



Enjeux agronomiques, techniques et économiques d'une mobilisation accrue
des différents gisements de biomasse et de leur transformation en bioénergies

Thierry Caquet, Monique Axelos, Jean-François Soussana, Eric Martin, Pierre Renault,
Laurent Augusto, René Baumont, Nicolas Bernet, Julie Constantin, Luc Fillaudeau, Lorie
Hamelin, Nathalie Korboulewsky, Nicolas Marron, Thomas Nesme, Sylvain Pellerin

Avril 2024

Table des matières

Avant-propos	1
1 Rappels des hypothèses INRAE sur les bioénergies pour SNBC-3.....	1
1.1 Biogaz	1
1.1.1 Déjections animales	1
1.1.2 Cultures intermédiaires à valorisation énergétique (CIVE)	2
1.1.3 Prairies extensives.....	2
1.1.4 Résidus de cultures	2
1.1.5 Déchets alimentaires.....	2
1.2 Biocarburants	3
1.3 Biomasse solide	4
2 Bouclage entre offre et demande en bioénergies dans le cadre de l'élaboration de la SNBC 3 ..	4
2.1 Biomasse gazeuse	4
2.1.1 Effluents agricoles	4
2.1.2 Cultures intermédiaires.....	5
2.1.3 Résidus de cultures	9
2.1.4 Déchets alimentaires.....	12
2.1.5 Cultures dédiées.....	14
2.2 Biomasse liquide.....	15
2.2.1 Cultures ligno-cellulosiques et taillis à courte rotation.....	15
2.2.2 CLC, TCR et résidus valorisés pour la production de biocarburants.....	19
2.2.3 CIVE	24
2.3 Biomasse solide	28
2.3.1 Bois hors forêt	28
2.3.2 Résidus de cultures valorisés par combustion	31
3 Discussion générale - Perspectives.....	31
3.1 Eléments de réflexion stratégique.....	31
3.2 Positionnement vis-à-vis de la SFEC	32
3.2.1 Biomasse gazeuse	32
3.2.2 Biocarburants	36
3.3 Perspectives	37
Références	38
Annexe – Place du biochar dans les stratégies de décarbonation	42

Pour citer ce document : Caquet T., Axelos M., Soussana J.-F., Martin E., Renault P., Augusto L., Baumont R., Bernet N., Constantin J., Fillaudeau L., Hamelin L., Korboulewsky N., Marron N., Nesme T., Pellerin S. (2024). Enjeux agronomiques, techniques et économiques d'une mobilisation accrue des différents gisements de biomasse et de leur transformation en bioénergies. INRAE. <https://doi.org/10.17180/CVM4-AK69>

Avant-propos

Dans un courrier en date du 19 juin 2023, le Directeur général de la Performance économique et environnementale des entreprises du Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté Alimentaire a sollicité l'appui d'INRAE pour préciser les enjeux agronomiques, techniques et économiques d'une mobilisation accrue des différents gisements de biomasse et de leur transformation en bioénergies.

Afin de répondre à cette demande, un groupe d'experts a été constitué et s'est réuni entre juillet et octobre 2023. Ce document présente une synthèse des contributions du groupe. Il s'articule en trois parties complémentaires :

- une présentation détaillée des hypothèses proposées lors d'un précédent travail réalisé à la demande du ministère pour la construction du scénario Avec Mesures Supplémentaires (AMS) de la SNBC-3 ;
- des réponses à l'essentiel des questions posées dans le document technique fourni en appui à la demande. Elles sont basées sur des références dont la liste est fournie en fin de rapport ;
- une discussion générale destinée à expliciter les principaux points d'attention soulevés par ce travail et à évoquer certaines perspectives pour de futures actions sur cette question des usages énergétiques de la biomasse.

1 Rappels des hypothèses INRAE sur les bioénergies pour SNBC-3

Cette partie détaille, pour chaque type de bioénergie, les hypothèses sous-jacentes aux valeurs indiquées par le groupe d'experts INRAE dans son rapport d'avril 2023¹.

1.1 Biogaz

Le groupe de travail INRAE a proposé une production de 21,4 TWh en 2030 et 78 TWh en 2050, avec un recours majoritaire à l'injection directe dans le réseau. Les hypothèses de ventilation entre les différentes sources d'intrants sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1. Ventilation des différentes sources d'intrants pour la production de biogaz dans les hypothèses du groupe de travail INRAE sur la SNBC-3.

Intrants	2030	2050
Déjections animales	5,9 TWh	14 TWh
CIVE	7,8 TWh	37 TWh
Prairies extensives	1,2 TWh	5 TWh
Résidus de cultures	2,7 TWh	13 TWh
Déchets alimentaires	3,8 TWh	9 TWh
Total	21,4 TWh	78 TWh

1.1.1 Déjections animales

Pour les déjections animales, les cibles pour 2030 et 2050 sont proches de celles du run2 de la SNBC-3 (8 et 19 TWh pour 2030 et 2050, respectivement).

¹ Soussana J.-F., Caquet T., Baumont R. *et al.*, 2023. Propositions d'hypothèses pour le scénario AMS de la SNBC 3 pour le secteur Agriculture. 43 pp. <https://www.inrae.fr/actualites/elements-scenarios-conduisant-secteur-agricole-neutralite-carbone-2050>

1.1.2 Cultures intermédiaires à valorisation énergétique (CIVE)

La cible de 7,8 TWh pour les CIVE en 2030 est dérivée de l'étude de potentiel réalisée par l'ADEME en 2018 (ADEME, 2018).

L'hypothèse du rendement méthanogène des CIVE qui est retenue est de 2,8 MWh/t MS, et celle de la production moyenne de 6 à 9 t MS/ha. La valeur de 6 t MS/ha est celle qui est retenue par France AgriMer dans son étude de 2022. La fourchette est aussi cohérente avec celles des valeurs de rendements de CIVE d'hiver obtenus dans le cadre de l'expérimentation Opticive (Marsac *et al.*, 2019). La fertilisation des CIVE est à envisager afin d'obtenir des rendements suffisants pour permettre leur exploitation pour la production d'énergie. A titre d'exemple, dans Opticive les essais étaient fertilisés en sortie d'hiver avec 40 à 80 kg N/ha.

Ceci amène à une surface de CIVE récoltées annuellement de 300 000 à 500 000 ha pour atteindre 7,8 TWh/an en 2030. Cependant, il faut souligner que les CIVE ne sont pas implantables dans chaque interculture tous les ans. Cette surface annuelle ne concerne donc pas nécessairement les mêmes parcelles chaque année. En considérant une insertion possible de CIVE un an sur trois, cela correspondrait à une surface totale concernée de 0,9 à 1,5 Mha. A titre indicatif, les surfaces de cultures dédiées aux filières actuelles de biocarburants (colza, blé, betterave) sont de l'ordre de 850 000 ha, soit environ 3% de la SAU².

La cible en 2050 est bien entendu plus ambitieuse, avec 37 TWh. Avec les hypothèses évoquées au paragraphe précédent, cela correspond à une surface annuelle de CIVE récoltées nécessaire de 1,4 à 2,4 millions d'hectares. Comme pour la cible de 2030, cette surface annuelle correspondrait à une surface totale concernée deux à trois fois plus importante, soit 2,8 à 7,2 Mha, en considérant une implantation possible de CIVE tous les 2 ou 3 ans.

Dans les deux cas, les cibles pourraient être atteintes en se concentrant sur les CIVE d'hiver afin d'éviter un recours à l'irrigation souvent indispensable aux CIVE d'été, en régions sèches, notamment dans le sud de la France. Comme évoqué précédemment, une fertilisation azotée est à envisager pour atteindre des rendements suffisants.

Si pour 2030 les surfaces nécessaires semblent réalistes sans modifier les rotations actuelles, il n'en est probablement pas de même pour 2050. Des modifications des systèmes de cultures seront très certainement à envisager (voir § 2.1.2).

Dans tous les cas, il faut être attentif à ne pas venir concurrencer les cultures alimentaires, en prolongeant la durée de croissance de CIVE au printemps aux dépens de la culture principale suivante.

1.1.3 Prairies extensives

Pour la mobilisation de l'herbe des prairies, les hypothèses du groupe d'experts sont proches de celles du run2 de la SNBC-3 (2 et 5 TWh en 2030 et 2050, respectivement). Ceci est en accord avec l'option retenue d'un maintien de certaines surfaces en prairies permanentes légèrement supérieur par rapport au run2, notamment en 2050.

1.1.4 Résidus de cultures

Les valeurs proposées sont celles qui figuraient dans le run2.

1.1.5 Déchets alimentaires

Selon l'étude ADEME sur les gisements de substrats pour la méthanisation (ADEME, 2013), le gisement brut annuel de biodéchets est estimé par l'ADEME à 21,6 Mt MB dont la majorité est issue des ménages, auxquels s'ajoutent un peu plus de 16 Mt MB de déchets d'industries agro-

² <https://agriculture.gouv.fr/tout-savoir-sur-les-biocarburants>

alimentaires (Tableau 2). Sur la base des quantités nettes disponibles, les biodéchets représenteraient un potentiel de production de biogaz de l'ordre de 14 TWh.

La typologie d'habitat, la présence ou non d'opérations de prévention et compostage individuel ou collectif, les modalités de collecte mais aussi la mobilisation des ressources vers d'autres valorisations (compostage, biocarburants, incinération...) sont autant de facteurs susceptibles d'influer sur la disponibilité finale pour une valorisation en méthanisation (ADEME, 2013).

Pour 2030, l'ADEME a estimé ce potentiel à un peu moins de 4 TWh (ADEME, 2013), proche des 3,8 TWh proposés par les experts INRAE.

Pour 2050, la valeur de 9 TWh proposée par les experts INRAE traduit des hypothèses d'accroissement de la mobilisation des biodéchets pour la méthanisation. Elle est du même ordre de grandeur que celle calculée par l'ADEME dans son scénario S3 de la prospective Transition 2050 (ADEME, 2021).

Tableau 2. Synthèse des résultats de l'étude ADEME sur les gisements de substrats pour la méthanisation (ADEME, 2013).

Type de ressource	Gisement Brut de Production (GBP)	Gisement Brut Disponible (GBD)	Gisement Net Disponible (GND)
Issues d'industries agro-alimentaires	16,2 Mt MB 7,5 TWh	11,2 Mt MB 5,1 TWh	8,3 Mt MB 3,6 TWh
Biodéchets des ménages	13,7 Mt MB 16,2 TWh	9,4 Mt MB 11,4 TWh	6,9 Mt MB 8,8 TWh
Biodéchets des marchés	0,9 Mt MB 1,0 TWh	0,7 Mt MB 0,8 TWh	0,4 Mt MB 0,4 TWh
Biodéchets de la restauration	1,7 Mt MB 2,8 TWh	1,2 Mt MB 1,5 TWh	0,5 Mt MB 0,7 TWh
Biodéchets de la distribution	0,4 Mt MB 0,5 TWh	0,4 Mt MB 0,4 TWh	0,2 Mt MB 0,3 TWh
Biodéchets des petits commerces	0,1 Mt MB 0,1 TWh	0,1 Mt MB 0,1 TWh	0,06 Mt MB 0,1 TWh
Déchets verts	4,8 Mt MB 0,4 TWh	1,1 Mt MB 0,1 TWh	1,0 Mt MB 0,1 TWh
Total	28,5 TWh	19,4 TWh	14,0 TWh

1.2 Biocarburants

Pour le bioéthanol, les hypothèses du groupe d'experts sont de 2,8 TWh en 2030 et 1 TWh en 2050 (contre 4 TWh en 2020). Ceci est lié à la perspective de l'interdiction des voitures à moteur thermique après 2035 (et donc bien entendu au respect de cette interdiction).

Pour le biodiesel, le groupe d'experts a émis l'hypothèse d'une stabilité par rapport à 2020 pour 2030 et 2050, avec 30 TWh de biodiesel, en partant du principe d'un besoin maintenu pour les flottes de poids-lourds (même si d'autres sources énergétiques comme le biogaz, l'hydrogène ou l'électricité d'origine renouvelable pourraient contribuer à couvrir une partie des besoins, notamment à l'horizon 2050).

Pour les usages tels que les carburants pour l'aviation (*jet fuels*), les experts ont considéré que d'autres ressources pourraient être utilisées, notamment les biocarburants de 2^{ème} génération issus de la biomasse lignocellulosique. Leurs hypothèses sont un passage de 1,8 TWh en 2030 à 18 TWh en 2050, correspondant à une montée en puissance progressive d'une filière actuellement non encore développée mais pour laquelle certains industriels montrent de l'ambition (voir § 2.2.2).

1.3 Biomasse solide

Dans le rapport d'avril 2023, les hypothèses INRAE concernant le bois hors-forêt sont identiques à celle du run2 de la SNBC-3, soit 32 TWh en 2030 et 34 TWh en 2050 (contre 25 TWh en 2020).

La production de biomasse solide à partir des TCR et culture lignocellulosiques est plus ambitieuse que pour le run2. Les hypothèses INRAE font état d'une contribution de 1,2 TWh en 2030, qui augmenterait progressivement pour atteindre 12 TWh en 2050.

2 Bouclage entre offre et demande en bioénergies dans le cadre de l'élaboration de la SNBC 3

2.1 Biomasse gazeuse

2.1.1 Effluents agricoles

Le gisement de déjections animales n'est pas réparti uniformément sur le territoire. Dans une analyse récemment publiée qui a mobilisé les données de la base ELBA à l'échelle cantonale, avec 2015 comme année de référence pour les cheptels (Malet *et al.*, 2023), ce gisement est estimé à 23,6 Mt MS dont environ les $\frac{3}{4}$ issus des bovins et localisés dans le grand Ouest (Figure 1). De fait, certaines régions sont structurellement déficitaires en terme de disponibilité en effluents, tandis que d'autres sont excédentaires.

