols directs

La Figure II-22 présente les changements d'affectation des sols les plus souvent traités dans les scénarios développés dans les articles. Ainsi, les principaux CASd concernent des forêts transformées principalement en cultures pérennes ou arables (respectivement dans 12 et 7 scénarios), des cultures arables transformées principalement en cultures pérennes (dans 22 scénarios) et les prairies transformées majoritairement en cultures pérennes ou arables.

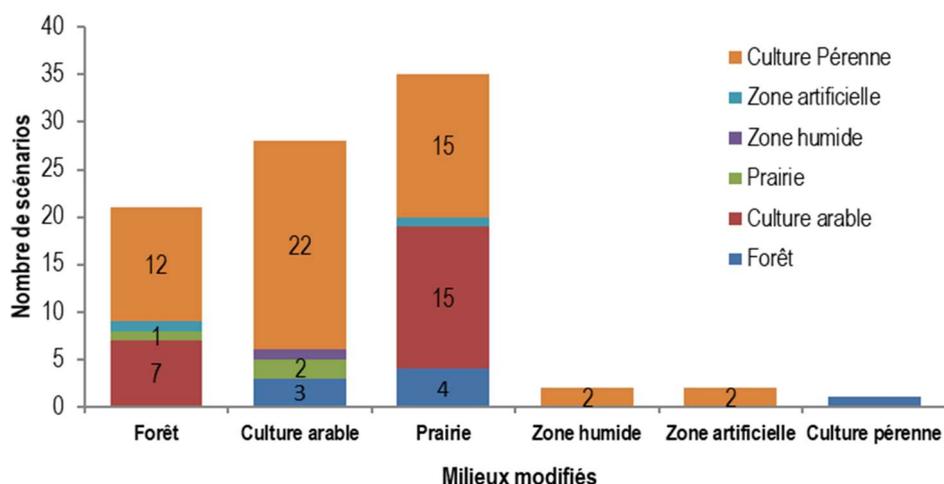


Figure II-22. Principales transformations étudiées (CAS direct)

La Figure II-23a confirme que les prairies, les cultures arables et les forêts sont les principaux milieux concernés par le changement d'usage direct. Dans ces scénarios, ces usages des sols sont principalement transformés en cultures pérennes (très majoritairement, 60% des scénarios) ou en cultures arables (25% des scénarios) (Figure II-23b). À noter que la conversion des zones naturelles (zones humides par exemple) n'est que peu étudiée.

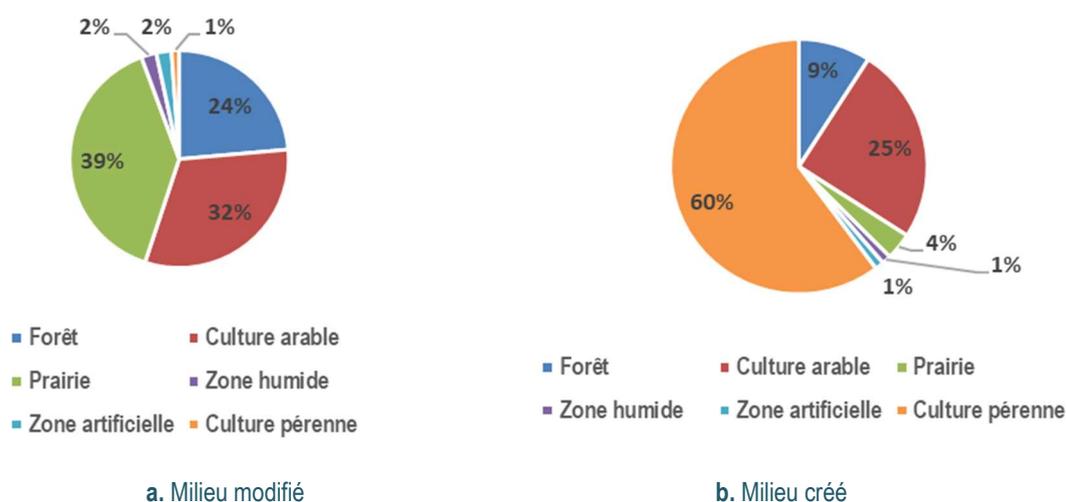


Figure II-23. Milieux modifiés (a) et milieux créés (b) par les CAS directs dans les 88 scénarios des 54 articles (% des scénarios)

Changements d'affectation des sols indirects

Globalement, les mêmes conclusions se dessinent que pour les CASd. Les milieux affectés par les changements d'usage indirects sont les forêts et les prairies, qui sont principalement transformées en cultures arables ou pérennes. Les cultures arables sont dans une moindre mesure impactées (seulement six scénarios). Cependant, les CASi concernent principalement la modification des milieux forestiers (Figure II-24), alors que les CASd concernent surtout la modification des prairies (Figure II-22 et Figure II-23a). Les scénarios concernés sont très divers. Dans certains, une culture à vocation initiale alimentaire est utilisée pour l'énergie (ex : maïs, soja, colza) et la production alimentaire initiale est produite sur d'autres terres (ex : forêts ou prairies). Dans d'autres scénarios, des cultures énergétiques sont implantées sur des prairies (ex : miscanthus) et de nouvelles pâtures sont créées sur des sols initialement occupés par de la forêt.

Pour les articles qui le précisent (10 sur 54), les scénarios pour lesquels le CASi est étudié concernent l'échelle mondiale (4 articles) ou bien l'Amérique du Sud (4 articles).

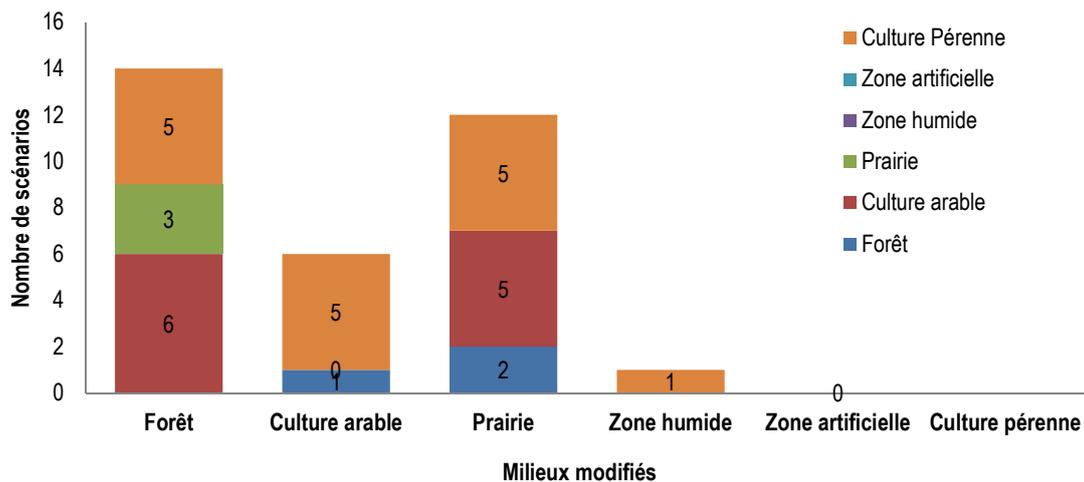


Figure II-24. Principales transformations étudiées (CAS indirects)

La Figure II-25 confirme que ce sont bien les forêts (43%) et les prairies (36%) qui font l'objet de remplacements lorsque les CASi sont étudiés, et que ces usages sont très majoritairement remplacés par des cultures (pérennes ou arables) (82%).

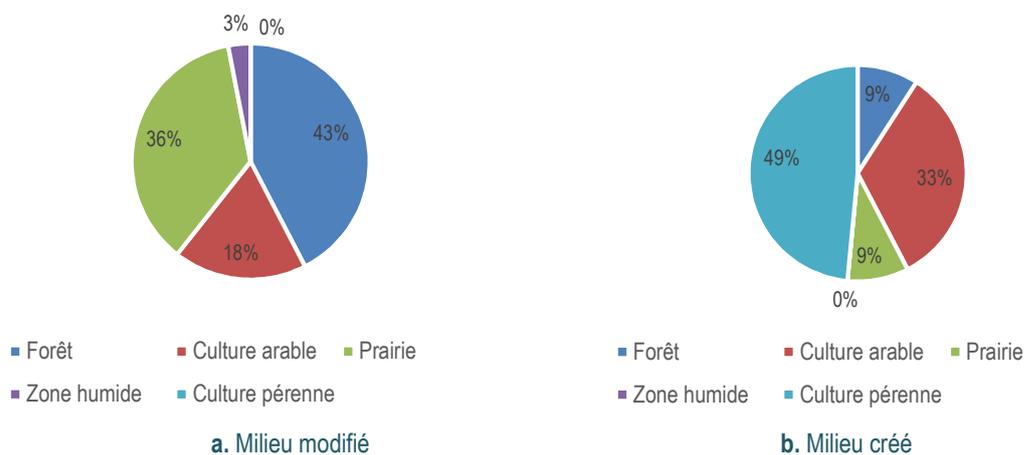


Figure II-25. Milieux modifiés (a) et milieux créés (b) par les CAS indirects dans les 33 scénarios des 54 articles (% des scénarios)

3.3. Évaluations de l'impact des CAS sur l'eau

Plusieurs méthodes sont utilisées pour évaluer les impacts sur l'eau des changements d'usage des sols en lien avec le développement des bioénergies. Elles mobilisent un ensemble de données très diverses, plus ou moins accessibles, pour calculer les impacts sur la ressource en eau (ex : consommation d'eau, contamination, modification des flux). Les résolutions auxquelles sont calculés les impacts sont majoritairement le pays ou la région, ainsi que la parcelle ou la plantation.

Méthodes et données mobilisées pour évaluer les impacts sur l'eau

Les méthodes les plus mobilisées sont les analyses de cycle de vie (ACV) et les modèles biophysiques (Figure 26a). Certaines études utilisent des facteurs fixes de consommation d'eau ou d'eutrophisation, par exemple en fonction des surfaces transformées et des plantes cultivées (cette approche est appelée « calculs basiques »). Neuf articles mentionnent l'usage d'analyses d'incertitude et de sensibilité, sur les 54 identifiés (par exemple en utilisant des simulations Monte-Carlo). Les méthodes utilisant des modèles économiques sont sous-représentées pour cet impact (3%) par rapport à l'étude d'autres impacts comme le climat, où elles interviennent dans 20% des articles (Chapitre 4).

Les études mobilisent différents modèles biophysiques qui peuvent être très simples, simulant un à plusieurs processus (ex : rétention d'eau, dégradation de la matière organique et nutrition des plantes) ou plus complexes (ex : dynamique de l'eau dans le système sol-plante-atmosphère-aquifère). Parmi ces derniers, les modèles EPIC (Environmental Policy Integrated Climate), SWAT (Soil and Water Assessment Tool), et Agro-lbis sont les plus souvent utilisés (12 articles). Les résultats des modèles sont parfois utilisés comme données d'entrée pour la réalisation des ACV.

Moins de 5% des études utilisent des données d'observation ou des données expérimentales pour évaluer l'impact du CAS sur la ressource en eau. La grande majorité d'entre elles utilise des données publiques (ex : séries climatiques, occupation des sols et cartes des sols) ou des références issues de la littérature et de bases de données (ex : inventaires de cycle de vie) (Figure II-26b). Certaines études sont également basées sur des avis d'experts ou sur des enquêtes.

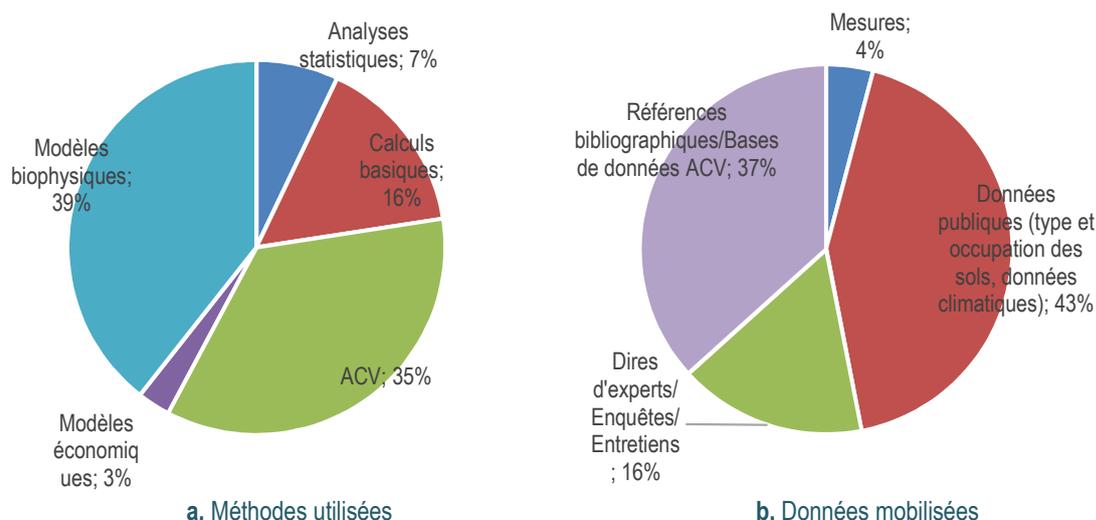


Figure II-26. Méthodes (a) et types de données (b) mobilisés pour évaluer les impacts sur la ressource en eau

Types d'impacts sur l'eau étudiés

Les impacts étudiés appartiennent à deux grandes catégories, à savoir des impacts qualitatifs liés à la pollution de l'eau (eutrophisation, pollution biologique ou chimique) ou quantitatifs liés à la consommation d'eau. Dans le groupe des 54 articles retenus, les impacts « Consommation en eau » et « Eutrophisation » sont les plus souvent étudiés (ces deux critères représentent plus de 65% des situations analysées) (Figure II-27). La « contamination des eaux » qu'elle soit chimique (ex : apport de micropolluants métalliques ou organiques) ou biologique, en dehors des questions d'eutrophisation, est moins étudiée. À noter qu'un même article peut considérer plusieurs impacts.

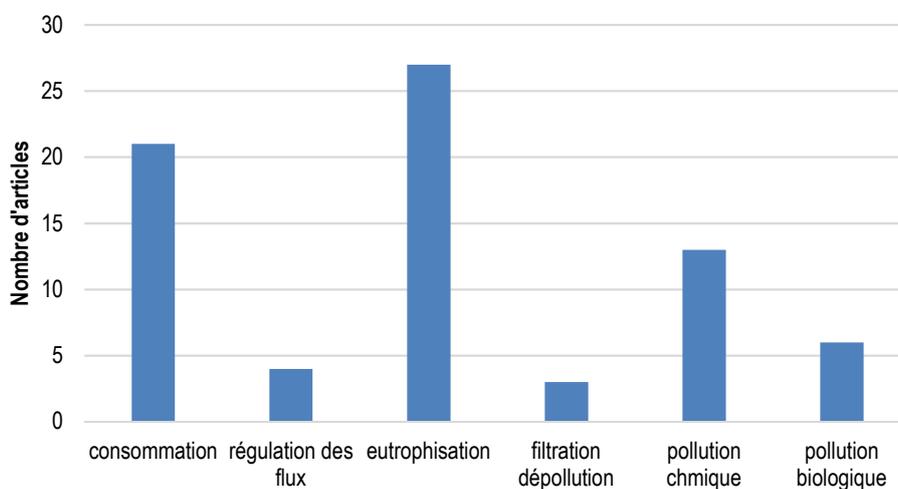


Figure II-27. Critères d'impacts considérés dans les 54 articles

La consommation d'eau (empreinte « eau ») correspond à la quantité d'eau nécessaire à la production de la biomasse concernée. Cependant plusieurs méthodes existent. Ainsi l'empreinte « eau » peut intégrer simplement l'eau douce de surface ou souterraine prélevée pour la culture (« eau bleue ») ou bien considérer également l'eau stockée dans le sol, évapotranspirée par les cultures (« eau verte »). Ce décompte de l'eau consommée peut également prendre en compte une vision qualitative en considérant le volume d'eau complémentaire, nécessaire à diluer les contaminants (« eau grise »). Cependant, ces approches ne considèrent pas le milieu dans lequel se situe la culture et où est prélevée l'eau. Plus qu'un impact, c'est donc un niveau de prélèvement qui est ainsi estimé. Dès lors, certains auteurs ont proposé de pondérer cette quantité d'eau par un niveau de stress (ou « scarcity index ») permettant de tenir compte du niveau d'aridité du milieu (Nuñez *et al.*, 2013, Motoshita *et al.*, 2014, Berger *et al.*, 2014). Compte tenu de la diversité des méthodes, en 2014, la norme ISO 14046 « Water Footprint » a été proposée afin d'harmoniser les définitions et de proposer une approche consensuelle.

L'empreinte « eau » est généralement exprimée en volume (ex : litres ou m³) par tonne de biomasse produite ou par quantité d'énergie (en joules). Elle considère au minimum l'eau issue de l'atmosphère (pluie) et l'eau d'irrigation (eau de surface ou souterraine). En fonction de la zone géographique et de la plante cultivée, la quantité d'eau nécessaire à la production agricole peut être très variable (Gerbens-Leenes *et al.*, 2009a) : pour le maïs par exemple, cette empreinte (hors eau grise) varie de 153 à 3 363 m³/tonne en fonction du pays producteur (ex : Pays-Bas ou Zimbabwe), et pour un même pays de 150 à plus de 450 m³/tonne en fonction de la plante (ex : blé et colza).

Lorsque ce critère « Consommation d'eau » est étudié (21 articles sur les 54), l'analyse conclut dans 57% des cas à une augmentation des prélèvements d'eau (consommation accrue d'eau pour 12 articles) (Figure II-28a). Dans le détail, sur ces 12 articles, les cultures utilisées pour produire des biocarburants de première génération contribuent à cette augmentation dans 7 cas sur 12, alors que celles produisant des biocarburants de seconde génération le font seulement dans 3 cas (les 2 autres cas où la consommation d'eau augmente sont destinés à la production de chaleur ou de matériaux). Par ailleurs, lorsque la consommation baisse (2 articles), c'est avec des cultures pour les biocarburants de seconde génération. Indépendamment de l'usage final, lorsque qu'il y a un CAS direct (ex : conversion d'une forêt ou d'une prairie vers des cultures à vocation énergétique), cela conduit dans plus de la moitié des études à augmenter les consommations en eau.

Le critère d'impact « Eutrophisation » correspond à la modification, et souvent à la dégradation, des milieux aquatiques liée à la présence excessive de substances nutritives, en particulier d'azote et de phosphore. Dans les systèmes cultivés, ces nutriments sont apportés sous forme d'engrais minéraux ou organiques et peuvent, s'ils ne sont pas prélevés par les cultures, enrichir les eaux engendrant des déséquilibres dans les écosystèmes aquatiques (ex : perte de biodiversité, proliférations d'algues). Lorsque le critère « Eutrophisation » est étudié (27 articles sur les 54), l'analyse conclut dans plus de 48% des cas à une augmentation de l'eutrophisation des eaux, soit 13 articles (Figure II-28b). Dans ces articles, les cultures utilisées pour produire des biocarburants de première génération contribuent à cette augmentation dans 7 cas sur 13, alors que celles produisant des biocarburants de seconde génération le font seulement dans deux cas (les quatre autres cas où l'eutrophie augmente sont liés à la production de chaleur ou de biomatériaux). Lorsqu'il y a un CAS direct, la situation est moins nette que pour la consommation. Ainsi par exemple le remplacement d'une culture annuelle par une culture pérenne (ex : miscanthus, afforestation) diminue l'eutrophisation (dans 5 cas sur 8), alors qu'elle augmente si on remplace une prairie (dans 6 cas sur 9).

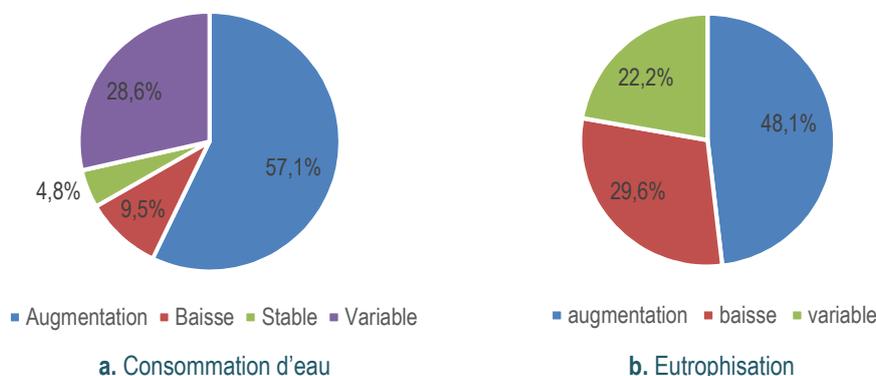


Figure II-28. Évolution des critères d'impact « Consommation d'eau » (21 articles) et « Eutrophisation » (27 articles) lors des changements d'usage des sols

Il est cependant délicat de tirer des conclusions définitives, que ce soit pour le critère « consommation » ou pour « eutrophisation », notamment parce que beaucoup de situations sont classées comme « variables » (entre 20 et 30% selon le critère d'impact considéré). C'est assez logique car les effets sur la consommation d'eau dépendent de l'espèce cultivée et du scénario climatique, tout comme bien évidemment de l'écosystème remplacé (une culture annuelle irriguée remplaçant une prairie par exemple consommera généralement plus d'eau). L'impact sur l'eutrophisation est également susceptible de dépendre des apports d'engrais et donc des espèces cultivées. Lorsque l'eutrophisation baisse, c'est dans 7 situations sur 8 avec des cultures pérennes, ce qui confirme les mesures et simulations réalisées dans plusieurs articles. Ainsi par exemple, Costello *et al.* (2009), Ng *et al.* (2010), Wu *et al.* (2012) et Sarkar et Miller (2014) montrent qu'introduire des cultures pérennes comme le switchgrass ou le miscanthus limite les apports en engrais (N et P) et l'érosion des sols, et diminue par conséquent l'eutrophisation des milieux aquatiques.

Par ailleurs, cette difficulté à conclure et à généraliser est pour partie liée à la diversité des méthodes employées avant 2014. Ainsi, comparer les empreintes eau antérieures à la parution de la norme ISO 14046 est délicat, et a même fait l'objet de controverses scientifiques sur l'objet même de l'empreinte eau (Pfister *et al.*, 2017). Finalement, les périmètres des articles sont aussi différents, certains cherchant à mesurer l'impact sur l'eau de la transformation d'un milieu alors que d'autres cherchent à comparer l'usage des biomasses par rapport à des références fossiles. Dans cette dernière situation, la consommation en eau et l'eutrophisation générées par la phase de production des cultures sont forcément supérieures à celles des références des énergies fossiles. *A contrario*, lorsqu'on s'intéresse au changement d'usage d'un sol, la pression sur la ressource en eau varie selon le type d'écosystème transformé et les cultures mises en place (ex : pérennes, annuelles, irriguées ou pas). Ces deux situations sont actuellement mélangées dans la base de données.

3.4. Conclusions

Les effets des changements d'usage des sols liés à la production de cultures non alimentaires sur la quantité et la qualité de l'eau n'ont été étudiés qu'à partir de la fin des années 2000. Les cultures pérennes (ex : eucalyptus, saule, peuplier, miscanthus, switchgrass, canne à sucre et palmier à huile) et les cultures annuelles (ex : maïs, soja, colza et betterave) sont étudiées de manière équilibrée dans les 54 articles analysés. Les utilisations des plantes entières ou des grains pour les biocarburants de 1^{re} et 2^e générations sont les plus fréquentes (plus de 50% des articles), bien que la seconde filière soit encore prospective et la première moins répandue que les autres formes de bioénergie (chaleur ou électricité). Les zones géographiques concernées par ces réorientations sont essentiellement l'Amérique du Sud et les USA (pour plus de 50% des travaux) puis plusieurs pays européens.

Lorsque les CASd sont étudiés, les surfaces transformées sont souvent des prairies, des cultures arables et des forêts. Ces transformations aboutissent le plus souvent à la mise en place de cultures pérennes ou arables. Il peut également y avoir de l'afforestation de ces milieux mais ces situations sont plus rares. En ce qui concerne l'étude des CASi, si les mêmes constats peuvent être faits (ex : installation de cultures pérennes et annuelles), l'ordre des milieux transformés est différent puisque c'est d'abord la forêt puis les prairies et enfin les cultures arables qui sont modifiées. Les zones géographiques étudiées sont alors principalement celles centrées sur l'Amérique, notamment les pays du Sud (Brésil, Argentine) ou sans localisation précise (le monde).

L'évaluation des impacts sur l'eau de ces changements d'usage se fait à travers un panier d'approches, à vocation prospective. Les études se fondent peu sur des données de terrain (moins de 5%) alors même que nombre d'entre elles considèrent l'échelle de la parcelle, de la plantation et de la région. Elles utilisent essentiellement des analyses de cycle de vie (ACV) ou des modèles biophysiques (seuls ou couplés). Les impacts les plus souvent évalués sont la consommation en eau et l'eutrophisation des milieux aquatiques. Sans qu'il soit possible de conclure de manière catégorique compte tenu de la diversité des situations étudiées et des méthodes employées, il semble que les cultures utilisées pour les biocarburants de seconde génération soient moins contributeurs à la consommation et à la dégradation des milieux aquatiques.

Références bibliographiques

• Références citées dans le texte du chapitre

- Affif, S.; Wilkenson, J.; Carriquiry, M.; Jumbe, C.; Searchinger, T., 2013. *Biofuels and food security. a report by the high level panel of experts on food security and nutrition of the committee on world food security*. Rome: HLPE, 132 p.
- Babel, M.S.; Shrestha, B.; Perret, S.R., 2011. Hydrological impact of biofuel production: A case study of the Khlong Phlo Watershed in Thailand. *Agricultural Water Management*, 101 (1): 8-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.08.019>
- Berger, M.; van der Ent, R.; Eisner, S.; Bach, V.; Finkbeiner, M., 2014. Water Accounting and Vulnerability Evaluation (WAVE): Considering Atmospheric Evaporation Recycling and the Risk of Freshwater Depletion in Water Footprinting. *Environmental Science & Technology*, 48 (8): 4521-4528. <http://dx.doi.org/10.1021/es404994t>
- Beringer, T.; Lucht, W.; Schaphoff, S., 2011. Bioenergy production potential of global biomass plantations under environmental and agricultural constraints. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (4): 299-312. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01088.x>
- Bhardwaj, A.K.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Robertson, G.P.; Chen, J.; Hamilton, S.K., 2011. Water and energy footprints of bioenergy crop production on marginal lands. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (3): 208-222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01074.x>
- Costello, C.; Griffin, W.M.; Landis, A.E.; Matthews, H.S., 2009. Impact of Biofuel Crop Production on the Formation of Hypoxia in the Gulf of Mexico. *Environmental Science & Technology*, 43 (20): 7985-7991. <http://dx.doi.org/10.1021/es901143z>
- Davis, S.C.; Parton, W.J.; Del Grosso, S.J.; Keough, C.; Marx, E.; Adler, P.R.; DeLucia, E.H., 2012. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (2): 69-74. <http://dx.doi.org/10.1890/110003>
- Delucchi, M.A., 2010. Impacts of biofuels on climate change, water use, and land use. In: Ostfeld, R.S.; Schlesinger, W.H., eds. *Year in Ecology and Conservation Biology 2010*. Malden: Wiley-Blackwell (Annals of the New York Academy of Sciences), 28-45. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05457.x>
- Dominguez-Faus, R.; Powers, S.E.; Burken, J.G.; Alvarez, P.J., 2009. The Water Footprint of Biofuels: A Drink or Drive Issue? *Environmental Science & Technology*, 43 (9): 3005-3010. <http://dx.doi.org/10.1021/es802162x>
- Donner, S.D.; Kucharik, C.J., 2008. Corn-based ethanol production compromises goal of reducing nitrogen export by the Mississippi River. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (11): 4513-4518. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0708300105>
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Gerbens-Leenes, P.W.; Hoekstra, A.Y.; van der Meer, T., 2009. The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. *Ecological Economics*, 68 (4): 1052-1060. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.07.013>
- Gerbens-Leenes, P.W.; van Lienden, A.R.; Hoekstra, A.Y.; van der Meer, T.H., 2012. Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 22 (3): 764-775. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.04.001>
- Gerbens-Leenes, W.; Hoekstra, A.Y.; van der Meer, T.H., 2009. The water footprint of bioenergy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106 (25): 10219-10223. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0812619106>
- Hernandes, T.A.D.; Bufon, V.B.; Seabra, J.E.A., 2014. Water footprint of biofuels in Brazil: assessing regional differences. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8 (2): 241-252. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1454>
- Hill, J.; Nelson, E.; Tilman, D.; Polasky, S.; Tiffany, D., 2006. Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (30): 11206-11210. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0604600103>
- ISO, 2014. *ISO 14046. Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines*, 36 p.
- LaBeau, M.B.; Robertson, D.M.; Mayer, A.S.; Pijanowski, B.C.; Saad, D.A., 2014. Effects of future urban and biofuel crop expansions on the riverine export of phosphorus to the Laurentian Great Lakes. *Ecological Modelling*, 277: 27-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.01.016>
- Motoshita, M.; Ono, Y.; Pfister, S.; Boulay, A.-M.; Berger, M.; Nansai, K.; Tahara, K.; Itsubo, N.; Inaba, A., 2014. Consistent characterisation factors at midpoint and endpoint relevant to agricultural water scarcity arising from freshwater consumption. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0811-5>
- Ng, T.L.; Eheart, J.W.; Cai, X.M.; Miguez, F., 2010. Modeling Miscanthus in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to Simulate Its Water Quality Effects As a Bioenergy Crop. *Environmental Science & Technology*, 44 (18): 7138-7144. <http://dx.doi.org/10.1021/es9039677>
- Nunez, M.; Civit, B.; Munoz, P.; Arena, A.P.; Rieradevall, J.; Anton, A., 2010. Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (1): 67-78. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-009-0126-0>
- Pfister, S.; Boulay, A.M.; Berger, M.; Hadjikakou, M.; Motoshita, M.; Hess, T.; Ridoutt, B.; Weinzettel, J.; Scherer, L.; Doll, P.; Manzano, A.; Nunez, M.; Veronesi, F.; Humbert, S.; Harding, K.; Benini, L.; Oki, T.; Finkbeiner, M.; Henderson, A., 2017. Understanding the LCA and ISO water footprint: A response to Hoekstra (2016) "A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA". *Ecological Indicators*, 72: 352-359. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.051>

- Sarkar, S.; Miller, S.A., 2014. Water quality impacts of converting intensively-managed agricultural lands to switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 68: 32-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.026>
- Sorda, G.; Banse, M.; Kemfert, C., 2010. An overview of biofuel policies across the world. *Energy Policy*, 38 (11): 6977-6988. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.06.066>
- Vanloocke, A.; Bernacchi, C.J.; Twine, T.E., 2010. The impacts of *Miscanthus x giganteus* production on the Midwest US hydrologic cycle. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (4): 180-191. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01053.x>
- Wu, M.; Demissie, Y.; Yan, E., 2012. Simulated impact of future biofuel production on water quality and water cycle dynamics in the Upper Mississippi river basin. *Biomass & Bioenergy*, 41: 44-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.030>

• Références du sous corpus « biomasse non alimentaire » traitant des impacts sur l'eau

- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathelet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Babel, M.S.; Shrestha, B.; Perret, S.R., 2011. Hydrological impact of biofuel production: A case study of the Khlong Phlo Watershed in Thailand. *Agricultural Water Management*, 101 (1): 8-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2011.08.019>
- Baral, H.; Keenan, R.J.; Fox, J.C.; Stork, N.E.; Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*, 13: 35-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001>
- Beringer, T.; Lucht, W.; Schaphoff, S., 2011. Bioenergy production potential of global biomass plantations under environmental and agricultural constraints. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (4): 299-312. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01088.x>
- Bhardwaj, A.K.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Robertson, G.P.; Chen, J.; Hamilton, S.K., 2011. Water and energy footprints of bioenergy crop production on marginal lands. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (3): 208-222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01074.x>
- Brandao, M.; Milà i Canals, L.; Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2323-2336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.019>
- Calder, I.R.; Nisbet, T.; Harrison, J.A., 2009. An evaluation of the impacts of energy tree plantations on water resources in the United Kingdom under present and future UKCIP02 climate scenarios. *Water Resources Research*, 45. <http://dx.doi.org/10.1029/2007wr006657>
- Castanheira, E.G.; Grisoli, R.; Freire, F.; Pecora, V.; Coelho, S.T., 2014. Environmental sustainability of biodiesel in Brazil. *Energy Policy*, 65: 680-691. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.09.062>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Clark, C.M.; Lin, Y.; Bierwagen, B.G.; Eaton, L.M.; Langholtz, M.H.; Morefield, P.E.; Ridley, C.E.; Vimmerstedt, L.; Peterson, S.; Bush, B.W., 2013. Growing a sustainable biofuels industry: economics, environmental considerations, and the role of the Conservation Reserve Program. *Environmental Research Letters*, 8 (2). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025016>
- Davis, S.C.; Parton, W.J.; Del Grosso, S.J.; Keough, C.; Marx, E.; Adler, P.R.; DeLucia, E.H., 2012. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (2): 69-74. <http://dx.doi.org/10.1890/110003>
- Daystar, J.; Gonzalez, R.; Reeb, C.; Venditti, R.; Treasure, T.; Abt, R.; Kelley, S., 2014. Economics, Environmental Impacts, and Supply Chain Analysis of Cellulosic Biomass for Biofuels in the Southern US: Pine, Eucalyptus, Unmanaged Hardwoods, Forest Residues, Switchgrass, and Sweet Sorghum. *Bioresources*, 9 (1): 393-444.
- Death, R.G.; Baillie, B.; Fransen, P., 2003. Effect of *Pinus radiata* logging on stream invertebrate communities in Hawke's bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37 (3): 507-520. <http://dx.doi.org/10.1080/00288330.2003.9517185>
- Debnath, D.; Stoecker, A.L.; Epplin, F.M., 2014. Impact of environmental values on the breakeven price of switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 70: 184-195. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.021>
- Donner, S.D.; Kucharik, C.J., 2008. Corn-based ethanol production compromises goal of reducing nitrogen export by the Mississippi River. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (11): 4513-4518. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0708300105>
- Einheuser, M.D.; Nejadhashemi, A.P.; Woznicki, S.A., 2013. Simulating stream health sensitivity to landscape changes due to bioenergy crops expansion. *Biomass & Bioenergy*, 58: 198-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.025>
- Elbersen, B.S.; Annevelink, E.; Klein-Lankhorst, J.R.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.; Langeveld, J.W.A.; Elbersen, H.W.; Sanders, J.P.M., 2014. A framework with an integrated computer support tool to assess regional biomass delivery chains. *Regional Environmental Change*, 14 (3): 967-980. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0584-1>
- Falano, T.; Jeswani, H.K.; Azapagic, A., 2014. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. *Biotechnology Journal*, 9 (6): 753-765. <http://dx.doi.org/10.1002/biot.201300246>
- Fiorentino, G.; Ripa, M.; Mellino, S.; Fahd, S.; Ulgiati, S., 2014. Life cycle assessment of *Brassica carinata* biomass conversion to bioenergy and platform chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 66: 174-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.043>

- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Garcia, C.A.; Manzini, F., 2012. Environmental and economic feasibility of sugarcane ethanol for the Mexican transport sector. *Solar Energy*, 86 (4): 1063-1069. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2011.09.015>
- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Georgescu, M.; Lobell, D.B.; Field, C.B., 2011. Direct climate effects of perennial bioenergy crops in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (11): 4307-4312. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1008779108>
- Goldstein, J.C.; Tarhule, A.; Brauer, D., 2014. Simulating the hydrologic response of a semiarid watershed to switchgrass cultivation. *Hydrology Research*, 45 (1): 99-114. <http://dx.doi.org/10.2166/nh.2013.163>
- Gopalakrishnan, G.; Negri, M.C.; Wang, M.; Wu, M.; Snyder, S.W.; Lafreniere, L., 2009. Biofuels, Land, and Water: A Systems Approach to Sustainability. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 6094-6100. <http://dx.doi.org/10.1021/es900801u>
- Hallgren, W.; Schlosser, C.A.; Monier, E.; Kicklighter, D.; Sokolov, A.; Melillo, J., 2013. Climate impacts of a large-scale biofuels expansion. *Geophysical Research Letters*, 40 (8): 1624-1630. <http://dx.doi.org/10.1002/grl.50352>
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Havlik, P.; Schneider, U.A.; Schmid, E.; Bottcher, H.; Fritz, S.; Skalsky, R.; Aoki, K.; De Cara, S.; Kindermann, G.; Kraxner, F.; Leduc, S.; McCallum, I.; Mosnier, A.; Sauer, T.; Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39 (10): 5690-5702. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>
- Helin, T.; Holma, A.; Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4): 770-785. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Hernandes, T.A.D.; Bufon, V.B.; Seabra, J.E.A., 2014. Water footprint of biofuels in Brazil: assessing regional differences. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8 (2): 241-252. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1454>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2012. Transition towards a more environmentally sustainable biodiesel in South America: The case of Chile. *Applied Energy*, 91 (1): 263-273. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.024>
- LaBeau, M.B.; Robertson, D.M.; Mayer, A.S.; Pijanowski, B.C.; Saad, D.A., 2014. Effects of future urban and biofuel crop expansions on the riverine export of phosphorus to the Laurentian Great Lakes. *Ecological Modelling*, 277: 27-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.01.016>
- Larsen, R.K.; Jiwan, N.; Rompas, A.; Jenito, J.; Osbeck, M.; Tarigan, A., 2014. Towards 'hybrid accountability' in EU biofuels policy? Community grievances and competing water claims in the Central Kalimantan oil palm sector. *Geoforum*, 54: 295-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.09.010>
- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>
- Munoz, I.; Flury, K.; Jungbluth, N.; Rigalsford, G.; Milà i Canals, L.; King, H., 2014. Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 109-119. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1>
- Nasterlack, T.; von Blotnitz, H.; Wynberg, R., 2014. Are biofuel concerns globally relevant? Prospects for a proposed pioneer bioethanol project in South Africa. *Energy for Sustainable Development*, 23: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2014.06.005>
- Nelson, E.; Sander, H.; Hawthorne, P.; Conte, M.; Ennaanay, D.; Wolny, S.; Manson, S.; Polasky, S., 2010. Projecting Global Land-Use Change and Its Effect on Ecosystem Service Provision and Biodiversity with Simple Models. *PLoS ONE*, 5 (12): e14327. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0014327>
- Ng, T.L.; Eheart, J.W.; Cai, X.M.; Miguez, F., 2010. Modeling Miscanthus in the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to Simulate Its Water Quality Effects As a Bioenergy Crop. *Environmental Science & Technology*, 44 (18): 7138-7144. <http://dx.doi.org/10.1021/es9039677>
- Panichelli, L.; Dauriat, A.; Gnansounou, E., 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (2): 144-159. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>
- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Sarkar, S.; Miller, S.A., 2014. Water quality impacts of converting intensively-managed agricultural lands to switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 68: 32-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.026>
- Secchi, S.; Kurkalova, L.; Gassman, P.W.; Hart, C., 2011. Land use change in a biofuels hotspot: The case of Iowa, USA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2391-2400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.047>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Life-cycle environmental and economic impacts of energy-crop fuel-chains: an integrated assessment of potential GHG avoidance in Ireland. *Environmental Science & Policy*, 11 (4): 294-306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2008.01.004>

- Tidaker, P.; Sundberg, C.; Oborn, I.; Katterer, T.; Bergkvist, G., 2014. Rotational grass/clover for biogas integrated with grain production - A life cycle perspective. *Agricultural Systems*, 129: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.015>
- Tonini, D.; Hamelin, L.; Wenzel, H.; Astrup, T., 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environmental Science & Technology*, 46 (24): 13521-13530. <http://dx.doi.org/10.1021/es3024435>
- Turconi, R.; Tonini, D.; Nielsen, C.F.B.; Simonsen, C.G.; Astrup, T., 2014. Environmental impacts of future low-carbon electricity systems: Detailed life cycle assessment of a Danish case study. *Applied Energy*, 132: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.078>
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petrucci, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- Vanloocke, A.; Bernacchi, C.J.; Twine, T.E., 2010. The impacts of *Miscanthus x giganteus* production on the Midwest US hydrologic cycle. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (4): 180-191. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01053.x>
- Viglizzo, E.F.; Frank, F.C.; Carreno, L.V.; Jobbagy, E.G.; Pereyra, H.; Clatt, J.; Pincen, D.; Ricard, M.F., 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17 (2): 959-973. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Wu, M.; Demissie, Y.; Yan, E., 2012. Simulated impact of future biofuel production on water quality and water cycle dynamics in the Upper Mississippi river basin. *Biomass & Bioenergy*, 41: 44-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.030>
- Zhang, X.; Izaurrealde, R.C.; Manowitz, D.; West, T.O.; Post, W.M.; Thomson, A.M.; Bandaruw, V.P.; Nichols, J.; Williams, J.R., 2010. An integrative modeling framework to evaluate the productivity and sustainability of biofuel crop production systems. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (5): 258-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01046.x>
- Ziolkowska, J.R., 2013. Evaluating sustainability of biofuels feedstocks: A multi-objective framework for supporting decision making. *Biomass & Bioenergy*, 59: 425-440. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.09.008>

4. Les impacts sur les émissions de gaz à effet de serre

Laure Bamière (INRA), Valentin Bellassen* (INRA)

* Auteur de correspondance

4.1. Introduction

La production de biomasse s'est considérablement développée ces dix dernières années afin de répondre aux besoins du secteur de la bioéconomie (bioénergie, biomatériaux, etc.), tendance qui devrait se poursuivre dans un proche avenir pour compenser la diminution des ressources fossiles (Chum *et al.*, 2011). Des préoccupations ont récemment été soulevées quant aux conséquences sur l'usage des sols et aux changements d'affectation des sols (CAS) induits par l'augmentation de la production de biomasse (Searchinger *et al.*, 2008).