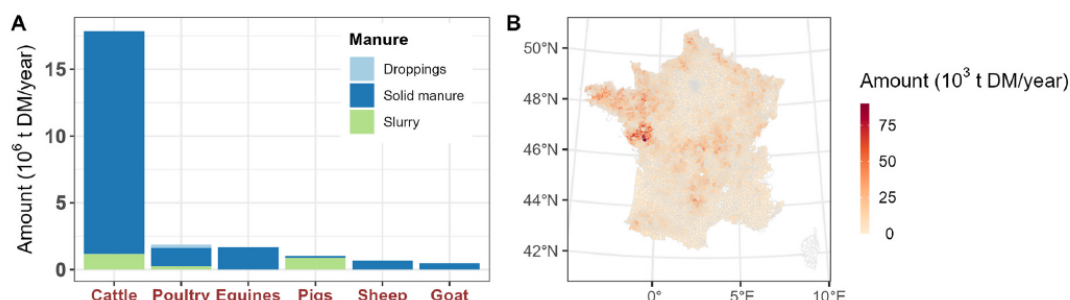


Figure 1. Abondance et distribution spatiale des gisements d'effluents animaux en France métropolitaine (année 2015 ; Malet *et al.*, 2023).

En faisant l'hypothèse que 100 % des effluents collectables (i.e., hors déjections au pâturage) seraient méthanisés, le potentiel de production d'énergie serait de 45,1 TWh (43,9 TWh en tenant compte de contraintes de production liées notamment à la teneur en matières sèches ou au rapport C/N des intrants des digesteurs), dont près 74% issus du cheptel bovin.

Avec une mobilisation effective des effluents collectés de 70% en moyenne et en intégrant les réductions déjà observés dans les effectifs de certains cheptels (bovins, ovins et porcins) ainsi que les hypothèses du rapport INRAE d'avril 2023 pour les tendances en terme d'effectifs, une évaluation préliminaire du potentiel théorique pour 2030 et 2050 peut être avancée, avec un potentiel de l'ordre de 25 TWh en 2030 (Tableau 3). La projection pour 2050 est cohérente avec le potentiel de mobilisation des effluents à horizon 2050 évalué par l'ADEME (2021) dans des scénarios « agroécologiques » avec une part importante du cheptel bovin « à l'herbe » (de 10 à 20 TWh ; scénarios S1). A noter que l'ADEME évoque des valeurs allant jusqu'à 20 à 24 TWh dans des scénarios plus tendanciels de maintien des pratiques actuelles d'élevage intensifs (scénarios tendanciel et S4).

Sous réserve de la vérification des hypothèses adoptées, la mobilisation des effluents d'élevage dans les régions qui en sont fortement productrices devrait donc demeurer un élément central de la production de biogaz à l'horizon 2030. Compte tenu de la distribution relativement concentrée géographiquement de ces effluents, un recours majoritaire à l'injection semble constituer l'option la

plus pertinente. Il est probable que dans les régions avec de l'élevage plus extensif, les effluents ne pourront pas être mobilisés facilement pour la production de biogaz (trop loin des réseaux de gaz, trop de transport pour concentrer les effluents dans une unité de taille suffisante pour être rentable).

Tableau 3. Potentiel théorique de production de biogaz à partir des effluents d'élevage pour 2030 et 2050 selon différents scénarios de mobilisation.

Origine	Effectifs (milliers)				Potentiel ^d (TWh)			
	2015 ^a	2020 ^b	2030 ^c	2050 ^c	2015 ^e	2020	2030	2050
Bovins lait	3 661	3 400	3 125	2 556				
Bovins allaitants	4 211	4 000	3 285	2 193				
Bovins total	19 406	17 800	15 294	11 304	33,4 - 23,4	30,6 - 21,4	26,3 - 18,4	16,7 - 11,7
Equins	427	315	315	315	3,8 - 2,7	2,8 - 2,0	2,8 - 2,0	2,8 - 2,0
Caprins	1 230	1 414	1 174	848	0,8 - 0,56	0,9 - 0,6	0,8 - 0,5	0,5 - 0,3
Ovins	7 056	6 999	6 719	6 299	1,1 - 0,77	1,1 - 0,8	1,0 - 0,7	0,9 - 0,7
Porcins	12 933	13 396	11 655	9 377	2,0 - 1,4	2,1 - 1,5	1,8 - 1,3	1,3 - 0,9
Volailles pondeuses	50 500	55 000	55 000	55 000				
Volailles de chair	161 200	154 600	135 275	108 220				
Volailles total	211 700	209 600	190 275	163 220	4,0 - 2,8	4,0 - 2,8	3,6 - 2,5	2,8 - 2,0
Total					45,1 - 31,6	41,5 - 29,1	36,3 - 25,4	25,0 - 17,6

^a : données Agreste 2017 ; ^b : données Agreste 2022 ; ^c : projections selon hypothèses GT INRAE avril 2023 ; ^d : valeurs pour un niveau de mobilisation de 100 % et 70 % ; ^e : d'après Malet *et al.*, 2023.

2.1.2 Cultures intermédiaires

Il n'était pas faisable de réaliser une modélisation des rotations 2020, 2030 et 2050 dans le temps disponible. Il est toutefois possible d'apporter des éléments issus de travaux INRAE récents sur le sujet des CIVE.

Une évaluation du potentiel de production des CIVE à l'échelle de la France a été réalisée sur la base d'une modélisation à haute résolution spatiale des systèmes de cultures français en climat actuel, sur la base d'une surface totale simulée de 14 Mha (sur les 18,5 Mha existants ; Launay, 2023).

Deux scénarios ont été testés : d'une part un scénario d'insertion des CIVE dans les rotations actuelles, et d'autre part un scénario d'extension des CIVE.

Dans le premier scénario, des CIVE d'été (sorgho) et d'hiver (orge) ont été implantées partout où c'était possible dans les rotations actuelles. Les CIVE ont été fertilisées (apport minéral ou digestat) et les CIVE d'été parfois irriguées pour assurer leur levée dans les zones irrigables. **Dans ce scénario, les CIVE d'hiver représenteraient annuellement 1,3 Mha et les CIVE d'été 0,9 Mha.**

Dans le scénario d'extension, les précocités du tournesol et du maïs ont été avancées et le colza et le blé ont été, dans certains cas, remplacés par du tournesol et du maïs ou de l'orge d'hiver respectivement pour favoriser l'insertion de CIVE d'hiver. **Dans ce scénario, les CIVE d'hiver représenteraient annuellement 4,1 Mha et les CIVE d'été 2,4 Mha.**

Il est utile de comparer ces évaluations de surfaces avec certaines données qui ont pu être mentionnées dans les groupes de travail relatifs à la SNBC-3. En particulier, il est parfois fait référence aux évaluations des surfaces de couverts végétaux dans les scénarios « Transition(s) 2050 » de l'ADEME : 16,5, 17,5, 11,2 et 4,9 Mha pour les scénarios S1 à S4, respectivement (ADEME, 2021). Elles sont cohérentes avec la valeur de 16 Mha estimée pour l'Assiette Maximale Technique (soit la

surface totale de la SAU en France métropolitaine sur laquelle des cultures intermédiaires peuvent être implantées au moins 1 année durant la succession culturale) pour l'introduction de cultures intermédiaires dans les successions culturales pour la France métropolitaine dans l'étude 4/1000 INRAE (Pellerin *et al.*, 2020).

Il est toutefois important de rappeler que les cultures intermédiaires ne sont pas nécessairement présentes chaque année au sein d'une succession culturale, ce qui réduit dans la même étude à 6,7 Mha la surface annuelle en cultures intermédiaires supplémentaires en métropole (Pellerin *et al.*, 2020). De plus, ces valeurs ne doivent pas être assimilées à des valeurs pour les CIVE car représentant l'ensemble des couverts intermédiaires. L'ordre de grandeur des surfaces de CIVE évaluées pour le scénario d'insertion de Launay (2023) est toutefois compatible avec l'estimation de l'étude 4/1000 INRAE.

Selon le scénario considéré, les rendements obtenus étaient en moyenne de 8,0-9,3 t MS/ha pour les CIVE d'hiver (soit des valeurs élevées par rapport à celles mesurées actuellement dans certains essais) et de 2,7-2,9 t MS/ha pour les CIVE d'été, avec la moyenne la plus élevée pour le scénario d'extension (Figure 2). Les rendements en CIVE d'été restent souvent trop faibles pour permettre une exportation de la biomasse à un seuil de rentabilité suffisant (4-5 t MS/ha récoltable), en lien avec une date de semis un peu trop tardive (courant juillet). Dans ces mêmes conditions d'exportation, l'orge pouvait être récoltée 6 ou 7 années sur 10 selon le scénario, grâce au choix d'une espèce productive et une fertilisation azotée au printemps.

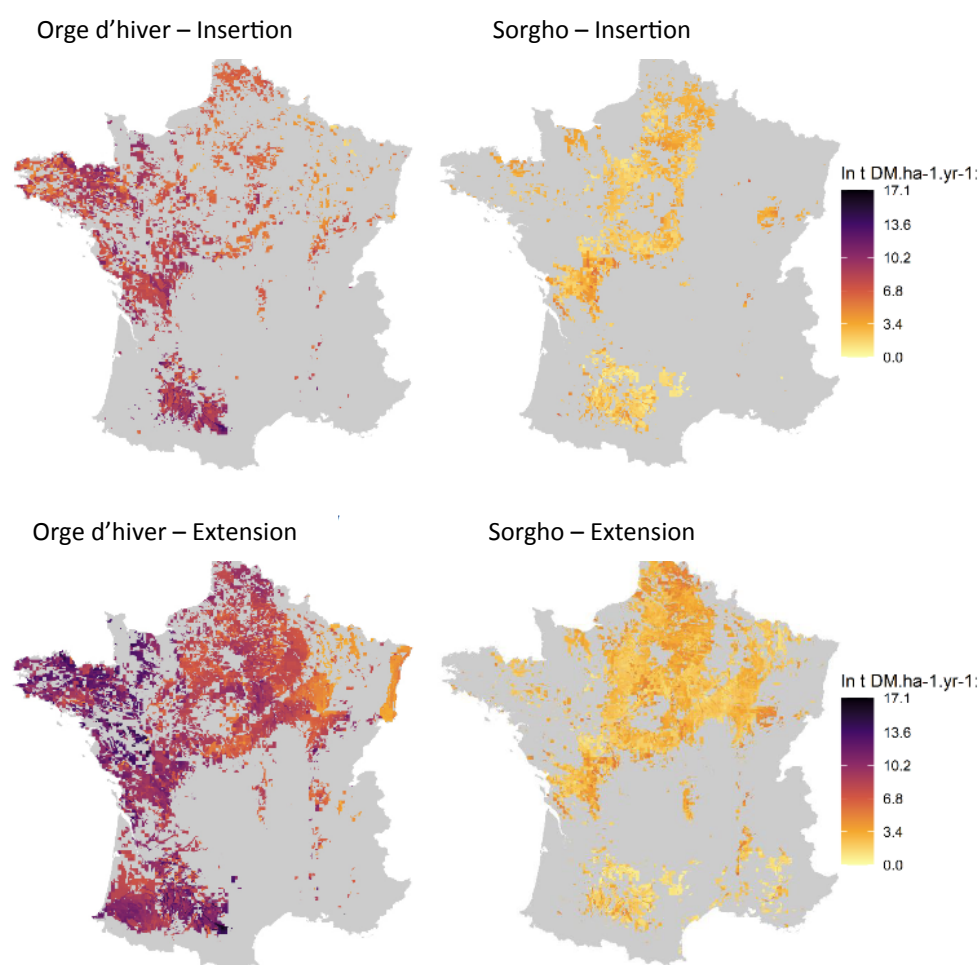


Figure 2. Production de biomasse aérienne (t MS/ha/an) d'orge d'hiver et de sorgho dans les scénarios d'insertion et d'extension (Launay, 2023).

La production totale récoltable par an est de 4,4 à 18,8 Mt MS selon les hypothèses retenues (scénarios d'insertion et d'extension, respectivement ; Figure 3) et sous réserve de fertiliser les CIVE, soit 12,3 à 24,6 TWh apportés à plus de 99% par les CIVE d'hiver.

Dans le cas du scénario d'insertion, la valeur de production est nettement plus faible que celles figurant dans les scénarios « Transition(s) 2050 » de l'ADEME : 18,9, 19, 20,4 et 22,8 Mt MS pour les scénarios S1 à S4, respectivement (ADEME, 2021). Le scénario d'extension est davantage en cohérence avec ces valeurs mais il suppose une évolution beaucoup plus profonde des systèmes de culture.

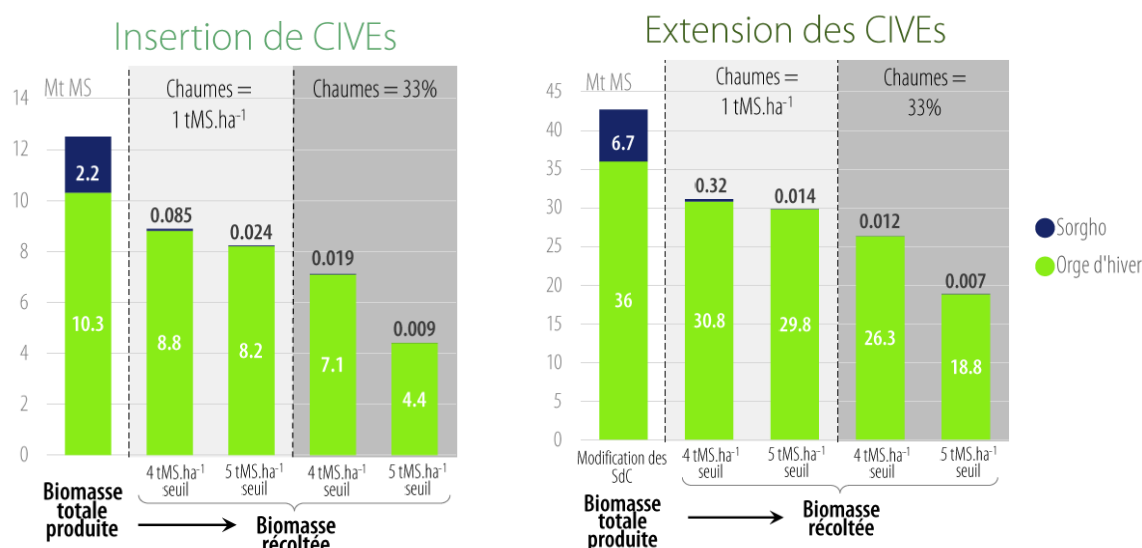


Figure 3. Biomasse aérienne produite et récoltée pour les CIVE dans le scénario d'insertion (à gauche) et d'extension (à droite ; Launay, 2023). Les biomasses ont été calculées pour une surface arable simulée de 13,9 Mha (sur les 18,5 Mha de surface arable réelle en 2009) et sont exprimés en Mt de matière sèche (MS). La biomasse récoltée a été calculée en mobilisant 4 règles de décision : i) la biomasse est récoltée si la production récoltable atteint 4 t MS/ha ou ii) la biomasse est récoltée si la production récoltable atteint 5 t MS/ha , iii) la coupe est près du sol et laisse 1 t MS/ha sur place ou iv) la coupe est plus haute et laisse 33% de la biomasse sur place. Les hypothèses saisies dans STICS étaient la seconde hypothèse sur la récolte et la seconde sur la hauteur de coupe (c'est-à-dire la barre la plus à droite de chaque graphique).

- Bilan sur les services et dys-services associés

Bien que le travail qui vient d'être présenté soit, avant tout, basé sur des simulations, il permet de mettre en évidence un certain nombre de points d'intérêt sur les conséquences possibles de l'accroissement des CIVE dans les systèmes de culture (Launay, 2023) :

- **Lixiviation d'azote.** Selon les simulations, les CIVE conservent l'effet positif des couverts intermédiaires sur la lixiviation d'azote et la protection contre l'érosion, avec des périodes de couverture rallongées en général. Plus que la biomasse produite en fin de cycle, c'est la date de semis, la vitesse d'implantation et la capacité d'absorption de l'azote qui seraient déterminantes dans la réduction de la lixiviation.
- **Consommation d'engrais minéraux.** Les CIVE augmentent l'utilisation d'engrais minéraux d'une part parce qu'elles sont fertilisées, mais aussi parce qu'elles ne valorisent pas tout l'azote : une partie de l'azote fourni est perdue (directement au champ ou pendant le stockage du digestat par le biais d'émissions gazeuses) et ne se retrouve pas dans le digestat. D'autre part, les apports azotés aux cultures principales doivent être augmentés pour compenser la concurrence préemptive des CIVE pour l'azote, notamment si celle-ci sont récoltées très tardivement. Cet effet pourrait être réduit à long terme si la minéralisation de la matière organique du sol augmente. L'augmentation de la consommation d'engrais

minéraux accroît la dépendance vis-à-vis de ceux-ci. L'incorporation de légumineuses dans le CIVE, en mélange ou en culture pure pourrait permettre de pallier en partie cet inconvénient, notamment via un enrichissement du digestat en azote. Comme les légumineuses sont moins efficaces pour réduire la lixiviation de l'azote, elles devraient probablement être utilisées en mélange avec une non-légumineuse pour maintenir les deux services de réduction de la lixiviation de l'azote et l'effet d'engrais vert. Les espèces de légumineuses doivent également être choisies avec soin afin d'atteindre le seuil de biomasse rentable pour la production de biogaz.

- **Volatilisation d'ammoniac.** La volatilisation d'ammoniac responsable de la formation de particules fines dans l'atmosphère pourrait être augmentée du fait de l'augmentation de la consommation d'engrais et de l'épandage de digestats. Le mode d'épandage est un levier majeur pour limiter de ces émissions notamment en favorisant l'injection directe dans le sol plutôt que l'épandage sur culture en place.
- **Consommation d'eau.** Les CIVE, tout comme les CI non exportées, réduisent le drainage par rapport à un sol d'interculture nu. Les cultures intermédiaires à vocation non énergétique d'été produisent moins de biomasse et transpirent moins que les CIVE, réduisant moins le drainage que ces dernières. De plus les CIVE d'été ont souvent besoin d'être irriguées pour assurer leur levée et atteindre suffisamment de biomasse pour être valorisées, ce qui augmente leur impact sur le cycle de l'eau. Les CIVE d'hiver ont également tendance à réduire le drainage et, dans certaines conditions sèches au printemps combinées à une récolte tardive proche du semis de la culture suivante à provoquer un stress hydrique sur celle-ci. En conséquence, dans les zones irriguées, l'irrigation peut légèrement augmenter pour les cultures principales de printemps. Si l'irrigation de la CIVE est limitée à la levée, l'impact sur la consommation globale d'eau d'irrigation semble négligeable, dans le contexte français métropolitain.
- **Carbone du sol.** Associées à un retour de digestat sur la parcelle, les CIVE permettent de stocker du carbone par rapport à un sol nu ou une culture intermédiaire peu productive. En revanche, si l'on abandonne les amendements organiques actuellement utilisés, la méthanisation des CIVE et l'utilisation des digestats seuls ne suffiraient pas à compenser leurs effets sur les stocks de carbone organique, notamment en comparaison d'un fumier ou compost. Dans certaines situations, les changements de pratiques et la compétition pour les ressources organiques induits par la méthanisation pourraient pénaliser certains agriculteurs en termes de stocks de carbone organique dans leurs champs. La combinaison de l'utilisation de digestat et de compost pourrait être recommandée pour maintenir un stockage élevé de carbone dans les sols.
- **Bilan des GES.** Les émissions de N_2O et la volatilisation ont tendance à être accrues. La consommation d'engrais minéraux est également augmentée de 11 et 22 kg/ha/an dans le scénario d'insertion et d'extension, due à la fertilisation des CIVE à environ 60 kg/ha/an. Toutefois malgré ces impacts négatifs sur le bilan des GES intégrant les émissions de N_2O direct et indirect à la parcelle, le stockage de carbone, la fabrication des engrais, les émissions du méthaniseur et la substitution d'énergie fossile, les deux scénarios améliorent le bilan à l'échelle nationale, de 447 et 1 031 kg $CO_2eq/ha/an$, soit 26 et 58% des émissions du scénario de référence.
- **Production alimentaire.** Les CIVE pourraient parfois avoir un impact négatif sur le rendement des cultures suivantes. En particulier, les CIVE d'hiver pourraient diminuer le rendement de la culture de printemps suivante, principalement à cause d'un stress azoté mais aussi à cause d'un stress hydrique dans certains cas. Cet impact est supérieur à celui d'autres types de couverts intermédiaires. Toutefois, certaines cultures de printemps comme le tournesol

pourraient y être moins sensibles. Aucun impact significatif n'a été observé sur les cultures d'hiver suivant une CIVE d'été dans les travaux déjà réalisés.

Compte tenu des risques potentiels de dérive, il est indispensable d'assurer un suivi régulier et précis des pratiques des exploitants de méthaniseurs afin d'identifier les écarts à la réglementation et de mieux connaître les pratiques effectives, comme dans le cas des cultures dédiées (cf § 2.1.5.). Une option à envisager pourrait être de documenter de manière régulière les plans d'approvisionnement des installations.

2.1.3 Résidus de cultures

2.1.3.1 Gisement de résidus de cultures annuelles

Les résidus de culture sont une ressource qui fait l'objet par nature d'une valorisation par retour au sol, mais aussi très fortement pour le paillage et l'alimentation des animaux d'élevage. L'évaluation de la disponibilité résiduelle s'améliore mais les quantités utilisables sont fortement variables car tributaires d'aléas :

- climatiques (pousse des prairies, disponibilité en fourrage verts....),
- dispersion des zones de production,
- quantités unitaires échangées faibles,
- niveau de valorisation économique des résidus de cultures.

L'accroissement des prélèvements des résidus agricoles pose la question de l'impact sur le stockage de carbone dans les sols. La préservation et l'augmentation des stocks de carbone dans les sols constituent des enjeux majeurs de la préservation de la fertilité des sols et de la lutte contre le changement climatique. Pour les sols cultivés, les résidus de cultures constituent un des principaux apports de matière organique au sol, avec les effluents d'élevage, les composts ou digestats, et les apports racinaires.

Par ailleurs, indépendamment des volumes de résidus de cultures susceptibles d'être collectés de manière efficace sans impacter les sols, il est nécessaire de prendre en compte les caractéristiques de ces résidus, notamment leur teneur en matière sèche et leur rapport C/N si on souhaite les utiliser comme substrat pour alimenter des méthaniseurs. En effet, ces deux paramètres ont une influence très forte sur le processus de digestion anaérobie (Adekule et Okolie, 2015 ; Weiland, 2009).

Une étude récente a permis d'évaluer à l'échelle départementale la production théorique de résidus de 16 cultures annuelles à partir de données de rendements moyens pour la période 2000-2018 et en utilisant des relations numériques entre rendements et productions de résidus (RPR – *residues-to-product ratio* ; Karan et Hamelin, 2021). Le potentiel énergétique correspondant a été calculé et cartographié au niveau départemental et régional (Figure 4). Les régions les plus productives en terme de résidus de cultures annuelles sont les régions Grand Est, Nouvelle Aquitaine, Centre-Val de Loire et Hauts-de-France (Tableau 4).

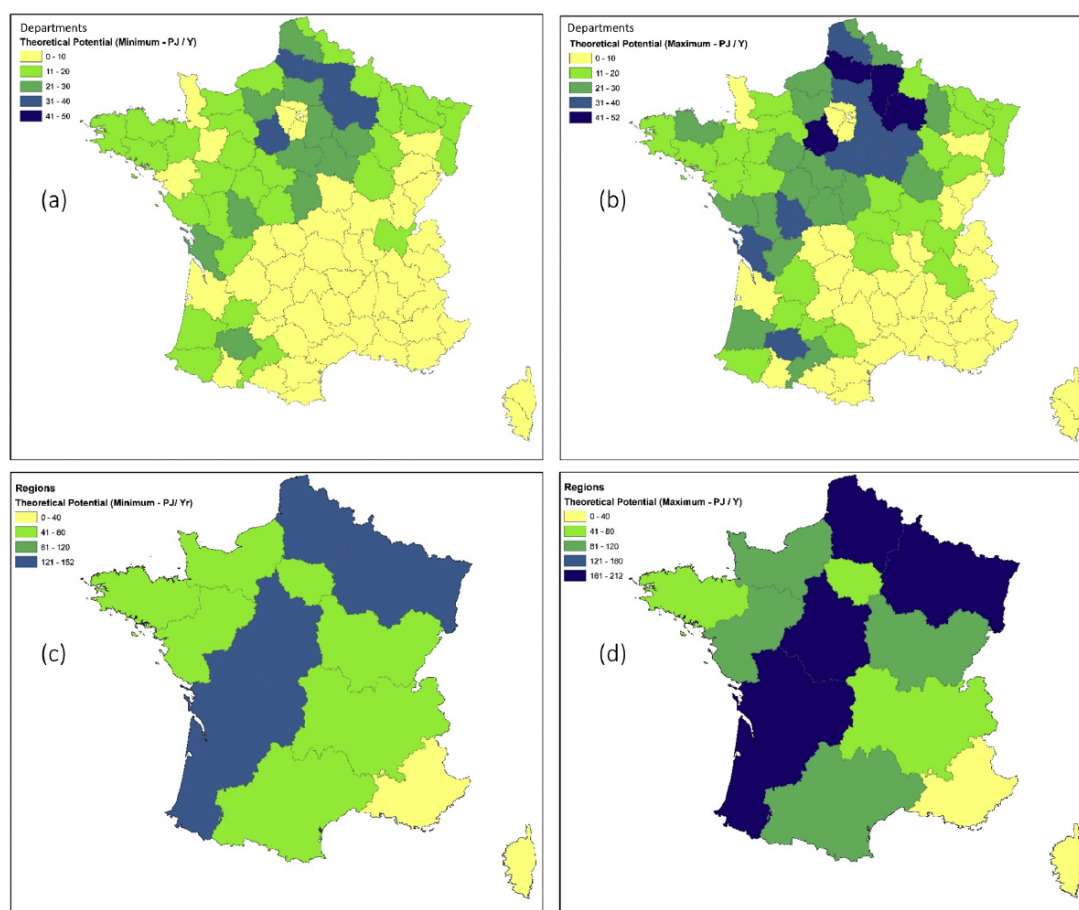


Figure 4. Estimation des potentiels théoriques de production de résidus de cultures annuelles (en PJ/an) sur la bases des données 2000-2018, à l'échelle départementale (a : minimum ; b : maximum) et régionale (c : minimum ; d : maximum ; Karan et Hamelin, 2021).

Tableau 4. Estimation des valeurs minimales et maximales du potentiel théorique de production de résidus de cultures annuelles dans les différentes régions françaises pour la période 2000-2018 (Karan et Hamelin, 2021).

Région	Production de résidus (Mt MS/an)		Région	Production de résidus (Mt MS/an)	
	Minimum	Maximum		Minimum	Maximum
Ile-de-France	2,67	3,64	Bretagne	3,28	4,46
Centre-Val de Loire	8,15	11,7	Nouvelle Aquitaine	8,65	11,9
Bourgogne-Franche Comté	4,70	6,89	Occitanie	4,88	6,96
Normandie	4,12	5,61	Auvergne Rhône Alpes	3,24	4,45
Hauts-de-France	8,79	11,5	PACA	0,41	0,61
Grand Est	9,46	13,3	Corse	0,01	0,01
Pays de la Loire	3,80	5,27			
Total national	62,2	86,2			

Il est à noter que le potentiel de production théorique de résidus est très variable (39% de variation en moyenne au niveau national entre les valeurs minimales et maximales de production pour la période considérée). Le potentiel théorique de production de résidus à l'échelle nationale est compris entre 62,2 et 86,2 Mt MS/an, ce qui est compatible avec le chiffre de 82,6 Mt MS/an figurant dans le texte de la saisine. Cette étude a aussi mis en évidence que les relations numériques entre rendements et productions de résidus ne sont pas fiables et que des validations expérimentales supplémentaires sont indispensables.