Des travaux ont été publiés récemment sur ce domaine de recherche émergent et dynamique (Berndes *et al.*, 2013; Broch *et al.*, 2013; Djomo et Ceulemans, 2012). Ces analyses permettent de réduire la liste des principaux déterminants de l'intensité carbone des biocarburants et donnent un aperçu du rôle qu'ils jouent. Les résultats obtenus à l'issue de ces analyses ne permettent cependant pas d'établir clairement si les biocarburants ont une intensité carbone plus faible que les combustibles fossiles en général. Cela peut être notamment imputé au petit nombre d'études considérées. En effet, aucune d'entre elles ne comporte d'analyse systématique de la littérature englobant l'intégralité de la chaîne de causalité reliant les déterminants de l'expansion de la biomasse non alimentaire aux impacts environnementaux. Une récente analyse de ces approches, souvent utilisées comme base pour des méta-analyses, a permis de mettre en évidence cette lacune dans le contexte de la « land-use science » (van Vliet *et al.*, 2016), révélant une dissociation entre les déterminants des CAS et leurs impacts. De plus, ces analyses récentes sont très sélectives : soit elles s'intéressent principalement aux différences d'impact des changements d'affectation des sols indirects (CASi) pour les biocarburants, soit elles s'appuient sur des critères de qualité stricts lors de la sélection des études. Broch *et al.* (2013) considèrent 6 études, et Djomo et Ceulemans (2012) analysent 15 articles revus par des pairs.

Nous nous proposons ici d'analyser l'impact de la réorientation vers la biomasse non alimentaire sur les émissions de GES et la séquestration de carbone (ci-après dénommées émissions de GES) dans la littérature revue par les pairs. Nous essayons également de produire des informations sur les déterminants de ces impacts et leur variabilité. Notre étude complète les analyses susmentionnées de deux manières : a) nous incluons systématiquement tous les articles revus par des pairs qui couvrent toute la chaîne de causalité allant de la réorientation des terres vers la biomasse non alimentaire (y compris les usages non alimentaires autres que les biocarburants) jusqu'à l'impact sur l'atténuation des changements climatiques, et b) nous n'appliquons aucun autre critère de qualité afin de retenir un vaste corpus de 162 articles au total. Malheureusement, on le verra, ce grand nombre d'articles ne permet pas d'obtenir une réponse beaucoup plus concluante à la question. Il permet néanmoins d'obtenir un ratio : le nombre d'études constatant une nette réduction des émissions de GES pour les réorientations vers la biomasse non alimentaire est 50 % plus élevé que le nombre d'études tirant des conclusions inverses.

Comme cela a été démontré initialement par Fargione *et al.* (2008) et confirmé plus tard par de nombreuses études de modélisation, dont récemment Elshout *et al.* (2015), l'intensité carbone des biocarburants liée aux CAS dépend pour beaucoup du lieu où la biomasse est cultivée et de l'usage des sols qu'elle remplace. L'une des pistes permettant d'identifier des réorientations vers la biomasse non alimentaire qui réduisent les émissions de GES consiste donc à s'intéresser à la nature et à la localisation des changements d'affectation des sols associés. Par exemple, les biomasses destinées aux biocarburants de deuxième génération et à l'énergie dérivée du bois ont été promues comme étant mieux adaptées pour être cultivées sur les terres marginales que les biomasses de biocarburants de première génération. Dans la dernière partie du chapitre, nous cherchons à déterminer si des schémas de changements d'affectation des sols spécifiques peuvent être associés à certains types de biomasses.

Le sous-corpus analysé est constitué de 162 articles. L'analyse de leurs années de publication montre que les effets du changement d'affectation des sols sur le climat ont commencé à être étudiés en 2008 (voir Figure II-43, en annexe). Dans leur revue de littérature sur l'impact des biocarburants sur le carbone, Djomo et Ceulemans (2012) désignent la même année comme année charnière.

En fin de chapitre figurent la liste des 162 références examinées, ainsi des données complémentaires de celles présentées dans le texte.

4.2. Situations et impacts étudiés

Le sous-corpus de 162 articles représentant 69% de l'ensemble des articles évaluant un impact environnemental de la réorientation en biomasse non alimentaire (voir Introduction du rapport), la plupart des statistiques descriptives sont comparables à celles de la sélection globale (Chapitre 1).

Types de biomasse et utilisations finales

Les types d'espèces utilisées comme biomasse les plus fréquemment étudiés sont le bois, le maïs, le miscanthus, le soja, la canne à sucre, le panic érigé, le palmier à huile, le colza et le blé (voir Figure II-44, en annexe). Nous retrouvons bien sûr ici des espèces destinées à la production de biocarburants de première génération (céréales, oléagineux, canne à sucre ; Figure II-29), et la biomasse lignocellulosique (ex. : espèces herbacées, bois ; Figure II-29) qui a différents usages (ex. : biocarburants de deuxième génération, électricité, chauffage, etc.). La catégorie « bois » se compose principalement de taillis à courte rotation de peuplier, de saule et d'eucalyptus, mais aussi de bois de feuillus et de résineux.

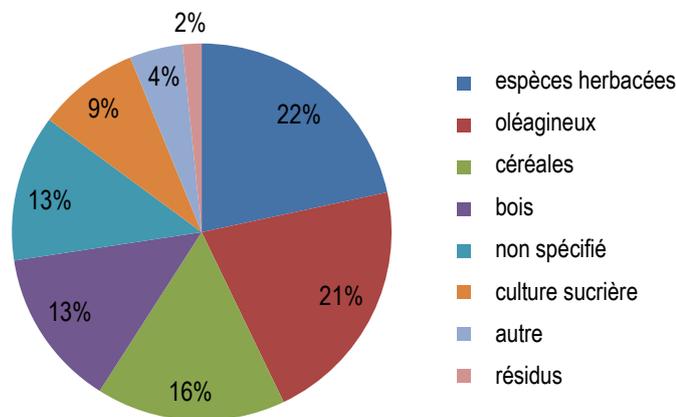


Figure II-29. Grandes catégories de biomasse étudiées dans les articles
Résultats exprimés en % de 310 occurrences (un même article peut traiter de plusieurs catégories de biomasse)

La biomasse est principalement utilisée pour la production de biocarburants de première et deuxième générations (58 % des occurrences, voir Figure II-30) mais aussi d'électricité, de chauffage et de méthane (respectivement 16 %, 8 % et 4 % des occurrences). Les usages non énergétiques sont minoritaires et ne représentent que 8 % des cas.

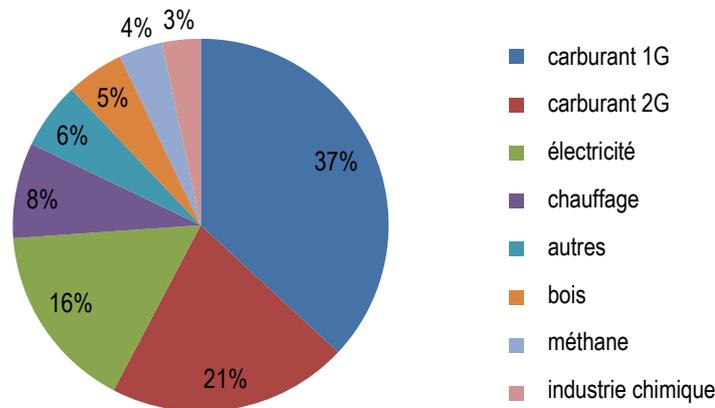


Figure II-30. Utilisations finales de la biomasse non alimentaire
Les résultats sont exprimés en % de 241 occurrences (un même article peut traiter de plusieurs usages finaux)

Motivations et localisations des changements d'affectation des sols

La réorientation vers la biomasse non alimentaire est principalement motivée par les politiques publiques : 69 % des 62 % d'articles identifiant les déterminants des réorientations mentionnent des politiques publiques. Les politiques européennes et américaines sont les plus représentées, avec respectivement 30 % des cas chacune. Viennent ensuite les politiques des pays d'Amérique latine, comme le Brésil et le Mexique, avec 10 % des cas, et l'Asie du Sud-est avec 7 %. Enfin, dans 11 % des cas, la production de biomasse non alimentaire est liée à un ensemble de politiques énergétiques à travers le monde. Ces résultats sont cohérents avec la répartition géographique des réorientations vers la biomasse non alimentaire.

Les politiques européennes à l'origine des changements d'affectation des sols sont principalement les directives de l'Union européenne sur les sources d'énergie renouvelables (2009-28-CE, 14 %) et sur les biocarburants (2009/30/CE, 11 %), ainsi que sur le marché européen du carbone (4 %). Les politiques américaines sont principalement le « Energy Policy Act » de 2005 (18 %), les « Renewable Fuel Standards 2 » (RFS2), les « Renewable Portfolio Standards » (RPS) et les « Renewable Electricity Standards » (RES) (11 % pour les trois combinées). Là encore, ces chiffres sont cohérents avec les types de biomasses et les utilisations finales rapportées.

Les réorientations vers la production de biomasse non alimentaire se produisent souvent dans les pays en développement

Bien que les continents les plus étudiés en matière de biomasse non alimentaire soient l'Amérique du Nord et l'Europe, un certain nombre d'articles évaluent l'impact sur le climat des réorientations de la production ayant lieu en Amérique du Sud et en Asie du Sud-est (Figure II-31).

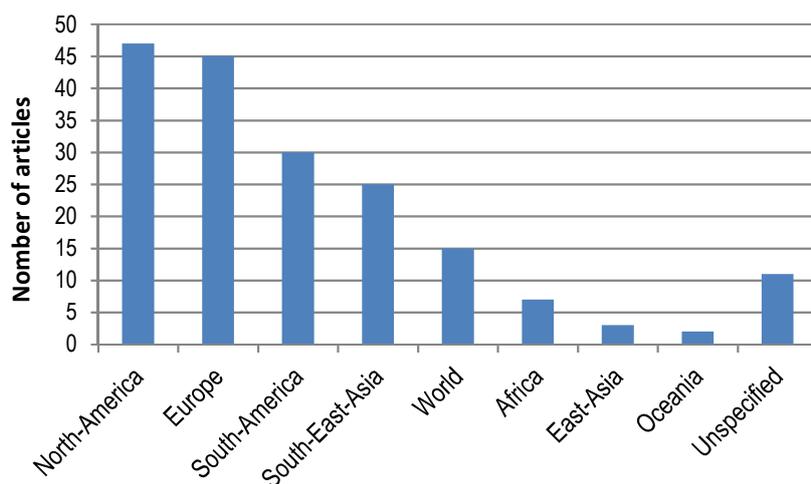


Figure II-31. Répartition des articles entre les différentes localisations géographiques des réorientations vers la production de biomasse non alimentaire, par grandes régions du monde

Echelles d'étude

85 % des réorientations étudiées ont lieu à grande échelle (région ou plus grande), la plupart s'arrêtant à l'échelle nationale ou infra (voir Figure II-45, en annexe). Cette constatation est cohérente avec la pénurie de données primaires utilisées dans ces études pour évaluer l'impact sur l'atténuation du changement climatique (voir Introduction du chapitre) : les données primaires et l'échelle locale (parcelles) vont souvent de pair.

La Figure II-32 illustre la résolution spatiale qui est adoptée en fonction de l'échelle de la réorientation. Très souvent, la résolution spatiale n'est pas spécifiée (34 % des articles), ou est identique à l'échelle (33 % des articles). Ce dernier cas est presque systématique pour les petites échelles (plantation et plus petite) et pour l'échelle continentale. Dans les autres articles, la résolution spatiale la plus courante est la parcelle, suivie de la région, du transect et du continent.

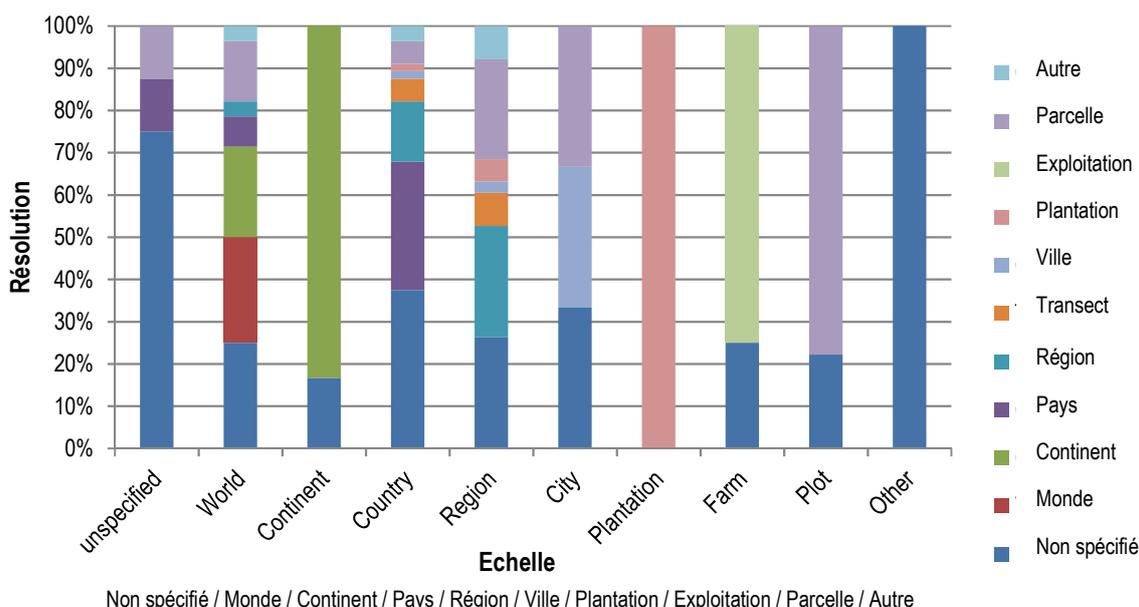


Figure II-32. Liens entre la résolution spatiale et l'échelle à laquelle les réorientations sont étudiées

Par exemple, 14 % des articles étudiant une réorientation à l'échelle d'un pays le font avec une résolution spatiale régionale, tandis que 30 % restent au niveau national.

Changements d'affectation des sols

Les conversions de forêts et prairies sont prédominantes

Les changements d'affectation des sols les plus étudiés sont les conversions de forêts et prairies en terres cultivées (Tableaux II-12 et II-13). La matrice des changements d'affectation des sols indirects est moins asymétrique que celle des changements d'affectation des sols directs : les conversions de prairies en terres cultivées sont 7 fois plus fréquentes que les conversions de cultures cultivées en prairies dans la matrice directe, et seulement 4 fois plus fréquentes dans la matrice indirecte. Cette différence d'asymétrie est vraisemblablement due aux modèles économiques utilisés pour évaluer les changements d'affectation des sols indirects. En effet, à la suite d'une réorientation vers la biomasse, ces modèles ont tendance à simuler tous les types de changements d'affectation des sols, bien que pas dans la même proportion évidemment (voir Introduction du chapitre).

On peut aussi remarquer deux autres différences entre les changements d'affectation des sols directs et indirects : la principale source de changement d'affectation des sols direct est la prairie, tandis que c'est la forêt pour le changement d'affectation des sols indirect. En ce qui concerne les cultures d'arrivée, les cultures annuelles prédominent nettement dans la matrice des CAS indirects tandis que les cultures pérennes sont également une culture d'arrivée fréquente pour les CAS directs.

Depuis	Vers	Forêt	Culture annuelle	Prairie	Zone humide	Urbanisation	Culture pérenne
Forêt			30%	5%	2%	6%	33%
Culture annuelle		13%		6%	2%	5%	47%
Prairie		13%	43%		2%	6%	42%
Zone humide		5%	5%	2%		2%	11%
Urbanisation		4%	2%	1%	1%		5%
Culture pérenne		6%	6%	2%	2%	4%	

Tableau II-12. Matrice des changements d'affectation des sols directs

Les pourcentages indiquent la proportion d'articles qui étudient le type de changement d'affectation des sols direct parmi les 126 articles mentionnant au moins un changement d'affectation des sols direct.

Depuis	Vers	Forêt	Culture annuelle	Prairie	Zone humide	Urbanisation	Culture pérenne
Forêt			77%	27%	4%	4%	40%
Culture annuelle		21%		15%	4%	4%	25%
Prairie		19%	60%		4%	4%	35%
Zone humide		4%	10%	4%		2%	10%
Urbanisation		0%	4%	0%	0%		4%
Culture pérenne		4%	10%	4%	2%	2%	

Tableau II-13. Matrice des changements d'affectation des sols indirects

Les pourcentages indiquent la proportion d'articles qui étudient le type de changement d'affectation des sols indirect parmi les 48 articles mentionnant au moins un changement d'affectation des sols indirect.

La moitié des articles contiennent à la fois des évaluations *ex ante* (c'est-à-dire prospectives) et *ex post* (c'est-à-dire rétrospectives) de l'impact sur le climat des réorientations vers la biomasse non alimentaire. 40 % des articles portent toutefois sur des évaluations *ex ante*.

Impacts sur les émissions de GES

L'impact sur le climat est souvent étudié seul

Les impacts sur l'eau, les sols (impact autre que sur le carbone), l'épuisement des ressources fossiles et les déchets sont les trois catégories d'impacts les plus souvent évaluées conjointement à l'atténuation du changement climatique, avec environ 20 % chacune (Figure II-33). Les études évaluant les trois catégories en plus de l'atténuation du changement climatique (probablement les analyses de cycle de vie) ne représentent que 7 % de l'ensemble des études qui évaluent l'impact sur l'atténuation du changement climatique.

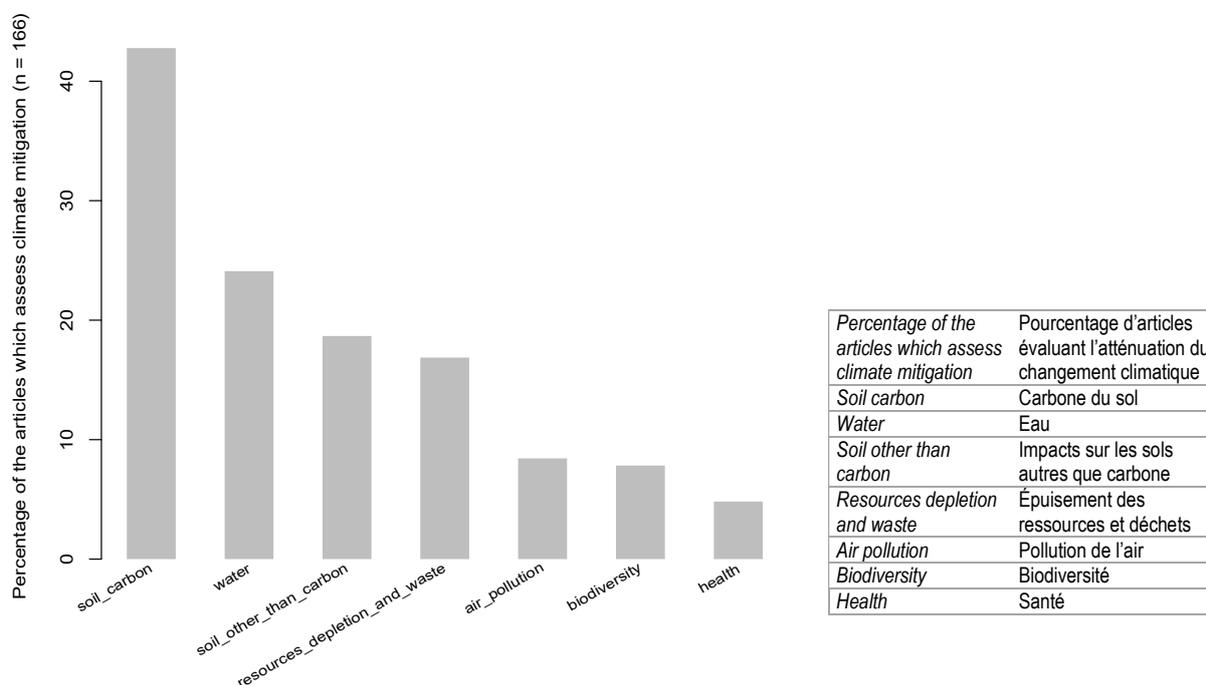


Figure II-33. Impacts environnementaux évalués conjointement à l'atténuation du changement climatique

Les trois quarts des articles ne recueillent pas de données originales pour évaluer l'impact sur l'atténuation du changement climatique

Seulement 27 % de l'ensemble des articles utilisent soit des données d'observation, soit des données expérimentales pour évaluer l'impact du changement d'affectation des sols sur le climat. 66 % d'entre eux évaluent

les variations de la quantité de carbone dans les sols. Par conséquent, la plupart des articles qui couvrent l'ensemble de la chaîne de causalité « réorientation / changement d'affectation des sols / impact sur l'atténuation du changement climatique » ne sont pas des études de terrain : ils utilisent des données secondaires et des résultats de modèles pour quantifier les émissions de GES ou la séquestration suite aux changements d'affectation des sols. Par ailleurs les méta-analyses ou articles de review sur l'impact sur l'atténuation du changement climatique dû aux changements d'affectation des sols (Baccini *et al.*, 2012; Harris *et al.*, 2015; Kim and Kirschbaum, 2015; Poeplau *et al.*, 2011; Poeplau and Don, 2013; Saatchi *et al.*, 2011) ne sont pas retenues dans notre échantillon. En effet, ces articles se concentrent sur l'impact sur l'atténuation du changement climatique dû aux changements d'affectation des sols et ne mentionnent pas les déterminants de ces changements. Il convient de noter que nous nous concentrons ici sur les données utilisées pour évaluer l'impact environnemental. Les 73 % d'articles restants ne sont donc pas forcément des études de modélisation « pures » : certaines d'entre elles collectent des données primaires pour évaluer les réorientations ou les changements d'affectation des sols, mais concernant l'impact environnemental, elles ne mobilisent que des données secondaires ou des résultats de modèles.

L'analyse de cycle de vie est la méthode la plus utilisée

Plus de la moitié des articles utilisent l'analyse de cycle de vie (Figure II-34). Naturellement, cette méthode est surtout utilisée pour l'évaluation de l'impact sur l'atténuation du changement climatique plutôt que pour l'évaluation des changements de production de biomasse et des changements d'affectation des sols (voir Figures II-41 et II-42, en annexe). Les modèles biophysiques et économiques sont utilisés dans 20 % des articles et sont utilisés conjointement dans près de 10 % des cas. Seuls 20 % des articles n'utilisent aucune de ces trois méthodes les plus couramment employées.

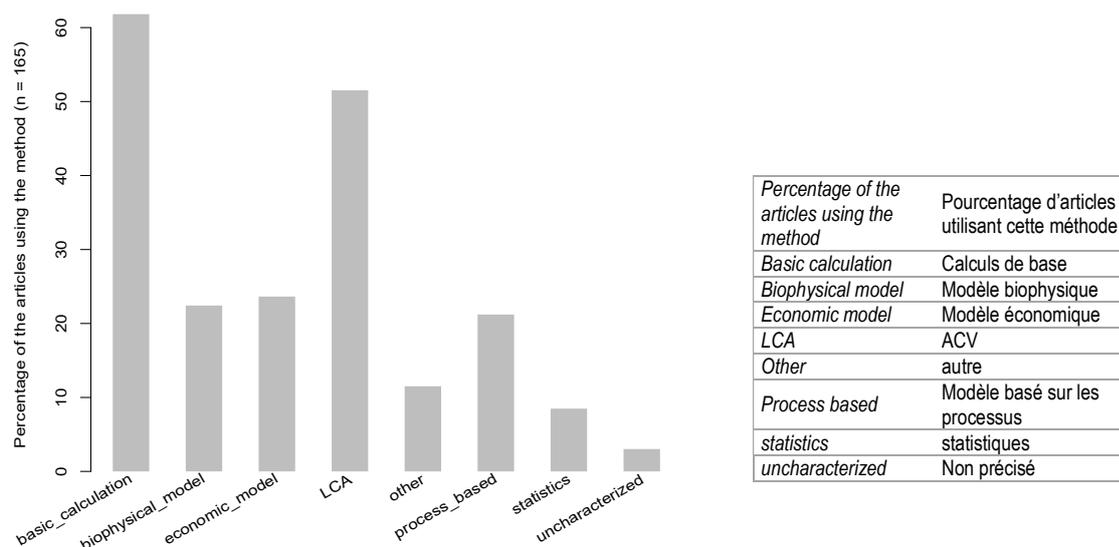


Figure II-34. Méthodes utilisées pour évaluer une partie de la chaîne « réorientations / changement d'affectation des sols / impact sur l'atténuation du changement climatique ». Un article pouvant utiliser plusieurs méthodes, la somme des pourcentages est supérieure à 100.

4.3. Evaluations des impacts : résultats et discussion

Modèles statistiques

De nombreux articles ne fournissent pas de chiffres sur les émissions de GES pouvant être facilement extraits et comparés les uns aux autres. Afin de retenir autant d'articles que possible, nous limitons donc notre analyse afin de savoir si la conversion à la biomasse non alimentaire entraîne une nette augmentation des émissions de GES.

Les principaux déterminants identifiés par Djomo et Ceulemans (2012) concernant l'impact d'une réorientation vers les biocarburants sur les émissions de GES sont : le type d'usage du sol converti, son stock de carbone, le rendement des cultures, l'utilisation ou non des résidus de cultures ou des coproduits, et l'élasticité-prix de la culture réorientée.

Afin de tenter d'identifier les principaux déterminants de l'impact sur l'atténuation du changement climatique, la liste de déterminants possibles suivante est établie selon que :

- ✓ les études font une estimation des CASI,
- ✓ des CAS à partir de forêts se produisent,
- ✓ des CAS à partir de prairies se produisent,
- ✓ l'une des cultures étudiées peut être utilisée comme biomasse pour du biocarburant de première génération, du biocarburant de deuxième génération (à l'exclusion des arbres) ou si une espèce forestière fait partie des cultures étudiées,
- ✓ l'une des cultures étudiées peut être utilisée comme biomasse pour le bioéthanol ou le biodiesel.

En outre, l'impact des méthodes est testé en incluant une variable indiquant si une méthode spécifique - l'analyse du cycle de vie, un modèle économique, un modèle biophysique, un modèle basé sur les processus ou un calcul de base - est utilisée dans l'article. La probabilité qu'une étude constate une diminution des émissions de GES est estimée par une méthode statistique¹⁴ sur le sous-échantillon d'études en arrivant à un résultat clair (soit une augmentation soit une diminution des émissions).

De même, une méthode statistique (modèle Probit) est utilisée pour évaluer si les biomasses destinées à la production de biocarburants de deuxième génération ou le bois sont davantage associées à la conversion des forêts ou prairies que les biomasses pour les biocarburants de première génération.

L'impact de la biomasse non alimentaire sur l'atténuation du changement climatique n'est pas flagrant

La littérature revue par les pairs ne donne pas de blanc seing à la biomasse non alimentaire. Le nombre d'articles indiquant une diminution des émissions de GES ou une augmentation de la séquestration de carbone suite à une réorientation des cultures de produits d'alimentation humaine/animale en produits non alimentaires est seulement 50 % plus élevé que le nombre d'articles tirant des conclusions opposées (Figure II-35). Dans leur analyse limitée aux biocarburants de première génération, Djomo et Ceulemans (2012) arrivent à la même conclusion ambivalente. De telles conclusions affaiblissent l'argument de l'atténuation du climat fréquemment utilisé pour soutenir les politiques en faveur de la biomasse non alimentaire. Les analyses de la Partie III du rapport, cependant, concluent à un résultat plus systématiquement favorable pour les biocarburants.

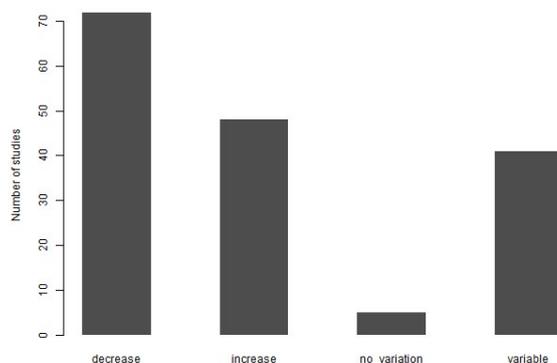


Figure II-35. Impact de la biomasse non alimentaire sur le changement climatique (tenant compte des émissions de GES et de la séquestration de carbone) : diminution / augmentation / pas de variation / variable

La procédure de sélection du modèle AIC par étapes conserve deux déterminants pouvant avoir un impact significatif. La probabilité d'aboutir à une diminution des émissions de GES est significativement plus faible (de 21 points de pourcentage) dans les articles mentionnant au moins une culture utilisable comme biomasse pour des biocarburants de seconde génération (Tableau II-14). Cette conclusion quelque peu contre-intuitive pourrait être liée à la faible occurrence de cas de conversion de prairies ou de forêts dans des articles évaluant les biomasses pour la production de biocarburants 2G. La probabilité de trouver une diminution des émissions de GES est également de 37 points (de pourcentage) moindre dans les articles utilisant un modèle économique.

¹⁴ Procédure de sélection à l'aide de Critère d'information d'Akaike par étapes, appliquée à un modèle Probit (modèle de régression où la variable expliquée est qualitative, donc ne peut prendre qu'un nombre fini de valeurs). Le critère d'information d'Akaike (Akaike information criterion ou AIC) est une mesure de la qualité d'un modèle statistique proposée par Hirotugu Akaike en 1973.

	Effet marginal (intervalle de confiance à 95%)
Biomasses pour biocarburants 2G	- 0,21 ± 0,18
Utilisation d'un modèle économique	- 0,37 ± 0,69

Tableau II-14. Effet marginal des biomasses pour les biocarburants 2G et de l'utilisation d'un modèle économique sur la probabilité que le résultat soit une diminution des émissions de GES

La probabilité de trouver une diminution des émissions de GES est également supérieure de 17 points dans les articles contenant au moins une biomasse de biodiesel 1G, bien que ces résultats ne soient que légèrement significatifs (valeur $p = 0,08$). Au contraire, cette probabilité est inférieure et non significativement différente de zéro dans les articles avec au moins une biomasse de bioéthanol 1G. Étant donné que la biomasse pour les biocarburants 2G peut généralement être transformée en bioéthanol et / ou en biodiesel, ce résultat est obtenu sur la seule base de biomasses pour des biocarburants 1G. En outre, cela est entièrement dû à la corrélation avec le type de méthode utilisée : lorsque l'on ajoute le type de méthode – ou même le seul usage de modèles économiques – comme variable explicative dans le modèle statistique, l'avantage des études sur le biodiesel disparaît. L'absence de différence entre les deux types de biomasses (pour les 1G et pour les 2G) est cohérent avec les résultats de la méta-analyse (Partie III du rapport), mais est quelque peu contradictoire avec Djomo et Ceulemans (2012) qui constatent que la dette carbone du biodiesel tend à être plus élevée que celle du bioéthanol. Les deux constatations sont clairement fragiles. Dans les deux cas, les méthodes et les hypothèses de chaque article peuvent largement amener les résultats au-delà des éléments contrôlables pour savoir par exemple si le CASi est évalué. Comparé à Djomo et Ceulemans (2012), notre résultat présente un point fort et deux points faibles supplémentaires. Notre point fort est le nombre d'articles considérés beaucoup plus élevé : 120 contre 15. Nos points faibles résident dans la nature binaire du résultat que nous considérons (tandis que Djomo et Ceulemans (2012) s'intéressent à l'intensité carbone plus précise en $\text{gCO}_2.\text{MJ}^{-1}$) et dans la proportion significative d'articles qui étudient à la fois les biomasses servant à la production du bioéthanol et du biodiesel. Un tiers des 40 articles étudiant les biomasses pour le biodiesel portent également sur celles pour le bioéthanol.

Une limite importante dans cette tentative d'identification des déterminants du résultat en termes d'atténuation du changement climatique est le manque d'informations sur la façon dont les coproduits sont gérés. En effet, dans le cas des biocarburants, Taheripour *et al.* (2012) constatent que le fait d'ignorer l'utilisation de coproduits entraîne une surestimation moyenne des changements d'affectation des sols de 27 %. De même, Elshout *et al.* (2015) constatent que le fait de ne pas attribuer aux coproduits une partie de l'empreinte carbone liée aux CAS conduit à une surestimation comprise entre 43 % (attribution en valeur du marché) et 300 % (attribution de masse) du délai de recapture du carbone des biocarburants. Par conséquent, les études et méta-analyses futures sur ce sujet devraient recueillir des données sur la prise en compte des coproduits et sur la façon de répartir l'effet d'atténuation du changement climatique entre les produits et les coproduits.

Le deuxième résultat intéressant que nous obtenons sur l'impact de la réorientation en biomasse non alimentaire sur l'atténuation du changement climatique est le grand nombre d'études (un tiers) qui ont un impact *variable* (Tableau II-15). De nombreux articles étudient en effet plusieurs scénarios ou plusieurs espèces (78 % et 61 % du corpus, respectivement) et constatent une augmentation des émissions de GES pour certains scénarios et une diminution des émissions de GES pour d'autres. L'origine de cette variabilité n'est pas évidente : une procédure de sélection de modèle AIC par étapes appliquée aux déterminants possibles répertoriés ne conserve aucun d'entre eux : aucune explication n'est vraiment satisfaisante.

	Impact sur les émissions de GES				
	diminution	augmentation	aucune variation	variable	ensemble
Présence de CASi	0.31	0.33	0.00	0.24	0.29
Présence de biomasse 1G et 2G	0.13	0.17	0.00	0.12	0.13
Présence de biomasse pour le bioéthanol et le biodiesel	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10
Nombre de scénarios	3.42	4.42	2.20	3.90	3.79
Nombre d'espèces	2.02	2.30	1.40	2.04	2.07

Tableau II-15. Caractéristiques moyennes des articles par catégorie d'impact sur les GES

Ex : 31 % des articles qui constatent une diminution des émissions de GES évaluent un effet dû aux CASi contre 29 % pour tous les articles. Le nombre de scénarios est plafonné artificiellement à 10 scénarios par article. « Variable » signifie qu'au sein d'un même article, les différents scénarios explorés conduisent à des conclusions différentes en termes d'émissions de GES.