Ces valeurs théoriques de production de résidus correspondent à des potentiels de production d'énergie respectifs de 987,5 et 1396 PJ/an (soit 274,3 et 380,3 TWh/an, respectivement ; Karan et Hamelin, 2021). Rappelons que ces estimations n'intègrent pas les autres usages possibles de ces résidus, ni les contraintes agronomiques ou techniques liées à leur collecte ou à la méthanisation.

Dans un autre travail de modélisation mobilisant notamment les outils élaborés lors de l'étude INRA-4/1000, Andrade-Díaz *et al.* (2023) ont réalisé des estimations de la production moyenne annuelle de résidus de culture agrégée à l'échelle nationale (Tableau 5).

Tableau 5. Potentiel simulé de production et de récolte des résidus de cultures annuelles (Andrade-Díaz *et al.*, 2023 ; valeurs d'équivalence énergétique calculées sur la base de Karan et Hamelin, 2021).

Cultures	Mobilisation pour la bioéconomie	Potentiel de résidus estimé à l'échelle nationale (MT MS/an) ^a	Fraction de résidus récoltables techniquement	Potentiel de résidus récoltables estimé à l'échelle nationale (MT MS/an) ^a	Equivalence énergétique (PJ/an)
Blé	O	35,43	0,60	11,48	174,5
Maïs grain	O	14,15	0,70	5,35	93,1
Maïs ensilage	N	0,26	0	0,00	0
Pois	O	2,41E-3	0,60	7,80E-4	0,01
Colza	O	3,18	0,55	0,94	15,4
Tournesol	O	0,89	0,80	0,38	5,3
Betterave	O	1,20	0,91	0,59	9,8
Luzerne	N	0,05	0	0,00	0
Prairies temporaires	N	1,13	0	0,00	0
Biomasse potentiellement disponible pour la bioéconomie, une fois les usages pour les animaux déduits (MT MS/an)		30,39		18,74	298,1

Selon les simulations, la production de résidus serait de 56,3 MT MS/an, soit 894 PJ/an ou 248 TWh/an en utilisant les mêmes facteurs de conversion que Karan et Hamelin (2021), soit légèrement moins que dans le travail cité précédemment. Les méthodologies mises en œuvre étant différentes, il n'est pas anormal que les résultats soient eux-mêmes différents.

Afin de déterminer le potentiel de résidus valorisables en bioéconomie, Andrade-Díaz *et al.* (2023) proposent d'intégrer une pondération pour tenir compte des usages pour les animaux (46%). **En intégrant cette contrainte et les limites des techniques de récolte des résidus, le potentiel de résidus valorisables en bioéconomie est de 18,74 MT MS/an (soit 298,1 PJ/an ou 82,8 TWh/an). Cette fois encore, les contraintes agronomiques ne sont pas intégrées dans les estimations. La conversion entre la masse de résidus et l'énergie potentielle n'intègre pas les contraintes liées à la méthanisation, notamment en terme de rapport C/N.**

Enfin, dans une autre étude, Malet *et al.* (2023) ont estimé à partir de la base de données ELBA la production de résidus associés aux cultures de céréales à paille, de maïs grain, de colza et de tournesol. Tenant compte des besoins en paille des animaux, ils estiment la quantité de résidus disponibles pour la méthanisation à 21 Mt MS/an, composés aux 2/3 de résidus de céréales à paille et produits pour l'essentiel dans le Bassin parisien. Cette estimation est proche de celle de Andrade-Díaz *et al.* (2023). En intégrant notamment les contraintes techniques liées à la méthanisation évoquées précédemment (teneur en matière sèche, rapport C/N), ils aboutissent en revanche à un potentiel de génération de biogaz de 11,7 TWh/an, soit nettement plus faible.

2.1.3.2 Résidus prélevés vs. résidus laissés au champ

Dans la littérature scientifique, les valeurs de la proportion de résidus pouvant être prélevée varient de 15 à 60% des résidus récoltables selon la culture considérée (Fischer *et al.*, 2010 ; Haase *et al.*, 2016 ; Monforti *et al.*, 2015 ; Scarlat *et al.*, 2019). Selon FranceAgriMer (2021) les proportions de résidus laissés au sol en France varient de 41 à 96% des résidus techniquement récoltables. Cette limitation illustre la volonté de préserver la teneur en carbone des sols cultivés. Il y a toutefois encore peu d'études quantitatives qui prennent en compte des critères agronomiques, comme par exemple la teneur en carbone organique des sols et son évolution sous l'influence des prélèvements de résidus pour un usage en bioéconomie.

Une vision alternative consiste à considérer la circularité de la bioéconomie en intégrant dans l'analyse le retour au sol des co-produits de l'utilisation des résidus de cultures.

Dans l'étude évoquée précédemment (Andrade-Díaz *et al.*, 2023) une simulation des effets de différents scénarios de mobilisation des résidus de cultures pour la bioéconomie sur la teneur en carbone des sols (30 premiers cm) à un horizon de 100 ans a été réalisée. Différents scénarios bioéconomiques ont été testés (pyrolyse, gazéification, liquéfaction hydrothermale, méthanisation et production d'éthanol 2G) avec à chaque fois prise en compte du retour au sol d'un co-produit (pyrochar, gaschar, hydrochar, digestat et molasses, respectivement) et de la plus ou moins grande récalcitrance du carbone ainsi apporté. Il est important de garder présents à l'esprit que ces différents co-produits se distinguent selon la méthode de pyrolyse, de production, le choix des matières brûlées ou encore la technique d'incorporation dans le sol. Tous ne sont pas utilisables en agriculture et il est donc nécessaire d'adapter les techniques en fonction des objectifs visés. En particulier, il existe un risque de contamination par des substances indésirables (HAP, dioxines et autres contaminants selon les intrants ; Han *et al.*, 2022), limitant de fait les possibilités d'utilisation en agriculture. Une mauvaise utilisation du produit pourrait avoir des effets négatifs sur les sols et les écosystèmes.

Les résultats ont été comparés à ceux obtenus pour les pratiques actuelles (exportation de 46 % des résidus pour l'alimentation et la litière des animaux d'élevage ; limitation des prélèvements à 31,5 % des résidus techniquement récoltables). La comparaison indique qu'avec les pratiques actuelles le stock de carbone des sols pourrait décroître en moyenne de 2 %, avec une très forte hétérogénéité spatiale de cette décroissance. Les différents scénarios bioéconomiques fournissent des résultats contrastés, avec de très fortes augmentations du stock de carbone des sols pour les apports de pyrochar et de gaschar. Les résultats montrent aussi que des taux de prélèvement nettement supérieurs au seuil de 31,5 % seraient compatibles avec un maintien de la teneur en carbone des sols dans certaines régions. De manière réciproque des taux plus faibles, voire nuls, pourraient être appliqués dans les régions où des diminutions des stocks de carbone sont projetées.

L'étude de Malet *et al.* (2023) intégrant non seulement les besoins liés aux animaux mais aussi les contraintes techniques liées à la méthanisation, ce sont ses estimations que nous avons conservées pour la suite de ce rapport.

2.1.4 Déchets alimentaires

Les déchets alimentaires font partie d'une catégorie plus large qui est celle des biodéchets. D'après l'ordonnance du 29 juillet 2020, les biodéchets sont « les déchets non dangereux biodégradables de jardin ou de parc, les déchets alimentaires ou de cuisine provenant des ménages, des bureaux, des restaurants, du commerce de gros, des cantines, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que les déchets comparables provenant des usines de transformation de denrées alimentaires ». Ils sont donc produits dans les logements, les commerces et les installations industrielles, au contraire des co-produits agricoles disponibles dans les fermes.

Selon leurs origines, les biodéchets présentent des propriétés physico-chimiques variables, notamment les taux de matière organique, d'azote et de phosphore. Ils sont généralement plus humides que les résidus agricoles (surtout fumiers et matières végétales). Leur ajout à une base lisier permet d'augmenter le taux d'azote apporté par le digestat mais n'améliore pas celui du carbone (Jimenez, 2021).

La réglementation européenne et française impose une valorisation matière de ces déchets permettant leur retour au sol. Obligatoire pour les gros producteurs (> 10t/an) depuis 2016, elle s'imposera à tous au 31/12/23. Les biodéchets devront alors être compostés par leur producteur ou collectés pour une valorisation par des services dédiés, par compostage ou méthanisation. Ceci pourrait constituer en théorie une opportunité pour la méthanisation agricole.

Comme évoqué dans le §1.1.5., selon l'étude ADEME sur les gisements de substrats pour la méthanisation (ADEME, 2013), le gisement brut annuel de biodéchets est estimé par l'ADEME à 21,6 Mt MB dont la majorité est issue des ménages, auxquels s'ajoutent un peu plus de 16 Mt MB de déchets d'industries agro-alimentaires. Sur la base des quantités nettes disponibles, les biodéchets représenteraient un potentiel de production de biogaz de l'ordre de 14 TWh.

La typologie d'habitat, la présence ou non d'opérations de prévention et compostage individuel ou collectif, les modalités de collecte mais aussi la mobilisation des ressources vers d'autres valorisations (compostage, biocarburants, incinération...) sont autant de facteurs susceptibles d'influer sur la disponibilité finale pour une valorisation en méthanisation (ADEME, 2013).

Compostage et méthanisation sont en théorie complémentaires³ mais ils peuvent aussi parfois être en concurrence pour le même gisement de biodéchets. À ce jour, le compostage est la solution la plus déployée : il existe 749 centres de compostage contre 17 unités de méthanisation de déchets ménagers⁴. Le déploiement d'unités de micro-méthanisation urbaines pourrait permettre de développer cette filière. Le projet européen DECISIVE s'est concentré sur le développement de la micro-méthanisation des biodéchets en milieu urbain. Coordonné par INRAE, ce programme lancé en 2016 avec 14 partenaires implantés en France, Allemagne, Espagne, Italie, Belgique et Danemark a permis de développer et tester en vraie grandeur un système de micro-méthanisation efficace de proximité. Du point de vue des nutriments, le consortium a démontré que le biodéchet, qui a un pouvoir méthanogène élevé, permet de produire un digestat contenant de l'azote minéral valorisable en fertilisation. Toutefois, outre certains freins réglementaires, la microméthanisation doit encore démontrer sa pertinence économique⁵.

Le potentiel mobilisable est cependant très dépendant de la mobilisation des producteurs, toute nature confondue, dans leur geste de tri, de la qualité de ce geste de tri et du déploiement de solutions de collecte efficaces et innovantes. Par rapport aux résidus agricoles, les biodéchets sont produits dans des volumes plus petits et plus dispersés, entraînant une logistique de collecte importante pour les rassembler en un lieu de traitement, ainsi qu'une concertation entre les acteurs de la gestion des déchets et les collectivités (Bautista Angeli *et al.*, 2018). Pour les biodéchets des ménages, une étude réalisée en Allemagne a montré que la qualité et la quantité collectée dépendent plus du mode de collecte (porte à porte ou point d'apport volontaire, fréquence, etc.) que des caractéristiques socio-économiques des populations (Walk *et al.*, 2019). Certains d'entre eux, notamment les invendus de commerces, peuvent contenir une part importante d'inertes (verre, plastique, etc.) provenant des emballages des aliments. Dans ce cas, ils doivent être déconditionnés pour extraire ces indésirables, ce qui se fait souvent dans une machine adaptée (Moretti *et al.*, 2020). Le stockage des biodéchets peut donner lieu à un début d'hydrolyse, ce qui favorise la digestion anaérobie par la suite, mais il ne doit pas durer plus d'une semaine pour éviter l'inhibition par les composés formés (Degueurce *et al.*, 2008).

³ https://solagro.org/medias/publications/f111_guide-biodechets--du-tri-a-la-source-jusqu-a-la-methanisation.pdf

⁴ <https://www.sinoe.org/thematiques/consult/ss-theme/29>

⁵ <https://www.actu-environnement.com/ae/news/micro-methanisation-collecte-tri-biodechets-2024-41521.php4>

2.1.5 Cultures dédiées

Pour le groupe d'experts, le respect des objectifs de la SNBC est impératif. Afin d'éviter tout dérive, le recours à des cultures principales pour l'alimentation des méthaniseurs est à éviter.

Les cultures principales restent limitées dans une proportion maximale de 15 % du tonnage brut total des intrants entrant dans la ration d'un méthaniseur (article D. 543-292 du code de l'environnement). Selon un rapport de la mission d'information du Sénat⁶, « *les études indiquent que ce seuil est rarement atteint. Toutefois il est impératif de pouvoir contrôler précisément les intrants, ce qui rejoint les préconisations ci-dessus concernant les moyens des services de l'État. En outre, il faut s'interroger sur l'utilisation optimale de la biomasse sur un territoire donné.* »

Selon l'ONRB, en 2020, les cultures principales (essentiellement maïs fourrage et ensilage) représentaient 5,5% de la ration des méthaniseurs en France (ONRB, 2020). Dans un scénario où la proportion de maïs fourrage et ensilage dans la ration des méthaniseurs attendrait la limite légale de 15 %, cela correspondrait à 14 % de la production nationale de maïs fourrage et ensilage (ONRB, 2020). En dehors des Pays de la Loire, de la Bretagne et de la Normandie, qui sont les trois grandes régions productrices de maïs fourrage et ensilage, la plupart des régions françaises seraient amenées à mobiliser entre 20 et 51 % de leur production pour la méthanisation. L'Ile-de-France et PACA requerraient respectivement 14 et 21 fois leur production régionale. Pour que ce seuil de 15% soit atteint, les trois grandes régions productrices précitées deviendraient très probablement fournisseurs de maïs fourrage et ensilage des unités de méthanisation implantées dans les autres régions. En plus de l'aspect logistique, se pose la question des impacts d'une réorientation de 14 % du maïs fourrage ensilage produit vers la méthanisation à partir du débouché de l'alimentation animale, et par suite la question du prix du maïs fourrage ensilage dans ce contexte de concurrence accrue.