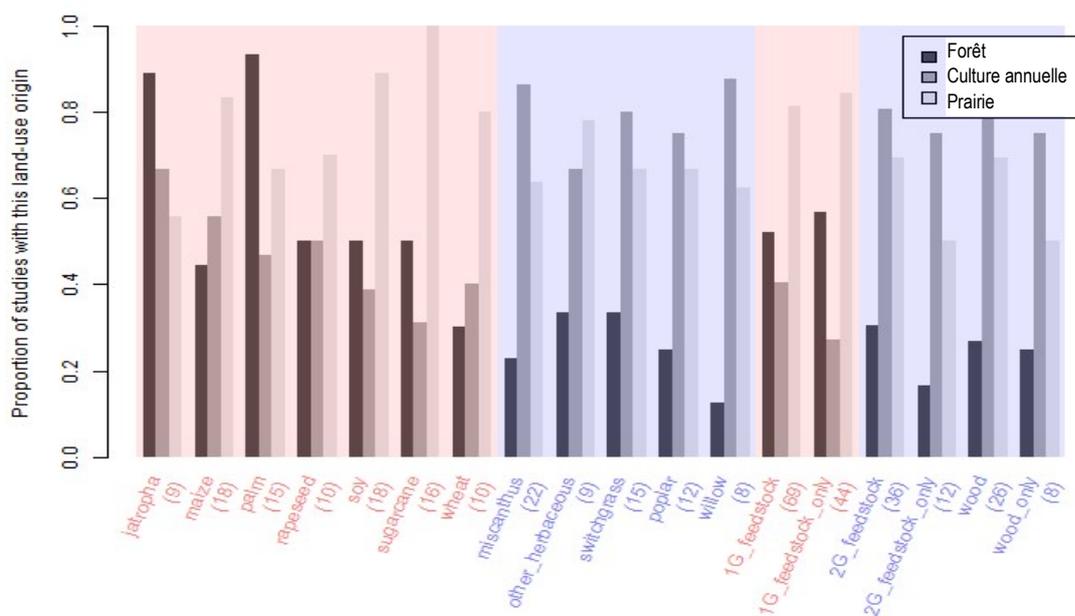
Relations entre les espèces, le type de changement d'affectation des sols et la localisation du changement d'affectation des sols

La conversion directe de forêts et prairies est moins souvent prise en considération pour les biomasses servant à la production de bioénergies de deuxième génération

Les biocarburants de deuxième génération sont souvent supposés plus durables que les biocarburants de première génération (e.g. Chum *et al.*, 2011; Farrell, 2006, Pimentel et Patzek, 2005). L'un des arguments en leur faveur est qu'ils peuvent être produits à partir de cultures pérennes qui sont supposées pouvoir être cultivées plus facilement sur des terres marginales que des biomasses pour les 1G. On s'attendrait donc à ce que leur évaluation porte sur les cultures pérennes qui remplacent des forêts ou des prairies (e.g. Gelfand *et al.*, 2013). Ce n'est pas le cas : les articles qui se concentrent sur les biomasses pour produire des 2G ou le bois incluent beaucoup moins souvent des conversions de forêts ou de prairies (Figure II-36, Tableau II-16).

Les articles axés sur les biomasses pour le bioéthanol sont beaucoup plus souvent associés à des conversions de prairies que les articles portant sur les biomasses pour le biodiesel. Cela peut expliquer pourquoi le biodiesel a plus souvent un impact positif sur l'atténuation du changement climatique que le bioéthanol dans notre échantillon. Il n'existe toutefois aucune différence significative entre les biomasses du bioéthanol et celles du biodiesel en ce qui concerne l'association avec la déforestation.

Une caractéristique notable spécifique aux cultures est que le jatropha et le palmier sont plus souvent associés à la déforestation que d'autres cultures (Figure II-36).



<i>Jatropha</i>	Jatropha	<i>Switchgrass</i>	Panic érigé
<i>Maize</i>	Mais	<i>Poplar</i>	Peuplier
<i>Palm</i>	Palmier	<i>Willow</i>	Saule
<i>Rapeseed</i>	Colza	<i>1G feedstock</i>	Biomasses 1G
<i>Soy</i>	Soja	<i>1G feedstock only</i>	Biomasses 1G uniquement
<i>Sugarcane</i>	Canne à sucre	<i>2G feedstock</i>	Biomasses 2G
<i>Wheat</i>	Blé	<i>2G feedstock only</i>	Biomasses 2G uniquement
<i>Miscanthus</i>	Miscanthus	<i>Wood</i>	Bois
<i>Other herbaceous</i>	Autres herbacées	<i>Wood only</i>	Bois uniquement

Figure II-36. Origine (forêt/culture annuelle/prairie) du changement d'affectation des sols direct par type de culture

Les types de cultures représentés en rouge sont des biomasses adaptées à la production de biocarburants 1G ; ceux représentés en violet sont des biomasses adaptées à la production de biocarburants 2G. Le nombre d'articles par type de culture est indiqué entre parenthèses. Seules les catégories mentionnées dans au moins 8 articles sont représentées. En fonction de notre définition du changement d'affectation des sols, les cultures annuelles qui remplacent les cultures annuelles ne sont pas comptabilisées. Cependant, les résultats sont quelque peu brouillés par les articles qui étudient simultanément différentes cultures. Les catégories « biomasses 1G uniquement », « biomasses 2G uniquement » et « bois uniquement » regroupent les articles qui se concentrent sur les cultures issues d'un seul type de culture (« biomasses 1G », « biomasses 2G » à l'exclusion de « bois » et « bois uniquement »).

	Variable dépendante :	
	CASD depuis forêt	/ CASD depuis prairie
Biomasse 2G uniquement	-1,139** (0,471)	-0,998** (0,427)
Bois uniquement	-0,846 (0,518)	-0,998** (0,498)
Constant	0,172 (0,190)	0,998*** (0,227)
Observations	64	64
Log probabilité	-39,994	-33,142
Critère d'information d'Akaike	85,987	72,284

p** p*** : hautement significatifs (p < 0,01)

Tableau II-16. Modèles Probits de type d'usage des sols en fonction de la biomasse

Les modèles Probit sont appliqués au sous-ensemble d'articles qui n'incluent pas plusieurs types de cultures, correspondant aux catégories « uniquement » sur la Figure II-36.

Aucune caractéristique d'association spécifique n'a pu être décelée entre une culture donnée et une origine donnée du changement d'affectation des sols indirect (Figure II-37). Le bruit généré par les articles qui couvrent différents types de cultures combinés à la petite taille de l'échantillon, notamment pour les biomasses pour les biocarburants 2G, explique en partie cette absence de spécificité des cultures. Une autre explication réside dans l'utilisation de modèles d'équilibre généraux pour évaluer le changement d'affectation des sols indirect. En effet, ces modèles simulent souvent tous les types de changements d'affectation des sols après une conversion en biomasse non alimentaire. La quantité simulée d'hectares concernés dans chaque catégorie de changement d'affectation des sols peut toutefois varier considérablement. Broch *et al.* (2013), par exemple, constatent des différences importantes dans la proportion des forêts et prairies indirectement touchées par la production de biocarburants : la proportion des forêts dans les régions indirectement converties varie de 22 % à 67 %, et la proportion des prairies varie de 33 % à 78 %.

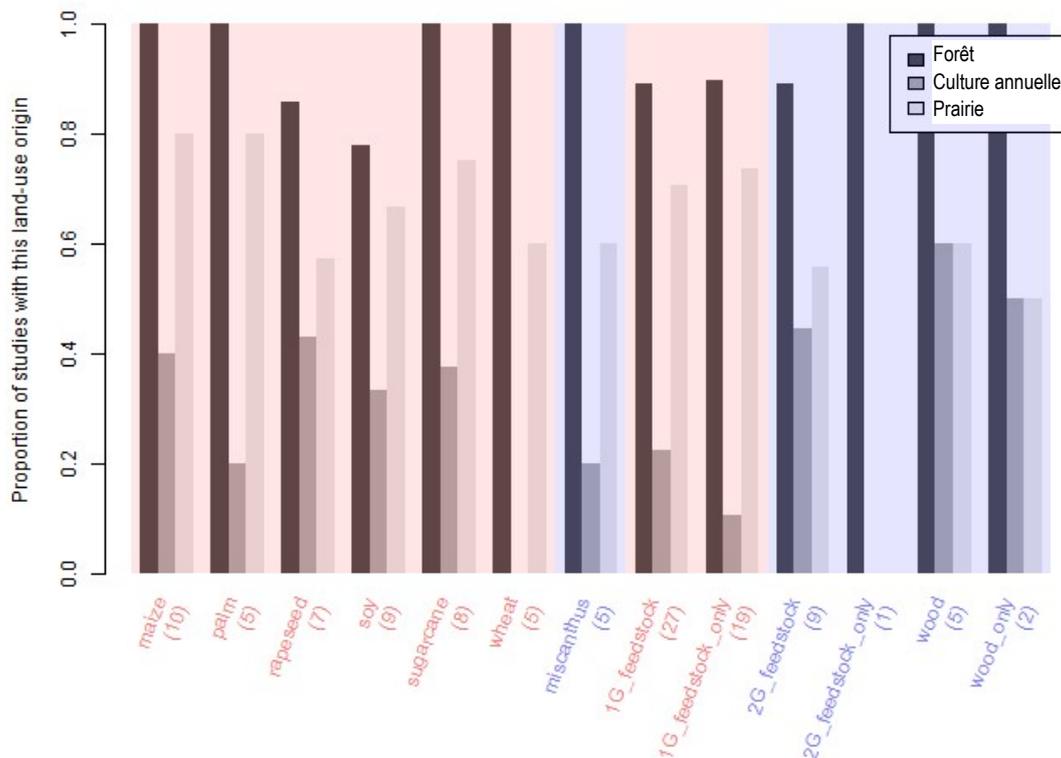


Figure II-37. Origine (forêt/culture annuelle/prairie) du changement d'affectation des sols indirect par type de culture

Les types de cultures représentés en rouge sont des biomasses adaptées à la production de biocarburants 1G. Les types de cultures représentés en violet sont des biomasses adaptées à la production de biocarburants 2G. Le nombre d'articles par type de culture est indiqué entre parenthèses. Seules les catégories mentionnées dans au moins 5 articles sont représentées. Les résultats sont quelque peu brouillés par les articles qui étudient différentes cultures. Les catégories « biomasses 1G uniquement », « biomasses 2G uniquement » et « bois uniquement » regroupent les articles qui se concentrent sur les cultures issues d'un seul type de culture (« biomasses 1G », « biomasses 2G » à l'exclusion de « bois » et « bois uniquement »).

Localisation des changements d'affectation des sols

La localisation des changements vers une production de biomasse n'entraîne aucune différence nette concernant l'origine (forêt *versus* culture annuelle *versus* prairie) du changement d'affectation des sols direct (Figure II-38) ou indirect (Figure II-39). Cela est particulièrement vrai pour les deux continents les plus représentés, l'Europe et l'Amérique du Nord. En Amérique du Sud, la proportion d'articles évoquant des prairies converties est légèrement supérieure à celle des autres continents, atteignant 85 %, tandis qu'en Asie du Sud-est, la proportion des articles évoquant la déforestation est nettement plus élevée que sur les autres continents, atteignant 75 %. Ce dernier chiffre est cohérent avec le fait que l'Asie du Sud-est est le continent où les taux de déforestation sont les plus élevés (FAO, 2015). Dans les deux cas, cependant, la petite taille de l'échantillon interdit toute conclusion claire.

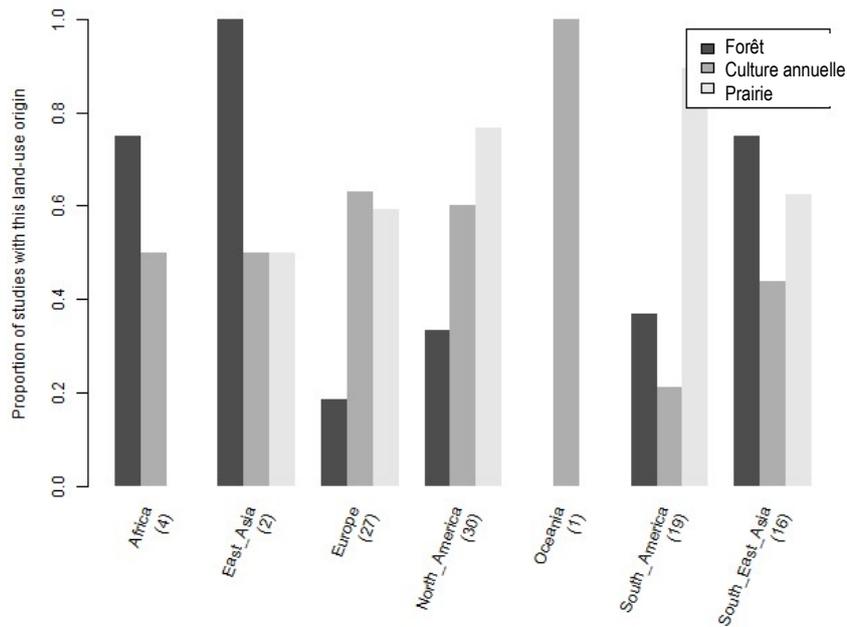


Figure II-38. Origine (forêt/culture annuelle/prairie) du changement d'affectation des sols **direct** par localisation de la réorientation

Seuls les articles qui se concentrent sur une seule localisation sont représentés.
Le nombre d'articles par localisation est indiqué entre parenthèses.

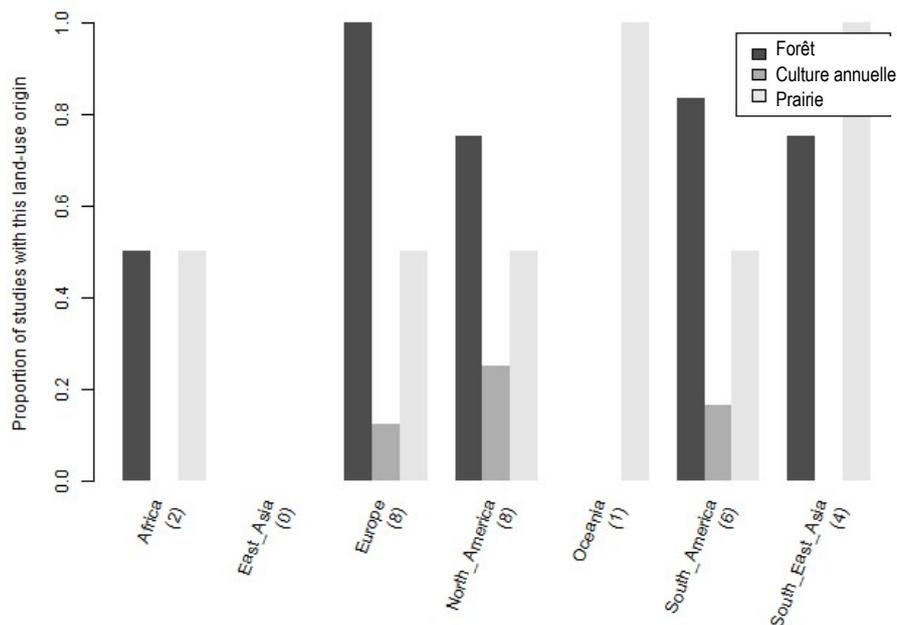


Figure II-39. Origine (forêt/culture annuelle/prairie) du changement d'affectation des sols **indirect** par localisation de la réorientation

La plupart des articles portant sur les changements d'affectation des sols indirects les évaluent à l'échelle mondiale (Figure II-40). Malgré la petite taille de l'échantillon, on peut clairement faire une distinction entre les pays industrialisés et les pays en développement : lorsque la réorientation vers la biomasse se produit en Europe ou en Amérique du Nord, l'échelle mondiale est de loin prédominante. Toutefois, lorsque la réorientation vers la biomasse a lieu en Amérique du Sud ou en Asie du Sud-est, les articles qui traitent du changement d'affectation des sols indirect sur un même continent sont au moins aussi nombreux que les articles qui adoptent une approche globale.

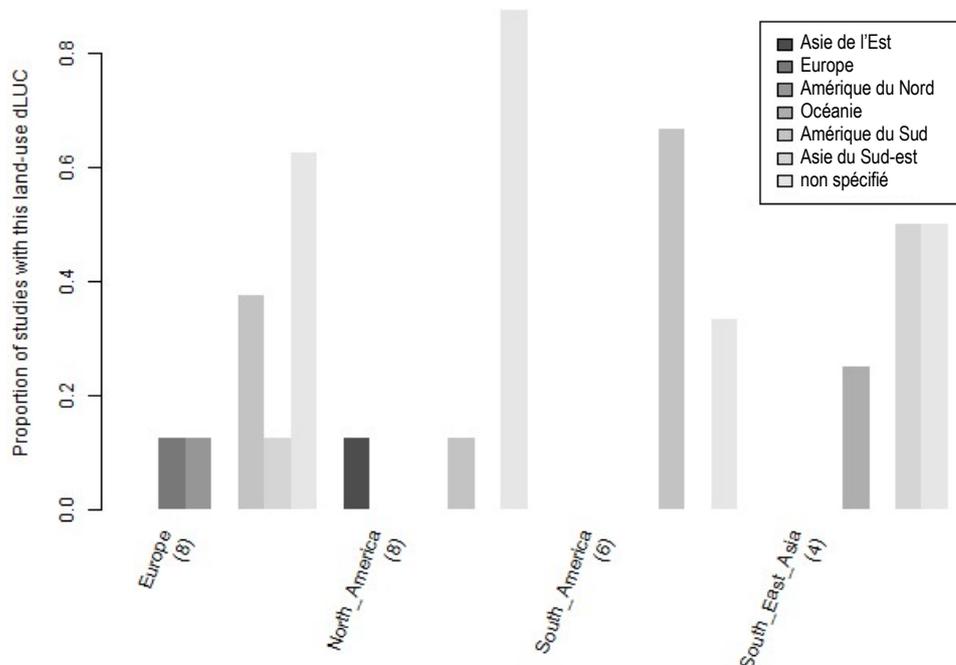


Figure II-40. Localisation des changements d'affectation des sols indirects en fonction de la localisation de la réorientation

La localisation de la réorientation est représentée sur l'axe des abscisses. Les différentes nuances de gris indiquent la localisation du changement d'affectation des sols indirect. Seuls les articles qui se concentrent sur une seule localisation sont représentés. Le nombre d'articles par localisation est indiqué entre parenthèses.

4.4. Conclusion

Dans ce chapitre, nous nous proposons d'examiner les impacts des changements d'affectation des sols induits par la production de biomasse non alimentaire sur les émissions de GES. À cet effet, nous avons systématiquement pris en compte tous les articles revus par des pairs qui couvrent l'intégralité de la chaîne de causalité reliant la réorientation vers la production de biomasse non alimentaire à l'impact sur l'atténuation du changement climatique. Nous n'avons appliqué aucun autre critère de qualité et avons donc retenu un vaste corpus composé de 162 articles.

Les biocarburants liquides représentent 58 % des utilisations finales de la biomasse non alimentaire (37 % et 21 % respectivement pour les biocarburants de 1^{ère} et 2^{ème} génération), suivies de la combustion pour la production d'électricité et de chaleur, totalisant 24 %. Les usages non énergétiques tels que les produits biochimiques et les biomatériaux sont minoritaires et ne représentent que 8 % des utilisations finales de la biomasse.

Les changements d'affectation des sols directs prédominants sont la conversion des forêts et prairies en terres cultivées, avec des taux similaires pour les cultures annuelles et pérennes, ainsi que la conversion des cultures annuelles en cultures pérennes. Ces observations sont valables pour les changements d'affectation des sols indirects, à l'exception près que la forêt est le principal type de culture d'origine et les cultures annuelles sont le principal type de culture d'arrivée. Du point de vue méthodologique, 73 % des articles ne recueillent pas de données originales pour évaluer l'impact sur l'atténuation du changement climatique : ils utilisent des données secondaires et des résultats de modèles pour quantifier les émissions de GES ou la séquestration suite aux changements d'affectation des sols. Plus de la moitié des articles utilisent l'analyse de cycle de vie (principalement pour l'évaluation de l'impact), alors que les modèles biophysiques et économiques sont utilisés dans 20 % des articles.

Concernant l'impact sur l'atténuation du changement climatique, la littérature revue par les pairs ne donne pas de blanc seing à la biomasse non alimentaire. Le nombre d'articles indiquant une nette réduction des émissions de GES suite à une réorientation des productions alimentaires vers des productions ou usages non alimentaires est seulement 50 % plus élevé que le nombre d'articles tirant des conclusions opposées. La probabilité d'aboutir à une diminution des émissions de GES n'est pas significativement différente entre les articles mentionnant au moins une culture utilisable comme biomasse pour le biodiesel et ceux mentionnant au moins une culture utilisable comme biomasse pour le bioéthanol.

Étant donné que l'intensité carbone des biocarburants liée aux CAS dépend fortement de l'endroit où la biomasse est cultivée et de l'usage des sols qu'elle remplace, nous avons cherché à savoir si des schémas spécifiques de changement d'affectation des sols peuvent être associés à certains types de biomasse. Contrairement à nos attentes, la conversion directe de forêts et prairies est moins souvent considérée pour les biomasses de deuxième génération ou le bois. Une caractéristique notable spécifique aux cultures est que le jatropha et le palmier sont plus souvent associés à la déforestation que d'autres cultures. La localisation de la réorientation n'entraîne aucune différence nette concernant l'origine (forêt *versus* culture annuelle *versus* prairie) du changement d'affectation des sols direct ou indirect.

Globalement, notre stratégie consistant à retenir un grand nombre d'articles ne se révèle pas plus concluante que la sélectivité des analyses précédentes. Ce manque de résultats probants peut fournir du grain à moudre à Finkbeiner (2014) qui soutient que le concept de CASi n'a que peu de pertinence politique en raison de la grande incertitude associée et de la nécessité de l'appliquer à tous les changements d'affectation des sols (y compris la conservation ou l'agriculture biologique), avant de l'utiliser dans le contexte spécifique des changements vers la production de biomasse non alimentaire. Nous considérons cette dernière raison comme tout à fait recevable, mais pas la première : l'incertitude est un bon argument dans la mesure où il appelle à une certaine prudence, mais également un mauvais argument car il encourage l'inaction.

Références bibliographiques

• Références citées dans le texte du chapitre

- Baccini, A.; Goetz, S.J.; Walker, W.S.; Laporte, N.T.; Sun, M.; Sulla-Menashe, D.; Hackler, J.; Beck, P.S.A.; Dubayah, R.; Friedl, M.A.; Samanta, S.; Houghton, R.A., 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2 (3): 182-185. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1354>
- Berndes, G.; Ahlgren, S.; Borjesson, P.; Cowie, A.L., 2013. Bioenergy and land use change-state of the art. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Energy and Environment*, 2 (3): 282-303. <http://dx.doi.org/10.1002/wene.41>
- Broch, A.; Hoekman, S.K.; Unnasch, S., 2013. A review of variability in indirect land use change assessment and modeling in biofuel policy. *Environmental Science & Policy*, 29: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.02.002>
- Chum, H.; Faaij, A.; Moreira, J.; Berndes, G.; Dhamija, P.; Dong, H.; Gabrielle, B.; Eng, A.G.; Lucht, W.; Mapako, M.; Cerutti, O.M.; McIntyre, T.; Minowa, T.; Pingoud, K., 2011. Bioenergy. In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Seyboth, K.; Matschoss, P.; Kadner, S.; Zwickel, T.; Eickemeier, P.; Hansen, G.; Schlömer, S.; von Stechow, C., eds. *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 209-231. <http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srren/Chapter%202%20Bioenergy.pdf>
- Djomo, S.N.; Ceulemans, R., 2012. A comparative analysis of the carbon intensity of biofuels caused by land use changes. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (4): 392-407. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01176.x>
- Elshout, P.M.F.; van Zelm, R.; Balkovic, J.; Obersteiner, M.; Schmid, E.; Skalsky, R.; van der Velde, M.; Huijbregts, M.A.J., 2015. Greenhouse-gas payback times for crop-based biofuels. *Nature Climate Change*, 5 (6): 604-610. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2642>
- FAO, 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015 - Desk reference*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Fargione, J.; Hill, J.; Tilman, D.; Polasky, S.; Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319 (5867): 1235-1238. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1152747>
- Farrell, A.E.; Plevin, R.J.; Turner, B.T.; Jones, A.D.; O'Hare, M.; Kammen, D.M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science*, 311 (5760): 506-508. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1121416>
- Finkbeiner, M., 2014. Indirect land use change - Help beyond the hype? *Biomass & Bioenergy*, 62: 218-221. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.024>

- Gelfand, I.; Sahajpal, R.; Zhang, X.S.; Izaurrealde, R.C.; Gross, K.L.; Robertson, G.P., 2013. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature*, 493 (7433): 514-517. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11811>
- Harris, Z.M.; Spake, R.; Taylor, G., 2015. Land use change to bioenergy: A meta-analysis of soil carbon and GHG emissions. *Biomass & Bioenergy*, 82: 27-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.05.008>
- Kim, D.G.; Kirschbaum, M.U.F., 2015. The effect of land-use change on the net exchange rates of greenhouse gases: A compilation of estimates. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 208: 114-126. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.026>
- Pimentel, D.; Patzek, T.W., 2005. Ethanol Production Using Corn, Switchgrass, and Wood; Biodiesel Production Using Soybean and Sunflower. *Natural Resources Research*, 14 (1): 65-76. <http://dx.doi.org/10.1007/s11053-005-4679-8>
- Poeplau, C.; Don, A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192: 189-201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003>
- Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.; Schumacher, J.; Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17 (7): 2415-2427. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Saatchi, S.S.; Harris, N.L.; Brown, S.; Lefsky, M.; Mitchard, E.T.A.; Salas, W.; Zutta, B.R.; Buermann, W.; Lewis, S.L.; Hagen, S.; Petrova, S.; White, L.; Silman, M.; Morel, A., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (24): 9899-9904. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- Taheripour, F.; Hertel, T.W.; Tyner, W.E.; Beckman, J.F.; Birur, D.K., 2010. Biofuels and their by-products: Global economic and environmental implications. *Biomass & Bioenergy*, 34 (3): 278-289. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.017>
- van Vliet, J.; Magliocca, N.R.; Buchner, B.; Cook, E.; Benayas, J.M.R.; Ellis, E.C.; Heinemann, A.; Keys, E.; Lee, T.M.; Liu, J.G.; Mertz, O.; Meyfroidt, P.; Moritz, M.; Poeplau, C.; Robinson, B.E.; Seppelt, R.; Seto, K.C.; Verburg, P.H., 2016. Meta-studies in land use science: Current coverage and prospects. *Ambio*, 45 (1): 15-28. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8>

• Références du sous-corpus « biomasse non alimentaire » traitant des impacts sur le climat

- Achten, W.M.J.; Verchot, L.V., 2011. Implications of Biodiesel-Induced Land-Use Changes for CO2 Emissions: Case Studies in Tropical America, Africa, and Southeast Asia. *Ecology and Society*, 16 (4). <http://dx.doi.org/10.5751/es-04403-160414>
- Acquaye, A.A.; Sherwen, T.; Genovese, A.; Kuylensstierna, J.; Koh, S.C.L.; McQueen-Mason, S., 2012. Biofuels and their potential to aid the UK towards achieving emissions reduction policy targets. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16 (7): 5414-5422. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.046>
- Acquaye, A.A.; Wiedmann, T.; Feng, K.S.; Crawford, R.H.; Barrett, J.; Kuylensstierna, J.; Duffy, A.P.; Koh, S.C.L.; McQueen-Mason, S., 2011. Identification of 'Carbon Hot-Spots' and Quantification of GHG Intensities in the Biodiesel Supply Chain Using Hybrid LCA and Structural Path Analysis. *Environmental Science & Technology*, 45 (6): 2471-2478. <http://dx.doi.org/10.1021/es103410q>
- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathelot, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Anderson-Teixeira, K.J.; Davis, S.C.; Masters, M.D.; Delucia, E.H., 2009. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (1): 75-96. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2008.01001.x>
- Anderson-Teixeira, K.J.; Duval, B.D.; Long, S.P.; DeLucia, E.H., 2012. Biofuels on the landscape: Is "land sharing" preferable to "land sparing"? *Ecological Applications*, 22 (8): 2035-2048. <http://dx.doi.org/10.1890/12-0711.1>
- Bailis, R.; McCarthy, H., 2011. Carbon impacts of direct land use change in semiarid woodlands converted to biofuel plantations in India and Brazil. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (6): 449-460. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01100.x>
- Bailis, R.E.; Bake, J.E., 2010. Greenhouse Gas Emissions and Land Use Change from Jatropha Curcas-Based Jet Fuel in Brazil. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8684-8691. <http://dx.doi.org/10.1021/es1019178>
- Bandaru, V.; Izaurrealde, R.C.; Manowitz, D.; Link, R.; Zhang, X.S.; Post, W.M., 2013. Soil Carbon Change and Net Energy Associated with Biofuel Production on Marginal Lands: A Regional Modeling Perspective. *Journal of Environmental Quality*, 42 (6): 1802-1814. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2013.05.0171>
- Baral, H.; Keenan, R.J.; Fox, J.C.; Stork, N.E.; Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*, 13: 35-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001>
- Beckman, J.; Jones, C.A.; Sands, R., 2011. A global general equilibrium analysis of biofuel mandates and greenhouse gas emissions. *American Journal of Agricultural Economics*, 93 (2): 334-341. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaq086>
- Bhardwaj, A.K.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Robertson, G.P.; Chen, J.; Hamilton, S.K., 2011. Water and energy footprints of bioenergy crop production on marginal lands. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (3): 208-222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01074.x>
- Bonner, I.J.; Muth, D.J.; Koch, J.B.; Karlen, D.L., 2014. Modeled Impacts of Cover Crops and Vegetative Barriers on Corn Stover Availability and Soil Quality. *BioEnergy Research*, 7 (2): 576-589. <http://dx.doi.org/10.1007/s12155-014-9423-y>

- Brandao, M.; Milà i Canals, L.; Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2323-2336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.019>
- Bringezu, S.; Schutz, H.; Arnold, K.; Merten, F.; Kabasci, S.; Borelbach, P.; Michels, C.; Reinhardt, G.A.; Rettenmaier, N., 2009. Global implications of biomass and biofuel use in Germany - Recent trends and future scenarios for domestic and foreign agricultural land use and resulting GHG emissions. *Journal of Cleaner Production*, 17: S57-S68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.03.007>
- Britz, W.; Hertel, T.W., 2011. Impacts of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality: An integrated PE, global CGE analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 142 (1-2): 102-109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.003>
- Brovkin, V.; Boysen, L.; Arora, V.K.; Boisier, J.P.; Cadule, P.; Chini, L.; Claussen, M.; Friedlingstein, P.; Gayler, V.; van den Hurk, B.; Hurtt, G.C.; Jones, C.D.; Kato, E.; de Noblet-Ducoudre, N.; Pacifico, F.; Pongratz, J.; Weiss, M., 2013. Effect of Anthropogenic Land-Use and Land-Cover Changes on Climate and Land Carbon Storage in CMIP5 Projections for the Twenty-First Century. *Journal of Climate*, 26 (18): 6859-6881. <http://dx.doi.org/10.1175/jcli-d-12-00623.1>
- Campbell, J.E.; Block, E., 2010. Land-Use and Alternative Bioenergy Pathways for Waste Biomass. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8665-8669. <http://dx.doi.org/10.1021/es100681g>
- Castanheira, E.G.; Grisoli, R.; Freire, F.; Pecora, V.; Coelho, S.T., 2014. Environmental sustainability of biodiesel in Brazil. *Energy Policy*, 65: 680-691. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.09.062>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Clark, C.M.; Lin, Y.; Bierwagen, B.G.; Eaton, L.M.; Langholtz, M.H.; Morefield, P.E.; Ridley, C.E.; Vimmerstedt, L.; Peterson, S.; Bush, B.W., 2013. Growing a sustainable biofuels industry: economics, environmental considerations, and the role of the Conservation Reserve Program. *Environmental Research Letters*, 8 (2). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025016>
- Cobuloglu, H.I.; Buyuktaktin, I.E., 2014. A mixed-integer optimization model for the economic and environmental analysis of biomass production. *Biomass & Bioenergy*, 67: 8-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.025>
- Cocco, D.; Deligios, P.A.; Ledda, L.; Sulas, L.; Viridis, A.; Carboni, G., 2014. LCA Study of Oleaginous Bioenergy Chains in a Mediterranean Environment. *Energies*, 7 (10): 6258-6281. <http://dx.doi.org/10.3390/en7106258>
- Davis, S.C.; Parton, W.J.; Del Grosso, S.J.; Keough, C.; Marx, E.; Adler, P.R.; DeLucia, E.H., 2012. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (2): 69-74. <http://dx.doi.org/10.1890/110003>
- Daystar, J.; Gonzalez, R.; Reeb, C.; Venditti, R.; Treasure, T.; Abt, R.; Kelley, S., 2014. Economics, Environmental Impacts, and Supply Chain Analysis of Cellulosic Biomass for Biofuels in the Southern US: Pine, Eucalyptus, Unmanaged Hardwoods, Forest Residues, Switchgrass, and Sweet Sorghum. *Bioresources*, 9 (1): 393-444.
- de Gorter, H.; Tsur, Y., 2010. Cost-benefit tests for GHG emissions from biofuel production. *European Review of Agricultural Economics*, 37 (2): 133-145. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbq014>
- De Jong, B.H.J.; Tipper, R.; Montoya-Gomez, G., 2000. An economic analysis of the potential for carbon sequestration by forests: evidence from southern Mexico. *Ecological Economics*, 33 (2): 313-327. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00162-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00162-7)
- de Souza, S.P.; Pacca, S.; de Avila, M.T.; Borges, J.L.B., 2010. Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel. *Renewable Energy*, 35 (11): 2552-2561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2010.03.028>
- Debnath, D.; Stoecker, A.L.; Eppin, F.M., 2014. Impact of environmental values on the breakeven price of switchgrass. *Biomass & Bioenergy*, 70: 184-195. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.08.021>
- Debolt, S.; Campbell, J.E.; Smith, R.; Montross, M.; Stork, J., 2009. Life cycle assessment of native plants and marginal lands for bioenergy agriculture in Kentucky as a model for south-eastern USA. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (4): 308-316. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2009.01023.x>
- Delivand, M.K.; Gnansounou, E., 2013. Life cycle environmental impacts of a prospective palm-based biorefinery in Para State-Brazil. *Bioresour. Technol.*, 150: 438-446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.100>
- Djomo, S.N.; El Kasmoui, O.; De Groot, T.; Broeckx, L.S.; Verlinden, M.S.; Berhongaray, G.; Fichot, R.; Zona, D.; Dillen, S.Y.; King, J.S.; Janssens, I.A.; Ceulemans, R., 2013. Energy and climate benefits of bioelectricity from low-input short rotation woody crops on agricultural land over a two-year rotation. *Applied Energy*, 111: 862-870. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.05.017>
- Dumortier, J.; Hayes, D.J.; Carriquiry, M.; Dong, F.X.; Du, X.D.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.F.; Tokgoz, S., 2011. Sensitivity of Carbon Emission Estimates from Indirect Land-Use Change. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 33 (3): 428-448. <http://dx.doi.org/10.1093/aapp/ppr015>
- Dunn, J.B.; Mueller, S.; Kwon, H.Y.; Wang, M.Q., 2013. Land-use change and greenhouse gas emissions from corn and cellulosic ethanol. *Biotechnology for Biofuels*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-6-51>
- Egeskog, A.; Freitas, F.; Berndes, G.; Sparouek, G.; Wirsenius, S., 2014. Greenhouse gas balances and land use changes associated with the planned expansion (to 2020) of the sugarcane ethanol industry in Sao Paulo, Brazil. *Biomass & Bioenergy*, 63: 280-290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.030>
- Elbersen, B.S.; Annevelink, E.; Klein-Lankhorst, J.R.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.; Langeveld, J.W.A.; Elbersen, H.W.; Sanders, J.P.M., 2014. A framework with an integrated computer support tool to assess regional biomass delivery chains. *Regional Environmental Change*, 14 (3): 967-980. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0584-1>