Par ailleurs, il est à noter que la notion de « cultures dédiées » nécessite encore des efforts d'explicitation à destination des citoyens, les CIVE étant parfois perçues comme des cultures qui se substituent à des cultures alimentaires, entraînant des réactions négatives des riverains vis-à-vis des activités de méthanisation agricole. Comme évoqué précédemment, dans certaines conditions les CIVE pourraient empiéter dans le temps sur les cultures principales, avec des impacts négatifs potentiels sur ces dernières. C'est notamment le cas des CIVE d'hiver dont la récolte pourrait être repoussée afin de maximiser leur rendement, avec des conséquences sur la disponibilité en eau pour les cultures suivantes.

Le décret n°2022-1120 a modifié les articles D.543-291 et suivants du code de l'environnement et le décret n°2019-570 du 7 juin 2019, précisant les définitions de cultures principales et de cultures intermédiaires. En effet, ces définitions posaient des difficultés d'interprétation, par exemple lorsque se succédaient une culture intermédiaire pour la méthanisation et une culture principale à destination de biocarburants ou méthanisation. Ces cultures à débouchés non alimentaires présentent des cycles décalés par rapport aux traditionnels enchaînements couvert-culture alimentaire.

Le décret définit comme culture principale toute culture remplissant au moins l'une des conditions suivantes :

- Unique culture récoltée sur une parcelle au cours d'une année civile,
- Culture déclarée comme culture principale dans une demande d'aide relevant de la PAC⁷,
- Culture récoltée sur une parcelle pour laquelle aucune demande d'aide PAC n'a été faite pour l'année de récolte,

⁶ Méthanisations : au-delà des controverses, quelles perspectives ? Rapport d'information n° 872 (2020-2021), déposé le 29 septembre 2021. <https://www.senat.fr/rap/r20-872/r20-872.html>

⁷ À noter que ce décret rapproche le code de l'environnement et le code rural, en définissant la culture principale comme la culture déclarée à la PAC.

- Culture présente sur la parcelle au 1^{er} juin, ou, le cas échéant, à une autre date comprise entre le 1^{er} juin et le 15 juin, définie par le représentant de l'Etat dans le département, au regard des spécificités climatiques et des pratiques culturelles,
- Culture pérenne mentionnée à l'article R. 411-9-11-1 du code rural et de la pêche maritime ou culture cultivée sur une parcelle sur laquelle une culture pérenne est implantée.

Selon ces critères de date, une CIVE peut donc être requalifiée en « culture principale », ce qui n'est pas anodin pour l'utilisation de cette biomasse pour la production de biogaz.

Le décret influence la date de semis des CIVE d'été, implantées après récolte de la culture principale précédente (comme une orge d'hiver, un pois...) qui ne s'effectue pas avant le mois de juin. Quant aux CIVE d'hiver, elles doivent être récoltées avant le 1^{er} juin, ce qui est généralement le cas pour assurer le semis de la culture principale suivante.

Selon ce décret, la CIVE est donc toujours définie par rapport à la culture principale. Les cultures intermédiaires désignent « les cultures cultivées sur le territoire de l'Union européenne qui ne sont pas des cultures principales et qui sont semées et récoltées sur une parcelle entre deux cultures principales récoltées sur une année civile ou deux années civiles consécutives ».

Le décret précise que plusieurs cultures principales peuvent être récoltées sur une même parcelle au cours d'une même année civile. Par dérogation, la biomasse récoltée sur une prairie permanente ou une zone tampon enherbée ne constitue pas une culture principale.

Quoi qu'il en soit et malgré les éléments plutôt rassurants fournis par l'ONRB, il est indispensable d'assurer un suivi régulier et précis des pratiques des exploitants de méthaniseurs afin d'identifier les écarts à la réglementation et de mieux connaître les pratiques effectives. En effet, les données rapportées le sont sur une base déclarative, ce qui alimente la méfiance de certaines parties prenantes vis-à-vis de la méthanisation⁸.

2.2 Biomasse liquide

2.2.1 Cultures ligno-cellulosiques et taillis à courte rotation

Selon le groupe d'experts, il n'existe pas de cartographie nationale des surfaces adaptées pour ces productions. Un tel travail reste à faire.

Une stratégie parfois utilisée pour établir la carte des zones aptes à recevoir du miscanthus ou des TCR/TTTCR de saule consiste à croiser trois cartes (CAN, 2022) :

- la carte de l'occupation des sols excluant les prairies permanentes. Seules les surfaces en cultures, en prairies temporaires de moins de 5 ans et les jachères de moins de 5 ans sont prises en compte. Les prairies permanentes sont exclues car les cultures ligno-cellulosiques n'ont pas vocation à les remplacer,
- la carte des pentes inférieures à 10 % (au-delà les chantiers sont difficilement mécanisables),
- la carte des zones humides et sites Natura 2000, où les cultures ligno-cellulosiques ne sont pas autorisées.

La priorisation des surfaces peut être affinée en croisant la carte précédente avec des cartes de vulnérabilité du territoire (sensibilité à l'érosion, vulnérabilité des ressources en eau par exemple dans les cas d'aires d'alimentation de captage, etc.).

Quel que soit le type de peuplement végétal, il est indispensable de prendre en compte les compétitions d'usage pour les surfaces vis-à-vis des cultures alimentaires. Les cultures à vocation énergétique doivent être limitées aux surfaces à faible potentiel de production de biomasse.

⁸ Voir par exemple <https://www.reussir.fr/grandes-cultures/methanisation-agricole-la-realite-du-modele-francais-remise-en-question>

2.2.1.1 Taillis à courte rotation

Les plantations de taillis à courte rotation (TCR), voire à très courte rotation (TTCR), sont des plantations denses d'essences forestières à croissance rapide (peuplier, saule, robinier, eucalyptus...) qui, grâce à des souches bourgeonnant à nouveau après chaque récolte, permettent une coupe du taillis tous les 5 à 10 ans pour les TCR, tous les 2 à 4 ans pour les TTCR. A titre indicatif, la Figure 5 résume quelques caractéristiques des espèces préconisées pour l'utilisation en TCR/TTCR.

Caractéristiques et conditions favorables pour une croissance et un rendement optimaux		Saule	Peuplier	Aulne	Robini- faux-acacia	Eucalyptus
Aspect						
Températures moyennes	Annuelle	> 7 °C	> 7 °C	> 10 °C	> 8 °C	-
	Période végétative	> 13 °C	> 13 °C	> 15 °C	-	-
Précipitations	Annuelles	600 - 1000 mm	600 - 1000 mm	1000 mm	> 400 mm	600 - 1000 mm
	Période végétative	> 300 mm	> 300 mm	> 480 mm	-	-
Types de sols		Limoneux argileux à sableux	Limoneux argileux à sableux	Argilo-limoneux, argileux ou sableux, alluviaux	De préférence sableux ou sablo-argileux	Sableux ou argilo-sableux
pH du milieu		5.5 - 6.5	5.5 - 7	> 4.5	Indifférent	< 7
Altitude adaptée		< 1300 m	< 600 m	< 1800 m	< 1600 m	< 400 m
Parcelle	en pleine lumière	Favorable	Favorable	Favorable	Favorable	Favorable
	fortement exposée au vent	Neutre	Très défavorable	Neutre	Neutre	Défavorable
	fortement exposée au gel	Neutre / Défavorable	Gelées tardives très défavorables	Gelées tardives très défavorables	Neutre	Gel brutal et intense très défavorable
	irriguée	Favorable	Favorable	Favorable	Neutre / Défavorable	Neutre / Défavorable
Sol	hydromorphe / asphyxiant	Défavorable	Défavorable	Défavorable	Très défavorable	Très défavorable
	marécageux	Neutre / Défavorable	Défavorable	Neutre	Très défavorable	Défavorable
	frais à humide	Favorable	Favorable	Favorable	Neutre / Défavorable	Neutre / Défavorable
	bien aéré	Favorable	Favorable	Favorable	Favorable	Favorable
	filtrant	Très défavorable	Très défavorable	Très défavorable	Favorable	Favorable
	sec	Très défavorable	Très défavorable	Très défavorable	Favorable	Favorable
	profond	Favorable	Favorable	Favorable	Favorable	Favorable
Disponibilité en eau	calcaire actif	Neutre	Neutre	Défavorable	Défavorable	Très défavorable
	Eau peu ou pas disponible	Défavorable	Défavorable	Défavorable	Favorable / Neutre	Favorable / Neutre
	Bonne disponibilité dans le 1 ^{er} m de sol	Favorable	Favorable	Favorable	Neutre	Neutre
Risques d'engorgements	Ennoyages saisonniers ponctuels	Neutre	Neutre	Neutre	Défavorable	Neutre / Défavorable
	Ennoyages saisonniers fréquents	Neutre / Défavorable	Neutre / Défavorable	Neutre / Défavorable	Très défavorable	Très défavorable
	Engorgements permanents	Défavorable	Très défavorable	Défavorable	Très défavorable	Très défavorable
Attaques extérieures	Risques sanitaires	Rouille	Rouille	Phytophthora alni	Pas de risque sanitaire majeur	Pas de risque sanitaire majeur
	Autres risques	Abrouissement sur parcelles réduites	Abrouissement sur parcelles réduites	Attaques de cervidés	Sensible au gui	-
Autres caractéristiques spécifiques		Valorise bien l'irrigation	Développement de dragons sur des sites à sols peu profonds	Peut contribuer à enrichir des terrains pauvres en azote	Peut contribuer à enrichir des terrains pauvres en azote	Arbre à feuilles persistantes en hiver
		Résistant au froid (jusqu'à -30 °C ponctuellement)		Craint la concurrence (espèce de pleine lumière)	Espèce pionnière : développement de dragons	Croissance quasi-continue
		Fort taux de rejet			Présence d'épines	
Plantation en TCR / TTCR	Densité de plantation (plants / ha)	10 000 – 20 000	5000 – 15 000	4000 – 8000	1250 – 12 000	1250 – 5000
	Longueur des rotations	2 à 4 ans	2 à 20** ans	7 à 20 ans	3 à 10 ans	2 à 10 ans
	Hauteur moyenne à la récolte	3.5 à 5 m	Plus de 12 m		2 à 5 m	
	Rendement moyen	7 à 12 t MS/ha/an*	7 à 15 t MS/ha/an	6 à 10 t MS/ha/an	6 à 10 t MS/ha/an	5 à 12 t MS/ha/an
	Coûts d'installation	Bas - moyens	Bas - moyens	Elevés	Elevés	Elevés
	Destination possible de la biomasse produite	Bois - énergie	Bois - énergie ; Industrie	Bois - énergie ; Industrie	Bois - énergie ; Industrie ; Piquets	Bois - énergie ; Industrie
	Teneur en eau	50 – 55 %	50 – 55 %	-	25 – 45 %	45 – 50 %
	Plants	Boutures	Boutures, plançons	Plants racines nues	Plants racines nues	Boutures, plançons
Matériel végétal recommandé		Clones suédois, anglais	Clones italiens	Aulne glutineux	Variétés hongroises	Gunii ou Gundal

Figure 5. Principales caractéristiques des espèces préconisées pour l'utilisation en TCR/TTCR (Marron *et al.*, 2012).

Selon le principe de « planter une fois, récolter plusieurs fois », le bois est produit sur une période de 20 à 25 ans. L'objectif est de produire le maximum de biomasse ligneuse par unité de surface (10 à 13 tonnes de matière sèche par hectare et par an, soit 150 à 250 tonnes de matière fraîche par hectare lors de la récolte) à partir d'un matériel végétal sélectionné et homogène.

Selon les données de l'ONRB, la surface nationale occupée par des TCR s'élevait à 4 100 ha en 2021, pour une production annuelle de 50 900 et 53 600 t MS/an en 2021 et 2022, respectivement⁹. Les régions Pays de la Loire et Occitanie concentrent près de la moitié de la production nationale. Les TCR sont quasi-exclusivement dédiés à la production d'énergie par combustion et à la papeterie. La quantification des volumes valorisés dans chacun de ces deux secteurs ne fait l'objet ni d'un suivi régulier, ni d'étude permettant de les distinguer. Il semble que les TCR d'eucalyptus et de peuplier soient davantage utilisés en papeterie.

Après une phase initiale au cours de laquelle les TCR/TTCR avaient semblé devoir constituer une opportunité intéressante pour les agriculteurs, les experts du groupe INRAE confirment que la dynamique semble s'être essouffée, notamment du fait de difficultés dans la gestion de ces dispositifs et d'une rentabilité économique remise en question. Toutefois, cet avis repose essentiellement sur un retour d'expérience ponctuel des experts, sans que des données quantitatives ou des études économiques ne permette de l'étayer. Une étude de la même nature que celle publiée en 2023 par FranceAgriMer pour d'autres filières de valorisation agricoles non alimentaires (FranceAgriMer, 2023) permettrait le cas échéant d'objectiver cette impression.

2.2.1.2 Miscanthus

Actuellement, environ 11 000 hectares de miscanthus sont cultivés en France métropolitaine, avec une progression de 16 % par an observés ces dernières années. Depuis 2017 les surfaces de Miscanthus ont doublé. La culture du miscanthus est surtout localisée dans la moitié nord de la France (Figure 6). Les régions les plus importantes sont les Pays de la Loire (1 800 ha en 2022) la Normandie (1 200 ha), le Centre Val de Loire (1 200 ha) et les Hauts de France (1 200 ha). Ces dernières années sont marquées par un développement notable des surfaces dans le Sud Ouest, la région Nouvelle Aquitaine est en forte croissance et atteint désormais les 900 ha, soit autant que la région Bretagne ou Grand Est. La Mayenne reste le premier département en termes de surfaces de miscanthus : elle compte plus de 120 exploitations, qui cumulent près de 10 % des surfaces nationales, soit 7,3 ha de miscanthus par exploitation. L'Eure-et-Loir, la Somme et le Maine-et-Loire disposent également d'exploitations de grandes tailles (6 ha/exploitation). L'Aisne concentre aussi près de 120 exploitations, mais de plus petites tailles (2,5 ha en moyenne).