- Elliott, J.; Sharma, B.; Best, N.; Glotter, M.; Dunn, J.B.; Foster, I.; Miguez, F.; Mueller, S.; Wang, M., 2014. A Spatial Modeling Framework to Evaluate Domestic Biofuel-Induced Potential Land Use Changes and Emissions. *Environmental Science & Technology*, 48 (4): 2488-2496. <http://dx.doi.org/10.1021/es404546r>
- Ericsson, N.; Porso, C.; Ahlgren, S.; Nordberg, A.; Sundberg, C.; Hansson, P.A., 2013. Time-dependent climate impact of a bioenergy system - methodology development and application to Swedish conditions. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (5): 580-590. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12031>
- Falano, T.; Jeswani, H.K.; Azapagic, A., 2014. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. *Biotechnology Journal*, 9 (6): 753-765. <http://dx.doi.org/10.1002/biot.201300246>
- Fialho, R.C.; Zinn, Y.L., 2014. Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in Brazil: a comparative analysis. *Land Degradation & Development*, 25 (5): 428-437. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2158>
- Fiorentino, G.; Ripa, M.; Mellino, S.; Fahd, S.; Ulgiati, S., 2014. Life cycle assessment of Brassica carinata biomass conversion to bioenergy and platform chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 66: 174-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.043>
- Fiorese, G.; Guariso, G., 2010. A GIS-based approach to evaluate biomass potential from energy crops at regional scale. *Environmental Modelling & Software*, 25 (6): 702-711. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.11.008>
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Garcia, C.A.; Fuentes, A.; Hennecke, A.; Riegelhaupt, E.; Manzini, F.; Masera, O., 2011. Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88 (6): 2088-2097. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- Garcia, C.A.; Manzini, F., 2012. Environmental and economic feasibility of sugarcane ethanol for the Mexican transport sector. *Solar Energy*, 86 (4): 1063-1069. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2011.09.015>
- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Gelfand, I.; Sahajpal, R.; Zhang, X.S.; Izaurre, R.C.; Gross, K.L.; Robertson, G.P., 2013. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature*, 493 (7433): 514-517. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11811>
- Gelfand, I.; Zenone, T.; Jasrotia, P.; Chen, J.Q.; Hamilton, S.K.; Robertson, G.P., 2011. Carbon debt of Conservation Reserve Program (CRP) grasslands converted to bioenergy production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (33): 13864-13869. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1017277108>
- Geoghegan, J.; Lawrence, D.; Schneider, L.C.; Tully, K., 2010. Accounting for carbon stocks in models of land-use change: an application to Southern Yucatan. *Regional Environmental Change*, 10 (3): 247-260. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-010-0111-y>
- Georgescu, M.; Lobell, D.B.; Field, C.B., 2011. Direct climate effects of perennial bioenergy crops in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (11): 4307-4312. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1008779108>
- Gielen, D.J.; Fujino, J.; Hashimoto, S.; Moriguchi, Y., 2002. Biomass strategies for climate policies? *Climate Policy*, 2 (4): 319-333. [http://dx.doi.org/10.1016/s1469-3062\(02\)00040-2](http://dx.doi.org/10.1016/s1469-3062(02)00040-2)
- Gohin, A., 2014. Assessing the Land Use Changes and Greenhouse Gas Emissions of Biofuels: Elucidating the Crop Yield Effects. *Land Economics*, 90 (4): 575-586. <http://dx.doi.org/10.3368/le.90.4.575>
- Gopalakrishnan, G.; Negri, M.C.; Wang, M.; Wu, M.; Snyder, S.W.; Lafreniere, L., 2009. Biofuels, Land, and Water: A Systems Approach to Sustainability. *Environmental Science & Technology*, 43 (15): 6094-6100. <http://dx.doi.org/10.1021/es900801u>
- Hallgren, W.; Schlosser, A.; Monier, E.; Sokolov, A.; Kicklighter, D.; Melillo, J.; Cai, Y.X.; Reilly, J.; Gurgel, A.; Felzer, B.; Paltsev, S., 2011. *IGSM-TEM Land use in CAM3.1-CLM3.0: Impacts of Land use and biofuels policy on climate*. Christchurch: Modelling & Simulation Soc Australia & New Zealand Inc (19th International Congress on Modelling and Simulation).
- Hallgren, W.; Schlosser, C.A.; Monier, E.; Kicklighter, D.; Sokolov, A.; Melillo, J., 2013. Climate impacts of a large-scale biofuels expansion. *Geophysical Research Letters*, 40 (8): 1624-1630. <http://dx.doi.org/10.1002/grl.50352>
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Hansen, A.; Meyer-Aurich, A.; Prochnow, A., 2013. Greenhouse gas mitigation potential of a second generation energy production system from short rotation poplar in Eastern Germany and its accompanied uncertainties. *Biomass & Bioenergy*, 56: 104-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.004>
- Hassan, M.N.A.; Jaramillo, P.; Griffin, W.M., 2011. Life cycle GHG emissions from Malaysian oil palm bioenergy development: The impact on transportation sector's energy security. *Energy Policy*, 39 (5): 2615-2625. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.02.030>
- Havlik, P.; Schneider, U.A.; Schmid, E.; Bottcher, H.; Fritz, S.; Skalsky, R.; Aoki, K.; De Cara, S.; Kindermann, G.; Kraxner, F.; Leduc, S.; McCallum, I.; Mosnier, A.; Sauer, T.; Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39 (10): 5690-5702. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>
- Helin, T.; Holma, A.; Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4): 770-785. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Helming, K.; Diehl, K.; Kuhlman, T.; Jansson, T.; Verburg, P.H.; Bakker, M.; Perez-Soba, M.; Jones, L.; Verkerk, P.J.; Tabbush, P.; Morris, J.B.; Drillet, Z.; Farrington, J.; LeMouel, P.; Zagame, P.; Stuczynski, T.; Siebielec, G.; Sieber, S.; Wiggering, H., 2011. Ex Ante Impact

- Assessment of Policies Affecting Land Use, Part B: Application of the Analytical Framework. *Ecology and Society*, 16 (1). <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art29/>
- Hertel, T.; Steinbuks, J.; Baldos, U., 2013. Competition for land in the global bioeconomy. *Agricultural Economics*, 44: 129-138. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12057>
- Hertel, T.W.; Golub, A.A.; Jones, A.D.; O'Hare, M.; Plevin, R.J.; Kammen, D.M., 2010. Effects of US Maize Ethanol on Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions: Estimating Market-mediated Responses. *BioScience*, 60 (3): 223-231. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.8>
- Hoefnagels, R.; Smeets, E.; Faaij, A., 2010. Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 14 (7): 1661-1694. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2010.02.014>
- Holma, A.; Koponen, K.; Antikainen, R.; Lardon, L.; Leskinen, P.; Roux, P., 2013. Current limits of life cycle assessment framework in evaluating environmental sustainability - case of two evolving biofuel technologies. *Journal of Cleaner Production*, 54: 215-228. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.032>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 18 (4): 336-345. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.11.004>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2012. Transition towards a more environmentally sustainable biodiesel in South America: The case of Chile. *Applied Energy*, 91 (1): 263-273. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.024>
- Iriarte, A.; Villalobos, P., 2013. Greenhouse gas emissions and energy balance of sunflower biodiesel: Identification of its key factors in the supply chain. *Resources Conservation and Recycling*, 73: 46-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.01.014>
- Kauffman, N.; Dumortier, J.; Hayes, D.J.; Brown, R.C.; Laird, D.A., 2014. Producing energy while sequestering carbon? The relationship between biochar and agricultural productivity. *Biomass & Bioenergy*, 63: 167-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.049>
- Kauffman, N.S.; Hayes, D.J., 2013. The trade-off between bioenergy and emissions with land constraints. *Energy Policy*, 54: 300-310. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.11.036>
- Kim, H.; Kim, S.; Dale, B.E., 2009. Biofuels, Land Use Change, and Greenhouse Gas Emissions: Some Unexplored Variables. *Environmental Science & Technology*, 43 (3): 961-967. <http://dx.doi.org/10.1021/es802681k>
- Kloverpris, J.H.; Mueller, S., 2013. Baseline time accounting: Considering global land use dynamics when estimating the climate impact of indirect land use change caused by biofuels. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (2): 319-330. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0488-6>
- Krohn, B.J.; Fripp, M., 2012. A life cycle assessment of biodiesel derived from the "niche filling" energy crop camelina in the USA. *Applied Energy*, 92: 92-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.10.025>
- Lange, M., 2011. The GHG balance of biofuels taking into account land use change. *Energy Policy*, 39 (5): 2373-2385. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.01.057>
- Lapola, D.M.; Schaldach, R.; Alcamo, J.; Bondeau, A.; Koch, J.; Koelking, C.; Priess, J.A., 2010. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (8): 3388-3393. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0907318107>
- Latta, G.S.; Baker, J.S.; Beach, R.H.; Rose, S.K.; McCarl, B.A., 2013. A multi-sector intertemporal optimization approach to assess the GHG implications of US forest and agricultural biomass electricity expansion. *Journal of Forest Economics*, 19 (4): 361-383. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfe.2013.05.003>
- Laurijssen, J.; Faaij, A.P.C., 2009. Trading biomass or GHG emission credits? *Climatic Change*, 94 (3-4): 287-317. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-008-9517-7>
- Le, L.T.; van Ierland, E.C.; Zhu, X.Q.; Wesseler, J., 2013. Energy and greenhouse gas balances of cassava-based ethanol. *Biomass & Bioenergy*, 51: 125-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.011>
- Leal, M.; Nogueira, L.A.H.; Cortez, L.A.B., 2013. Land demand for ethanol production. *Applied Energy*, 102: 266-271. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.09.037>
- Lechon, Y.; Cabal, H.; Saez, R., 2011. Life cycle greenhouse gas emissions impacts of the adoption of the EU Directive on biofuels in Spain. Effect of the import of raw materials and land use changes. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2374-2384. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.036>
- Levasseur, A.; Lesage, P.; Margni, M.; Brandao, M.; Samson, R., 2012. Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches. *Climatic Change*, 115 (3-4): 759-776. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-012-0473-x>
- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>
- Lisboa, C.C.; Butterbach-Bahl, K.; Mauder, M.; Kiese, R., 2011. Bioethanol production from sugarcane and emissions of greenhouse gases - known and unknowns. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (4): 277-292. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01095.x>
- Liu, L.; Zhuang, D.F.; Jiang, D.; Fu, J.Y., 2013. Assessment of the biomass energy potentials and environmental benefits of *Jatropha curcas* L. in Southwest China. *Biomass & Bioenergy*, 56: 342-350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.030>
- Liu, T.T.; McConkey, B.; Huffman, T.; Smith, S.; MacGregor, B.; Yemshanov, D.; Kulshreshtha, S., 2014. Potential and impacts of renewable energy production from agricultural biomass in Canada. *Applied Energy*, 130: 222-229. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.05.044>
- Loarie, S.R.; Lobell, D.B.; Asner, G.P.; Mu, Q.Z.; Field, C.B., 2011. Direct impacts on local climate of sugar-cane expansion in Brazil. *Nature Climate Change*, 1 (2): 105-109. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1067>

- Lusiana, B.; van Noordwijk, M.; Cadisch, G., 2012. Land sparing or sharing? Exploring livestock fodder options in combination with land use zoning and consequences for livelihoods and net carbon stocks using the FALLOW model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 159: 145-160. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.006>
- Malca, J.; Freire, F., 2012. Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of wheat-based bioethanol. *Energy*, 45 (1): 519-527. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.070>
- Mata, T.M.; Martins, A.A.; Sikdar, S.K.; Costa, C.A.V., 2011. Sustainability considerations of biodiesel based on supply chain analysis. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13 (5): 655-671. <http://dx.doi.org/10.1007/s10098-010-0346-9>
- Mathews, J.A.; Tan, H., 2009. Biofuels and indirect land use change effects: the debate continues. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofr*, 3 (3): 305-317. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.147>
- Mello, F.F.C.; Cerri, C.E.P.; Davies, C.A.; Holbrook, N.M.; Paustian, K.; Maia, S.M.F.; Galdos, M.V.; Bernoux, M.; Cerri, C.C., 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, 4 (7): 605-609. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2239>
- Meyer-Aurich, A.; Schattauer, A.; Hellebrand, H.J.; Klauss, H.; Plochl, M.; Berg, W., 2012. Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy*, 37 (1): 277-284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2011.06.030>
- Michetti, M.; Rosa, R., 2012. Afforestation and timber management compliance strategies in climate policy. A computable general equilibrium analysis. *Ecological Economics*, 77: 139-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.02.020>
- Mishra, U.; Torn, M.S.; Fingerman, K., 2013. Miscanthus biomass productivity within US croplands and its potential impact on soil organic carbon. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (4): 391-399. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01201.x>
- Mosnaim, A., 2001. Estimating CO2 abatement and sequestration potentials for Chile. *Energy Policy*, 29 (8): 631-640. [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4215\(00\)00160-9](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4215(00)00160-9)
- Mosnier, A.; Havlik, P.; Valin, H.; Baker, J.; Murray, B.; Feng, S.; Obersteiner, M.; McCarl, B.A.; Rose, S.K.; Schneider, U.A., 2013. Alternative US biofuel mandates and global GHG emissions: The role of land use change, crop management and yield growth. *Energy Policy*, 57: 602-614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.02.035>
- Mulia, R.; Widayati, A.; Suyanto; Agung, P.; Zulkarnain, M.T., 2014. Low carbon emission development strategies for Jambi, Indonesia: simulation and trade-off analysis using the FALLOW model. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 19 (6): 773-788. <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-013-9485-8>
- Mullins, K.A.; Griffin, W.M.; Matthews, H.S., 2011. Policy Implications of Uncertainty in Modeled Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Biofuels. *Environmental Science & Technology*, 45 (1): 132-138. <http://dx.doi.org/10.1021/es1024993>
- Munoz, I.; Flury, K.; Jungbluth, N.; Rigarlsford, G.; Milà i Canals, L.; King, H., 2014. Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 109-119. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1>
- Murdiyarmo, D.; Van Noordwijk, M.; Wasrin, U.R.; Tomich, T.P.; Gillison, A.N., 2002. Environmental benefits and sustainable land-use options in the Jambi transect, Sumatra. *Journal of Vegetation Science*, 13 (3): 429-438. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02067.x>
- Nasterlack, T.; von Blotnitz, H.; Wynberg, R., 2014. Are biofuel concerns globally relevant? Prospects for a proposed pioneer bioethanol project in South Africa. *Energy for Sustainable Development*, 23: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2014.06.005>
- Newell, J.P.; Vos, R.O., 2011. "Papering" Over Space and Place: Product Carbon Footprint Modeling in the Global Paper Industry. *Annals of the Association of American Geographers*, 101 (4): 730-741. <http://dx.doi.org/10.1080/00045608.2011.567929>
- Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E., 2012. System expansion for handling co-products in LCA of sugar cane bio-energy systems: GHG consequences of using molasses for ethanol production. *Applied Energy*, 89 (1): 254-261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.07.023>
- Overmars, K.P.; Stehfest, E.; Ros, J.P.M.; Prins, A.G., 2011. Indirect land use change emissions related to EU biofuel consumption: an analysis based on historical data. *Environmental Science & Policy*, 14 (3): 248-257. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2010.12.012>
- Pacca, S.; Moreira, J.R., 2009. Historical carbon budget of the Brazilian ethanol program. *Energy Policy*, 37 (11): 4863-4873. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2009.06.072>
- Panichelli, L.; Dauriat, A.; Gnansounou, E., 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (2): 144-159. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>
- Panichelli, L.; Gnansounou, E., 2008. Estimating greenhouse gas emissions from indirect land-use change in biofuels production: concepts and exploratory analysis for soybean-based biodiesel. *Journal of Scientific & Industrial Research*, 67 (11): 1017-1030.
- Pineiro, G.; Jobbagy, E.G.; Baker, J.; Murray, B.C.; Jackson, R.B., 2009. Set-asides can be better climate investment than corn ethanol. *Ecological Applications*, 19 (2): 277-282. <http://dx.doi.org/10.1890/08-0645.1>
- Plevin, R.J.; O'Hare, M.; Jones, A.D.; Torn, M.S.; Gibbs, H.K., 2010. Greenhouse Gas Emissions from Biofuels' Indirect Land Use Change Are Uncertain but May Be Much Greater than Previously Estimated. *Environmental Science & Technology*, 44 (21): 8015-8021. <http://dx.doi.org/10.1021/es101946t>
- Popp, A.; Krause, M.; Dietrich, J.P.; Lotze-Campen, H.; Leimbach, M.; Beringer, T.; Bauer, N., 2012. Additional CO2 emissions from land use change - Forest conservation as a precondition for sustainable production of second generation bioenergy. *Ecological Economics*, 74: 64-70. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.004>
- Pradhan, A.; Shrestha, D.S.; Van Gerpen, J.; McAloon, A.; Yee, W.; Haas, M.; Duffield, J.A., 2012. Reassessment of life cycle greenhouse gas emissions for soybean biodiesel. *Transactions of the Asabe*, 55 (6): 2257-2264. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.42483>

- Qin, Z.C.; Zhuang, Q.L.; Chen, M., 2012. Impacts of land use change due to biofuel crops on carbon balance, bioenergy production, and agricultural yield, in the conterminous United States. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (3): 277-288. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01129.x>
- Rajagopal, D.; Plevin, R.J., 2013. Implications of market-mediated emissions and uncertainty for biofuel policies. *Energy Policy*, 56: 75-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.076>
- Rasmussen, L.V.; Rasmussen, K.; Bruun, T.B., 2012. Impacts of Jatropha-based biodiesel production on above and below-ground carbon stocks: A case study from Mozambique. *Energy Policy*, 51: 728-736. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.09.029>
- Read, P., 1998. Dynamic interaction of short rotations and conventional forestry in meeting demand for bioenergy in the least cost mitigation strategy. *Biomass & Bioenergy*, 15 (1): 7-15. [http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534\(98\)00029-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534(98)00029-4)
- Reilly, J.; Melillo, J.; Cai, Y.X.; Kicklighter, D.; Gurgel, A.; Paltsev, S.; Cronin, T.; Sokolov, A.; Schlosser, A., 2012. Using Land To Mitigate Climate Change: Hitting the Target, Recognizing the Trade-offs. *Environmental Science & Technology*, 46 (11): 5672-5679. <http://dx.doi.org/10.1021/es2034729>
- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Rittenhouse, C.D.; Rissman, A.R., 2012. Forest cover, carbon sequestration, and wildlife habitat: policy review and modeling of tradeoffs among land-use change scenarios. *Environmental Science & Policy*, 21: 94-105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.04.006>
- Romijn, H.A., 2011. Land clearing and greenhouse gas emissions from Jatropha biofuels on African Miombo Woodlands. *Energy Policy*, 39 (10): 5751-5762. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.041>
- Saikkonen, L.; Ikaenen, M.; Lankoski, J., 2014. Imported palm oil for biofuels in the EU: Profitability, greenhouse gas emissions and social welfare effects. *Biomass & Bioenergy*, 68: 7-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.029>
- Sanscartier, D.; Deen, B.; Dias, G.; MacLean, H.L.; Dadfar, H.; McDonald, I.; Kludze, H., 2014. Implications of land class and environmental factors on life cycle GHG emissions of Miscanthus as a bioenergy feedstock. *Global Change Biology Bioenergy*, 6 (4): 401-413. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12062>
- Schmidt, J.; Gass, V.; Schmid, E., 2011. Land use changes, greenhouse gas emissions and fossil fuel substitution of biofuels compared to bioelectricity production for electric cars in Austria. *Biomass & Bioenergy*, 35 (9): 4060-4074. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.07.007>
- Schwaiger, H.P.; Bird, D.N., 2010. Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? *Forest Ecology and Management*, 260 (3): 278-286. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.002>
- Schwietzke, S.; Griffin, W.M.; Matthews, H.S., 2011. Relevance of Emissions Timing in Biofuel Greenhouse Gases and Climate Impacts. *Environmental Science & Technology*, 45 (19): 8197-8203. <http://dx.doi.org/10.1021/es2016236>
- Scown, C.D.; Nazaroff, W.W.; Mishra, U.; Strogon, B.; Lobscheid, A.B.; Masanet, E.; Santero, N.J.; Horvath, A.; McKone, T.E., 2012. Lifecycle greenhouse gas implications of US national scenarios for cellulosic ethanol production. *Environmental Research Letters*, 7 (1). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/014011>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- Secchi, S.; Kurkalova, L.; Gassman, P.W.; Hart, C., 2011. Land use change in a biofuels hotspot: The case of Iowa, USA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2391-2400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.047>
- Siangjao, S.; Gheewala, S.H.; Unnanon, K.; Chidthaisong, A., 2011. Implications of land use change on the life cycle greenhouse gas emissions from palm biodiesel production in Thailand. *Energy for Sustainable Development*, 15 (1): 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2011.01.002>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2011. Long-Term Bioethanol System and Its Implications on GHG Emissions: A Case Study of Thailand. *Environmental Science & Technology*, 45 (11): 4920-4928. <http://dx.doi.org/10.1021/es1040915>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2011. The environmental and socio-economic impacts of bio-ethanol production in Thailand. *9th Eco-Energy and Materials Science and Engineering Symposium*, 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2011.09.005>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Food, Fuel, and Climate Change Is Palm-Based Biodiesel a Sustainable Option for Thailand? *Journal of Industrial Ecology*, 16 (4): 541-551. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00521.x>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H.; Sagisaka, M., 2009. Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions. *Applied Energy*, 86: S170-S177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.05.010>
- Slade, R.; Bauen, A.; Shah, N., 2009. The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe. *Biotechnology for Biofuels*, 2. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-2-15>
- Smyth, B.M.; Murphy, J.D., 2011. The indirect effects of biofuels and what to do about them: the case of grass biomethane and its impact on livestock. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 5 (2): 165-184. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.276>
- Solomon, D.; Lehmann, J.; Zech, W., 2001. Land use effects on amino sugar signature of chromic Luvisol in the semi-arid part of northern Tanzania. *Biology and Fertility of Soils*, 33 (1): 33-40. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740000287>
- Souza, S.P.; de Avila, M.T.; Pacca, S., 2012. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. *Biomass & Bioenergy*, 44: 70-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.04.018>

- Sparovek, G.; Berndes, G.; Egeskog, A.; de Freitas, F.L.M.; Gustafsson, S.; Hansson, J., 2007. Sugarcane ethanol production in Brazil: an expansion model sensitive to socioeconomic and environmental concerns. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofr*, 1 (4): 270-282. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.31>
- Spatari, S.; MacLean, H.L., 2010. Characterizing Model Uncertainties in the Life Cycle of Lignocellulose-Based Ethanol Fuels. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8773-8780. <http://dx.doi.org/10.1021/es102091a>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Life-cycle environmental and economic impacts of energy-crop fuel-chains: an integrated assessment of potential GHG avoidance in Ireland. *Environmental Science & Policy*, 11 (4): 294-306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2008.01.004>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Miscanthus and willow heat production - An effective land-use strategy for greenhouse gas emission avoidance in Ireland? *Energy Policy*, 36 (1): 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2007.08.030>
- Suwanmanee, U.; Varabuntonvit, V.; Chaiwutthinan, P.; Tajan, M.; Mungcharoen, T.; Leejarkpai, T., 2013. Life cycle assessment of single use thermoform boxes made from polystyrene (PS), polylactic acid, (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (2): 401-417. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0479-7>
- Tidaker, P.; Sundberg, C.; Oborn, I.; Katterer, T.; Bergkvist, G., 2014. Rotational grass/clover for biogas integrated with grain production - A life cycle perspective. *Agricultural Systems*, 129: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.015>
- Tonini, D.; Hamelin, L.; Wenzel, H.; Astrup, T., 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environmental Science & Technology*, 46 (24): 13521-13530. <http://dx.doi.org/10.1021/es3024435>
- Turconi, R.; Tonini, D.; Nielsen, C.F.B.; Simonsen, C.G.; Astrup, T., 2014. Environmental impacts of future low-carbon electricity systems: Detailed life cycle assessment of a Danish case study. *Applied Energy*, 132: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.078>
- Uusitalo, V.; Havukainen, J.; Kapustina, V.; Soukka, R.; Horttanainen, M., 2014. Greenhouse Gas Emissions of Biomethane for Transport: Uncertainties and Allocation Methods. *Energy & Fuels*, 28 (3): 1901-1910. <http://dx.doi.org/10.1021/ef4021685>
- Uusitalo, V.; Vaisanen, S.; Havukainen, J.; Havukainen, M.; Soukka, R.; Luoranen, M., 2014. Carbon footprint of renewable diesel from palm oil, jatropha oil and rapeseed oil. *Renewable Energy*, 69 (O International Organization for Standards, 2006, EN ISO 14040): 103-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.020>
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petruzzi, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- van der Hilst, F.; Versteegen, J.A.; Zheliezna, T.; Drozdova, O.; Faaij, A.P.C., 2014. Integrated spatiotemporal modelling of bioenergy production potentials, agricultural land use, and related GHG balances; demonstrated for Ukraine. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofr*, 8 (3): 391-411. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1471>
- Villamor, G.B.; Le, Q.B.; Djanibekov, U.; van Noordwijk, M.; Vlek, P.L.G., 2014. Biodiversity in rubber agroforests, carbon emissions, and rural livelihoods: An agent-based model of land-use dynamics in lowland Sumatra. *Environmental Modelling & Software*, 61: 151-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.013>
- Villoria, N.B.; Hertel, T.W., 2011. Geography Matters: International Trade Patterns and the Indirect Land Use Effects of Biofuels. *American Journal of Agricultural Economics*, 93 (4): 919-935. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aar025>
- Wang, M.; Han, J.; Dunn, J.B.; Cai, H.; Elgowainy, A., 2012. Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use. *Environmental Research Letters*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045905>
- Wang, M.Q.; Han, J.; Haq, Z.; Tyner, W.E.; Wu, M.; Elgowainy, A., 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes. *Biomass & Bioenergy*, 35 (5): 1885-1896. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.028>
- Wicke, B.; Dornburg, V.; Junginger, M.; Faaij, A., 2008. Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications. *Biomass & Bioenergy*, 32 (12): 1322-1337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.04.001>
- Wise, M.; Dooley, J.; Luckow, P.; Calvin, K.; Kyle, P., 2014. Agriculture, land use, energy and carbon emission impacts of global biofuel mandates to mid-century. *Applied Energy*, 114: 763-773. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.08.042>
- Yeh, S.; Sperling, D., 2010. Low carbon fuel standards: Implementation scenarios and challenges. *Energy Policy*, 38 (11): 6955-6965. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.012>
- Yu, Y.; Wu, H.W., 2010. Bioslurry as a Fuel. 2. Life-Cycle Energy and Carbon Footprints of Bioslurry Fuels from Mallee Biomass in Western Australia. *Energy & Fuels*, 24: 5660-5668. <http://dx.doi.org/10.1021/ef100957a>
- Zhang, X.; Izaurralde, R.C.; Manowitz, D.; West, T.O.; Post, W.M.; Thomson, A.M.; Bandaruw, V.P.; Nichols, J.; Williams, J.R., 2010. An integrative modeling framework to evaluate the productivity and sustainability of biofuel crop production systems. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (5): 258-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01046.x>
- Zimmermann, J.; Dondini, M.; Jones, M.B., 2013. Assessing the impacts of the establishment of Miscanthus on soil organic carbon on two contrasting land-use types in Ireland. *European Journal of Soil Science*, 64 (6): 747-756. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12087>
- Ziolkowska, J.R., 2013. Evaluating sustainability of biofuels feedstocks: A multi-objective framework for supporting decision making. *Biomass & Bioenergy*, 59: 425-440. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.09.008>
- Zona, D.; Janssens, I.A.; Aubinet, M.; Gioli, B.; Vicca, S.; Fichot, R.; Ceulemans, R., 2013. Fluxes of the greenhouse gases (CO₂, CH₄ and N₂O) above a short-rotation poplar plantation after conversion from agricultural land. *Agricultural and Forest Meteorology*, 169: 100-110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.10.008>

Annexes

Méthodes

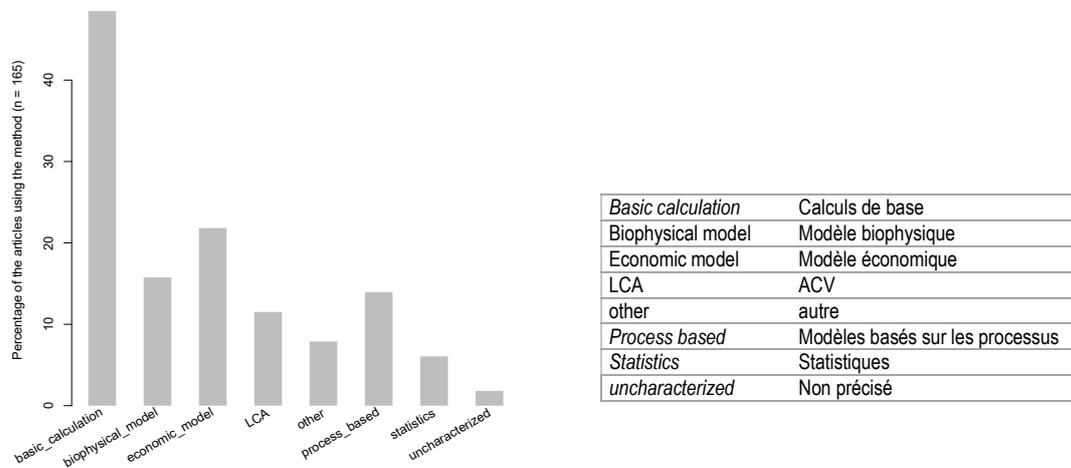


Figure II-41. Méthodes utilisées pour l'évaluation de la réorientation et du changement d'affectation des sols

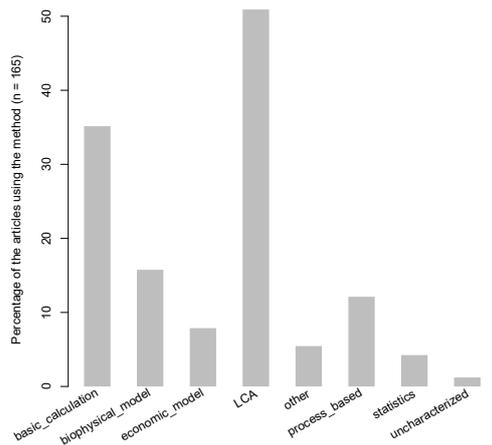


Figure II-42. Méthodes utilisées pour l'évaluation de l'impact sur l'atténuation du changement climatique

Année de publication

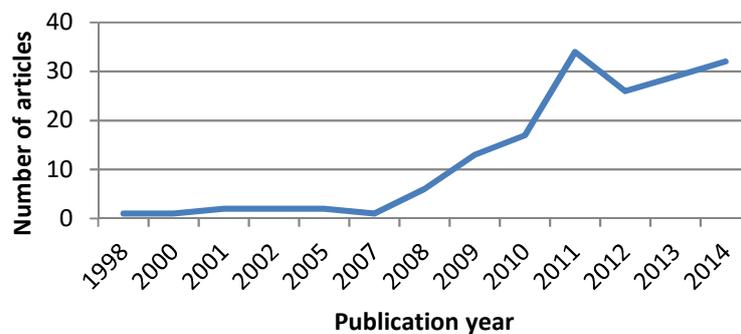
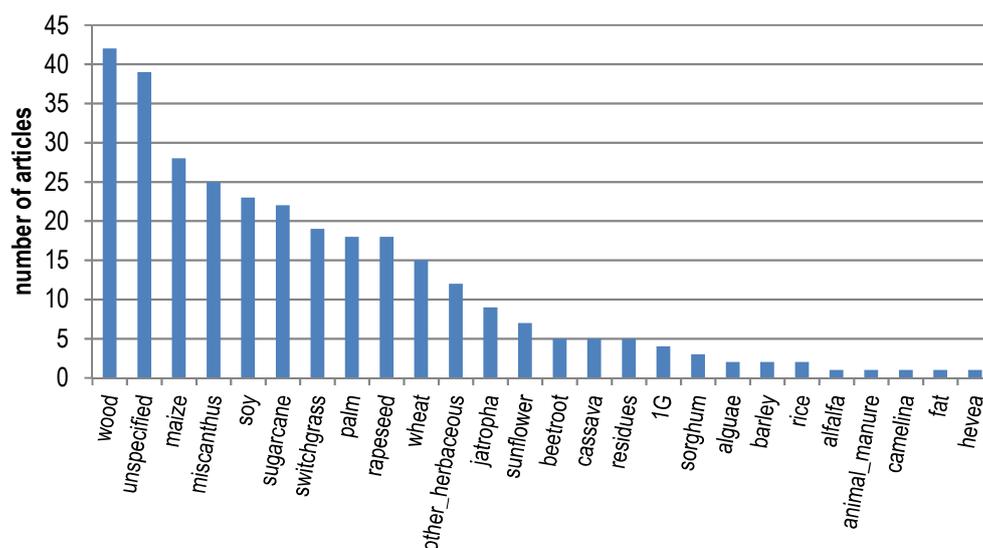


Figure II-43. Année de publication des 162 articles traitant de l'impact du changement d'affectation des sols sur le climat

Espèces étudiées



<i>Wood</i>	Bois	<i>Beetroot</i>	Betterave
<i>Unspecified</i>	Non spécifié	<i>Cassava</i>	Manioc
<i>Maize</i>	Mais	<i>Residues</i>	Résidus
<i>Miscanthus</i>	Miscanthus	<i>1G</i>	1G
<i>Soy</i>	Soja	<i>Sorghum</i>	Sorgho
<i>Sugarcane</i>	Canne à sucre	<i>Algae</i>	Algue
<i>Switchgrass</i>	Panic érigé	<i>Barley</i>	Orge
<i>Palm</i>	Palmier	<i>Rice</i>	Riz
<i>Rapeseed</i>	Colza	<i>Alfalfa</i>	Luzerne
<i>Wheat</i>	Blé	<i>Animal manure</i>	Fumier animal
<i>Other herbaceous</i>	Autres herbacées	<i>Camelina</i>	Cameline
<i>Jatropha</i>	Jatropha	<i>Fat</i>	Graisse
<i>Sunflower</i>	Tournesol	<i>Hevea</i>	Hévéa

Figure II-44. Répartition des articles entre les différentes biomasses et groupes de biomasses (310 occurrences)

Échelle du corpus de références

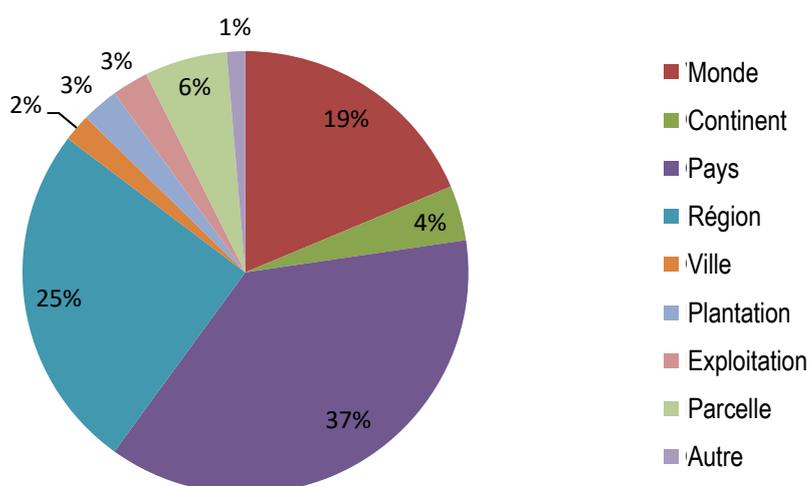


Figure II-45. Échelle à laquelle le changement est étudié (% parmi les 150 articles pour lesquels l'échelle est spécifiée)

Effets d'atténuation climatique dans différents sous-ensembles d'articles

	Impact sur les émissions de GES				Nombre d'articles
	diminution	augmentation	aucune variation	variable	
Présence de CASi	46%	33%	0%	21%	48
Présence de biomasse 1G	47%	26%	5%	22%	93
Présence de biomasse 2G	34%	39%	0%	27%	44
Présence de biomasse pour bioéthanol 1G	45%	32%	4%	20%	56
Présence de biomasse pour biodiesel 1G	52%	20%	8%	20%	50
Scénario unique	62%	19%	5%	14%	37
Scénarios multiples	38%	31%	2%	28%	128
Une seule espèce	49%	23%	3%	25%	65
Pluri espèces	42%	30%	5%	23%	57
Méthodes incluant des calculs simples	40%	28%	5%	26%	102
Méthodes incluant un modèle biophysique	46%	35%	0%	19%	37
Méthodes incluant un modèle économique	46%	38%	0%	15%	39
Méthodes incluant une ACV	41%	24%	6%	29%	85
Méthodes incluant un modèle basé sur les processus	43%	26%	0%	31%	35

Tableau II-17. Effets d'atténuation climatique dans différents sous-ensembles d'articles
(par exemple : 46% des articles décrivant des CAS indirects indiquent une baisse des émissions de GES)

5. Les impacts sur la qualité de l'air et la santé humaine

Benoît Gabrielle (*AgroParisTech*)

5.1. Introduction

Alors que les effets des CAS sur le bilan GES des biocarburants aient été largement documentés dans la littérature (voir par exemple Broch *et al.*, 2013 ; Berndes *et al.*, 2013 ; et le Chapitre 4), les impacts sur la pollution atmosphérique ou la santé humaine - tel qu'engendrés par les CAS - sont rarement rapportés. Une revue récente des « méta-études » menées dans le contexte de la « land-use science » (van Vliet *et al.*, 2016) ne mentionne pas ces questions, ce qui implique qu'elles ont été peu étudiées dans ce contexte, tandis que les impacts sur la qualité de l'air figurent clairement en bonne place parmi les objectifs de la politique environnementale en général (Molina et Molina, 2014). Réduire « le nombre de décès et de maladies causés par des produits chimiques dangereux et la pollution et la contamination de l'air, de l'eau et des sols » fait partie des Objectifs de développement durable fixés par les Nations Unies en 2015. La pollution atmosphérique et la santé humaine sont également des enjeux importants pour les produits biosourcés, et des préoccupations ont été exprimées quant aux avantages réels de la substitution des combustibles fossiles par les biocarburants (Chum *et al.*, 2011). Par exemple, il a été observé aux États-Unis que les mélanges de bioéthanol augmentaient les concentrations d'ozone dans la troposphère à des températures basses, ce qui nuit à la santé humaine par rapport à l'essence pure (Ginnebaugh *et al.*, 2010). La plupart de ces études ignorent les effets des CAS associés à la production de matières premières, bien que les changements d'affectation ou de gestion des sols soient susceptibles d'affecter les émissions de polluants atmosphériques primaires tels que l'oxyde nitrique ou l'ammoniac (Bouwman *et al.*, 2002) ou les contaminants toxiques tels que les pesticides (Foley *et al.*, 2005) ou les émissions de noir de carbone dues aux abatis-brulis lors de la conversion de forêt en terres cultivées.

Nous nous proposons ici de passer en revue les articles scientifiques traitant des relations entre les produits biosourcés, les CAS, et leurs impacts sur la pollution atmosphérique et la santé humaine, dans la mesure où ces deux impacts sont liés et souvent traités en parallèle. L'objectif était d'évaluer l'étendue et les axes actuels de ces recherches, en ce qui concerne les matières premières de la biomasse, leurs utilisations finales, et les types de CAS analysés, ainsi que d'examiner les éventuelles tendances se dégageant des résultats de ces études. Une question centrale concerne notamment l'effet de l'inclusion des CAS sur les conclusions de l'évaluation de la substitution des produits à base de ressources fossiles par des équivalents biosourcés. Cet aperçu a également pour objet de mettre en évidence les éventuelles lacunes au sein de la recherche actuelle, ainsi que les voies d'amélioration potentielles en termes méthodologiques.

Les références traitant de la pollution atmosphérique et de la santé humaine s'élèvent au total à, respectivement, 17 et 9 articles, représentant moins de 8 % et 5 % du corpus portant sur les impacts liés aux CAS. Les deux catégories d'impacts se chevauchent, avec six articles traitant des deux à la fois. Ainsi, le nombre total d'articles analysés dans les sections suivantes est de 20.

Tous les articles ont été publiés après 2008, année charnière dans la recherche sur les CAS (voir Introduction du rapport). La plupart des articles (13 sur 20) ont été publiés en 2014 et 2015 (la dernière année étudiée), ce qui implique que ce sujet en est encore à ses balbutiements. Toutes les études comportent plusieurs scénarios en termes de matières premières, d'utilisations finales et de CAS. Un article étudie une centaine d'entre eux, concernant 20 différents scénarios de CAS possibles aux États-Unis (Daystar *et al.*, 2014).

5.2. Situations étudiées

Matières premières et utilisations finales étudiées

Les cultures arables sont prédominantes en termes de types de matières premières (Figure II-46), avec les biocarburants de première génération (1G) comme principale application, suivis des bioplastiques. Les cultures

lignocellulosiques arrivent en seconde place, avec des espèces herbacées pérennes ainsi que des espèces ligneuses, sous forme de taillis à courte rotation (TCR). Miscanthus, panic érigé et TCR de peuplier sont les matières premières les plus fréquemment étudiées, avec un grand nombre d'utilisations finales : chauffage et électricité combinés, bioplastiques ou biocarburants 2G. Les biocarburants liquides sont prédominants en termes d'utilisations finales, représentant globalement 45 % (Figure II-46). Le palmier à huile est abordé dans trois articles, dans le contexte des biocarburants 1G, mais également comme source de coproduits de chauffage et d'électricité via la digestion anaérobie des effluents des tourteaux de palme. Quatre études portent sur les résidus agricoles. Ce résultat était inattendu puisque l'exportation de résidus à partir de terres agricoles n'exige pas, en principe, de terres supplémentaires pour la production et est généralement considérée comme neutre en termes de CAS. Toutefois, ces articles abordent l'impact de l'élimination des résidus sur la qualité des sols par rapport à leur restitution dans les sols (ex. : Clark *et al.*, 2013), et s'attachent également à comparer cette matière première avec des cultures dédiées à la biomasse. Un article traite en parallèle de la conversion d'une culture oléagineuse (*Brassica camelina*) en biodiesel, et de l'utilisation de ses coproduits (paille et farine de tourteaux) pour produire des produits chimiques, selon une approche de bioraffinerie (Fiorentino *et al.*, 2013). La plupart des études comparent les produits biosourcés et les équivalents à base de ressources fossiles, mais certains (2 sur 20) se sont simplement concentrés sur les effets de la mise en place de plantations de biomasse sur des terres improductives (ex. : sols marginaux).

L'Europe est le continent le plus fréquemment cité pour l'expansion de la biomasse (40 % des articles), suivie de l'Amérique du Sud (30 %) et de l'Amérique du Nord (20 %). La plupart des études ont été réalisées à l'échelle nationale, avec des différenciations régionales pour environ un tiers d'entre elles.

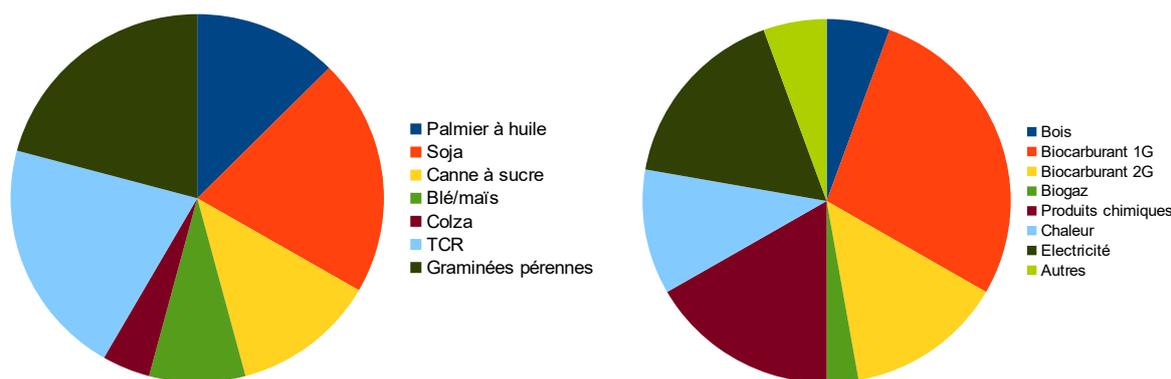


Figure II-46. Répartition des types de matières premières évalués (à droite) et des utilisations finales (à gauche) dans le corpus étudié. TCR : taillis à courte rotation (peuplier, saule, eucalyptus).

Types de changements d'affectation des sols analysés

Au total, 38 scénarios de CAS ont été rapportés par les experts chargés de l'analyse des 20 articles sélectionnés dans cette revue. Parmi ces cas, sept sont apparemment neutres (ex. : terres cultivées converties en terres cultivées), pour lesquels, par convention, un zéro est indiqué dans la matrice correspondante (Tableau II-18) afin de se concentrer sur les changements plus radicaux tels que des forêts converties en terres cultivées. Ceci a conduit à un total de 31 scénarios de CAS.

depuis \ vers	Forêt	Terres cultivées	Cultures pérennes	Prairies	Zones humides
Forêt	-	3	4	0	0
Terres cultivées	1	-	7	6	0
Cultures pérennes	0	0	-	0	0
Prairies	1	4	7	-	0
Zones humides	0	0	1	0	-

Tableau II-18. Matrice des changements d'affectation des sols directs dans les 20 articles étudiés

Ces changements concernent principalement la conversion de terres cultivées ou de prairies en cultures pérennes (14 scénarios sur un total de 31), et la conversion de terres cultivées en prairies et réciproquement (10 scénarios). La conversion en forêt n'est mentionnée que deux fois, et les zones humides ne sont abordées qu'une seule fois. Seuls 14 scénarios (sur 31) signalent des CAS indirects comme tels dans les articles. Ceux-ci concernent principalement la conversion de forêts en terres cultivées, en prairies ou en cultures pérennes (8 scénarios), ainsi que celle de prairies (4 scénarios, non illustrés ici). Outre les CAS, certains changements dans les pratiques de gestion des sols sont également mentionnés : l'intensification et l'extensification des terres cultivées sont citées une fois chacune ; la conversion à l'agriculture biologique est mentionnée dans un quart des articles. Cela souligne l'importance de ce changement potentiel en termes d'atténuation de l'impact environnemental, en dépit de sa faible superficie globale (seulement 5 % de la Surface agricole utile était en culture biologique en 2010 en Europe ; Bellora et Bureau, 2013). Notons que les impacts d'une conversion vers une production biologique en termes d'usage des sols en soi, en raison des faibles rendements qu'elle entraîne en général (Seufert *et al.*, 2012), dépassent le cadre de ces articles, bien que cela puisse générer des effets de CAS significatifs (voir Bellora et Bureau, 2013).

Concernant la méthodologie d'évaluation des CAS en réponse à l'augmentation de la demande de biomasse, les méthodes simples telles que les « calculs de base » sont prédominantes, et nous pouvons également noter l'absence de méthodes identifiables dans un quart des articles. Les modèles économiques, qui constituent l'une des principales options pour évaluer les CAS (voir Chapitre 1), ne sont utilisées que dans un seul article (5 % des études), tandis que les modèles biophysiques sont mentionnés dans seulement 3 articles.

5.3. Pollution de l'air, biomasse et CAS : résultats mitigés et importance des types de produits finaux et des délimitations du système

L'analyse du cycle de vie (ACV) est la méthode la plus utilisée pour évaluer les effets sur la pollution de l'air, avec une occurrence de 85 %. La pollution de l'air est en réalité réduite à ce que l'on appelle le potentiel de création d'ozone photochimique (PCOP), un impact intermédiaire de l'ACV couramment utilisé. Celui-ci a été calculé selon des méthodes de caractérisation telles que CML, Impact2002+ et EDIP (voir Dreyer *et al.*, 2003 pour une comparaison de ces méthodes). Dans les autres cas, soit aucune méthodologie particulière n'est rapportée, soit il s'agit d'un calcul simple. L'ACV est souvent combinée avec des modèles biophysiques pour simuler les rendements des cultures et/ou les émissions de polluants atmosphériques, tels que les oxydes d'azote. Les modèles de chimie-transport, largement utilisés dans l'investigation et la prévision de la pollution atmosphérique, ne sont jamais mentionnés, bien qu'ils aient été utilisés en combinaison avec l'ACV dans le passé (Labouze *et al.*, 2003). Seuls deux documents sur 17 comprennent des informations sur l'exactitude des estimations de l'impact.

Les résultats du développement de la biomasse sont globalement très variables : 7 articles concluent à une baisse de la pollution atmosphérique, 5 à une augmentation, et 5 à un effet variable. Les résultats dépendent du type de produits (Tableau II-19), mais aussi des types de comparaison employés par les études. Alors que la plupart d'entre elles se sont concentrées sur la substitution des produits à base de ressources fossiles par des équivalents biosourcés, deux comparent la biomasse agricole aux matières premières sylvicoles. L'un d'entre eux conclut à la supériorité des ressources forestières par rapport à leurs homologues agricoles pour l'approvisionnement en lignocellulose. L'autre examine au Canada l'intérêt de remplacer l'huile de palme importée par des produits agricoles locaux et a montré que les substituts d'importation étaient moins nuisibles à la qualité de l'air.

En termes de produits finaux, les biocarburants 2G et les bioplastiques sont généralement associés à une diminution de la pollution atmosphérique par rapport aux combustibles fossiles (Tableau II-19), alors que l'impact des biocarburants 1G est très variable. L'électricité issue de la biomasse conduit à des résultats variés, avec 4 cas d'augmentation de la pollution atmosphérique et trois cas conduisant à un résultat opposé. Alors que l'électricité provenant de la biomasse est généralement associée à un impact néfaste sur la qualité de l'air en raison des émissions de particules lors de la combustion de la matière première (Chum *et al.*, 2011), certains cas dans notre échantillon ont impliqué la production de biogaz à partir des coproduits de biocarburants 1G issus d'huile de palme. La production d'énergie à partir du biogaz est moins sujette à ces émissions et peut surclasser l'électricité produite par la combustion de ressources fossiles en termes de pollution de l'air (Poeschl *et al.*, 2012).

Produit final	Scénario contrefactuel	Impact sur la qualité de l'air				Total
		positif	négatif	neutre	variable	
Biocarburant 1G	Carburant fossile	1	2	1	5	9
Biocarburant 2G	Carburant fossile	4	0	1	2	7
Chaleur	Carburant fossile	2	1	0	1	4
Electricité	Carburant fossile	4	3	0	0	7
Bio-plastique	Plastique d'origine petro-chimique	4	2	0	0	6
Développement de cultures pour la biomasse	Terres marginales ; maintien du mix électrique et des terres cultivées	0	1	0	1	2
Total		15	9	2	9	35

Tableau II-19. Tableau de contingence de l'impact du développement de la biomasse sur la pollution atmosphérique, selon le type de produit fini.

Le nombre total de cas dépasse le nombre d'articles car ceux-ci peuvent considérer plus d'un produit final.

Deux études conduisent à des résultats contradictoires en ce qui concerne la substitution de matériaux à base de pétrole par des bioplastiques (Alvarenga *et al.*, 2013 ; Liptow et Tillman, 2012), bien que basés sur la même étude de cas (fabrication de plastique à partir d'éthanol issu de la canne à sucre au Brésil), et sur le même type de CAS (prairie convertie en canne à sucre pour les effets directs, conversion des forêts amazoniennes ou des savanes en prairies ou en terres cultivées pour les effets indirects). Étant donné qu'aucune des études ne tient compte des émissions de polluants atmosphériques par rapport aux CAS indirects, la principale différence entre les deux réside dans le transport du bioplastique, consommé en Europe dans l'article concluant à la supériorité du plastique à base de ressource fossile (Liptow et Tillman, 2012). Les auteurs ont également comparé les approches d'attribution et conséquente de l'ACV - la seconde étant plus favorable aux bioplastiques que la première, en raison d'un crédit d'émission accordé par la production d'électricité en fin de vie des bioplastiques (en Europe).

5.4. Effets sur la santé humaine : données insuffisantes et voies d'exposition

Seuls 9 articles traitent des répercussions des produits biosourcés sur la santé humaine, dont 6 font également partie du corpus de références relatif à la pollution atmosphérique. Ainsi, il existe de fortes similitudes avec ces dernières en termes de méthodologies : l'ACV est à nouveau prédominante, étant mentionnée dans tous les articles sauf un (Larsen *et al.*, 2014), qui comporte une enquête qualitative auprès des acteurs concernés par le développement de l'huilerie de palme dans une région d'Indonésie. Par ailleurs, la moitié des études incluent des analyses d'incertitude, qui sont donc plus fréquentes que concernant la pollution atmosphérique. En termes de portée, la plupart de ces études comparent des produits biosourcés (qu'il s'agisse de combustibles liquides, d'électricité, de produits chimiques ou de biomatériaux) à des équivalents fossiles. Deux exceptions concernent la culture de la cameline, une culture oléagineuse, sur des sols contaminés (Fiorentino *et al.*, 2014) et le développement du palmier à huile en Indonésie (Larsen *et al.*, 2014). Il est important de distinguer ces deux études dans l'analyse des résultats dans la mesure où elles impliquent, concernant le système, des limites et un périmètre différents.

Sur les 7 études comparant les produits fossiles et les produits biosourcés, 2 concluent que la substitution par la biomasse entraîne une amélioration de la santé humaine, 2 à des effets préjudiciables, 1 à des résultats neutres et 2 à des effets variables. La répartition est similaire quel que soit le produit final considéré (Tableau II-20), avec seulement les biocarburants 2G présentant une absence d'effets indésirables, bien qu'il soit difficile de conclure à des tendances significatives en se basant uniquement sur 20 cas de produit finaux. Il n'existe actuellement que très peu d'études documentaires sur les effets sur la santé des produits biosourcés. Un premier article sur le bioéthanol 1G conclut que les résultats sur la toxicité chez l'homme « sont plus souvent défavorables que favorables » pour ce biocarburant (von Blottniz et Curran, 2007), en raison des émissions générées lors des phases de culture et de récolte de la matière première. Ces études ne prennent pas en compte les effets des CAS, mais révèlent un schéma similaire à celui observé ici. Une revue plus récente portant sur les biocarburants lignocellulosiques permet de conclure que la dépendance aux matières premières herbacées a des répercussions plus importantes sur la santé humaine que les combustibles fossiles, mais que le bois ou les copeaux de lin (un

coproduit agricole) ont des effets positifs (Borrion *et al.*, 2012). La façon dont le CAS est traité dans ces études n'est pas claire à l'issue de leur revue, ce qui suggère que les variations dans les résultats de l'ACV d'une étude à l'autre dépendent principalement des méthodes d'allocation (pour les coproduits) et des délimitations du système. Une autre étude mentionnée dans cette revue conclut que les biomatériaux ont toujours des impacts moins importants sur la santé humaine que leur homologue pétrochimique, ce qui n'est pas si évident ici.

Produits finaux	Scénario contrefactuel	Impact sur la santé humaine				Total
		Positif	Négatif	Neutre	Variable	
Biocarburant 1G	Carburant fossile	1	3	0	1	5
Biocarburant 2G	Carburant fossile	1	0	0	1	2
Chaleur	Carburant fossile	2	0	0	0	2
Electricité	Carburant fossile	2	1	1	1	5
Bio-plastique	Plastique d'origine pétrochimique	2	1	0	1	4
Développement de cultures pour la biomasse	Usage des sols inchangé	0	1	0	0	1
Total		8	6	1	4	19

Tableau II-20. Tableau de contingence de l'impact du développement de la biomasse sur la santé humaine, selon le type de produit fini

Le nombre total de cas dépasse le nombre d'articles parce qu'un même article peut considérer plus d'un produit final.

De manière prévisible, les deux études examinant l'expansion de la production de biomasse en soi indiquent un effet préjudiciable sur la santé humaine, en raison de l'augmentation de la pression exercée sur des terres auparavant non cultivées. En l'absence d'un scénario contrefactuel pour la fourniture du service fourni par la biomasse, la valeur de ces résultats est difficile à appréhender dans la pratique. Il est seulement possible de souligner la nécessité de sélectionner soigneusement les terres sur lesquelles des cultures bioénergétiques doivent être établies, et de prévenir les effets néfastes autant que possible *via* une gestion appropriée des plantations.

5.5. Conclusion

Les répercussions des produits biosourcés sur la qualité atmosphérique et la santé humaine, liées aux changements d'affectation des sols, sont rarement abordées et représentent moins de 10 % du corpus de références traitant du développement de la biomasse dans son ensemble, des réorientations jusqu'aux impacts, tel qu'analysé dans une récente revue de la littérature (Partie I du rapport). Néanmoins, les 20 articles examinés dans cette revue couvrent un large éventail de types de matières premières, d'utilisations finales et de régions géographiques. Les biocarburants liquides sont prédominants, mais d'autres utilisations finales telles que les bioplastiques ou l'électricité sont également représentées. En conséquence, les cultures arables et les espèces lignocellulosiques dédiées (graminées pérennes et TCR) constituent les matières premières les plus fréquemment analysées. Les impacts environnementaux sont presque exclusivement évalués au moyen de l'analyse du cycle de vie (ou de sa variante, l'évaluation de l'impact sur le cycle de vie), laquelle ne reflète pas la diversité des méthodes d'évaluation utilisées pour étudier les effets sur la pollution atmosphérique ou sur la santé humaine (Steinmann, 2000).

Étant donné la petite taille de notre échantillon et la diversité des contextes auxquels il se rapporte, il est difficile de mettre en évidence des tendances claires. De manière globale, les avantages de la substitution des ressources fossiles par la biomasse apparaissent mitigés. En dépit du fait qu'une seule méthode d'évaluation ait été utilisée, ce qui pourrait conduire à un certain degré de biais, il est également clair que la fiabilité de ces estimations est plutôt faible et incertaine, étant donné que ce cadre est mal équipé pour traiter la pollution atmosphérique ou la santé humaine (Bessou *et al.*, 2011). Pour compléter l'ACV et fournir des repères, il serait pertinent de se baser sur les méthodes plus couramment utilisées pour lutter contre la pollution atmosphérique ou les impacts sur la toxicité humaine, tels que la modélisation de la pollution atmosphérique et l'épidémiologie (Schwartz *et al.*, 2017), ou l'évaluation de l'impact sur l'environnement (Steinmann *et al.*, 2000). Les effets liés aux CAS indirects, c'est-à-dire se produisant en dehors de la région où la biomasse a été produite, sont également difficiles à traiter,

obligeant ainsi certains experts chargés d'examiner ces articles à s'interroger sur la solidité de leurs conclusions. Ce domaine de recherche émergent nécessite de nouveaux efforts afin de mettre au point des méthodologies plus solides et des analyses plus approfondies pour évaluer les effets des CAS.

Références bibliographiques

• Références citées dans le texte du chapitre

- Bellora, C.; Bureau, J.-C., 2013. The indirect trade and virtual land effects of a greener EU agriculture. *Tèmes Journées de Recherche en Sciences Sociales dans le domaine de l'agriculture INRA-SFER-CIRAD*. Angers, December 12-13, 2013.
- Ben Aoun, W.; Gabrielle, B.; Gagnepain, B., 2013. The importance of land use change in the environmental balance of biofuels. *OCL*, 20 (5): D505. <http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2013027>
- Berndes, G.; Ahlgren, S.; Borjesson, P.; Cowie, A.L., 2013. Bioenergy and land use change-state of the art. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Energy and Environment*, 2 (3): 282-303. <http://dx.doi.org/10.1002/wene.41>
- Bessou, C.; Ferchaud, F.; Gabrielle, B.; Mary, B., 2011. Biofuels, greenhouse gases and climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31 (1): 1-79. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009039>
- Borrion, A.L.; McManus, M.C.; Hammond, G.P., 2012. Environmental life cycle assessment of lignocellulosic conversion to ethanol: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16 (7): 4638-4650. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.016>
- Bouwman, A.F.; Boumans, L.J.M.; Batjes, N.H., 2002. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4). <http://dx.doi.org/10.1029/2001gb001812>
- Broch, A.; Hoekman, S.K.; Unnasch, S., 2013. A review of variability in indirect land use change assessment and modeling in biofuel policy. *Environmental Science & Policy*, 29: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.02.002>
- Chum, H.; Faaij, A.; Moreira, J.; Berndes, G.; Dhamija, P.; Dong, H.; Ribeiro, S.; Gabrielle, B.; Goss Eng, A.; Lucht, W.; Mapako, M.; Masera Cerutti, O.; McIntyre, T.; Minowa, T.; Pingoud, K., 2011. Bioenergy. In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Seyboth, K.; Matschoss, P.; Kadner, S.; Zwickel, T.; Eickemeier, P.; Hansen, G.; Schlömer, S.; Stechow, C.v., eds. *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge: Cambridge University Press, 209-332. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781139151153.006>
- De Cara, S.; Goussebaile, A.; Grateau, R.; Levert, F.; Quemener, J.; Vermont, B.; Bureau, J.-C.; Gabrielle, B.; Gohin, A.; Bispo, A., 2012. *Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants*. Angers: Ademe, (contrat n°10-60-C0039), 96 p. http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=7AC5DFA02A2CE66DFDE000D7FA33AA56_tomcatlocal1333626720098.pdf
- Dreyer, L.C.; Niemann, A.L.; Hauschild, M.Z., 2003. Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99 - Does it matter which one you choose? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8 (4): 191-200. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2003.06.115>
- Ekvall, T.; Weidema, B.P., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9 (3): 161-171. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.03.148>
- Farrell, A.E.; Plevin, R.J.; Turner, B.T.; Jones, A.D.; O'Hare, M.; Kammen, D.M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science*, 311 (5760): 506-508. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1121416>
- Fiorentino, G.; Ripa, M.; Mellino, S.; Fahd, S.; Ulgiati, S., 2014. Life cycle assessment of Brassica carinata biomass conversion to bioenergy and platform chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 66: 174-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.043>
- 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.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N.; Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734): 570-574. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>
- Ginnebaugh, D.L.; Liang, J.Y.; Jacobson, M.Z., 2010. Examining the temperature dependence of ethanol (E85) versus gasoline emissions on air pollution with a largely-explicit chemical mechanism. *Atmospheric Environment*, 44 (9): 1192-1199. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.12.024>
- Haines-Young, R.; Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G.; Frid, C.L., eds. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, British Ecological Society (Ecological Reviews), 110-139.
- Hauschild, M.Z.; Huijbregts, M.; Jolliet, O.; MacLeod, M.; Margni, M.; van de Meent, D.V.; Rosenbaum, R.K.; McKone, T.E., 2008. Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: The search for harmony and parsimony. *Environmental Science & Technology*, 42 (19): 7032-7037. <http://dx.doi.org/10.1021/es703145t>
- Labouze, E.; Honore, U.; Moulay, L.; Couffignal, B.; Beekmann, M., 2004. Photochemical Ozone Creation Potentials - A new set of characterization factors for different gas species on the scale of Western Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9 (3): 187-195. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2004.04.155>

- Larsen, R.K.; Jiwan, N.; Rompas, A.; Jenito, J.; Osbeck, M.; Tarigan, A., 2014. Towards 'hybrid accountability' in EU biofuels policy? Community grievances and competing water claims in the Central Kalimantan oil palm sector. *Geoforum*, 54: 295-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.09.010>
- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>
- Liska, A.J.; Perrin, R.K., 2009. Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: regulations vs science. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 3 (3): 318-328. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.153>
- Molina, M.J.; Molina, L.T., 2004. Megacities and atmospheric pollution. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54 (6): 644-680. <http://dx.doi.org/10.1080/10473289.2004.10470936>
- Mosnier, A.; Havlik, P.; Valin, H.; Baker, J.; Murray, B.; Feng, S.; Obersteiner, M.; McCarl, B.A.; Rose, S.K.; Schneider, U.A., 2013. Alternative US biofuel mandates and global GHG emissions: The role of land use change, crop management and yield growth. *Energy Policy*, 57: 602-614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2013.02.035>
- Poeschl, M.; Ward, S.; Owende, P., 2012. Environmental impacts of biogas deployment - Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, 24: 168-183. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.039>
- Ragauskas, A.J.; Williams, C.K.; Davison, B.H.; Britovsek, G.; Cairney, J.; Eckert, C.A.; Frederick, W.J.; Hallett, J.P.; Leak, D.J.; Liotta, C.L.; Mielenz, J.R.; Murphy, R.; Templer, R.; Tschaplinski, T., 2006. The path forward for biofuels and biomaterials. *Science*, 311 (5760): 484-489. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1114736>
- Schwartz, J.; Bind, M.A.; Koutrakis, P., 2017. Estimating Causal Effects of Local Air Pollution on Daily Deaths: Effect of Low Levels. *Environmental Health Perspectives*, 125 (1): 23-29. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp232>
- Steinemann, A., 2000. Rethinking human health impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 20 (6): 627-645. [http://doi.org/10.1016/S0195-9255\(00\)00068-8](http://doi.org/10.1016/S0195-9255(00)00068-8)
- van Vliet, J.; Magliocca, N.R.; Buchner, B.; Cook, E.; Benayas, J.M.R.; Ellis, E.C.; Heinemann, A.; Keys, E.; Lee, T.M.; Liu, J.G.; Mertz, O.; Meyfroidt, P.; Moritz, M.; Poehlau, C.; Robinson, B.E.; Seppelt, R.; Seto, K.C.; Verburg, P.H., 2016. Meta-studies in land use science: Current coverage and prospects. *Ambio*, 45 (1): 15-28. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8>
- von Blottnitz, H.; Curran, M.A., 2007. A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, 15 (7): 607-619. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.03.002>

• Références du sous-corpus « biomasse non alimentaire » traitant des impacts sur la qualité de l'air et la santé humaine

- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathélet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Botcher, H.; Frank, S.; Havlik, P.; Elbersen, B., 2013. Future GHG emissions more efficiently controlled by land-use policies than by bioenergy sustainability criteria. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (2): 115-125. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1369>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Clark, C.M.; Lin, Y.; Bierwagen, B.G.; Eaton, L.M.; Langholtz, M.H.; Morefield, P.E.; Ridley, C.E.; Vimmerstedt, L.; Peterson, S.; Bush, B.W., 2013. Growing a sustainable biofuels industry: economics, environmental considerations, and the role of the Conservation Reserve Program. *Environmental Research Letters*, 8 (2). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/025016>
- Daystar, J.; Gonzalez, R.; Reeb, C.; Venditti, R.; Treasure, T.; Abt, R.; Kelley, S., 2014. Economics, Environmental Impacts, and Supply Chain Analysis of Cellulosic Biomass for Biofuels in the Southern US: Pine, Eucalyptus, Unmanaged Hardwoods, Forest Residues, Switchgrass, and Sweet Sorghum. *Bioresources*, 9 (1): 393-444.
- Falano, T.; Jeswani, H.K.; Azapagic, A., 2014. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. *Biotechnology Journal*, 9 (6): 753-765. <http://dx.doi.org/10.1002/biot.201300246>
- Fiorentino, G.; Ripa, M.; Mellino, S.; Fahd, S.; Ulgiati, S., 2014. Life cycle assessment of Brassica carinata biomass conversion to bioenergy and platform chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 66: 174-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.043>
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Larsen, R.K.; Jiwan, N.; Rompas, A.; Jenito, J.; Osbeck, M.; Tarigan, A., 2014. Towards 'hybrid accountability' in EU biofuels policy? Community grievances and competing water claims in the Central Kalimantan oil palm sector. *Geoforum*, 54: 295-305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.09.010>
- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>
- Panichelli, L.; Dauriat, A.; Gnansounou, E., 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (2): 144-159. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>

- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Shonnard, D.R.; Williams, L.; Kalnes, T.N., 2010. Camelina-Derived Jet Fuel and Diesel: Sustainable Advanced Biofuels. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 29 (3): 382-392. <http://dx.doi.org/10.1002/ep.10461>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Life-cycle environmental and economic impacts of energy-crop fuel-chains: an integrated assessment of potential GHG avoidance in Ireland. *Environmental Science & Policy*, 11 (4): 294-306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2008.01.004>
- Suwanmanee, U.; Varabuntoonvit, V.; Chaiwutthinan, P.; Tajan, M.; Mungcharoen, T.; Leejarkpai, T., 2013. Life cycle assessment of single use thermoform boxes made from polystyrene (PS), polylactic acid, (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (2): 401-417. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0479-7>
- Tsao, C.C.; Campbell, J.E.; Mena-Carrasco, M.; Spak, S.N.; Carmichael, G.R.; Chen, Y., 2012. Biofuels That Cause Land-Use Change May Have Much Larger Non-GHG Air Quality Emissions Than Fossil Fuels. *Environmental Science & Technology*, 46 (19): 10835-10841. <http://dx.doi.org/10.1021/es301851x>
- Turconi, R.; Tonini, D.; Nielsen, C.F.B.; Simonsen, C.G.; Astrup, T., 2014. Environmental impacts of future low-carbon electricity systems: Detailed life cycle assessment of a Danish case study. *Applied Energy*, 132: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.078>
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petruzzi, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>

6. Les impacts sur la biodiversité

Sabrina Gaba (INRA)

6.1. Introduction

Les terres agricoles couvrent près d'un quart de la surface terrestre (Vitousek *et al.*, 1997), constituant ainsi le principal usage des sols aux niveaux français (~ 52 %) et européen (~ 42 %). Depuis longtemps, les terres agricoles sont gérées pour fournir de la nourriture, de la fibre et du bois. Afin de répondre à une demande croissante de ces produits, les activités humaines ont perturbé l'environnement mondial, entraînant des modifications profondes et non durables de l'usage des sols, des flux d'eau, des cycles biogéochimiques, de la chimie atmosphérique, ainsi que de la répartition et la dynamique de la biodiversité dans le monde (Archer, 1973; Pimm, 1995; Solow et Vickrey, 1971). Au cours des dernières décennies, en raison des préoccupations au sujet des effets négatifs de la dépendance de l'homme aux ressources fossiles, l'accent a été mis sur la valorisation de la biomasse et d'autres ressources renouvelables pour la production d'énergie (Chum *et al.*, 2011) nécessitant la production de biocarburants (combustible liquide dérivé de matières végétales). Dans un contexte de croissance de la population humaine, de déclin de la biodiversité mondiale et de changements climatiques rapides, l'expansion du défrichage pour implanter des cultures bioénergétiques suscite des inquiétudes sur l'utilisation des terres agricoles entre production alimentaire humaine, animale et production de fibres, et met en question la durabilité des systèmes agricoles.

La biodiversité joue un rôle crucial dans la fourniture de services écosystémiques tels que le bouclage des cycles de l'eau et des nutriments, la pollinisation des cultures et la formation des sols (Balvanera *et al.*, 2014; Hooper *et al.*, 2005). Parallèlement, la biodiversité est de plus en plus menacée par le changement climatique et les activités humaines par l'utilisation massive de pesticides et la disparition d'habitats semi-naturels.

Parmi les 240 articles retenus par les experts, seulement 15 articles étudient l'impact sur la biodiversité de l'usage des sols ou des changements d'affectation des sols induits par la production de bioénergie (Tableau II-21, en annexe). Les études ont généralement été menées dans des pays développés (Europe et États-Unis). Le CAS était étudié soit directement, soit en comparant l'impact d'une culture de biomasse avec un autre usage des sols dans le même paysage (Stanley et Stout, 2013). L'impact du CAS sur la biodiversité est un sujet étudié plus récemment que les autres impacts identifiés dans le corpus d'articles global (voir par exemple, le Chapitre 2, sur la qualité du sol, ou le Chapitre 4, sur les émissions de gaz à effet de serre) dans la mesure où plus de 80 % ont été publiés après 2009. D'un point de vue qualitatif, les dix dernières années ont été marquées par le développement d'études sur la biodiversité et les services écosystémiques (Villamor *et al.*, 2014).

6.2. Situations étudiées

Déterminants du changement d'affectation des sols

Bien qu'un large éventail de déterminants de CAS soit étudié dans le corpus d'articles sur les CAS et la bioénergie, tous les déterminants impliquant des impacts sur la biodiversité sont anthropiques. Le principal déterminant est l'exploitation de cultures de biomasse pour l'approvisionnement énergétique (25 % du corpus). Un autre déterminant important étudié dans le corpus est l'impact des politiques publiques telles que l'atténuation du changement climatique par la politique énergétique ou les politiques prônant les cultures bioénergétiques de deuxième génération à grande échelle (voir Tableau II-21, en annexe).

Une attention considérable est accordée aux cultures annuelles à partir desquelles des biocarburants peuvent être produits, y compris le maïs, le colza et la canne à sucre (voir Tableau II-21). Cependant, peu d'attention a été apportée à d'autres options de matières premières à base de tiges, pédoncules ou composantes ligneuses des arbres (dites matières premières lignocellulosiques). Les cultures pérennes, qui n'ont pas besoin d'être replantées après chaque récolte, comme les graminées et les arbres à croissance rapide, sont également étudiées.

Scénarios de changements d'affectation des sols

Plusieurs types de CAS sont étudiés dans le corpus (Tableau II-22). Ceux-ci concernent un large éventail d'échelles spatiales allant de petits territoires (environ 300 km² de surface) jusqu'aux continents en passant par les bassins hydrographiques (voir Tableau II-21). La majorité des études (9 sur 15) étudient l'impact des CAS induits par les cultures de biomasse en utilisant à la fois une approche rétrospective et une approche prospective. L'approche rétrospective seule n'est que rarement utilisée (seulement dans deux études).

Vers	Depuis	Forêt	Cultures arables	Prairie	Zones humides	Terre artificielle	Cultures pérennes
Forêt		3	1	3	0	0	0
Cultures arables		2	2	2	1	0	0
Cultures pérennes		3	7	5	1	1	1
Prairie		2	0	0	0	0	0

Tableau II-22. Description du changement d'affectation des sols dans le corpus

Les chiffres correspondent aux nombres de scénarios pour lesquels un CAS convertissant un usage des sols (indiqué dans les colonnes) en un autre usage des sols (indiqué sur les lignes) a été étudié. Par exemple, 3 scénarios ont étudié l'impact d'un CAS de prairies en forêts sur la biodiversité. Certains CAS peuvent se produire au sein d'une même catégorie. Par exemple, une culture de blé d'hiver (terre arable) peut être remplacée par une culture de colza pour la production d'énergie.

Quatorze scénarios de CAS sont analysés dans le corpus, dont la majorité concerne la conversion de forêts en forêts, terres arables, cultures pérennes ou prairies. À titre d'exemple, Alkemade *et al.* (2009) ont étudié l'impact d'une augmentation de plantations forestières pour répondre à la demande de bois augmentant de 30 % d'ici 2050 sur la biodiversité, tandis que Einheuser *et al.* (2013) et Stanley et Stout (2013) se sont intéressés à l'impact de la conversion de prairies en cultures de biomasse de deuxième génération.

Dans le corpus, les déterminants conduisent généralement à des changements de composition des paysages agricoles. Toutefois, les CAS, qu'ils soient dus à une offre croissante en bioénergie ou à des politiques publiques, peuvent également affecter la configuration du paysage. Seules deux études parmi les 15 se sont intéressées à l'impact du CAS sur la configuration du paysage (Brandt et Glemnitz, 2014; Engel *et al.*, 2012), c'est-à-dire la répartition des nouveaux usages des sols (agrégation *versus* répartition aléatoire) et/ou leur superficie cultivée (c'est-à-dire la taille des parcelles pour les cultures bioénergétiques).

Les CAS sont caractérisés selon trois méthodologies : (i) des modèles paramétrés avec des données issues de méta-analyses ou d'études documentaires pour la plupart des articles (ex. : Alkemade *et al.*, 2009; Nelson *et al.*, 2010), (ii) l'analyse empirique des données relatives à la couverture des sols (ex. : d'après des photographies aériennes) ou (iii) pour quelques cas, des mesures *in situ* (généralement pour estimer l'abondance des espèces).

6.3. Méthodes d'évaluation utilisées

Paramètres de mesure de la biodiversité

Une série de paramètres est utilisée pour analyser l'impact du CAS sur la biodiversité soit en fonction des populations, des espèces/groupes d'espèces, soit *via* des approximations. Dans ce dernier cas, la biodiversité est traitée indirectement (i) par une évaluation de l'adéquation des habitats (par ex. la valeur de la biodiversité étant plus élevée dans les prairies que dans les plantations ; Baral *et al.*, 2013), (ii) par les impacts des activités humaines comme approximation de leurs effets sur la biodiversité tels que le risque de pollution par les pesticides (Viglizzo *et al.*, 2011) ou le changement artificiel du bilan hydrique (Garcia-Quijano *et al.*, 2005), ainsi que (iii) par des mesures issues de l'évaluation de l'impact sur le cycle de vie (EICV) dans laquelle la biodiversité est estimée en fonction de l'usage des sols (Mills et Price, 1984).