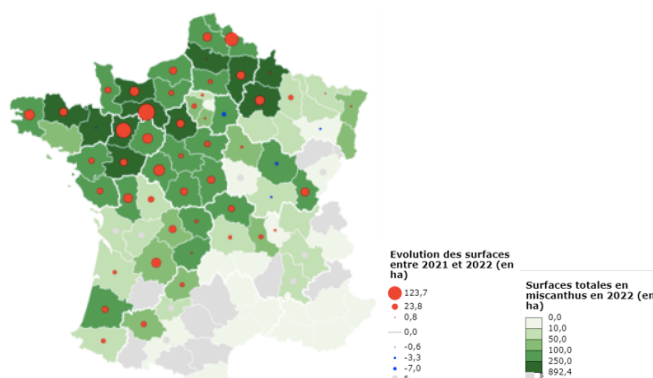


Figure 6. Répartition des surfaces cultivées avec du miscanthus en 2022 (Source France Miscanthus ; <https://france-miscanthus.org/le-miscanthus-en-chiffres/>).

En 2021, la production totale est estimée à 71 700 tonnes (FranceAgriMer). En 2022, les volumes récoltés sont de l'ordre de 80 500 tonnes, compte tenu des nouvelles surfaces implantées, soit une

⁹ <https://visionet.franceagri.fr/Pages/Statistiques.aspx?menuurl=Statistiques/multi-filieres/Observatoire%20de%20la%20biomasse/agriculture/cultures%20d%C3%A9di%C3%A9es%20non%20alimentaires/tailles%20%C3%A0%20courte%20rotation>

augmentation de 12 % des volumes. La production totale pourrait ainsi atteindre 92 400 tonnes en 2023 et dépasser les 100 000 tonnes en 2024.

La filière est caractérisée par un déplacement des usages, qui étaient majoritairement dédiés à l'énergie en 2014 (2/3 des usages), alors qu'en 2022 ce sont la litière animale (52%) et le paillage horticole (25%) qui en sont les deux usages majeurs (les usages énergétiques directs ne représentant plus que 20% des usages ; Figure 7). A noter que les litières animales souillées pourraient être mobilisées pour la production de biogaz ou valorisées par combustion. Toutefois, aucune donnée sur cet usage n'est *a priori* disponible.

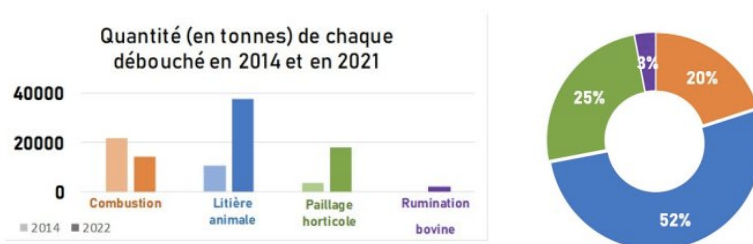


Figure 7. Répartition des débouchés du miscanthus (Source France Miscanthus ; <https://france-miscanthus.org/le-miscanthus-en-chiffres/>).

L'étude publiée en 2020 par FranceAgriMer sur la formation des prix dans la filière française du miscanthus a mis en évidence un coût de production moyen de 64€/t, un prix moyen en vente directe (en vrac) du producteur au consommateur final de 142€/t, avec des écarts selon les différents usages (FranceAgriMer, 2020). Les transformateurs vendent quant à eux en moyenne à 181 €/t dans le cadre de vente au client final ou 276 €/t dans la cadre de vente à des grossistes ou jardinerie. Enfin, les grossistes s'approvisionnent autour des 276 ou 315 €/t en fonction de la source (transformateur ou producteur en direct) mais présentent des prix de vente au client final bien plus élevé, 2 000 €/t en moyenne, notamment car ils proposent des petits conditionnements en sac qui sont très bien valorisés.

Une autre étude réalisée dans les départements de l'Eure et de la Seine-Maritime en 2020-2021 fournit des valeurs de 150 à 180 €/t pour les usages litière, 160 €/t pour l'alimentation animale et 50 à 75€/t pour la valorisation énergétique (CAN, 2022).

L'étude publiée en 2023 par FranceAgriMer pour les filières de valorisation agricoles non alimentaires (FranceAgriMer, 2023) confirme que le principal facteur de différenciation des prix est le conditionnement : plus le volume du contenant est limité, plus le prix de vente est élevé. Ainsi, le paillis en vrac est vendu un peu plus de 150 €/tMB, plus de deux fois moins cher que le big bag (335 €/tMB) et environ quatre fois moins cher que le sac de 8 à 25 kg (565 €/tMB). Les prix de vente continuent à évoluer à la hausse, et ce particulièrement pour les sacs. Cette dynamique s'explique notamment par le développement de la notoriété du miscanthus et d'une demande localement toujours forte.

Le miscanthus est principalement implanté sur des terres précédemment dédiées aux grandes cultures, généralement à une alternance de cultures annuelles (blé, maïs, colza, betteraves), ou aux cultures fourragères (prairie, maïs ensilage ; FranceAgriMer, 2023). Il montre une préférence pour les sols profonds et bien alimentés en eau (500 à 600 mm de précipitations nécessaires d'avril à novembre)¹⁰. L'enracinement est profond et peut atteindre 2 mètres. Très sensible au stress hydrique de juin à septembre, il présente une faible affinité pour les sols légers, caillouteux ou superficiels. A l'opposé, le miscanthus est également sensible aux excès d'eau hivernaux et à l'eau stagnante. Il s'agit donc d'éviter les sols hydromorphes et les terrains inondables. Le miscanthus a un zéro de végétation compris entre 6 et 10°C. Toutefois, il peut être sensible aux fortes gelées de

¹⁰ <https://www.bioeconomie-hautsdefrance.fr/wp-content/uploads/2020/08/miscanthus-culture-perenne.pdf>

printemps l'année de l'implantation. Une fois installé, il semble bien résister au froid hivernal. Il conviendra de privilégier des terres plutôt limono-argileuses.

Plante pérenne, le miscanthus n'atteint pas son rendement de croisière avant plusieurs années, pendant lesquelles celui-ci augmente progressivement.

L'estimation des volumes ci-après est basée sur un rendement progressif, calculé à par des données d'enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs (FranceAgriMer, 2023) :

- 13 tonnes/ha pour les surfaces implantées depuis au moins cinq ans.
- 11 tonnes/ha pour les implantations de quatre ans.
- 7,4 tonnes/ha pour les implantations de trois ans.
- 4,1 tonnes/ha pour les implantations de deux ans.
- Pas de récolte en première année, les surfaces n'étant pas productives avant deux ans.

La productivité du miscanthus dépend de la situation de la parcelle. La situation favorable pour une productivité maximale est définie comme une parcelle en sol profond, avec une alimentation en eau adaptée (forte RU et/ou pluviométrie régulière sur la période de végétation), avec un pH compris entre 5,5 et 8. La situation limitante est essentiellement définie par des conditions d'alimentation hydrique déficientes. Elle est comprise entre la situation favorable et les limites d'exclusion qui sont : les sols d'argile lourde hydromorphes, des sols sableux et les sols très superficiels. La culture est également limitée par la portance de la parcelle en hiver (mécanisation de la récolte).

2.2.1.3 Faisabilité

C'est sur le miscanthus que l'on dispose des références agronomiques les plus complètes (implantation, itinéraire technique, niveaux de production, destruction), ce qui constitue une garantie pour une mise en production réussie. A part pour l'implantation, la production de miscanthus utilise le matériel présent sur l'exploitation.

L'unité et la valeur du rendement d'une culture variera selon l'utilisation finale visée. Dans une étude filières « bas-intrants » réalisée en 2016 pour le Syndicat des Eaux et de l'Assainissement Alsace-Moselle et l'agence de l'eau Rhin Meuse, Blézat Consulting a comparé différentes filières de valorisation énergétique via la production de Mètres Cubes Apparents Plaquette (MAP) en bois sec (environ 30% d'humidité). Ces MAP produits ont été ramenés en ha et en année étant entendu que la production n'est pas annuelle sauf pour le miscanthus (Figure 8).

	Durée du cycle de production	Rendement (MAP/ha/an)
Miscanthus	1 an à partir de N+3	125 à 170
TTCR	Tous les 2 à 3 ans	20 à 50
TCR	Tous les 7 à 10 ans	30 à 70
Haies	Tous les 15 ans	67

Figure 8. Comparaison des rendements de différentes filières de production de MAP (Source Blézat Consulting¹¹).

2.2.2 CLC, TCR et résidus valorisés pour la production de biocarburants

Les procédés de fabrication de biocarburants 2G (ou biocarburants) avancés utilisent des matières premières lignocellulosiques : résidus agricoles, déchets forestiers, cultures dédiées comme le miscanthus. Ces ressources sont constituées essentiellement de lignine (15 à 20 %), de cellulose (35 à

¹¹ opera-connaissances.chambres-agriculture.fr/doc_num.php?explnum_id=157760

50%) et d'hémicellulose (20 à 30 %). Les produits sont classiquement répartis en deux familles : bioéthanol avancé d'une part et biogazole/biokérosène avancés d'autre part (Figure 9).

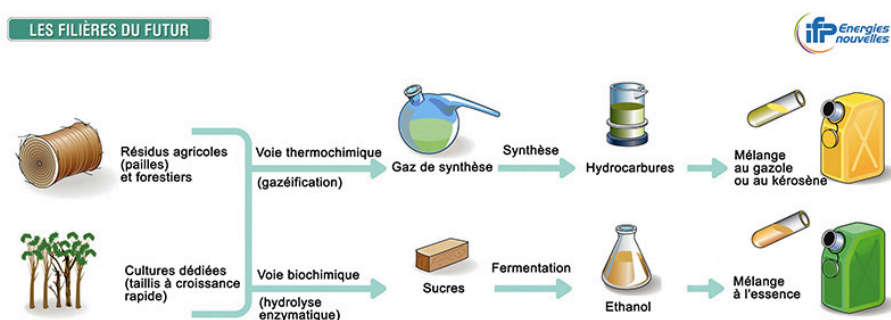


Figure 9. Représentation schématique des filières de production de biocarburants avancés (Source : IFPEN¹²).

• Bioéthanol avancé

Destiné aux moteurs à essence, il est produit par des procédés biochimiques, plus spécifiquement par fermentation de sucres mais à la différence du bioéthanol 1G la source végétale ne fournit pas directement un sucre exploitable.

Plusieurs étapes de transformation supplémentaires sont nécessaires (Figure 10) :

- extraction de la cellulose de la biomasse par un traitement physico-chimique ;
- transformation de la cellulose en glucose par hydrolyse à l'aide d'enzymes produites par des micro-organismes qui dégradent naturellement la cellulose en glucose ;
- transformation du glucose en éthanol par fermentation sous l'action de levures, selon le même processus que pour la filière conventionnelle ;
- purification de l'éthanol par distillation et déshydratation.

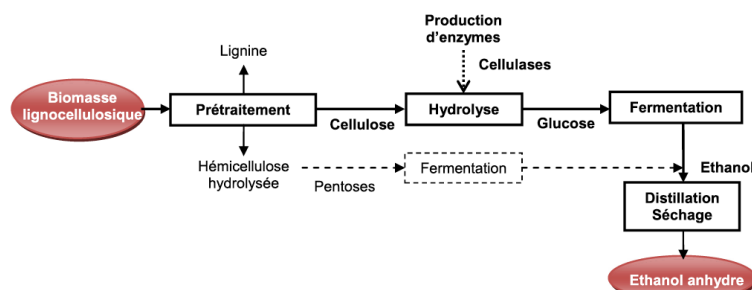


Figure 10. Schéma de principe du procédé de production d'éthanol à partir de biomasse lignocellulosique (Vaitilingom *et al.*, 2021).

Plusieurs contraintes sont à noter :

- la composition de la biomasse, la lignine n'étant pas directement valorisable en carburant (source de limitation des rendements) et constituant une barrière physique dans les traitements ;
- la dépendance des procédés vis-à-vis de fournisseurs d'enzymes et leurs coûts ;
- l'efficacité des processus de transformation ;
- l'effet d'échelle pour assurer la rentabilité du procédé et la gestion de l'approvisionnement.

• Biogazole et biokérosène avancés

¹² <https://www.ifpenergiesnouvelles.fr/enjeux-et-prospective/decryptages/energies-renouvelables/quel-avenir-les-biocarburants#avances>

La technologie BtL (*Biomass to Liquids*), ou voie thermochimique, permet de produire du biogazole et du biokérosène. Cette fois encore plusieurs étapes sont nécessaires (Figure 11) :

- préparation de la biomasse pour l'homogénéiser grâce à des techniques de pyrolyse ou de torréfaction ;
- gazéification est ensuite menée à plus de 1 000 °C en présence de vapeur d'eau ou d'oxygène pour former du gaz de synthèse constitué de monoxyde de carbone et d'hydrogène ;
- purification du gaz de synthèse afin d'éliminer des composés indésirables comme le soufre, les métaux ou le dioxyde de carbone (CO₂) sont supprimés ;
- mise en œuvre du procédé de synthèse Fischer-Tropsch, qui transforme le gaz de synthèse épuré en gazole et kérosène de synthèse grâce à des catalyseurs.

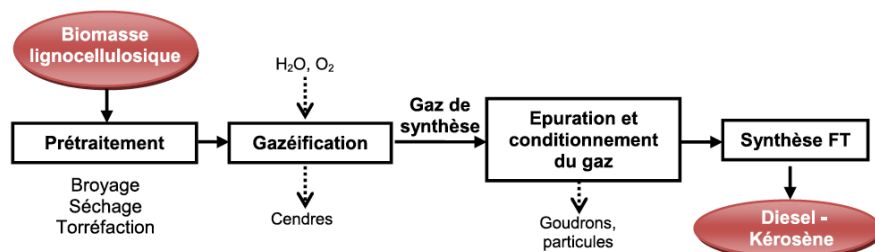


Figure 11. Schéma de principe de la filière *Biomass to Liquids* (voie thermochimique par gazéification ; Vaitilingom *et al.*, 2021).

Les premières unités industrielles de bioéthanol avancé sont opérationnelles aux États-Unis, au Brésil et en Inde. En France, les projets Futurol™ et BioTfuel®, réunissant les principaux acteurs de toute la chaîne ont visé à créer les filières françaises des biocarburants avancés.

La technologie de production de bioéthanol avancé issue du projet Futurol™ est entrée en 2018 dans une phase de commercialisation portée par Axens, filiale de l'IFPEN. Une première licence a été octroyée en 2020 à la société pétrolière et gazière croate INA pour une usine de production de bioéthanol à Sisak (Croatie). Cette usine devrait produire 55 000 t de bioéthanol (équivalent à 70 millions de litres d'éthanol) en utilisant des matières premières lignocellulosiques telles que les résidus agricoles ou le miscanthus.

En juin 2023, IFP Energies nouvelles, Axens, Elyse Energy, Avril et Bionext ont annoncé l'implantation de l'usine BioTJet à Pardies, sur le bassin de Lacq (64). Selon les termes du communiqué de presse, la société BioTJet a vocation à construire et opérer une usine de production de carburants d'aviation durables, obtenus à partir de biomasse et d'hydrogène bas-carbone. A horizon 2028, elle devrait fournir 75 000 tonnes de carburants d'aviation durables pour la décarbonation du transport aérien et 35 000 tonnes de naphta à destination du transport routier et de la chimie verte. BioTJet porte la première industrielle du procédé BioTfuel®, développé de 2010 à 2021 par un consortium réunissant IFP Energies nouvelles, Avril, Axens, le CEA, TotalEnergies et ThyssenKrupp Uhde au sein de la société Bionext. La technologie BioTfuel® permet de valoriser des résidus agricoles et forestiers. BioTJet combine la technologie BioTfuel® de conversion de la biomasse (torréfaction, gazéification, traitement du syngas et synthèse Fischer-Tropsch) et l'injection d'hydrogène externe pour améliorer son rendement bas carbone, doublant ainsi la quantité de kérosène obtenu pour une même quantité de biomasse consommée. BioTJet complète le projet eM-Lacq porté par Elyse Energy.

Il est à noter que les bilans environnementaux des biocarburants 2G, basés sur des descriptions prospectives de filières, possèdent un degré d'incertitude supérieur à ceux de la première génération. Cependant, l'ensemble des études réalisées s'accorde globalement sur une réduction potentielle des impacts environnementaux, en comparaison avec la première, pour les raisons suivantes :

- une biomasse récoltée valorisée à la fois pour être transformée en carburants et pour fournir l'énergie nécessaire à cette transformation, permettant une autonomie vis-à-vis des énergies fossiles ;
- des potentiels de production en carburants à l'hectare généralement plus élevés, du fait que la fraction valorisable de la biomasse ne se limite plus aux composants alimentaires mais à l'ensemble de la plante.

Toute la biomasse étant potentiellement convertie en carburants, les rendements (GJ/ha) des biocarburants 2G sont bien supérieurs (de deux à quatre fois la productivité par hectare) aux biocarburants de première génération, à l'exception de la canne à sucre ou de l'ester d'huile de palme, s'ils sont produits dans des conditions pédoclimatiques favorables (Tableau 6).

Tableau 6. Productivités comparées des biocarburants de première et seconde générations (*in* Vaitilingom *et al.*, 2021).

Filière biocarburant	Rendement biomasse t/ha	Rendement biocarburant	
		Volumique (l/ha)	Énergétique (GJ/ha)
1 ^{re}			
Biodiesel de coco	2.1–2.4 (cop)	500–600	17.3–20.8
Biodiesel de tournesol	1.5–2.4 (gr.)	680–1100	23.4–37.2
Biodiesel de soja	2.6–3.6 (gr.)	450–610	15.8–21.4
Biodiesel de colza	1.5–3.64 (gr.)	690–1560	23.4–52.8
Biodiesel de graine de coton	1.3–1.7 (gr.)	260–340	9.0–11.8
Biodiesel de jatropha	0.8–2 (gr.)	240–600	8.2–20.4
Biodiesel de palme	7–15 (gr.)	3500–7500	121.8–261.0
Éthanol de blé	6.7–8.3	2510–2990	53.4–63.6
Éthanol de maïs	6–8.7	2160–3130	46.0–66.6
Éthanol de betterave	56.4–84	3200–4800	68.1–102.2
Éthanol de canne à sucre	50–85	3500–6500	74.5–138.3
Éthanol de sorgho	92	5000	106.4
2 ^e			
Éthanol de paille de blé	3.2–6.0 (ms)	1200–2270	25.6–48.3
Éthanol cultures pérennes	12.3 (ms)	4060	86.4
Biodiesel FT d’eucalyptus	20 (ms)	3000–5000	103.2–172.0
Méthanol d’eucalyptus	20 (ms)	9000–11000	140–172
DME d’eucalyptus	20 (ms)	10000	188
Biodiesel de bagasse	11 (ms)	1650–2750	56.8–94.6

gr : graines ; dr : drupe ; ms : matière sèche. ¹, ² À partir des co-produits issus respectivement des surfaces de blé et canne à sucre.

Il est aussi possible de comparer les différents types de biocarburants du point de vue des surfaces nécessaires à la production d'une tonne équivalent pétrole (tep ; Tableau 7).

Tableau 7. Surfaces nécessaires à la production d'un m³ ou d'une tep de biocarburants de première et seconde générations (*in Vaitilingom et al., 2021*).

Filière biocarburant	Surface nécessaire pour 1 m ³ de biocarburant En hectare (ha)	Surface nécessaire de biocarburant pour 1 tep/(pour 1 TJ) En hectare (ha)
<i>1^{re}</i>		
Biodiesel de coco	1.67–2	2.0–2.42/(47,8–57,8)
Biodiesel de tournesol	0.91–1.47	1.12–1.80/(26,7–43,0)
Biodiesel de soja	1.67–2.22	1.95–2.65/(46,6–63,3)
Biodiesel de colza	0.64–1.45	0.80–1.80/(15,3–43,0)
Biodiesel de graine de coton	2.94–3.85	3.54–4.64/(84,6–92,0)
Biodiesel de jatropha	1.67–4.17	2.50–5.10/(59,7–121,8)
Biodiesel de palme	0.13–0.29	0.16–0.34/(3,8–8,1)
Éthanol de blé	0.33–0.40	0.66–0.78/(15,8–18,6)
Éthanol de maïs	0.32–0.46	0.63–0.91/(15,0–21,7)
Éthanol de betterave	0.21–0.31	0.41–0.61/(9,8–14,6)
Éthanol de canne à sucre	0.15–0.29	0.30–0.56/(7,2–13,4)
Éthanol de sorgho	0.2	0.39/(9,3)
<i>2^e</i>		
Éthanol de paille de blé1	0,44–0,83	0.87–1.63/(20,8–38,9)
Éthanol cultures pérennes	0,25	0.48/(11,5)
Biodiesel FT d'eucalyptus	0,20–0,33	0.24–0.41/(5,7–9,8)
Méthanol d'eucalyptus	0,09–0,11	0.24–0.30/(5,7–7,2)
DME d'eucalyptus	0,1	0.22/(5,2)
Biodiesel de bagasse2	0.36–0.61	0.44–0.74/(10,5–17,7)

*1 tep=41.8 GJ. ^{1, 2}À partir des co-produits issus respectivement des surfaces de blé et de canne à sucre.

Pour les biocarburants 2G, la performance environnementale, exprimée en g CO₂eq par MJ, montre une réduction des émissions de GES de 50 % et 60 % par rapport à une valeur de référence de carburant fossile de 83,8 gCO₂ eq/MJ, avec des émissions de 3 à 33 g CO₂eq/MJ. Les voies de gazéification utilisant les résidus forestiers comme matière première produisent les émissions les plus faibles.

Selon un rapport de la branche de l'Agence internationale de l'énergie dédiée aux bioénergies (IEA Bioenergy, 2022), les coûts de production des biocarburants sont généralement plus élevés que le prix des combustibles fossiles qu'ils remplacent, ce qui rend leur production non rentable en l'absence de mesures politiques de soutien à la production. Les développeurs de technologies et les producteurs de biocarburants du monde entier explorent des voies de réduction des coûts. Par exemple, la récente augmentation de la capacité de production de carburants de type huile végétale hydrotraitee (HVO) est tirée par plusieurs régions, comme la Suède et la Californie, qui économisent sur les coûts de production en combinant l'utilisation de matières premières à faible coût et des incitations à la production, mais aussi à travers les marchés de crédits carbone créés par des politiques dédiées (par ex. *California's Low Carbon Fuel Standard – LCFS*).

Les filières de production qui nécessitent une collecte et un transport, notamment celles utilisant des matériaux lignocellulosiques comme le bois ou la paille comme matière première, ne sont pas rentables d'un point de vue économique. Selon une étude de l'IEA Bioenergy réalisée en 2019, il est difficile de développer et de démontrer l'intérêt de ces voies technologiques, car l'investissement requis est environ 5 à 10 fois plus élevé que pour les biocarburants établis comme le HVO ou l'éthanol conventionnel, selon la voie de conversion (Figure 12 ; IEA Bioenergy, 2020).

Contrairement aux biocarburants conventionnels, dont le coût de production dépend surtout des matières premières utilisées (plus de 80 % du coût de production final), le coût de production des biocarburants avancés est principalement lié à l'amortissement des investissements (environ 50 %), la ressource en représentant environ 25 %. En 2019, lorsque l'évaluation a été réalisée, les coûts de production utilisant de ressources en biomasse qui doivent être collectées et livrées se situaient dans la fourchette de 17 à 44 €/GJ et étaient réduits à 13 à 29 €/GJ si les déchets sont utilisés comme matière première. A la même période, la fourchette des prix des combustibles fossiles était de 8 à 14 €/GJ.

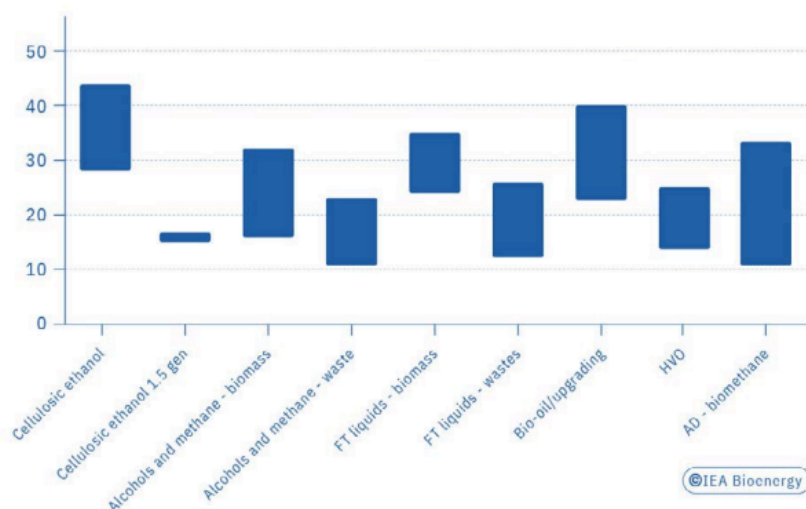


Figure 12. Coûts de production comparés (€/GJ) de différents biocarburants 2G et du biométhane produit par digestion anaérobie (AD – biomethane ; IEA Bioenergy, 2020).

La réalisation des premières unités industrielles (qui, par définition, ne bénéficieront pas des réductions de coût liées à l'apprentissage et à la réplification) représente donc un défi économique. Une fois ces premières usines en fonctionnement, des économies d'échelle deviennent envisageables, notamment par les actions suivantes : optimiser et industrialiser la culture, la récolte et la logistique de l'approvisionnement en biomasse ; rechercher l'intégration avec des sites de biocarburants conventionnels ou pétrochimiques existants ; valoriser le bénéfice environnemental par rapport aux carburants fossiles (Cour des Comptes, 2021). A mesure que le risque d'investissement perçu diminue, l'accès au capital devrait être moins coûteux au capital. Enfin, la tarification du carbone pourrait contribuer à combler l'écart entre les coûts de production des biocarburants et le prix des combustibles fossiles (IEA Bioenergy, 2020).

En complément, dans un rapport dédié à la politique de développement des biocarburants, la Cour des Comptes a émis les remarques suivantes : « *Aurait pu être posée la question d'une réduction progressive, notamment pour des raisons environnementales, des aides de la PAC aux cultures destinées aux biocarburants de première génération, pour les réorienter vers l'utilisation des déchets végétaux pour la deuxième génération de biocarburants, de manière plus cohérente avec l'ambition du Pacte vert. Mais ce sujet ne fait l'objet d'aucune réflexion officielle des pouvoirs publics français. En France, comme pour le biojet au niveau international, les politiques de relance de l'économie auraient pu enfin contribuer à davantage soutenir les biocarburants. Mais il est significatif que, par exemple, le plan de soutien à l'automobile annoncé par le gouvernement le 26 mai 2020 ne contienne aucune disposition concernant les biocarburants* » (Cour des Comptes, 2021).

2.2.3 CIVE

Au-delà de l'intérêt que représentent les CIVE pour leur pouvoir méthanogène, d'autres valorisations énergétiques sont effectivement envisageables dans le cadre du développement des énergies renouvelables. En effet leur composition biochimique recherchée pour la digestion anaérobie pourrait présenter un intérêt équivalent par exemple pour la production d'éthanol ou de composés précurseurs (Marsac *et al.*, 2019). De fait, de nombreuses études ont été menées sur l'utilisation possible de couverts intermédiaire pour produire divers biocarburants (biodiesel, éthanol, carburant d'aviation durable –SAF... ; Tableaux 8 et 9). Dans la grande majorité des cas, elles ont été réalisées à petite échelle et les résultats sont variables et dépendants des conditions locales.