Lorsque la biodiversité est directement mesurée, les études analysent la variation de la richesse spécifique (i.e. le nombre d'espèces) ou du nombre de familles (Louette *et al.*, 2010 ; Einheuser *et al.*, 2013), de l'abondance d'une espèce donnée (Engel *et al.*, 2012), ou le changement de groupes d'espèces (Stanley et Stout 2013, Brandt et Glemnitz 2014). La richesse en espèces a été principalement estimée par des mesures *in situ*, bien qu'elle ait parfois été estimée indirectement en utilisant la relation espèce-zone (Preston, 1960). De nombreuses études qui

abordent la biodiversité de manière directe traitent principalement de l'impact du CAS sur une guildes (un ensemble d'espèces appartenant à un même groupe taxonomique) ou sur un plus petit nombre d'espèces, à l'exception de Louette *et al.* (2010) qui ont retenu un ensemble de 754 espèces considérées comme un échantillon représentatif de la biodiversité terrestre européenne. Deux autres études portent également sur des espèces caractéristiques des milieux étudiés, en tenant compte de leurs besoins en matière d'habitat (ex. : couverture et hauteur de la végétation, quantité de nourriture disponible) et de la dynamique de leurs populations (ex. : période et réussite de reproduction ; Brandt et Glemnitz, 2014 ; Engel *et al.*, 2012). Les espèces étudiées sont des espèces d'oiseaux de terres agricoles comme l'alouette des champs (*Alauda arvensis*) ou le vanneau huppé (*Vanellus vanellus*) (Brandt et Glemnitz, 2014).

Méthodes pour analyser l'impact des CAS

L'impact du CAS sur la biodiversité est généralement exploré *via* des modèles mécanistes (ex. : Alkemade *et al.*, 2009 ; Engel *et al.*, 2012 ; Brandt et Glemnitz, 2014 ; Villamor *et al.*, 2014) ou des approches comparatives (ex. : la biodiversité dans les cultures arables *versus* la biodiversité dans les cultures bioénergétiques ; Stanley et Stout, 2013). Les changements dans l'abondance sont généralement estimés à l'aide d'une valeur d'abondance de référence. Par exemple, Alkemade *et al.* (2009) quantifie l'impact du CAS sur la biodiversité en utilisant l'abondance moyenne des espèces (AME) restante selon leur abondance dans la végétation vierge ou primitive présumée non perturbée par des activités humaines pendant une période prolongée. L'AME est estimée à partir de 89 études sélectionnées dans le WoS en tenant compte de la superficie minimale nécessaire aux organismes, et de co-variables telles que l'usage des sols (plantations forestières, prairies, agrosylviculture...). D'autres, comme Helin *et al.* (2014), utilisent des indicateurs tels que le potentiel de dommages à la biodiversité (de Baan *et al.*, 2013a) ou le potentiel de perte d'espèces non endémiques (de Baan *et al.*, 2013b).

6.4. Evaluation des impacts : résultats

Impacts du CAS visant à implanter des cultures bioénergétiques sur la biodiversité

Quelle que soit le paramètre de mesure utilisé, l'approche retenue (modélisation ou analyse empirique), ou l'organisme étudié, les études indiquent que les CAS (c'est-à-dire les implantations de cultures ou de forêts) pour la production de cultures bioénergétiques entraînent une perte importante de biodiversité. Par exemple, 18 % des espèces sont affectées négativement par la production d'énergie provenant du bois ; les reptiles, les papillons et les oiseaux étant les plus touchés (Louette *et al.*, 2010). On prévoit une perte de la biodiversité à hauteur de 30 % avec une augmentation de 20 % des terres agricoles (Alkemade *et al.*, 2009).

Les CAS entraînent aussi des changements dans la composition de la communauté des espèces à cause du remplacement des espèces ou du changement dans l'abondance relative de l'espèce dans la communauté. Par exemple, Brandt et Glemnitz (2014) observent une augmentation du nombre de vanneaux huppés (*Vanellus vanellus*) et de pies-grièches écorcheurs (*Lanius collurio*) due à une hausse potentielle de la disponibilité de nourriture dans les nouveaux habitats (ici le maïs est cultivé pour fournir du biocarburant en remplacement du blé d'hiver et du colza). L'évolution de la composition des communautés végétales a également été observée en Europe dans des CAS de terres non forestières vers des cultures bioénergétiques de deuxième génération (principalement le saule *Salix spp* et le peuplier *Populus spp.*) (Louette *et al.*, 2010), bien que cet effet soit beaucoup plus faible que sur les reptiles, les papillons et les oiseaux. L'abattage de *Pinus radiata* en Nouvelle-Zélande a également un effet considérable sur la composition des communautés d'invertébrés des cours d'eau drainant le bassin versant : la richesse en espèces diminue, tandis que l'abondance totale des invertébrés augmente, ce qui conduit à une distribution de l'abondance des espèces moins uniforme (Death *et al.*, 2003).

Bien que rarement testée (dans seulement deux études : Brandt et Glemnitz, 2014, et Engel *et al.*, 2012), l'organisation spatiale des CAS joue un rôle important sur les oiseaux des espaces agricoles en modifiant la configuration du paysage. Ces auteurs montrent que lorsque le changement d'affectation des sols modifie la configuration du paysage l'effet sur la biodiversité est plus important que lorsque le CAS modifie la composition du paysage (% des types d'habitats). Une répartition agrégée des cultures bioénergétiques a un impact plus important sur l'alouette des champs (*Alauda arvensis*), le bruant des champs (*Miliaria calandra*), le vanneau (*Vanellus vanellus*), le tarier des prés (*Saxicola rubetra*) et la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) qu'une répartition aléatoire (Brandt et Glemnitz, 2014), entraînant un déclin plus prononcé de l'abondance de ces populations. De

même, une augmentation de la taille moyenne des champs est associée à un déclin considérable de l'abondance des alouettes, jusqu'à 86 % dans le scénario des cultures bioénergétiques (Engel *et al.*, 2012). Ces constatations soulèvent également des questions quant aux distances minimales entre les habitats favorables à la biodiversité afin de maintenir la biodiversité. Dans leur ensemble, ces résultats remettent en question le type de scénarios qui doivent être examinés lorsque l'on considère l'impact du CASd sur la biodiversité. Par exemple, Garcia-Quijano *et al.* (2005) ont abordé l'impact environnemental de CASd (forêt multifonctionnelle, taillis à courte rotation et miscanthus). Ils ont suggéré de privilégier les scénarios avec peu d'utilisation des terres et un impact modéré par hectare (taillis locaux à courte rotation) sur les scénarios à forte utilisation des terres et à faible impact par hectare (par exemple, forêt locale multifonctionnelle). Un tel résultat pourrait être utile pour définir les options de gestion pour la conservation de la biodiversité.

Cultures énergétiques de deuxième génération : un impact ambivalent sur la biodiversité

Bien que nous ayons constaté un consensus sur l'impact négatif de la mise en œuvre de cultures bioénergétiques (biocarburants de 1^{ère} ou de 2^{ème} génération) sur la biodiversité, les cultures lignocellulosiques pérennes pourraient avoir un effet bénéfique sur la biodiversité par rapport aux cultures annuelles. Par exemple, le remplacement du blé d'hiver par des cultures de miscanthus peut entraîner l'augmentation de l'abondance des syrphides (jusqu'à 17 %) ou des pollinisateurs sauvages (Stanley et Stout, 2013). Ce résultat était prévisible étant donné que les cultures de miscanthus possèdent des unités florales abondantes qui fournissent des ressources en nectar et en pollen aux pollinisateurs, ce qui n'est pas le cas du blé. Les mêmes résultats sont observés avec l'augmentation des cultures de colza pour la production de bioénergie à la place de cultures alternatives sans ressources florales. Par conséquent, les cultures bioénergétiques pérennes peuvent être bénéfiques aux pollinisateurs dans les paysages pauvres en ressources florales en remplacement d'espèces cultivées sans unités florales. Einheuser *et al.* (2013) démontrent également un impact positif de cultures bioénergétiques comme le miscanthus, le switchgrass et les herbacées natives par rapport aux cultures annuelles sur les macro-invertébrés grâce à l'amélioration de la qualité de l'eau. Cependant, cet effet est compensé par l'impact négatif de ces cultures bioénergétiques sur les espèces de poissons, *via* un effet nuisible sur la qualité de l'eau de drainage provenant des champs (Einheuser *et al.*, 2013). Cela souligne l'importance de considérer simultanément plusieurs guildes.

6.5. Discussion

Deux conclusions majeures émergent de cette analyse documentaire sur l'impact sur la biodiversité des CAS en cultures bioénergétiques : le nombre étonnamment réduit d'études sur l'impact des CAS sur la biodiversité, et le large consensus sur l'impact négatif des CAS sur la biodiversité.

Le nombre limité d'études sur l'impact des CAS en cultures bioénergétiques sur la biodiversité s'explique par la délimitation du corpus. Celle-ci a été effectuée dans le but de correspondre à des critères spécifiques, parmi lesquels la nécessité d'analyser les CAS en culture bioénergétique comme une chaîne de causalité en trois étapes (réorientations de la production des matières premières, CAS en réponse à cette demande et évaluation de l'impact). En effet, une étude récente révèle que parmi les méta-études évaluant l'impact de l'usage des sols, celles (59) traitant des impacts sur la biodiversité au sens large, la richesse en espèces ou des indicateurs connexes sont prédominants (van Vliet *et al.*, 2016). Par conséquent, nous pouvons nous attendre à ce que davantage d'articles s'intéressent à l'impact sur la biodiversité des CAS dus aux cultures bioénergétiques si nous assouplissons certains critères. Cependant, ce nombre d'études peut rester limité par rapport aux études évaluant l'impact des CAS dû aux cultures énergétiques sur l'air, l'eau ou le climat. En effet, des cultures énergétiques ont été implantées pour réduire l'empreinte environnementale de l'énergie fossile, telle que les émissions de CO₂ (voir Chapitre 4).

Le consensus sur l'impact négatif sur la biodiversité des CAS dû aux cultures bioénergétiques est en accord avec les résultats d'études antérieures évaluant l'impact des cultures bioénergétiques ainsi que celles évaluant l'impact de l'usage des sols ou des CAS pour la production alimentaire sur la biodiversité (Mendenhall *et al.*, 2014; Newbold *et al.*, 2015). De manière similaire à la production alimentaire, les cultures énergétiques exigent généralement la conversion d'habitats naturels ou semi-naturels en terres cultivées. Or les forêts ou les habitats semi-naturels fournissent de la nourriture et un abri à de nombreux organismes (Tschardtke *et al.*, 2012) et sont donc importants pour maintenir la biodiversité. Par conséquent, les cultures annuelles, les graminées pérennes et les espèces

ligneuses ne peuvent pas être considérées comme similaires du point de vue de leurs effets sur la biodiversité, et une évaluation distincte des effets des différents CAS doit être effectuée.

L'analyse du corpus soulève plusieurs questions méthodologiques. La plupart des études utilisent les relations qualitatives ou empiriques entre les caractéristiques de l'habitat et la biodiversité, la richesse en espèces ou les changements dans l'abondance moyenne des espèces locales selon un référentiel mondial (ex. : AME). La richesse en espèces, par exemple, peut ne pas être suffisante pour évaluer précisément cet impact des CAS. La richesse en espèces, c'est-à-dire le nombre d'espèces, ne prend pas en compte tous les aspects de la biodiversité tels que le renouvellement des espèces ou l'évolution de l'abondance des espèces. Par exemple, un CAS peut modifier l'équitabilité d'une communauté en augmentant le nombre d'espèces rares, sans affecter ou presque la richesse en espèces. En outre, aucun des 15 articles n'étudie les conséquences de l'implantation de cultures bioénergétiques sur la diversité fonctionnelle, bien que celle-ci puisse être un indicateur des processus d'assemblage des communautés (McGill *et al.*, 2006) ou du rôle de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes (Diaz *et al.*, 2011). L'utilisation d'un ensemble de paramètres couvrant la richesse en espèces, l'abondance relative des espèces et la diversité fonctionnelle serait une approche utile pour prendre en compte simultanément l'impact des CAS sur la biodiversité et leurs conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes.

La plupart des évaluations de l'impact des CAS sur la biodiversité ont été réalisées à l'aide de modèles mécanistes ou d'une évaluation de l'impact sur le cycle de vie. Le résultat des études repose principalement sur les valeurs des estimations des paramètres qui sont généralement issues de la documentation. Cependant, aucun des articles du corpus analysé ne comportait une analyse de sensibilité afin d'évaluer la robustesse des résultats aux valeurs des paramètres. De plus, l'approche de modélisation prend généralement en compte des paysages fixes. Or les paysages agricoles sont des environnements très dynamiques, en particulier les paysages de grandes cultures annuelles (dont les matières premières pour biocarburants de première génération) dont l'assolement change d'une année à l'autre. Ces changements environnementaux peuvent grandement affecter les caractéristiques démographiques des organismes, en raison des modifications de disponibilité des ressources ou des habitats. Par conséquent, inclure la dynamique temporelle du paysage, même pour évaluer l'impact des cultures pérennes, peut s'avérer très utile pour étudier l'impact des cultures énergétiques sur la biodiversité. Cette amélioration serait nécessaire lors de l'utilisation de modèles mécanistes ou d'ACV pour évaluer l'impact des CAS sur la biodiversité. Sept recommandations de bonnes pratiques qui peuvent être mises en œuvre immédiatement pour améliorer les modèles d'ACV ont été récemment proposées sur la base des approches existantes dans la littérature (Curran *et al.*, 2015).

Par ailleurs, la nature dynamique de la biodiversité n'est que rarement (voire jamais) incluse dans les analyses. En réalité, les changements environnementaux induits par les CAS peuvent survenir en décalage, en fonction du temps de réponse des organismes. Par exemple, les grands organismes tels que les oiseaux ou des organismes avec des périodes d'arrêt de développement (ex. diapause chez les insectes ou dormance chez les graines) répondent avec un délai important. De même, peu d'études portent sur la dynamique des populations et les paramètres démographiques. Dans le corpus, seules deux études évaluent l'impact des CAS en cultures bioénergétiques en se basant sur des oiseaux des espaces agricoles tels que l'alouette. L'utilisation des oiseaux dans ces études s'explique par le fait que les oiseaux sont adoptés comme indicateurs de la qualité du paysage et des conditions de l'habitat par l'Union européenne (Furness et Greenwood, 1993 ; BirdLife International, 2010). En effet, les oiseaux sont presque au sommet de la chaîne alimentaire et sont donc directement touchés par les changements se produisant à tous les niveaux de cette chaîne (Furness et Greenwood, 1993). Par conséquent, les changements environnementaux étant difficiles à mesurer directement, ils pourraient être déduits de l'analyse de la dynamique des populations aviaires (Sheppard, 1988).

Enfin, l'analyse du corpus a mis en évidence la nécessité d'intégrer l'effet des changements de configuration du paysage induits par l'implantation et l'exploitation de cultures bioénergétiques. En effet, certains organismes sont plus affectés par l'organisation spatiale des paysages ou de la superficie des champs (Fahrig *et al.* 2011). L'analyse des différents effets de la composition et de la configuration du paysage sur la biodiversité, les fonctions écologiques et la fourniture de services écosystémiques constitue donc également un enjeu majeur pour la gestion durable des paysages agricoles. Il convient également de s'intéresser à la gestion des matières premières, car on sait que les pratiques agricoles telles que le travail du sol, la fertilisation ou l'utilisation de pesticides affectent de manière significative la biodiversité (concernant les plantes sauvages, voir par ex. Gaba *et al.*, 2016 ; pour les pollinisateurs, par ex. Dicks *et al.*, 2015 ; pour les micro-organismes des sols, par ex. Levine *et al.*, 2011). Par exemple, le remplacement de cultures arables, qui ne fournissent pas de ressources florales aux pollinisateurs, par

du miscanthus ou du colza a été démontré comme étant bénéfique pour les insectes pollinisateurs. Pour aller plus loin, les futures études devraient étudier les effets à moyen terme de ces cultures en tenant compte des pratiques agricoles, telles que l'épandage d'insecticides (Henry *et al.*, 2015), la réduction de l'utilisation d'herbicides ou la mise en place de bandes enherbées pour augmenter l'abondance d'espèces adventives (Requier *et al.*, 2015), connues pour affecter fortement la dynamique des pollinisateurs ou des insectes bénéfiques.

En résumé, une évaluation à plusieurs échelles de la biodiversité (du champ au paysage) est nécessaire en raison des variations interannuelles de la composition et de la configuration du paysage. De même, une perspective temporelle est également nécessaire, en particulier dans le cas des CAS qui sont généralement associés à la fragmentation de l'habitat. En effet, on sait peu de choses sur l'apparition de dettes d'extinction (*extinction debt*) au sein des écosystèmes et des groupes taxonomiques, ainsi que sur les échelles temporelles et spatiales auxquelles ces dettes d'extinction se manifestent (Cousins 2009, Kuussaari *et al.*, 2009). Cela nécessite également une évaluation multi-taxon, qui peut ensuite être traduite en multifonctionnalité et finalement en fourniture de multiples services écosystémiques.

6.6. Conclusion

Cette analyse révèle le faible nombre d'études portant sur l'impact des cultures bioénergétiques sur la biodiversité et tenant compte de l'ensemble de la chaîne de causalité, des réorientations jusqu'aux impacts. Cela pourrait conduire à une lacune importante dans la recherche sur les impacts du développement de la bioénergie liés aux CAS sur la biodiversité. Malgré ce petit nombre d'études, il se dégage un consensus sur l'impact négatif des CAS pour la production de bioénergie sur la biodiversité, quelle que soit la méthodologie ou le paramètre de mesure de la biodiversité utilisé(e). Cependant, dans les écosystèmes déjà gérés de façon intensive, le remplacement des céréales d'hiver par des cultures bioénergétiques peut favoriser les pollinisateurs grâce à la disponibilité de ressources florales. Les futures études doivent mieux caractériser la biodiversité en utilisant des paramètres de mesure pertinents portant sur les différentes facettes de la biodiversité (richesse en espèces, abondance des espèces, diversité fonctionnelle...). En outre, étant donné que les espèces de différents taxons peuvent réagir différemment face aux changements de composition et de configuration du paysage, ces études devraient étudier l'impact des CAS pour la production de bioénergie sur plusieurs espèces couvrant le réseau trophique, en incluant la biodiversité microbienne. Dans la mesure où le suivi de plusieurs espèces n'est pas toujours possible, une alternative peut être de se concentrer sur les oiseaux des espaces agricoles ou des espèces d'oiseaux emblématiques, c'est-à-dire celles qui peuvent être considérées comme des espèces parapluie en ce sens que leurs besoins en matière d'habitat couvrent ceux de nombreuses autres espèces. En d'autres termes, ces espèces ont des exigences en matière d'habitat si étendues que lorsqu'elles sont satisfaites, elles couvrent celles de beaucoup d'autres espèces. La combinaison de plusieurs modèles avec surveillance à long terme de la biodiversité est ainsi une méthode de recherche prometteuse pour améliorer les connaissances sur l'effet des CAS sur la biodiversité, à différentes échelles spatiales et temporelles.

Références bibliographiques

• Références citées dans le texte du chapitre

- Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12 (3): 374-390. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>
- 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>
- Balvanera, P.; Siddique, I.; Dee, L.; Paquette, A.; Isbell, F.; Gonzalez, A.; Byrnes, J.; O'Connor, M.I.; Hungate, B.A.; Griffin, J.N., 2014. Linking Biodiversity and Ecosystem Services: Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *BioScience*, 64 (1): 49-57. <http://dx.doi.org/10.1093/biosci/bit003>
- Baral, H.; Keenan, R.J.; Fox, J.C.; Stork, N.E.; Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*, 13: 35-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001>

- Brandt, K.; Glemnitz, M., 2014. Assessing the regional impacts of increased energy maize cultivation on farmland birds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (2): 679-697. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3407-9>
- Chum, H.; Faaij, A.; Moreira, J.; Berndes, G.; Dhamija, P.; Dong, H.; Ribeiro, S.; Gabrielle, B.; Goss Eng, A.; Lucht, W.; Mapako, M.; Masera Cerutti, O.; McIntyre, T.; Minowa, T.; Pingoud, K., 2011. Bioenergy. In: Edenhofer, O.; Pichs-Madruga, R.; Sokona, Y.; Seyboth, K.; Matschoss, P.; Kadner, S.; Zwickel, T.; Eickemeier, P.; Hansen, G.; Schlömer, S.; Stechow, C.v., eds. *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge: Cambridge University Press, 209-332. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781139151153.006>
- Cousins, S.A.O., 2009. Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? *Journal of Vegetation Science*, 20 (1): 3-7. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05647.x>
- Curran, M.; de Souza, D.M.; Anton, A.; Teixeira, R.F.M.; Michelsen, O.; Vidal-Legaz, B.; Sala, S.; Canals, L.M.I., 2016. How Well Does LCA Model Land Use Impacts on Biodiversity?-A Comparison with Approaches from Ecology and Conservation. *Environmental Science & Technology*, 50 (6): 2782-2795. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b04681>
- de Baan, L.; Alkemade, R.; Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1216-1230. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>
- de Baan, L.; Mutel, C.L.; Curran, M.; Hellweg, S.; Koellner, T., 2013. Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology*, 47 (16): 9281-9290. <http://dx.doi.org/10.1021/es400592q>
- Death, R.G.; Baillie, B.; Fransen, P., 2003. Effect of *Pinus radiata* logging on stream invertebrate communities in Hawke's bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37 (3): 507-520. <http://dx.doi.org/10.1080/00288330.2003.9517185>
- Diaz, S.; Quetier, F.; Caceres, D.M.; Trainor, S.F.; Perez-Harguindeguy, N.; Bret-Harte, M.S.; Finegan, B.; Pena-Claros, M.; Poorter, L., 2011. Linking functional diversity and social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108 (3): 895-902. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1017993108>
- Dicks, L.V.; Baude, M.; Roberts, S.P.M.; Phillips, J.; Green, M.; Carvell, C., 2015. How much flower-rich habitat is enough for wild pollinators? Answering a key policy question with incomplete knowledge. *Ecological Entomology*, 40: 22-35. <http://dx.doi.org/10.1111/een.12226>
- Einheuser, M.D.; Nejadhashemi, A.P.; Woznicki, S.A., 2013. Simulating stream health sensitivity to landscape changes due to bioenergy crops expansion. *Biomass & Bioenergy*, 58: 198-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.025>
- Engel, J.; Huth, A.; Frank, K., 2012. Bioenergy production and Skylark (*Alauda arvensis*) population abundance - a modelling approach for the analysis of land-use change impacts and conservation options. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (6): 713-727. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01170.x>
- Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F.G.; Crist, T.O.; Fuller, R.J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.M.; Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14 (2): 101-112. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fritsche, U.R.; Sims, R.E.H.; Monti, A., 2010. Direct and indirect land-use competition issues for energy crops and their sustainable production - an overview. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 4 (6): 692-704. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.258>
- Furness, R.W.; Greenwood, J.J.D., 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, 356 p.
- Gaba, S.; Gabriel, E.; Chadoeuf, J.; Bonneau, F.; Bretagnolle, V., 2016. Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species. *Scientific Reports*, 6. <http://dx.doi.org/10.1038/srep30112>
- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Helin, T.; Holma, A.; Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4): 770-785. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Henry, M.; Cerrutti, N.; Aupinel, P.; Decourtye, A.; Gayrard, M.; Odoux, J.F.; Pissard, A.; Ruger, C.; Bretagnolle, V., 2015. Reconciling laboratory and field assessments of neonicotinoid toxicity to honeybees. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1819). <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2110>
- Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; Schmid, B.; Setälä, H.; Symstad, A.J.; Vandermeer, J.; Wardle, D.A., 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>
- Kuussaari, M.; Bommarco, R.; Heikkinen, R.K.; Helm, A.; Krauss, J.; Lindborg, R.; Ockinger, E.; Partel, M.; Pino, J.; Roda, F.; Stefanescu, C.; Teder, T.; Zobel, M.; Steffan-Dewenter, I., 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 24 (10): 564-571. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>
- Lambin, E.F.; Geist, H.J.; Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 205-241. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Levine, U.Y.; Teal, T.K.; Robertson, G.P.; Schmidt, T.M., 2011. Agriculture's impact on microbial diversity and associated fluxes of carbon dioxide and methane. *Isme Journal*, 5 (10): 1683-1691. <http://dx.doi.org/10.1038/ismej.2011.40>

- Louette, G.; Maes, D.; Alkemade, J.R.M.; Boitani, L.; de Knegt, B.; Eggers, J.; Falcucci, A.; Framstad, E.; Hagemeyer, W.; Hennekens, S.M.; Maiorano, L.; Nagy, S.; Serradilla, A.N.; Ozinga, W.A.; Schaminee, J.H.J.; Tsiaousi, V.; van Tol, S.; Delbaere, B., 2010. BioScore-Cost-effective assessment of policy impact on biodiversity. *Journal for Nature Conservation*, 18 (2): 142-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2009.08.002>
- McGill, B.J.; Enquist, B.J.; Weiher, E.; Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (4): 178-185. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- Mendenhall, C.D.; Karp, D.S.; Meyer, C.F.J.; Hadly, E.A.; Daily, G.C., 2014. Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature*, 509 (7499): 213-217. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13139>
- Mills, E.S.; Price, R., 1984. Metropolitan suburbanization and central city problems. *Journal of Urban Economics*, 15 (1): 1-17. [http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190\(84\)90019-6](http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(84)90019-6)
- Nelson, E.; Sander, H.; Hawthorne, P.; Conte, M.; Ennaanay, D.; Wolny, S.; Manson, S.; Polasky, S., 2010. Projecting Global Land-Use Change and Its Effect on Ecosystem Service Provision and Biodiversity with Simple Models. *PLoS ONE*, 5 (12): e14327. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0014327>
- Newbold, T.; Hudson, L.N.; Hill, S.L.L.; Contu, S.; Lysenko, I.; Senior, R.A.; Borger, L.; Bennett, D.J.; Choimes, A.; Collen, B.; Day, J.; De Palma, A.; Diaz, S.; Echeverria-Londono, S.; Edgar, M.J.; Feldman, A.; Garon, M.; Harrison, M.L.K.; Alhusseini, T.; Ingram, D.J.; Itescu, Y.; Kattge, J.; Kemp, V.; Kirkpatrick, L.; Kleyer, M.; Correia, D.L.P.; Martin, C.D.; Meiri, S.; Novosolov, M.; Pan, Y.; Phillips, H.R.P.; Purves, D.W.; Robinson, A.; Simpson, J.; Tuck, S.L.; Weiher, E.; White, H.J.; Ewers, R.M.; Mace, G.M.; Scharlemann, J.P.W.; Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520 (7545): 45-50. <http://dx.doi.org/10.1038/nature14324>
- Pimm, S.L., 1995. Natures keepers - The new science of nature management - Budiansky, S. *Nature*, 378 (6552): 104-105. <http://dx.doi.org/10.1038/378104a0>
- Preston, F.W., 1960. Time and space and the variation of species. *Ecology*, 41 (4): 611-627. <http://dx.doi.org/10.2307/1931793>
- Requier, F.; Odoux, J.F.; Tamic, T.; Moreau, N.; Henry, M.; Decourtye, A.; Bretagnolle, V., 2015. Honey bee diet in intensive farmland habitats reveals an unexpectedly high flower richness and a major role of weeds. *Ecological Applications*, 25 (4): 881-890. <http://dx.doi.org/10.1890/14-1011.1>
- Sheppard, S., 1988. The qualitative economics of development control. *Journal of Urban Economics*, 24 (3): 310-330. [http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190\(88\)90031-9](http://dx.doi.org/10.1016/0094-1190(88)90031-9)
- Solow, R.M.; Vickrey, W.S., 1971. Land use in a long narrow city. *Journal of Economic Theory*, 3 (4): 430-447. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-0531\(71\)90040-8](http://dx.doi.org/10.1016/0022-0531(71)90040-8)
- Stanley, D.A.; Stout, J.C., 2013. Quantifying the impacts of bioenergy crops on pollinating insect abundance and diversity: a field-scale evaluation reveals taxon-specific responses. *Journal of Applied Ecology*, 50 (2): 335-344. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12060>
- Tscharntke, T.; Tylianakis, J.M.; Rand, T.A.; Didham, R.K.; Fahrig, L.; Batary, P.; Bengtsson, J.; Clough, Y.; Crist, T.O.; Dormann, C.F.; Ewers, R.M.; Frund, J.; Holt, R.D.; Holzschuh, A.; Klein, A.M.; Kleijn, D.; Kremen, C.; Landis, D.A.; Laurance, W.; Lindenmayer, D.; Scherber, C.; Sodhi, N.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C.; van der Putten, W.H.; Westphal, C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87 (3): 661-685. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- van Vliet, J.; Magliocca, N.R.; Buchner, B.; Cook, E.; Benayas, J.M.R.; Ellis, E.C.; Heinemann, A.; Keys, E.; Lee, T.M.; Liu, J.G.; Mertz, O.; Meyfroidt, P.; Moritz, M.; Poehlau, C.; Robinson, B.E.; Seppelt, R.; Seto, K.C.; Verburg, P.H., 2016. Meta-studies in land use science: Current coverage and prospects. *Ambio*, 45 (1): 15-28. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-015-0699-8>
- Viglizzo, E.F.; Frank, F.C.; Carreno, L.V.; Jobbagy, E.G.; Pereyra, H.; Clatt, J.; Pincen, D.; Ricard, M.F., 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17 (2): 959-973. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Villamor, G.B.; Le, Q.B.; Djanibekov, U.; van Noordwijk, M.; Vlek, P.L.G., 2014. Biodiversity in rubber agroforests, carbon emissions, and rural livelihoods: An agent-based model of land-use dynamics in lowland Sumatra. *Environmental Modelling & Software*, 61: 151-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.013>
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J.; Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277 (5325): 494-499. <http://dx.doi.org/10.1126/science.277.5325.494>

• Références du sous-corpus « biomasse non alimentaire » traitant des impacts sur la biodiversité

- Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12 (3): 374-390. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>
- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathelet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Baral, H.; Keenan, R.J.; Fox, J.C.; Stork, N.E.; Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*, 13: 35-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001>
- Brandt, K.; Glemnitz, M., 2014. Assessing the regional impacts of increased energy maize cultivation on farmland birds. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (2): 679-697. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-013-3407-9>

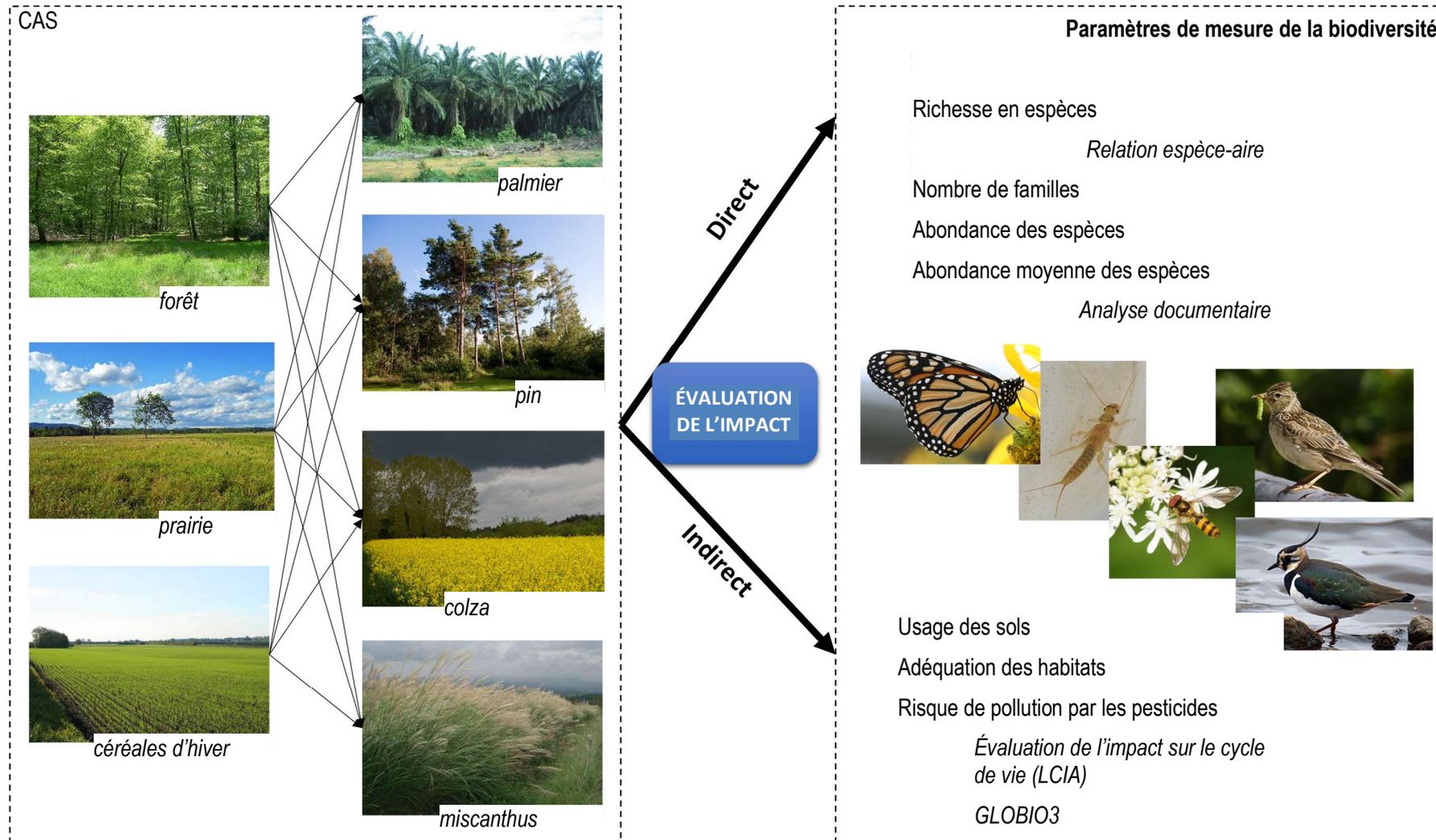
- Death, R.G.; Baillie, B.; Fransen, P., 2003. Effect of *Pinus radiata* logging on stream invertebrate communities in Hawke's bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37 (3): 507-520. <http://dx.doi.org/10.1080/00288330.2003.9517185>
- Einheuser, M.D.; Nejadhashemi, A.P.; Woznicki, S.A., 2013. Simulating stream health sensitivity to landscape changes due to bioenergy crops expansion. *Biomass & Bioenergy*, 58: 198-209. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.025>
- Engel, J.; Huth, A.; Frank, K., 2012. Bioenergy production and Skylark (*Alauda arvensis*) population abundance - a modelling approach for the analysis of land-use change impacts and conservation options. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (6): 713-727. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01170.x>
- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Houghton, A.J.; Bond, A.J.; Lovett, A.A.; Dockerty, T.; Sunnenberg, G.; Clark, S.J.; Bohan, D.A.; Sage, R.B.; Mallott, M.D.; Mallott, V.E.; Cunningham, M.D.; Riche, A.B.; Shield, I.F.; Finch, J.W.; Turner, M.M.; Karp, A., 2009. A novel, integrated approach to assessing social, economic and environmental implications of changing rural land-use: a case study of perennial biomass crops. *Journal of Applied Ecology*, 46 (2): 315-322. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01623.x>
- Helin, T.; Holma, A.; Soimakallio, S., 2014. Is land use impact assessment in LCA applicable for forest biomass value chains? Findings from comparison of use of Scandinavian wood, agro-biomass and peat for energy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4): 770-785. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0706-5>
- Lindborg, R.; Stenseke, M.; Cousins, S.A.O.; Bengtsson, J.; Berg, A.; Gustafsson, T.; Sjodin, N.E.; Eriksson, O., 2009. Investigating biodiversity trajectories using scenarios - Lessons from two contrasting agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 91 (2): 499-508. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.018>
- Louette, G.; Maes, D.; Alkemade, J.R.M.; Boitani, L.; de Knecht, B.; Eggers, J.; Falcucci, A.; Framstad, E.; Hagemeijer, W.; Hennekens, S.M.; Maiorano, L.; Nagy, S.; Serradilla, A.N.; Ozinga, W.A.; Schaminee, J.H.J.; Tsiaousi, V.; van Tol, S.; Delbaere, B., 2010. BioScore-Cost-effective assessment of policy impact on biodiversity. *Journal for Nature Conservation*, 18 (2): 142-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2009.08.002>
- Murdiyarso, D.; Van Noordwijk, M.; Wasrin, U.R.; Tomich, T.P.; Gillison, A.N., 2002. Environmental benefits and sustainable land-use options in the Jambi transect, Sumatra. *Journal of Vegetation Science*, 13 (3): 429-438. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02067.x>
- Stanley, D.A.; Stout, J.C., 2013. Quantifying the impacts of bioenergy crops on pollinating insect abundance and diversity: a field-scale evaluation reveals taxon-specific responses. *Journal of Applied Ecology*, 50 (2): 335-344. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12060>
- Villamor, G.B.; Le, Q.B.; Djanibekov, U.; van Noordwijk, M.; Vlek, P.L.G., 2014. Biodiversity in rubber agroforests, carbon emissions, and rural livelihoods: An agent-based model of land-use dynamics in lowland Sumatra. *Environmental Modelling & Software*, 61: 151-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.07.013>

Annexes

Tableau II-21. Description des études. Les cases vides indiquent qu'aucune information n'a été trouvée dans l'article

Références	Année de publication	Étude Localisation	Déterminants	Échelle	Nombre et types d'espèces de cultures énergétiques		Méthodes de mesure de la biodiversité
Alkemade <i>et al.</i>	2009	Toutes les régions du monde	Atténuation des changements climatiques via une politique énergétique Remplacement de la production de bois par des plantations gérées durablement	Continentale Mondiale		Bois	Abondance moyenne des espèces
Alvarenga <i>et al.</i>	2012	Brésil (Amazonie)	Production de bioéthanol pour répondre à une demande croissante	Région	1	Canne à sucre	LCIA life cycle impact assessment
Baral <i>et al.</i>	2013	Australie	Colonisation européenne au début des années 1850	Région	2	Pin Eucalyptus	Capacité relative de chaque usage et couverture des sols à offrir des habitats pour la flore et la faune, évaluée en fonction de la présence d'espèces menacées, de la taille des îlots et de la connectivité.
Brandt <i>et al.</i>	2014	Allemagne	Exploitation de cultures de biomasse pour l'approvisionnement énergétique	Exploitation	1	Maïs	Adéquation des habitats
Death <i>et al.</i>	2003	Nouvelle-Zélande		Bassins versants	1	Pin	Richesse spécifique, abondance, plusieurs indices de diversité
Einheuser <i>et al.</i>	2013	États-Unis	Demande de cultures de biocarburants dont les prix ne sont pas assez compétitifs par rapport à d'autres productions agricoles sur champs La demande et le prix des cultures de biocarburants sont plus élevés que toutes les autres productions agricoles	Bassin hydrographique	4	Canola Maïs Miscanthus Panic érigé	Adéquation de l'habitat estimée par l'index biotique de Hilsenhoff (HBI), index de l'intégrité biologique à l'échelle de la famille (Family IBI), et nombre de taxons d'Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (taxons EPT)
Engel <i>et al.</i>	2012	Allemagne	Exploitation de cultures de biomasse pour l'approvisionnement énergétique	Champ	1	Saule	
Garcia-Quijano <i>et al.</i>	2005	Belgique		Région	5	Association de chêne et de hêtre, Miscanthus, Pin, Peuplier	Richesse en espèces
Haughton <i>et al.</i>	2009	Royaume-Uni		Région	2	Miscanthus et saule	Abondance des alouettes, succès de reproduction, disponibilité de la nourriture et diversité de l'habitat
Helin <i>et al.</i>	2014	Scandinavie		pays	1	Phalaride	LCIA life cycle impact assessment
Lindborg <i>et al.</i>	2009	Suède	Exploitation de cultures de biomasse pour l'approvisionnement énergétique	Région		Les cultures bioénergétiques, par exemple taillis à rotation courte, les cultures énergétiques annuelles et les cultures permanentes.	Surface et nombre d'habitats adaptés, et le nombre de groupes d'habitats connectés.
Louette <i>et al.</i>	2010	Europe	Politique de cultures bioénergétiques de deuxième génération à grande échelle en Europe	pays	2	Saule et peuplier	Analyse de sensibilité aux changements d'affectation des sols
Murdiyarsa <i>et al.</i>	2002	Sumatra		Du champ à la région	1	Hévée	Richesse en espèces
Stanley & Stout	2013	Irlande		Champ	2	Colza et miscanthus	Abondance et diversité des espèces
Villamor <i>et al.</i>	2014	Sumatra	Plans de paiements pour des services écosystémiques (PSE) visant à soutenir l'agrosylviculture de l'hévée	Région	2	Hévée et palmier à huile	Relations aires-espèces

Figure II-47. Représentation synthétique des CAS et des paramètres de mesure de la biodiversité utilisés pour une évaluation directe ou indirecte, dans le corpus d'articles étudiés (voir le Tableau 21 pour plus de détails sur chaque étude)



7. Les impacts sur les ressources non renouvelables

Patrice Dumas (CIRAD)

7.1. Introduction

La question de la production de biomasse non alimentaire est fortement liée aux problématiques de diminution des ressources non renouvelables pour ce qui concerne la biomasse énergie, car la production de biomasse énergie peut se substituer aux combustibles fossiles pour la production de biocarburant ou de bioélectricité. D'autres ressources non renouvelables sont mobilisées dans la production agricole, en particulier le phosphore provenant de mines et utilisé comme fertilisant. Cependant peu d'études s'intéressent à cet impact, même si la fertilisation phosphorée est souvent, en pratique, prise en compte dans les analyses. L'utilisation de ressources non renouvelables est essentiellement liée à la phase agricole et à la phase de transformation de la biomasse énergie, et peu liée au CAS lui-même. Certains liens avec les CAS sont néanmoins envisageables, comme les dépenses directes liées au CAS lui-même, en particulier au développement des infrastructures, ou les changements dans les distances de transport des biens agricoles. L'étude de l'évolution de l'intensification agricole suite aux réorientations et l'utilisation de ressources fossiles correspondantes, soit directement, soit en lien avec la synthèse ou l'exploitation minière de fertilisants, pourrait également être pertinente. Un angle d'analyse de la littérature sélectionnée est la prise en compte de ces consommations spécifiques liées aux CAS.

L'impact de la production de biomasse énergie sur les ressources non renouvelables a suscité des synthèses de la littérature, plutôt centrées sur l'efficacité de la production de biomasse énergie en terme de substitution (Bureau *et al.*, 2010 ; Djomo *et al.*, 2011). Cependant, le CAS n'est pas analysé dans ces revues car, bien qu'il soit considéré comme important pour l'évaluation des émissions de GES, le CAS semblait trop incertain à l'époque de la publication d'une des revues (Bureau *et al.*, 2010), ou parce qu'il était très peu présent dans les évaluations, étant analysé dans 2 articles sur les 26 sélectionnées dans la seconde revue (Djomo *et al.*, 2011). Il est intéressant d'analyser ce que contiennent des articles plus récents sélectionnés sur la présence de CAS, et comment ils se comparent à ces études focalisées sur les ressources non renouvelables.

L'objectif de la présente revue est plus généralement d'analyser la littérature sur la production de biomasse non alimentaire qui prend en compte les CAS et traite de l'impact sur les ressources non renouvelables. Il s'agit de caractériser les études en termes de couverture géographique, de type de réorientation, de culture et de production non alimentaire, d'analyser les CAS étudiés, les impacts sur les ressources non renouvelables et les liens avec les autres impacts, en particulier les émissions de GES. Cette analyse se focalise sur les ressources non renouvelables, mais, parce qu'elle correspond au même corpus et suit la même méthodologie, elle peut aussi être facilement comparée avec les autres analyses du rapport se concentrant également sur les réorientations vers des productions non alimentaires et le CAS, mais avec un focus sur les autres impacts environnementaux, émissions de GES, qualité des sols, diverses pollutions, biodiversité et eau.

Vingt-huit articles traitent de l'épuisement des ressources non renouvelables (sur un total de 241). Un seul article traite de l'épuisement du phosphore, tous les autres ont pour objet l'épuisement des ressources fossiles utilisées pour la production d'énergie et la chimie organique. Les articles ont été publiés à partir de 2010, avec 5 ou 6 articles par an à partir de 2011.

Le seul article traitant de l'épuisement du phosphore décrit, sur 50 ans, des évolutions de l'usage des sols en Argentine, sans considérer explicitement de réorientation vers la production de biomasse non alimentaire. Il n'a néanmoins pas été retiré du corpus, étant le seul article à traiter de cet aspect. Des méthodes statistiques sont utilisées pour arriver à la conclusion que l'intensification a provoqué une perte de matière organique des sols, d'azote et de phosphore, et un impact négatif sur les habitats. Toutefois, en raison de l'évolution des pratiques de travail du sol (labour réduit et non labour), l'érosion est aujourd'hui inférieure à celle du milieu du 20^e siècle (Viglizzo *et al.*, 2011).

7.2. Situations étudiées

Localisations, types de biomasse et usages finaux

L'Europe est fortement représentée dans ce corpus avec 11 références, l'Amérique également avec 6 références pour le Brésil, 5 pour les USA, 2 pour l'Argentine, 1 pour le Mexique. L'Australie, la Chine, et le Vietnam sont également représentés. L'Afrique n'est pas représentée dans le corpus, et l'Asie l'est très peu alors que ce continent pèse beaucoup, tant au niveau économique, démographique qu'agricole.

Comme le montre la Figure II-48, un quart des articles ne mentionne pas le niveau de résolution des études. Lorsqu'il est mentionné, il s'agit d'échelles fines (exploitation, parcelle, plantation) pour 6 articles, d'échelles intermédiaires (provinces, régions) pour 5 études, du pays pour 8 études et du continent pour une étude. Comme les études utilisent l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), les différences d'échelle ne sont pas forcément discriminantes, les études portant *in fine* souvent sur une filière.

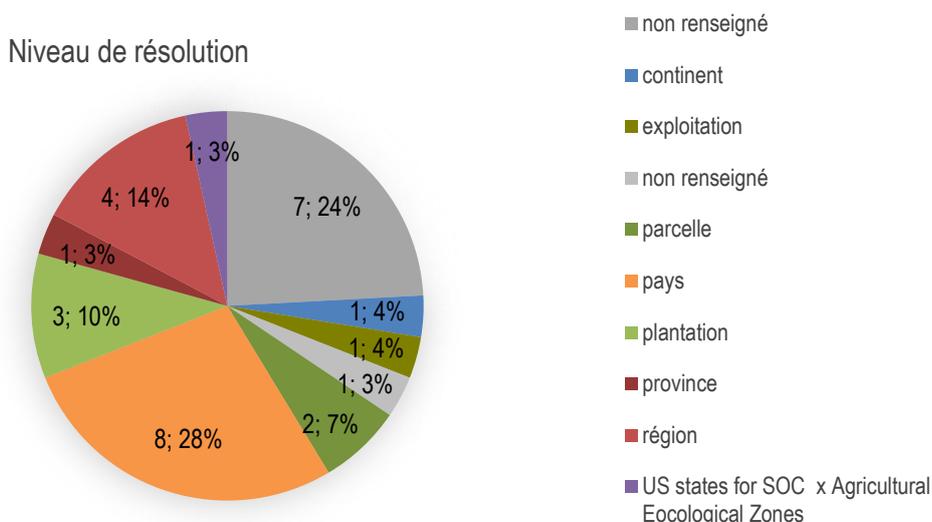


Figure II-48. Répartition des études en fonction du niveau de résolution

Les sources de biomasse issues des réorientations sont partagées entre cultures à grains récoltés et plantes entières, bois et résidus. Les produits finaux (Figure II-49) sont également variés, avec des biocarburants 1G et 2G, de l'électricité, de la chaleur et des produits pour l'industrie, ces derniers étant un peu moins représentés et provenant à la fois de résidus et de grains. La diversité des produits est bien entendue corrélée à celle des sources de biomasse : les biocarburants 1G proviennent des grains tandis que les résidus, plantes entières et bois permettent de produire de l'électricité et des biocarburants 2G.

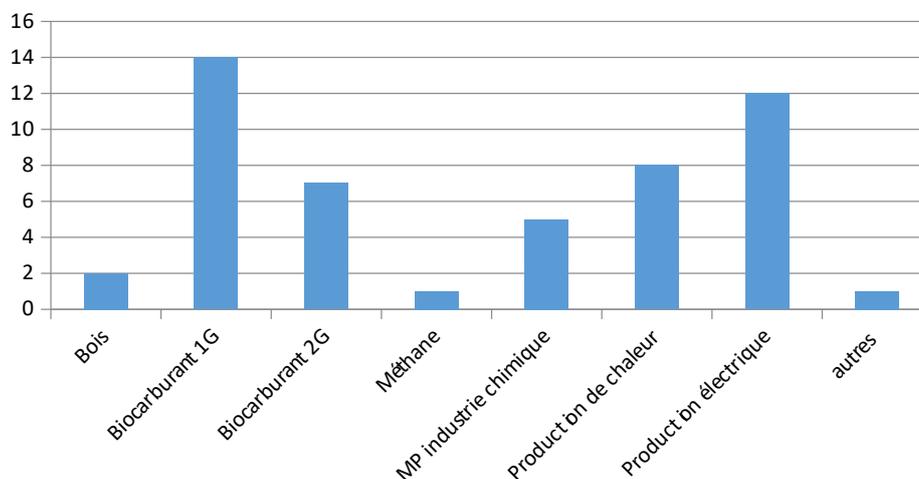


Figure II-49. Répartition des études pour le type de produit

Le lien avec les politiques publiques est cité dans 15 études sur 27. Pour 6 de ces 15 études, il est considéré que les réorientations sont motivées par des politiques publiques.

Quatre références utilisent une modélisation économique pour déterminer le type et l'ampleur des réorientations, en général le modèle Global Trade Analysis Project (GTAP), qui est un modèle d'équilibre général multi-régional et multi-secteur. Les données mobilisées pour quantifier ces réorientations sont diverses : références bibliographiques (13 études), dires d'experts (10 références), ou données (11 références).

Changements d'affectation des sols

Les changements directs d'usage des sols étudiés sont présentés dans le Tableau II-23. Ces conversions correspondent aux sources de biomasse décrites dans les réorientations, avec des conversions en cultures arables (grains, 1G) et en cultures pérennes (autres réorientations). Les conversions en cultures arables proviennent de forêts ou de prairies dans la même proportion. Il y a de nombreuses réorientations (utilisation alimentaire vers utilisation énergétique, par exemple) sans changement d'usage des sols pour les cultures arables, ce qui devrait traduire l'existence de CAS indirects induits par ces orientations, mais sans CAS direct. Les cultures pérennes proviennent majoritairement de prairies (11 cas), de cultures arables (9 cas) mais également de forêts (5 cas) ; il existe un cas de transformation de zone humide.

Tableau II-23. Changements d'usage des sols directs

Avant	Après	Forêt	Culture arable	Prairie	Zone humide	Zone artificielle	Culture pérenne
Forêt		0	4	0	0	1	5
Culture arable		1	0	1	0	1	9
Prairie		1	5	0	0	1	11
Zone humide		0	0	0	0	0	1
Zone artificielle		0	0	0	0	0	0
Culture pérenne		0	1	0	0	1	0

Les changements indirects d'usages des sols sont moins souvent renseignés, et concernent majoritairement les transitions de forêt en cultures arables, et de prairie en cultures arables (Tableau II-24). Cette faible présence de CAS indirects recouvre en fait différents cas. Pour quatre études, il n'y a pas de CASi considéré bien que ces études concernent le remplacement de cultures arables (Cavalett *et al.*, 2013 ; Malca *et al.*, 2012 ; Panichelli *et al.*, 2009 ; Liu *et al.*, 2013). Ensuite, dans un certain nombre de scénarios des résidus de culture sont employés, qui n'utilisent pas de sols par hypothèse. Enfin, et en particulier pour la biomasse lignocellulosique, souvent seuls les changements directs sont considérés, les productions remplaçant des terres non cultivées, prairie, forêt, terres marginales, ainsi que, pour des cas particuliers, des terres en déprise, polluées ou salées. Le CAS indirect lié au remplacement de prairies n'est quasiment jamais analysé. Si ces prairies étaient utilisées pour l'élevage de ruminants, il faudrait prendre en compte le déplacement du prélèvement d'herbe ; l'absence de prise en compte du changement indirect pourrait ainsi correspondre implicitement à une hypothèse de prairies naturelles non pâturées. Dans aucune des études un usage alternatif agricole des terres remplacées en CAS direct n'est considéré, par exemple, afforestation sur les prairies, utilisation des terres marginales pour le bétail, ce qui est cohérent avec le focus sur les réorientations pour la biomasse énergie. Dans 5 études, le CAS indirect est déterminé au niveau mondial, sinon il est majoritairement localisé en Amérique du Sud. Le CAS indirect est associé pour 3 références à l'utilisation d'un modèle économique, et sinon aux ACV conséquentielles.

Tableau II-24. Changements d'usage des sols indirects

Avant	Après	Forêt	Culture arable	Prairie	Zone humide	Zone artificielle	Culture Pérenne
Forêt		0	4	2	0	0	2
Culture arable		1	1	1	0	0	0
Prairie		0	4	1	0	0	2
Zone humide		0	0	0	0	0	1
Zone artificielle		0	0	0	0	0	0
Culture pérenne		0	0	0	0	0	0

Les données utilisées pour quantifier les CAS sont majoritairement tirées de la littérature (20 études), mais également de données d'occupation des sols (8 études), de dires d'experts (7 études) et d'une diversité d'autres sources utilisées dans 11 études. La plupart des études utilisent au moins deux sources de données. Les méthodologies utilisées pour quantifier les CAS sont essentiellement des calculs simples. Il est à noter que cette recension de types de méthode pour analyser le CAS est plus ciblée sur les CAS directs, car on a vu ci-dessus que les CAS indirects pouvaient aussi être analysés avec des modèles économiques (3 études).

7.3. Impact des changements d'usage sur l'épuisement des ressources fossiles et sur d'autres impacts environnementaux

Les méthodes utilisées dans les études considérées sont basées sur l'ACV, en général complétées par diverses méthodologies pour quantifier les impacts, en particulier des « process based model » qui sont en particulier utilisés pour l'évaluation de l'évolution du carbone du sol (CENTURY, méthode IPCC). Au niveau de l'épuisement des ressources fossiles, on a systématiquement une diminution de cet épuisement, lorsque de l'énergie est produite et que la substitution des combustibles fossiles est prise en compte, ou que des bioplastiques se substituent à des plastiques produits à partir de ressources fossiles. Une étude s'arrête à la phase agricole et ne considère pas de substitution : il y a alors, logiquement, un épuisement plus important des ressources fossiles. Il aurait été intéressant d'avoir une quantification des ressources non renouvelables impliquées dans les CAS, par exemple des ressources fossiles nécessaires à la mise en place des infrastructures permettant l'exploitation agricole de terres marginales, ou encore des conséquences des changements de localisation des productions sur la consommation de carburant utilisé dans le transport des biens agricoles, mais aucune étude ne conduit cette évaluation. La littérature ACV montre un impact plutôt faible du transport sur la consommation de ressources non renouvelables, ce qui pourrait expliquer pourquoi les questions de changement de localisation ne sont pas beaucoup étudiées.

Peu d'études comparent la consommation de ressources fossiles des biocarburants de première et seconde génération. On peut cependant noter que pour les carburants l'éthanol de maïs requiert une quantité importante de ressources fossiles pour sa production tandis que la canne à sucre, grâce à son coproduit ligno-cellulosique, la bagasse, en demandent nettement moins (Garcia *et al.*, 2011) – de même que le « switchgrass », une culture ligno-cellulosique pérenne (panic érigé) (Wang *et al.*, 2011). Ces conclusions sont cohérentes avec Djomo *et al.* (2011) qui trouve aussi, sur 6 études qui les reportent, une substitution nette pour la production de bioélectricité à partir de saule et de peuplier. Par contre Bureau *et al.* (2010), qui ne traite que des biocarburants première génération, identifie des situations moins favorables avec des besoins nets en énergie pour certaines études décrivant des filières biocarburant à base de soja, tournesol et même, pour quelques références, de maïs. Cette différence ne peut pas être facilement analysée car les deux corpus sont disjoints. On peut tout de même avancer deux raisons pour ces différences. Tout d'abord, des différences dans les années, la synthèse bibliographique étant faite l'année de la première référence du corpus sélectionnés. Du progrès technique ou des substitutions pourraient avoir permis une amélioration de l'efficacité de la biomasse énergie en terme d'utilisation de ressources fossiles (Wang *et al.*, 2011). Une autre explication serait un possible biais de sélection des cas d'études. En effet, les études prenant en compte le CAS sont très majoritairement focalisées sur l'évaluation des émissions GES, il est possible qu'elles se restreignent, pour être pertinentes, aux filières dans lesquelles les émissions de GES sont réduites tant que l'on ne prend pas en compte les CAS.

Les émissions de gaz à effet de serre (GES) sont systématiquement étudiées, et on a majoritairement des baisses d'émissions de GES par rapport à une référence fossile quand il y a substitution d'énergie fossile ou synthèse de bioplastiques, mais ce n'est pas général. Lorsqu'il y a substitution des énergies fossiles, comme décrit ci-dessus, tous les scénarios sont associés à une diminution des ressources fossiles consommées. Les émissions associées à la combustion des ressources fossiles diminuent également, les différences au niveau de la composition en carbone des différents combustibles étant peu importantes. Si les émissions de GES dépassent celles de l'énergie fossile, c'est nécessairement parce qu'il y a également des émissions hors consommation énergétique, ici des émissions de carbone liées aux CAS. L'effet sur le carbone stocké dans le sol et la biomasse peut en effet être important, dans un sens comme dans l'autre. Ainsi, le remplacement des forêts par des cultures est associé à des émissions importantes (Dunn *et al.*, 2013 ; Reinhard *et al.*, 2011), tandis que le remplacement de prairies par du miscanthus ou des palmeraies donne lieu à un stockage de carbone (Souza *et al.*, 2012 ; Brandao *et al.*, 2011 ; Delivand *et al.*, 2013). Le Chapitre 4 étudie en détail, et sur un bien plus grand nombre de références (162 articles),

CAS et émissions de GES utilisant les mêmes méthodes de sélection de corpus. Une méta-analyse sur ce sujet (Partie III du rapport) permet d'aller plus loin sur l'explicitation des déterminants des émissions de GES. Ici on se bornera à donner quelques éléments sur les émissions de GES, uniquement sur les 28 articles sélectionnés. Au final, les secondes générations émettent très souvent moins que la référence fossile, en particulier lorsque l'on a des hypothèses de remplacement d'écosystèmes pauvre en carbone au niveau du CAS direct et pas de CAS indirect. Lorsqu'il y a du CAS sur de la seconde génération, les émissions peuvent être plus importantes que la référence fossile, comme c'est le cas dans une référence (Tonini *et al.*, 2012). Les biocarburants de première génération, lorsque les changements d'usage des sols sont pris en compte, peuvent émettre plus que la référence fossile, même s'il y a une tendance à avoir plutôt des réductions d'émissions dans les articles sélectionnés. Les études qui discutent leur choix d'hypothèses (Wang *et al.*, 2011) ou font des analyses de sensibilité sur le changement d'usage des sols et les émissions associées montrent que cet élément du bilan est très incertain et peut donc être déterminant (Brandao *et al.*, 2011 ; Reinhard *et al.*, 2011). Les émissions de N₂O de la phase agricole sont également incertaines et une source de GES importante pour la phase agricole. Le choix d'allocation des coproduits peut également être important (Benoist *et al.*, 2012). Cependant, on ne peut pas imputer le dépassement des émissions de la référence à une cause unique, toutes les contributions jouant un rôle.

On retrouve assez souvent les méthodes d'impact classiques de la littérature ACV (CML, Impact 2002+), mais également des calculs simples (5 études), et des modèles de processus biophysiques, en particulier pour le sol (4 études). On obtient un recouvrement avec les impacts sur le sol (teneur en carbone, en matière organique) dans plus de 13 références sur 28, également eutrophisation pour 12 référence, acidification pour 11, la pollution est également présente dans 9 études, les impacts sur la santé humaine dans 7 études.

Dans les articles analysés, 162 articles traitent des émissions de GES. Une grande partie de ces articles pourraient également reporter explicitement les combustibles fossiles utilisés, ainsi que le phosphore consommé. Ce n'est pas le cas, ce qui a tendance à suggérer que, lorsque le CAS est pris en compte, le focus est plutôt sur les émissions de GES. La lecture des études conforte en général cette impression. Cette littérature est en effet marquée par le besoin d'expansion du système au-delà du premier maillon de la chaîne vers les impacts, en particulier par la prise en compte du CAS dans les émissions de GES associées aux usages non alimentaires de la biomasse, l'évaluation de l'épuisement des ressources non renouvelable est plutôt un produit collatéral de cette analyse. Ce positionnement est cohérent avec l'absence d'évaluation des consommations de ressources non renouvelables liées aux CAS.

Il est à noter que les limites des systèmes sont souvent différentes, en particulier au niveau de la prise en compte du CAS indirect, mais pas uniquement, ainsi que les choix d'imputation des coproduits, d'amortissement pour les CAS et d'autres choix méthodologiques. Il n'est donc pas forcément aisé d'avoir des conclusions concernant plusieurs études en regardant uniquement les évolutions reportées dans ces études, et ce même si l'ACV est toujours utilisée.

7.4. Conclusion

Les études, sélectionnées avec un objectif d'exhaustivité, s'intéressant aux impacts sur les ressources non renouvelables de changements d'affectation des sols et de réorientations des systèmes agricoles vers la production de biomasse non alimentaire utilisent toujours l'ACV et rapportent également des émissions de GES. Elles concernent surtout l'Europe et l'Amérique, mais sont diversifiées au niveau des sources de biomasse et produits, avec une représentation des biocarburants de première et deuxième générations, de la production d'électricité, de bioplastiques et de produits pour la chimie et de chaleur, ainsi que des CAS directs divers. De nombreux articles traitant des émissions de GES auraient pu rapporter les impacts en terme de ressources non renouvelables, cependant il est vraisemblable que le focus des études prenant en compte le CAS est plutôt sur les émissions de GES, l'impact sur les ressources non renouvelables étant un résultat collatéral de l'analyse. On trouve ainsi peu de recouvrement entre les références sélectionnées et deux synthèses bibliographiques n'ayant pas de critère de sélection sur le CAS (Bureau *et al.*, 2010 ; Djomo *et al.*, 2011). Les résultats sont différents sur les filières de première génération, avec moins de ressources fossiles utilisées lorsque la sélection requiert une analyse des CAS.

On peut aussi noter que l'impact du CAS sur les ressources non renouvelables n'est jamais évalué. Le développement d'infrastructures pour les CAS, les changements dans les distances de transport des biens

agricoles, les changements d'intensification associés aux CAS pourraient être le sujet d'études futures analysant également ces questions. Ce genre d'approche pourrait permettre de donner des éléments sur la question controversée de l'impact environnemental de la relocalisation des consommations sur l'épuisement des ressources fossiles.

Les résultats concluent systématiquement à une diminution de l'épuisement des ressources fossiles lorsque l'énergie produite est substituée aux énergies fossiles ou lorsque les bioplastiques sont substitués aux plastiques produits avec des ressources fossiles. En général, les émissions de GES baissent par rapport à la référence fossile, mais ce n'est pas systématique car les émissions liées aux CAS s'ajoutent aux émissions d'énergies fossiles utilisées pour la production, et les émissions totales peuvent être plus importantes que la référence fossile malgré la diminution de la consommation d'énergie fossile. Il est à noter que dans les articles sélectionnés, les filières dites de première génération utilisant des grains ou des sucres ont tendance à émettre plus de GES que les secondes générations utilisant de la biomasse ligno-cellulosique, et peuvent, en fonction des cultures considérées et des procédés de transformation, consommer plus de ressources fossiles. La comparaison n'est pas facile, cependant, car seules deux études comparent directement les deux filières.

Les méthodes utilisées pour estimer les impacts sont souvent les méthodes associées aux ACV, permettant un recouvrement relativement important avec les impacts de diverses pollutions, parfois complétées par des modèles spécifiques, par exemples des modèles de processus biophysiques pour le sol, ou des modèles économiques pour la détermination des CAS indirects. Malgré l'utilisation généralisée de l'ACV, les choix de modélisation ne sont pas forcément homogènes. En particulier, le CAS indirect n'est pas considéré dans quatre études malgré le remplacement de cultures arables, n'est quasiment jamais pris en compte lorsque des prairies sont remplacées, et trois articles utilisent des hypothèses très particulières, terres en déprise, polluées ou salées pour le CAS direct. Il semble donc assez difficile de comparer les résultats des différentes études en raison de ces biais méthodologiques, en particulier pour l'évaluation des émissions de GES. Le manque de diversité au niveau des méthodes utilisées laisse également penser que les biais méthodologiques liés à l'utilisation de l'ACV ne sont pas contrebalancés dans l'échantillon bibliographique obtenu. Les ACV, en particulier parce qu'elles sont statiques et sont centrées sur une filière, ne prennent pas en compte de façon satisfaisante un certain nombre d'éléments, comme la possibilité de remplacement par d'autres systèmes qui seraient construits à partir d'une maximisation de leur opportunité économique ou environnementale, des possibles difficultés d'approvisionnement, les progrès techniques et changements techniques induits par les variations de prix ou encore les changements dans le contenu carbone et énergétique des références fossiles. Tous ces éléments pourraient jouer dans l'évaluation de l'épuisement des ressources fossiles.

Références bibliographiques

• Références citées dans le texte du chapitre

- Benoist, A.; Dron, D.; Zoughaib, A., 2012. Origins of the debate on the life-cycle greenhouse gas emissions and energy consumption of first-generation biofuels - A sensitivity analysis approach. *Biomass & Bioenergy*, 40: 133-142. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.011>
- Brandao, M.; Milà i Canals, L.; Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2323-2336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.019>
- Bureau, J.C.; Disdier, A.C.; Gauroy, C.; Treguer, D., 2010. A quantitative assessment of the determinants of the net energy value of biofuels. *Energy Policy*, 38 (5): 2282-2290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2009.11.089>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Delivand, M.K.; Gnansounou, E., 2013. Life cycle environmental impacts of a prospective palm-based biorefinery in Para State-Brazil. *Bioresour. Technol.*, 150: 438-446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.100>
- Djomo, S.N.; El Kasmioui, O.; Ceulemans, R., 2011. Energy and greenhouse gas balance of bioenergy production from poplar and willow: a review. *Global Change Biology Bioenergy*, 3 (3): 181-197. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01073.x>
- Dunn, J.B.; Mueller, S.; Kwon, H.Y.; Wang, M.Q., 2013. Land-use change and greenhouse gas emissions from corn and cellulosic ethanol. *Biotechnology for Biofuels*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-6-51>

- Garcia, C.A.; Fuentes, A.; Hennecke, A.; Riegelhaupt, E.; Manzini, F.; Masera, O., 2011. Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88 (6): 2088-2097. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- Liu, L.; Zhuang, D.F.; Jiang, D.; Fu, J.Y., 2013. Assessment of the biomass energy potentials and environmental benefits of *Jatropha curcas* L. in Southwest China. *Biomass & Bioenergy*, 56: 342-350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.030>
- Malca, J.; Freire, F., 2012. Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of wheat-based bioethanol. *Energy*, 45 (1): 519-527. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.070>
- Panichelli, L.; Dauriat, A.; Gnansounou, E., 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (2): 144-159. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>
- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Souza, S.P.; de Avila, M.T.; Pacca, S., 2012. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. *Biomass & Bioenergy*, 44: 70-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.04.018>
- Tonini, D.; Hamelin, L.; Wenzel, H.; Astrup, T., 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environmental Science & Technology*, 46 (24): 13521-13530. <http://dx.doi.org/10.1021/es3024435>
- Viglizzo, E.F.; Frank, F.C.; Carreno, L.V.; Jobbagy, E.G.; Pereyra, H.; Clatt, J.; Pincen, D.; Ricard, M.F., 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17 (2): 959-973. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Wang, M.Q.; Han, J.; Haq, Z.; Tyner, W.E.; Wu, M.; Elgowainy, A., 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes. *Biomass & Bioenergy*, 35 (5): 1885-1896. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.028>

• Références du sous-corpus « biomasse non alimentaire » traitant des impacts sur les ressources non renouvelables

- Alvarenga, R.A.F.; Dewulf, J.; De Meester, S.; Wathélet, A.; Villers, J.; Thommeret, R.; Hruska, Z., 2013. Life cycle assessment of bioethanol-based PVC. Part 2: Consequential approach. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 7 (4): 396-405. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1398>
- Brandao, M.; Milà i Canals, L.; Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2323-2336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.10.019>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Cocco, D.; Deligios, P.A.; Ledda, L.; Sulas, L.; Viridis, A.; Carboni, G., 2014. LCA Study of Oleaginous Bioenergy Chains in a Mediterranean Environment. *Energies*, 7 (10): 6258-6281. <http://dx.doi.org/10.3390/en7106258>
- Delivand, M.K.; Gnansounou, E., 2013. Life cycle environmental impacts of a prospective palm-based biorefinery in Para State-Brazil. *Bioresource Technology*, 150: 438-446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.100>
- Dunn, J.B.; Mueller, S.; Kwon, H.Y.; Wang, M.Q., 2013. Land-use change and greenhouse gas emissions from corn and cellulosic ethanol. *Biotechnology for Biofuels*, 6. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-6-51>
- Falano, T.; Jeswani, H.K.; Azapagic, A., 2014. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. *Biotechnology Journal*, 9 (6): 753-765. <http://dx.doi.org/10.1002/biot.201300246>
- Fiorentino, G.; Ripa, M.; Mellino, S.; Fahd, S.; Ulgiati, S., 2014. Life cycle assessment of Brassica carinata biomass conversion to bioenergy and platform chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 66: 174-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.043>
- Garcia, C.A.; Fuentes, A.; Hennecke, A.; Riegelhaupt, E.; Manzini, F.; Masera, O., 2011. Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88 (6): 2088-2097. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- Garcia-Quijano, J.F.; Deckmyn, G.; Moons, E.; Proost, S.; Ceulemans, R.; Muys, B., 2005. An integrated decision support framework for the prediction and evaluation of efficiency, environmental impact and total social cost of domestic and international forestry projects for greenhouse gas mitigation: description and case studies. *Forest Ecology and Management*, 207 (1-2): 245-262. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.030>
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Krohn, B.J.; Fripp, M., 2012. A life cycle assessment of biodiesel derived from the "niche filling" energy crop camelina in the USA. *Applied Energy*, 92: 92-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.10.025>
- Le, L.T.; van Ierland, E.C.; Zhu, X.Q.; Wesseler, J., 2013. Energy and greenhouse gas balances of cassava-based ethanol. *Biomass & Bioenergy*, 51: 125-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.011>

- Liptow, C.; Tillman, A.M., 2012. A Comparative Life Cycle Assessment Study of Polyethylene Based on Sugarcane and Crude Oil. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 420-435. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00405.x>
- Liu, L.; Zhuang, D.F.; Jiang, D.; Fu, J.Y., 2013. Assessment of the biomass energy potentials and environmental benefits of *Jatropha curcas* L. in Southwest China. *Biomass & Bioenergy*, 56: 342-350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.030>
- Malca, J.; Freire, F., 2012. Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of wheat-based bioethanol. *Energy*, 45 (1): 519-527. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.070>
- Panichelli, L.; Dauriat, A.; Gnansounou, E., 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (2): 144-159. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>
- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Souza, S.P.; de Avila, M.T.; Pacca, S., 2012. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. *Biomass & Bioenergy*, 44: 70-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.04.018>
- Spatari, S.; MacLean, H.L., 2010. Characterizing Model Uncertainties in the Life Cycle of Lignocellulose-Based Ethanol Fuels. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8773-8780. <http://dx.doi.org/10.1021/es102091a>
- Tonini, D.; Hamelin, L.; Wenzel, H.; Astrup, T., 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environmental Science & Technology*, 46 (24): 13521-13530. <http://dx.doi.org/10.1021/es3024435>
- Turconi, R.; Tonini, D.; Nielsen, C.F.B.; Simonsen, C.G.; Astrup, T., 2014. Environmental impacts of future low-carbon electricity systems: Detailed life cycle assessment of a Danish case study. *Applied Energy*, 132: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.06.078>
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petruzzi, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- Viglizzo, E.F.; Frank, F.C.; Carreno, L.V.; Jobbagy, E.G.; Pereyra, H.; Clatt, J.; Pincen, D.; Ricard, M.F., 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17 (2): 959-973. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Wang, M.; Han, J.; Dunn, J.B.; Cai, H.; Elgowainy, A., 2012. Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use. *Environmental Research Letters*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045905>
- Wang, M.Q.; Han, J.; Haq, Z.; Tyner, W.E.; Wu, M.; Elgowainy, A., 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes. *Biomass & Bioenergy*, 35 (5): 1885-1896. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.028>
- Yu, Y.; Wu, H.W., 2010. Bioslurry as a Fuel. 2. Life-Cycle Energy and Carbon Footprints of Bioslurry Fuels from Mallee Biomass in Western Australia. *Energy & Fuels*, 24: 5660-5668. <http://dx.doi.org/10.1021/ef100957a>

8. Conclusion : cartographie des données relatives à l'impact environnemental du changement d'affectation des sols pour la production de biomasse non alimentaire

David Makowski (INRA)

8.1. Introduction

De nombreux produits issus de biomasse peuvent être utilisés comme source d'énergie renouvelable (Laurent *et al.*, 2015). Des centaines voire des milliers d'études ont été publiées afin d'évaluer les impacts environnementaux des changements d'affectation des sols induits par la production de biomasse (Fargione *et al.*, 2008 ; López-Bellido *et al.*, 2014 ; Mueller *et al.*, 2008 ; Robertson *et al.*, 2008). Ces études diffèrent sur plusieurs aspects, notamment sur leur localisation géographique, sur la nature de la biomasse produite, sur le type d'énergie produite à partir de la biomasse (chauffage, électricité, biocarburants), sur les types de changements d'affectation des sols (ex. : déforestation, remplacement de pâturages par des cultures arables) et sur les impacts environnementaux évalués (ex. : émissions de gaz à effet de serre, matière organique des sols) (Berndes *et al.*, 2013 ; Cherubini *et al.*, 2009 ; Crutzen *et al.*, 2007 ; Rowe *et al.*, 2009).

En raison du grand nombre d'études portant sur ce sujet, il est difficile d'identifier rapidement les domaines bien étudiés ou de mettre en évidence des lacunes importantes dans les connaissances. Sans l'aide des méthodes formelles de synthèse de la recherche, il n'est donc pas facile de déterminer quels types d'énergie ont été les plus fréquemment étudiés, quelles zones géographiques ont été considérées et quels types d'impacts environnementaux ont été évalués dans les ressources documentaires. Notre incapacité à produire un aperçu synthétique des connaissances existantes a des conséquences importantes. Sans une représentation claire de ce qui est connu et inconnu, il est difficile d'orienter les priorités de la recherche, et également de soutenir la prise de décision sur une base objective (McKinnon *et al.*, 2015).

Lorsqu'un sujet scientifique semble controversé, il est crucial de fournir aux parties prenantes une description fiable des données existantes. Plusieurs méthodes de synthèse des connaissances sont aujourd'hui fréquemment utilisées pour examiner les données publiées dans des revues scientifiques. Parmi ces méthodes, les deux plus utilisées sont probablement la revue systématique et la méta-analyse (Chalmers *et al.*, 2002). La première vise à recueillir et à évaluer toutes les études pertinentes portant sur un sujet prédéterminé, tandis que la seconde résume quantitativement un grand nombre d'études à l'aide de méthodes statistiques.

Bien que très utiles, ces deux approches ne permettent pas toujours d'obtenir un aperçu des domaines qui ont été le plus étudiés et ceux qui ont été rarement ou jamais explorés. La cartographie des données est une méthode récente pour la synthèse d'études scientifiques (Miake-Lye *et al.*, 2016). Son objectif est de réaliser « une recherche systématique d'un vaste domaine permettant d'identifier les lacunes dans les connaissances et/ou les besoins de recherche futurs, et présentant les résultats sous une forme facile à appréhender, souvent un schéma ou un graphique, ou sous forme de base de données consultable » (Miake-Lye *et al.*, 2016). Dans un article récent, McKinnon *et al.* (2015) ont recommandé aux scientifiques et aux parties prenantes d'utiliser la cartographie des données sur des sujets essentiels au développement durable, tels que les énergies renouvelables. L'objectif du présent chapitre est d'appliquer la cartographie des données à un vaste ensemble d'études évaluant les impacts environnementaux du changement d'affectation des sols pour la production de biomasse.

8.2. Méthode

Analyse systématique et sélection des études

Une recherche documentaire systématique a été réalisée à l'aide du Web of Science et de la base de données du Center for Agricultural Bioscience (05/02/2015) selon la procédure décrite dans l'Introduction de ce rapport. Le nombre d'articles était de 5 730. Cet ensemble de documents a été examiné *via* une méthode d'analyse textuelle (CorText, www.cortext.net). Les résultats ont permis de définir huit sous-ensembles différents, comme expliqué en détails dans la Partie I du rapport. Les titres et les résumés des références incluses dans le sous-ensemble

portant sur la production de biomasse (1 785 articles) ont été lus par plusieurs experts. Tous les articles n'ayant pas évalué les impacts environnementaux des changements d'affectation des sols induits par la production de biomasse ont été supprimés, et 614 publications ont été sélectionnées à ce stade. Les textes intégraux des 614 articles ont été lus par plusieurs experts. Suite à cette lecture approfondie, 241 articles ont finalement été sélectionnés. Plusieurs éléments clés de ces articles ont été extraits et placés dans un fichier xls comme expliqué dans l'Introduction du rapport. Ce fichier a ensuite été utilisé pour réaliser les cartographies de données.

Cartographie des données

Les études portaient sur sept types d'utilisation de la biomasse (bois, biocarburants de première génération, biocarburants de deuxième génération, méthane, industrie chimique, production de chaleur, production d'électricité) et sur huit types d'impacts environnementaux (sols, eau, air, biodiversité, santé de l'homme, climat, ressources non renouvelables, production et élimination des déchets). Les différentes combinaisons d'utilisations de la biomasse et d'impacts environnementaux ont permis d'obtenir 56 catégories d'étude. Le nombre d'études correspondant à chaque catégorie (combinaison utilisation de la biomasse x impact) a été calculé. Ces chiffres ont ensuite été présentés dans un tableau de contingence graphique.

Des cartographies de données ont été produites pour les six combinaisons utilisation de la biomasse x impact les plus fréquemment étudiées. Chaque cartographie de données a été réalisée en assemblant trois composantes ; (i) le tableau de contingence décrit ci-dessus, (ii) un histogramme illustrant le nombre d'articles évaluant les impacts environnementaux de la production de biomasse selon plusieurs critères, et (iii) une carte géographique indiquant le nombre d'études par pays. Chaque cartographie comprend également trois textes brefs présentant les principales conclusions. Cette structure est très similaire à la présentation décrite dans l'article de McKinnon *et al.* (2015).

Les cartographies de données ont été produites à l'aide du logiciel R (<https://cran.r-project.org/>). Le tableau de contingence a été présenté sous forme graphique à l'aide de la fonction `levelplot` du package R `lattice`. Les histogrammes ont été réalisés avec la fonction `barplot`. Les cartes géographiques ont été dressées à l'aide des fonctions `joinCountryData2Map` et `mapCountryData` du package R `rworldmap`. Les principales lignes de codes R utilisées pour générer les cartographies de données figurent en Annexe A.

8.3. Discussion des résultats

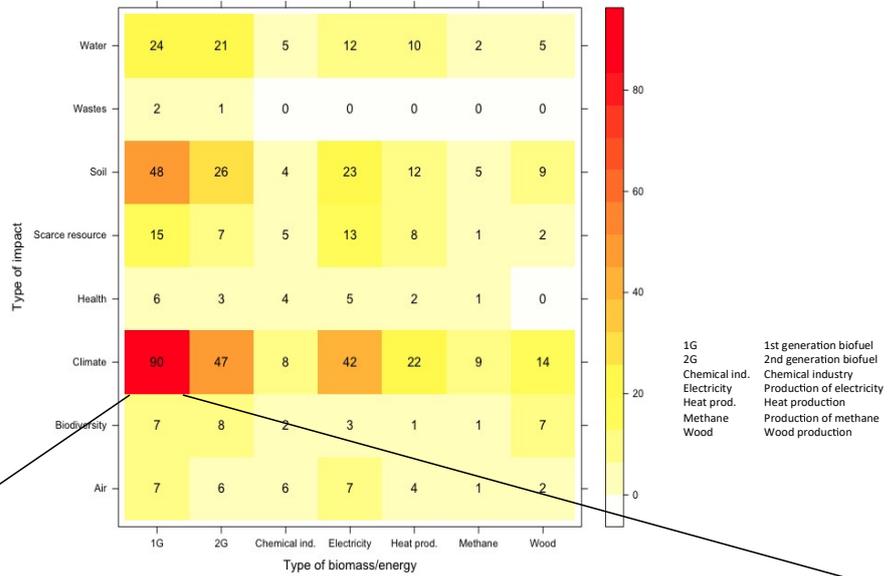
Parmi les 56 catégories d'études examinées (sept types de biomasse x huit types d'impact environnemental), les six catégories les plus fréquemment étudiées étaient « Impact du biocarburant 1G sur le climat » (90 études), « Impact du biocarburant 1G sur les sols » (48 études), « Impact du biocarburant 2G sur le climat » (47 études), « Impact sur le climat de la production d'électricité à partir de la biomasse » (42 études), « Impact du biocarburant 2G sur les sols » (26 études) et « Impact du biocarburant 1G sur l'eau » (24 études). Une cartographie de données a été produite pour chacune de ces catégories (Figures II-50 à II-53, et Figures II-54 et II-55 en annexe).

Les cartographies indiquent ainsi que dans les sources documentaires, l'accent a été mis principalement sur les biocarburants 1G et 2G et sur leurs impacts sur le climat et les sols. Cependant, un grand nombre d'études ont porté sur l'utilisation de la biomasse pour la production d'électricité et sur son impact sur le climat et les sols. L'impact sur l'eau a également été évalué dans un nombre relativement élevé d'études. L'impact sur les déchets, la santé, l'air et la biodiversité n'a été que rarement étudié dans les sources documentaires (Figure II-50). Seules quelques études ont évalué les impacts environnementaux du changement d'affectation des sols sur la production de méthane (Figure II-50). Les impacts environnementaux induits par la production de bois et par l'industrie chimique ont également été rarement étudiés (Figure II-50).

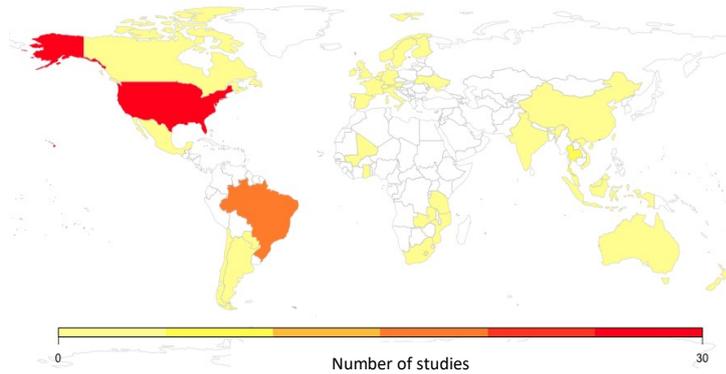
Les études sont réparties sur tous les continents, mais la plupart d'entre elles proviennent d'Amérique du Nord et d'Amérique du Sud, notamment des États-Unis et du Brésil (Figures II-50 à II-55). Le nombre d'études menées en Europe et en Asie est plus faible et seules quelques études proviennent d'Afrique (Afrique de l'Ouest et Afrique du Sud-Est) (Figures II-50 à II-55). Dans la plupart des cas, le pays dont provient le plus grand nombre d'études est les États-Unis. Avec une exception tout de même : pour la catégorie « Électricité/Climat », le plus grand nombre d'études concerne le Brésil (Figure II-55). Plusieurs études ne proviennent pas d'un pays en particulier, mais de régions plus vastes (ex. : Europe, Afrique).

Figure II-50. Cartographie des données relatives à l'impact du changement d'affectation des sols pour les biocarburants 1G sur le climat

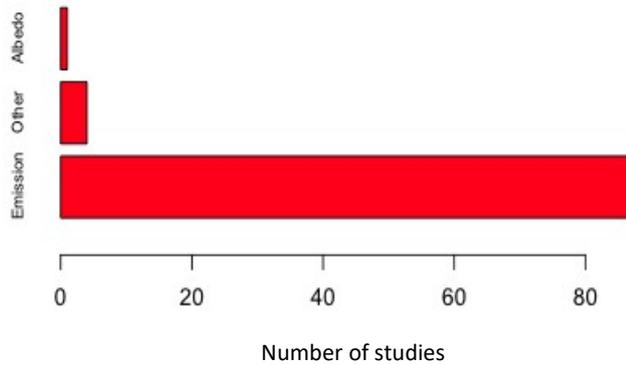
241 studies were included in the evidence map on the basis of systematically designed selection criteria.



90 études portent sur l'impact des cultures de biomasse 1G sur le climat. L'examen de ces études par pays indique où elles ont été réalisées dans le monde.



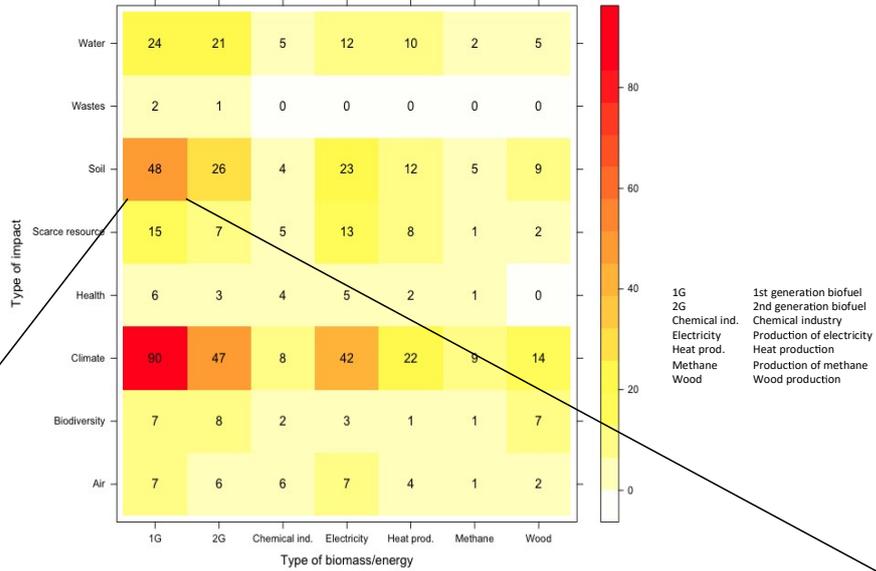
Additional studies not allocated to specific countries: 1 study in Africa, 4 studies in Europe, 9 studies in the world



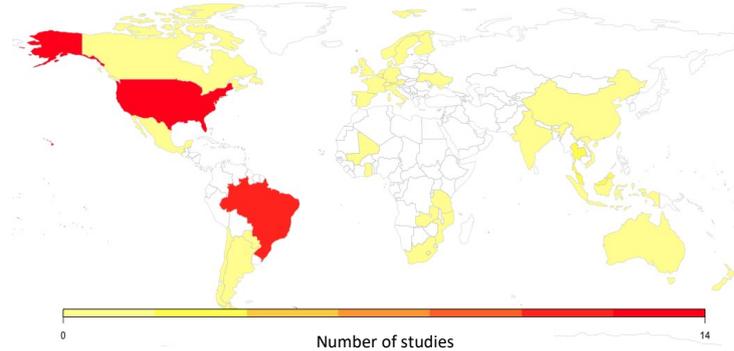
Ces 90 études évaluent l'impact des biocarburants 1G sur le climat, principalement à travers leurs effets sur les émissions de gaz à effet de serre.

Figure II-51. Cartographie des données relatives à l'impact du changement d'affectation des sols pour les biocarburants 1G sur les sols.

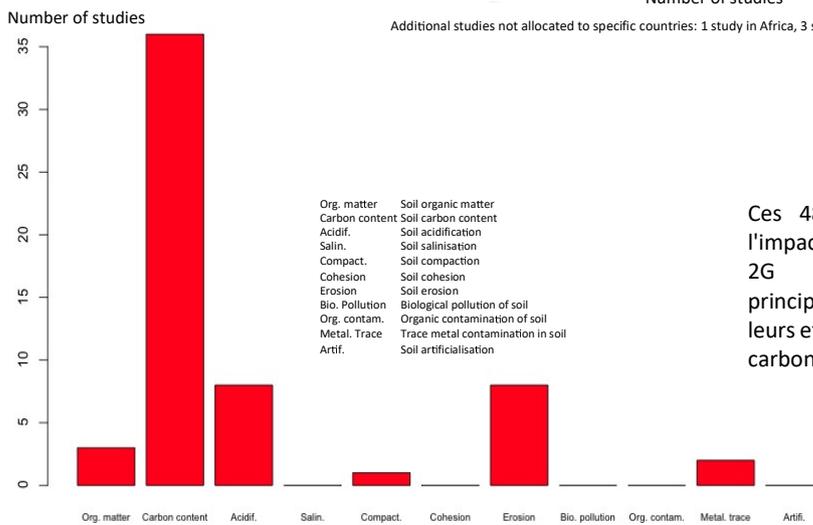
241 studies were included in the evidence map on the basis of systematically designed selection criteria.



48 études portent sur l'impact des cultures de biomasse 1G sur les sols. L'examen de ces études par pays indique où elles ont été réalisées dans le monde.



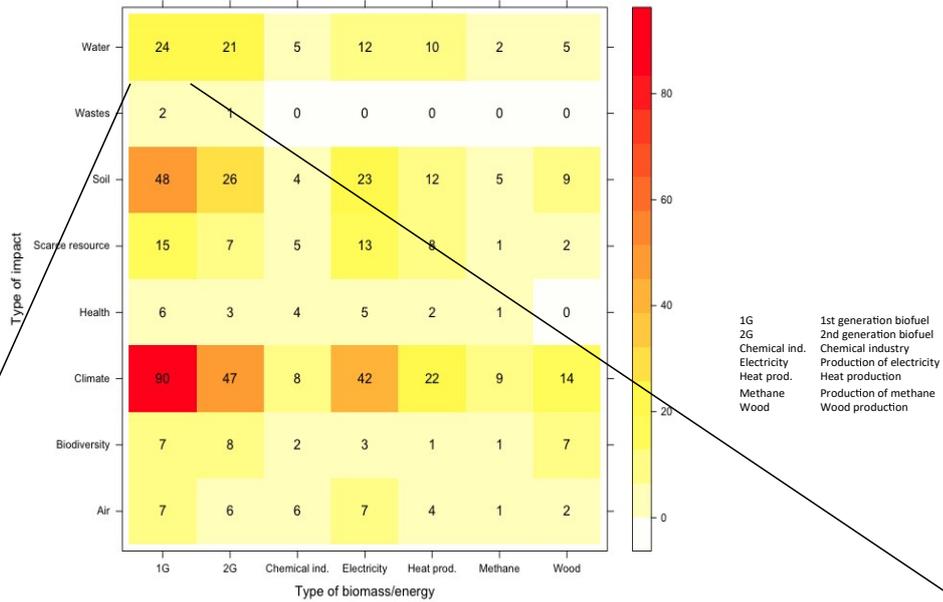
Additional studies not allocated to specific countries: 1 study in Africa, 3 studies in Europe, 5 studies in the world



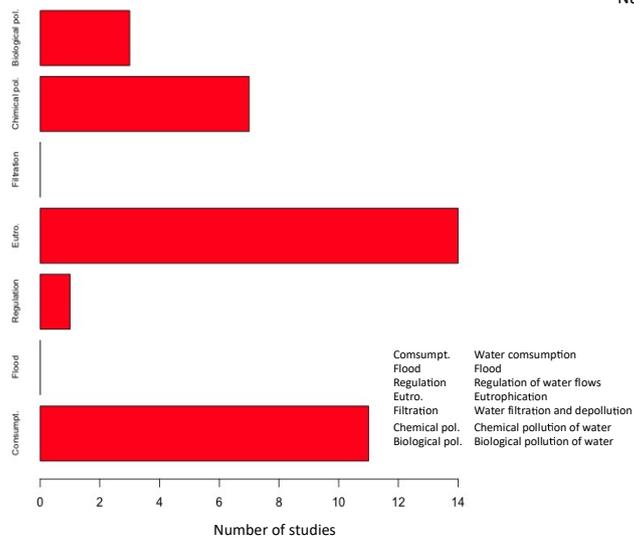
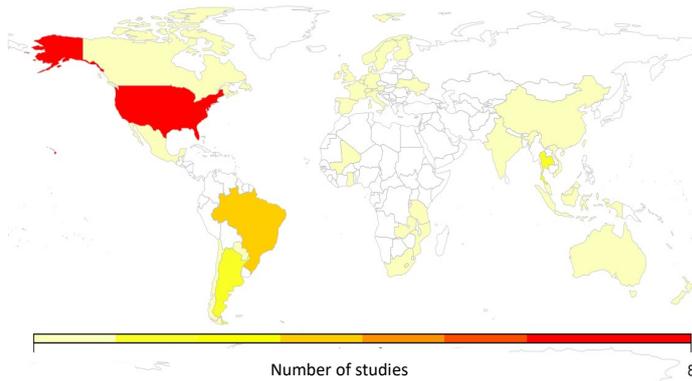
Ces 48 études évaluent l'impact des biocarburants 2G sur les sols principalement à travers leurs effets sur la teneur en carbone des sols.

Figure II-52. Cartographie des données relatives à l'impact du changement d'affectation des sols pour les biocarburants 1G sur l'eau.

241 studies were included in the evidence map on the basis of systematically designed selection criteria.



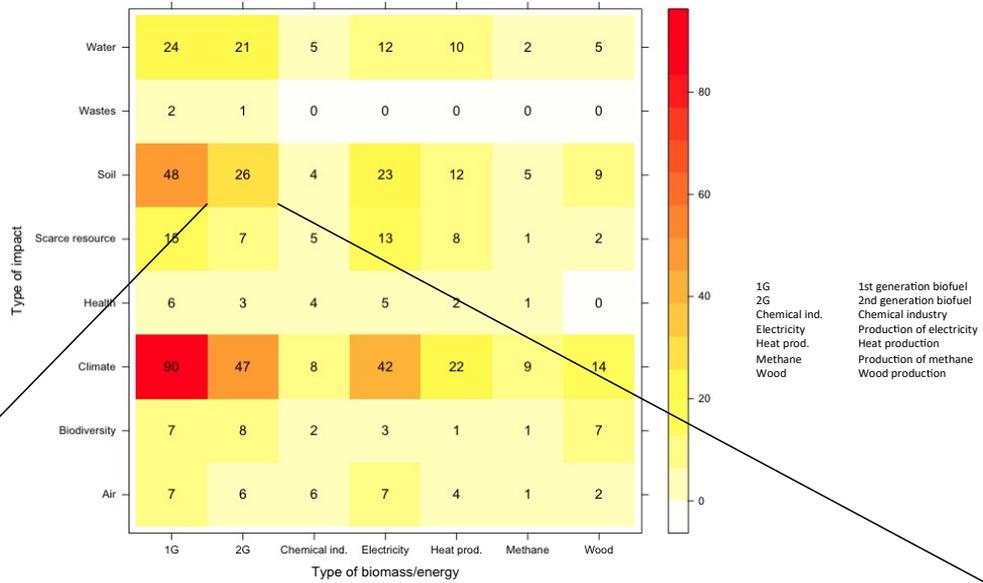
24 études portent sur l'impact des cultures de biomasse 1G sur l'eau. L'examen de ces études par pays indique où elles ont été réalisées dans le monde.



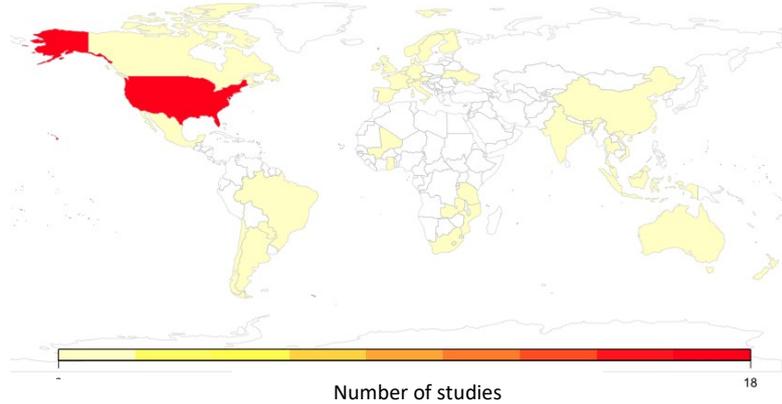
Ces 24 études évaluent l'impact des biocarburants 1G sur l'eau principalement à travers leurs effets sur l'eutrophisation et la consommation d'eau.

Figure II-53. Cartographie des données relatives à l'impact du changement d'affectation des sols pour les biocarburants 2G sur les sols.

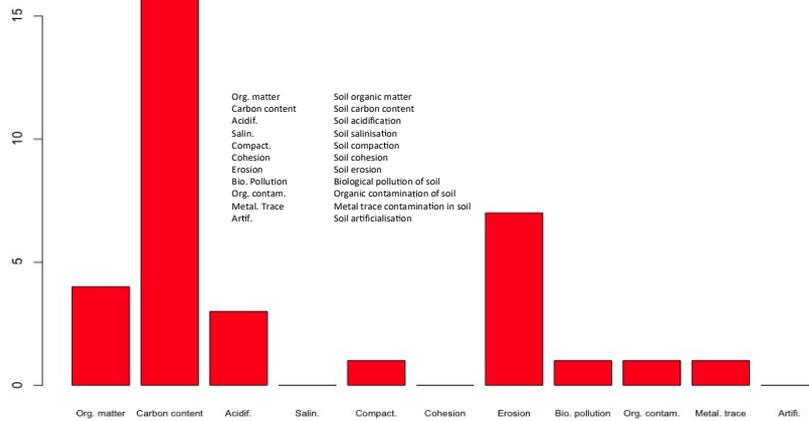
241 studies were included in the evidence map on the basis of systematically designed selection criteria.



26 études portent sur l'impact des cultures de biomasse 2G sur les sols. L'examen de ces études par pays indique où elles ont été réalisées dans le monde.



Number of studies



Two studies not allocated to a specific country

Ces 26 études évaluent l'impact des biocarburants 2G sur les sols principalement à travers leurs effets sur la teneur en carbone des sols.

L'impact sur le climat du changement d'affectation des sols pour les biocarburants 1G, les biocarburants 2G et la bioélectricité (Figures II-50, II-54 et II-55) a été essentiellement étudié en analysant les émissions de gaz à effet de serre générées par ce type de bioénergie. L'impact de la production de biomasse sur l'albédo de surface, un paramètre biophysique pertinent pour l'interaction entre climat et usage des sols (Davin et De Noblet-Ducoudré, 2010) a été rarement évalué, c'est-à-dire dans moins de cinq études par catégorie (Figures II-50, II-54 et II-55). L'impact du changement d'affectation des sols sur la teneur en carbone des sols a été fréquemment étudié dans le cas des biocarburants 1G. Cependant, d'autres caractéristiques relatives aux sols ont également été prises en compte dans un grand nombre d'études, notamment l'érosion et l'acidification des sols (Figures II-51 et II-53). D'autres critères concernant l'impact sur la qualité des sols (ex. : la matière organique, le compactage des sols, les traces de métaux dans les sols) ont été étudiés dans moins de cinq études par catégorie (Figures II-51 et II-53). Les effets du changement d'affectation des sols sur l'eau pour les biocarburants 1G ont été étudiés selon un grand nombre de critères, notamment l'eutrophisation et la pollution chimique, mais aussi la régulation des flux d'eau et la pollution biologique (Figure II-52).

8.4. Conclusion

Parmi les 241 études examinées dans cette revue systématique, la plupart portent sur des filières biosourcées situées en Amérique du Nord et Amérique du Sud, notamment aux États-Unis et au Brésil. La majorité des études portent sur les biocarburants de première (1G) et de deuxième génération (2G), et sur la production d'électricité. Leurs effets sur les émissions de gaz à effet de serre, la teneur en carbone des sols, l'érosion des sols, la consommation d'eau et l'eutrophisation de l'eau ont été fréquemment évalués dans le groupe d'études sélectionné. Les cartographies présentées révèlent que seul un petit nombre d'études a été mené dans le but d'analyser l'impact environnemental du changement d'affectation des sols pour la production de biogaz, la production de bois et l'industrie chimique. Seules quelques études ont évalué l'impact sur la biodiversité, la qualité de l'air, la santé de l'homme et les déchets induits par les changements d'affectation des sols pour la production de biomasse. Nos résultats mettent en évidence plusieurs lacunes importantes de connaissances ainsi que les besoins de recherche futurs.

Références bibliographiques

- Berndes, G.; Ahlgren, S.; Borjesson, P.; Cowie, A.L., 2013. Bioenergy and land use change-state of the art. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Energy and Environment*, 2 (3): 282-303. <http://dx.doi.org/10.1002/wene.41>
- Chalmers, I.; Hedges, L.V.; Cooper, H., 2002. A brief history of research synthesis. *Evaluation & the Health Professions*, 25 (1): 12-37. <http://dx.doi.org/10.1177/0163278702025001003>
- Cherubini, F.; Bird, N.D.; Cowie, A.; Jungmeier, G.; Schlamadinger, B.; Woess-Gallasch, S., 2009. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources Conservation and Recycling*, 53 (8): 434-447. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.03.013>
- Crutzen, P.J.; Mosier, A.R.; Smith, K.A.; Winiwarter, W., 2008. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8 (2): 389-395. <http://dx.doi.org/10.5194/acp-8-389-2008>
- Davin, E.L.; de Noblet-Ducoudre, N., 2010. Climatic Impact of Global-Scale Deforestation: Radiative versus Nonradiative Processes. *Journal of Climate*, 23 (1): 97-112. <http://dx.doi.org/10.1175/2009jcli3102.1>
- Fargione, J.; Hill, J.; Tilman, D.; Polasky, S.; Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, 319 (5867): 1235-1238. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1152747>
- Laurent, A.; Pelzer, E.; Loyce, C.; Makowski, D., 2015. Ranking yields of energy crops: A meta-analysis using direct and indirect comparisons. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 46: 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.023>
- Lopez-Bellido, L.; Wery, J.; Lopez-Bellido, R.J., 2014. Energy crops: Prospects in the context of sustainable agriculture. *European Journal of Agronomy*, 60: 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.07.001>
- McKinnon, M.C.; Cheng, S.H.; Garside, R.; Masuda, Y.J.; Miller, D.C., 2015. Map the evidence. *Nature*, 528 (7581): 185-187. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11811>
- Miake-Lye, I.M.; Hempel, S.; Shanman, R.; Shekelle, P.G., 2016. What is an evidence map? A systematic review of published evidence maps and their definitions, methods, and products. *Systematic Reviews*, 5 (1): 28. <http://dx.doi.org/10.1186/s13643-016-0204-x>
- Mueller, S.A.; Anderson, J.E.; Wallington, T.J., 2011. Impact of biofuel production and other supply and demand factors on food price increases in 2008. *Biomass & Bioenergy*, 35 (5): 1623-1632. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.030>

- Robertson, G.P.; Dale, V.H.; Doering, O.C.; Hamburg, S.P.; Melillo, J.M.; Wander, M.M.; Parton, W.J.; Adler, P.R.; Barney, J.N.; Cruse, R.M.; Duke, C.S.; Fearnside, P.M.; Follett, R.F.; Gibbs, H.K.; Goldemberg, J.; Mladenoff, D.J.; Ojima, D.; Palmer, M.W.; Sharpley, A.; Wallace, L.; Weathers, K.C.; Wiens, J.A.; Wilhelm, W.W., 2008. Agriculture - Sustainable biofuels Redux. *Science*, 322 (5898): 49-50. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1161525>
- Rowe, R.L.; Street, N.R.; Taylor, G., 2009. Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (1): 271-290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2007.07.008>

Annexes

Annexe A. Principales lignes de codes R utilisées pour générer les cartographies de données

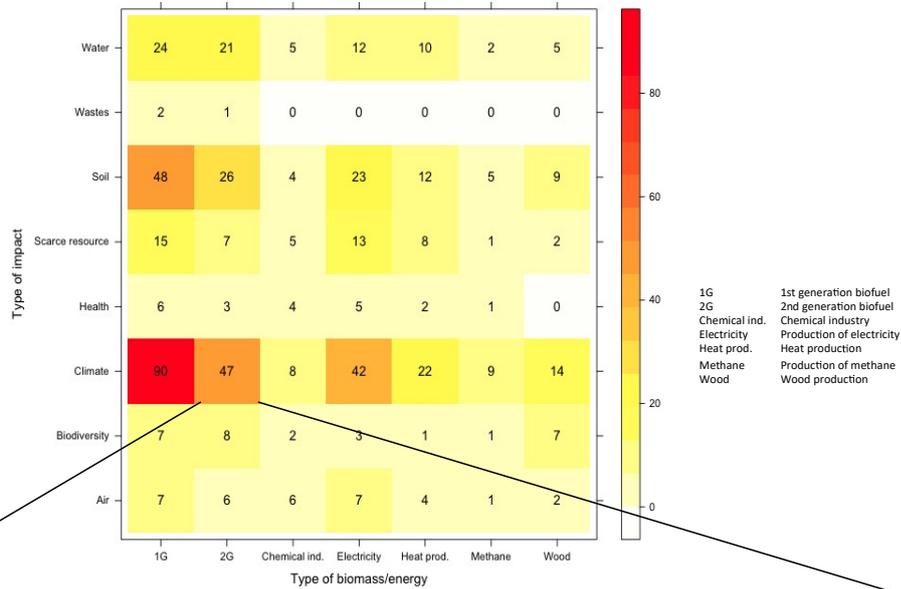
```
#Tableau de contingence graphique (package lattice)
levelplot(NbArticles~as.factor(TypeProduit)*as.factor(TypeImpact), xlab="Type of biomass/energy",ylab="Type of
impact",col.regions = heat.colors(100)[length(heat.colors(100)):1], data=TABLEAU, panel=myPanel <- function(x,
y, z, ...) {
panel.levelplot(as.factor(TypeProduit),as.factor(TypeImpact),NbArticles,...)
panel.text(as.factor(TypeProduit),as.factor(TypeImpact),NbArticles))
}

#Histogramme
barplot(Crit,names.arg=c("Consumpt.,"Flood","Regulation","Eutro.,"Filtration", "Chimical pol.,"Biological
pol."),horiz=T,col="red",xlab="Number of papers",cex.names=0.7, main="Impact on water")

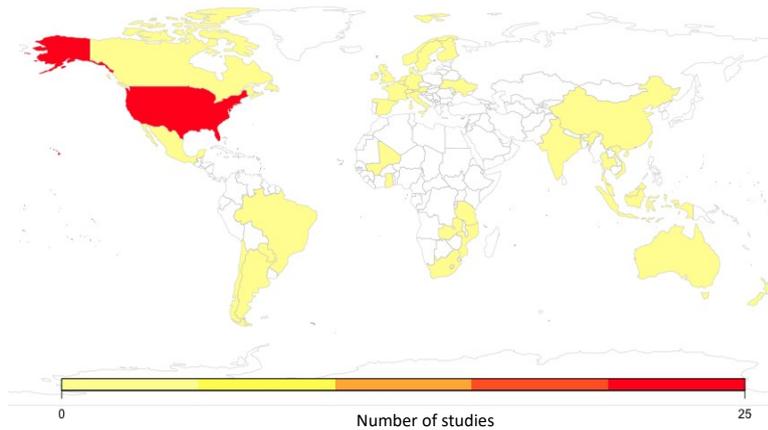
#Carte géographique (package rworldmap)
map=joinCountryData2Map(dataCarte,joinCode ="ISO3", nameJoinColumn ="Code")
map1<-mapCountryData(map, nameColumnToPlot="NbArticles",addLegend=F,catMethod="pretty",
mapTitle="Number of articles")
do.call(addMapLegend, c(map1, legendWidth=0.5, legendMar = 10))
```

Figure supplémentaire II-54. Cartographie des données relatives à l'impact du changement d'affectation des sols pour les biocarburants 2G sur le climat

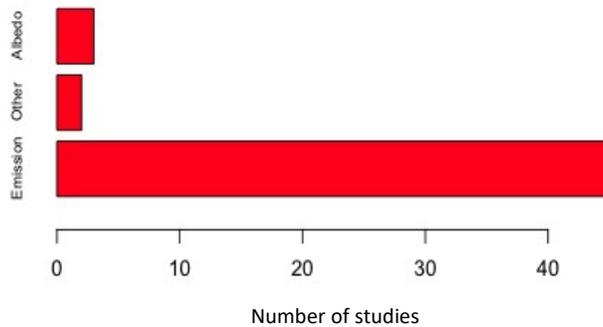
241 studies were included in the evidence map on the basis of systematically designed selection criteria.



47 études portaient sur l'impact des cultures de biomasse 2G sur le climat. L'examen de ces études par pays indique où elles ont été réalisées dans le monde.



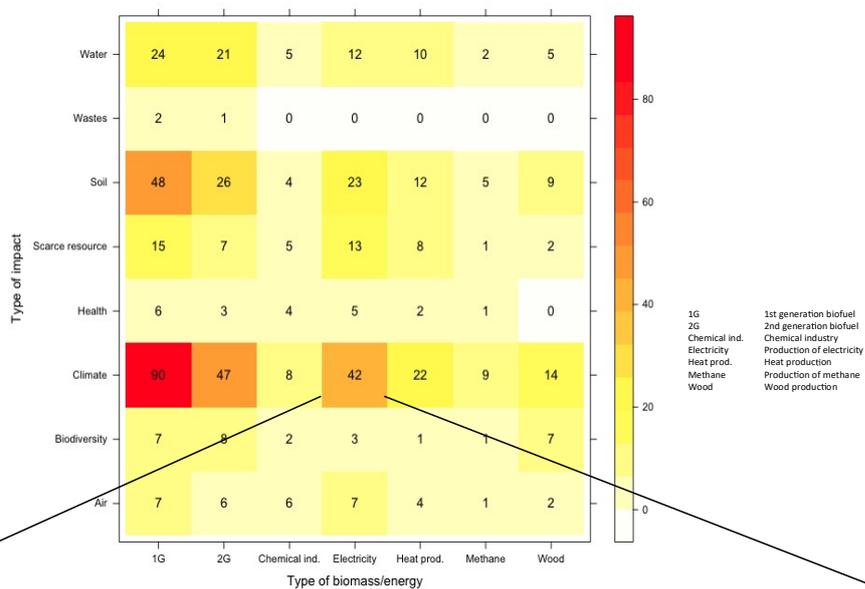
Eight additional studies not allocated to a specific country



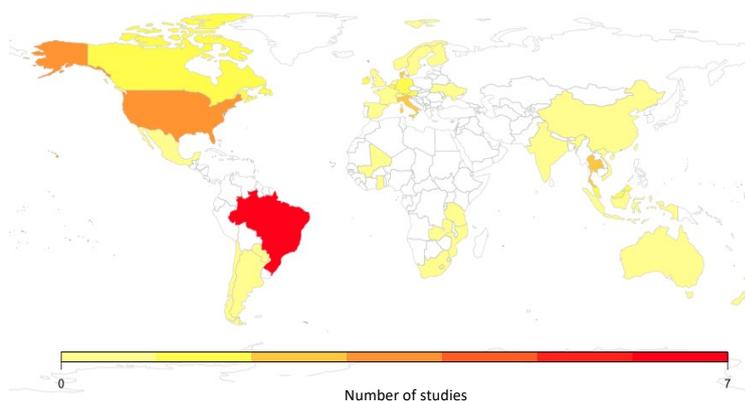
Ces 47 études évaluaient l'impact des biocarburants 1G sur le climat, principalement à travers leurs effets sur les émissions de gaz à effet de serre.

Figure supplémentaire II-55. Cartographie des données relatives à l'impact du changement d'affectation des sols pour l'électricité sur le climat

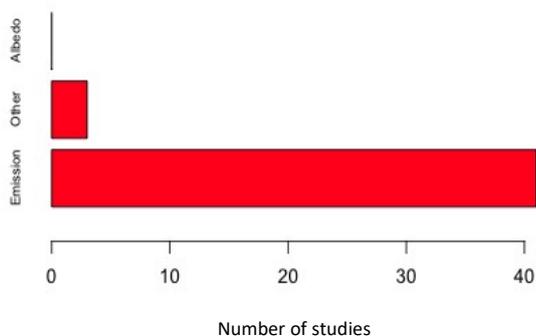
241 studies were included in the evidence map on the basis of systematically designed selection criteria.



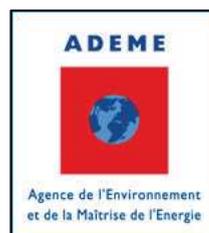
42 études portaient sur l'impact de la production d'électricité à partir de biomasse. L'examen de ces études par pays indique où elles ont été réalisées dans le monde.



Additional studies not allocated to specific countries : 1 study in Africa, 1 study in Europe, 3 studies in the world



Ces 42 études évaluaient l'impact de la production d'électricité à partir de biomasse sur le climat, principalement à travers leurs effets sur les émissions de gaz à effet de serre.



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