Tableau 8. Exemples de rendement de production de bioéthanol à partir de biomasse de plantes susceptibles d’être utilisées comme cultures intermédiaires (in Yang *et al.*, 2023).

Espèce	Rendement, g/g MS	Références
Féverole	0,083	Petersson <i>et al.</i> , 2007
Colza	0,099	Petersson <i>et al.</i> , 2007
Paille de colza	0,11	Tan <i>et al.</i> , 2020
	0,12 – 0,15	Kuglarz <i>et al.</i> , 2018
Seigle d’hiver	0,14	Petersson <i>et al.</i> , 2007
Paille d’avoine	0,15	Passoth <i>et al.</i> , 2011
Trèfle blanc	0,19	Springer et Aiken, 2015
Tiges de sorgho doux	0,22	Cifuentes <i>et al.</i> , 2014
Bagasse de sorgho doux	0,25-0,28	Castro <i>et al.</i> , 2017
Millet commun	0,28	Rose et Santra, 2013
Triticale	0,29	Lukajtis <i>et al.</i> , 2018
Millet perlé	0,30-0,33	Gohel et Duan, 2012
Triticale	0,33-0,34	Wang <i>et al.</i> , 1998

Tableau 9. Exemples de rendement de production de biodiesel à partir de biomasse de plantes susceptibles d’être utilisées comme cultures intermédiaires (voir détails in Yang *et al.*, 2023).

Espèce	Contenu en huile (%)	Rendement en huile (kg/ha)	Pays	Références
Moutarde d’Abyssinie ^a	33,2 – 36,0	388 – 400	USA	Gesch <i>et al.</i> , 2019
	38,0	380 – 920	Canada	Blackshaw <i>et al.</i> , 2011
	45,9 – 47,1	678 – 903	USA	Iboyi <i>et al.</i> , 2021
	46,2 – 46,6	601 – 835		
Cameline	36,0	408	USA	Gesch <i>et al.</i> , 2019
	36,9 – 41,4	375	Ukraine	Blume <i>et al.</i> , 2022
	40 (max.)	740 (max.)	USA	Bronson <i>et al.</i> , 2019
	40,5 – 42,5	793 – 978	USA	Chaganti <i>et al.</i> , 2021
Colza (Canola)	n.a.	314 – 773	USA	Katuwal <i>et al.</i> , 2018
	39,8 – 43,5	388 – 630	USA	Gesch <i>et al.</i> , 2019
Moutarde de Chine ^b	37,7 – 39,3	447 - 473	USA	Gesch <i>et al.</i> , 2019
	35,8	n.a.	USA	Kandel <i>et al.</i> , 2023
	42,0	640 – 1290	Canada	Blackshaw <i>et al.</i> , 2011
Moutarde blanche ^c	24,1 – 24,5	n.a.	USA	Kandel <i>et al.</i> , 2023
	26,0 – 26,6	253 – 295	USA	Gesch <i>et al.</i> , 2019
	30,0	380 – 650	Canada	Blackshaw <i>et al.</i> , 2011
Chou navet ^d	39,1	354	USA	Gesch <i>et al.</i> , 2019
	45,0	450 – 1 080	Canada	Blackshaw <i>et al.</i> , 2011
Lin cultivé ^e	37,1 – 42,8	n.a.	USA	Darapuneni <i>et al.</i> , 2015
	36,9 – 4,3	633 – 827	Chine	Xie <i>et al.</i> , 2020
	n.a.	644 – 845	Argentine	Gallardo <i>et al.</i> , 2014
Tabouret des champs ^f	30 – 35	754	USA	Sedbrook <i>et al.</i> , 2014
	32,7	n.a.	Grèce	
	33,5 – 34,2	n.a.	Italie	Zanetti <i>et al.</i> , 2019
	30,6	n.a.	USA	
	34,5 – 36,7	n.a.	Espagne	Lopez <i>et al.</i> , 2021
Arachide	53,9	958	Inde	Karthikeyan et Shanmugam, 2015
	46,8 – 50,8	n.a.	Ouzbékistan	Khudaykulov <i>et al.</i> , 2023
	45 – 52	1178	USA	AgMRC, 2023
Tournesol	n.a.	304 – 660	Tanzanie	HAPA, 2022
	40 – 43	529 – 663	Brésil	Brazil <i>et al.</i> , 2019
	49	1504	Italie	Barontini <i>et al.</i> , 2015
Soja	19,5	568	USA	Naeve <i>et al.</i> , 2022

^a *Brassica carinata* ; ^b *Brassica juncea* ; ^c *Sinapis alba* ; ^d *Brassica rapa* ; ^e *Linum usitatissimum* ; ^f *Thlaspi arvense*

2.2.3.1 Focus sur la cameline

Dans le cas de CIVE utilisables pour la production de biocarburants 2G, il semble que la cameline (*Camelina sativa* (L.) Crantz) soit une option à considérer sérieusement et ceci pour plusieurs raisons (Mondor et Hernandez-Alvarez, 2022) :

- cycle de développement court : 85-100 j ;
- capacité à être cultivée sur des sols peu fertiles et sous climat tempéré avec peu d'intrants (eau, nutriments) ;
- tolérance au froid et à la sécheresse, bien adaptée aux régions semi-arides ;
- production élevée de graines (1,5-3 t/ha/an) ;
- graines riches en acides gras = 30-49% dont 45% acides linoléique et linolénique (a. gras poly-insaturés) et 17% d'acide oléique (a. gras mono-insaturé) ;
- graines riches en protéines (24-31%) ;
- source intéressante pour des tocophérols et des composés phénoliques ;
- des marges de progrès en sélection/édition du génome (plus de 26% d'augmentation de la production d'huile et de 60% pour la production d'acide oléique par édition du génome ; Morineau *et al.*, 2017).

La Figure 13 illustre les différents usages possibles de la cameline. La présence de glucosinolates et de tannins condensés est parfois évoquée comme une limite à son utilisation alimentaire du fait d'un impact sur la digestibilité des protéines et l'assimilation des acides aminés (Gilani *et al.*, 2012). Toutefois, outre que les teneurs sont globalement faibles et que ces substances peuvent être éliminées lors du traitement des graines (Matthaus et Angelini, 2005), il y a aussi des évidences quant à des effets positifs de ces substances sur la santé (Campos-Vega *et al.*, 2010 ; Traka, 2016).

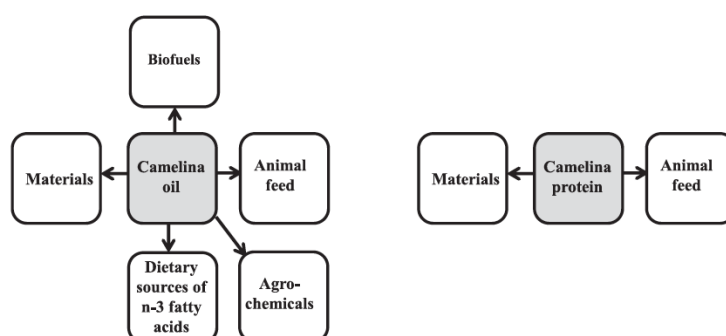


Figure 13. Utilisations de l'huile et des protéines de cameline (Mondor et Hernandez-Alvarez, 2022).

Selon Terres Inovia (Terres Inovia, 2021), les trois principaux débouchés de la cameline sont l'alimentation humaine au travers de l'huile, celle-ci étant particulièrement riche en acide gras oméga 3, les biocarburants (ester d'huile végétale) et la cosmétique. Le tourteau peut être utilisé en alimentation animale (ruminant). Le marché de l'alimentation humaine concerne actuellement essentiellement la cameline produite en agriculture biologique.

La cameline permet de produire du biodiesel par esterification (Fröhlich et Rice, 2005). Dans les tests réalisés sur des véhicules, les performances étaient similaires à celles obtenues avec des biodiesels élaborés à partir d'autres cultures, notamment le tournesol. La viabilité économique de la production de biocarburants à partir de cameline a fait l'objet de quelques analyses (Mupondwa *et al.*, 2016 ; Natelson *et al.*, 2015). Les résultats suggèrent que la production de biocarburants pour le transport aérien pourrait être rentable d'un point de vue économique. Par ailleurs, d'un point de vue environnemental le biodiesel issu de la cameline serait plus performant que celui produit à partir de colza ou de soja (Bacenetti *et al.*, 2017 ; Ciubota-Rosie *et al.*, 2013). A noter toutefois que certaines des propriétés du biodiesel de cameline font qu'il est probablement préférable de l'utiliser en mélange avec d'autres biodiesels.

Peu de références sont disponibles à ce jour sur la cameline en France en agriculture conventionnelle (Terres Inovia, 2021). La cameline en culture principale est davantage présente en Espagne. Les rendements obtenus en France sont le plus souvent compris entre 10 et 25 q/ha en culture seule et entre 0 et 20 q/ha en dérobé (Terres Inovia, 2021). Il convient toutefois de signaler qu'en dépit de sa robustesse, les rendements de la cameline peuvent être affectés par un manque d'eau et/ou un stress thermique.

En agriculture biologique, elle est souvent cultivée en associée, notamment à la lentille, assurant un rôle de tuteur et d'aide à la gestion de l'enherbement. Dans ce cas, la cameline est semée à une densité plutôt faible, son rendement étant alors souvent inférieur au rendement en pur. Si les conditions d'implantation sont favorables, la cameline se développe rapidement et présente un fort pouvoir concurrentiel vis-à-vis des adventices. Mais dans le cas contraire, la cameline devient une culture très salissante car les passages d'outils mécaniques sont difficiles (risque de déchaussement avec la herse étrille notamment). Les rendements sont comparables pour les cultures pures et associées (de 10 à 15 q/ha).

Le point clé de la culture de la cameline est l'implantation : la graine de cameline étant très petite (avec un Poids de Mille Grains compris entre 1 et 1,5 g), et l'enracinement très sensible à la structure du sol, un travail du sol soigné est nécessaire afin d'obtenir un profil sans zone de tassement excessif, et ainsi garantir une mise en place solide du système racinaire.

Présentant des variétés d'hiver et de printemps, elle peut être cultivée comme culture principale ou en culture intermédiaire, en culture associée ou en relais (Berti *et al.*, 2015 ; Chen *et al.*, 2015 ; Keshavarz-Afshar et Chen, 2015). En termes de potentiel de développement, le caractère peu exigeant de la cameline en fait une culture intéressante pour des sols pauvres et des terres « marginales » (Von Cossel *et al.*, 2019). Elle pourrait notamment être cultivée sur une grande partie des terres marginales des régions méditerranéennes, avec des rendements moyens de l'ordre de $15 \pm 0,7$ q/ha (Schillaci *et al.*, 2023 ; Figure 14).

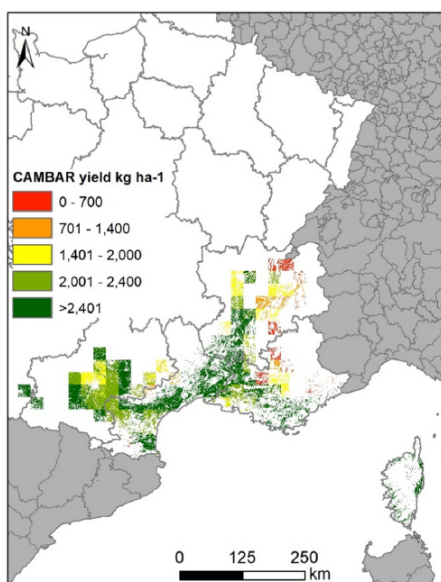


Figure 14. Rendements moyens simulés de la cameline cultivée en rotation avec de l'orge en culture d'hiver pour le Sud de la France (Schillaci *et al.*, 2023).

Depuis 2018, des essais sont en cours en France, soutenus par Saipol (filiale du groupe Avril) pour évaluer l'intérêt du développement d'une filière cameline produite en interculture d'été et à destination du marché des biocarburants 2G (*jet fuels*) mais aussi de l'alimentation animale (tourteaux riches en protéines issus du pressage). Un groupe pilote a été créé en 2020. La cameline a

été semée sur plus de 1 000 ha en partenariat avec huit organismes stockeurs, les Chambres d'agriculture, le semencier Camelina Company et l'institut technique Terres-Inovia¹³.

Selon Arvalis¹⁴, la cameline pourrait être implantée en culture principale derrière une CIVE, avec un semis mi-mai et une récolte fin août. Le risque économique serait bien moindre par rapport à un maïs ou un tournesol : les semences ne coûteraient que 50-60 €/ha, contre 180 et 150 €/ha respectivement pour le maïs et le tournesol. En outre, la cameline nécessite peu d'engrais (seulement 60 kg N/ha).

Il semble donc plausible d'envisager qu'une filière cameline à vocation de production de biodiesel puisse se développer dans les années à venir, notamment dans les zones d'approvisionnement des usines de pressage de graines oléagineuses. Si l'option de déploiement sous la forme d'interculture d'été se confirme, la cameline pourrait donc constituer une opportunité pour le développement de CIVE d'été destinées à la méthanisation dans certaines régions. L'option d'un déploiement en interculture hivernale ne semble pas être retenue pour le moment par les acteurs de terrain.

2.3 Biomasse solide

2.3.1 Bois hors forêt

La France est dotée d'environ 750 000 km linéaire de haies (Figure 15). Selon un rapport récent du CGAAER (de Menthère *et al.*, 2023), depuis 1950, 70 % des haies ont disparu des bocages français. Malgré des mesures prises en faveur de leur préservation et les programmes de plantation, le linéaire de haies continue à reculer dans le pays, sous l'effet conjoint d'arrachages et de pratiques de gestion et d'aménagement du territoire non durables qui entraînent leur dépérissement. L'ordre de grandeur de la destruction et de la dégradation des haies est estimé à 23 500 km/an sur la période 2017 - 2021. Le récent Pacte pour la haie prévoit d'obtenir un gain net du linéaire de haies de 50 000 km d'ici 2030.

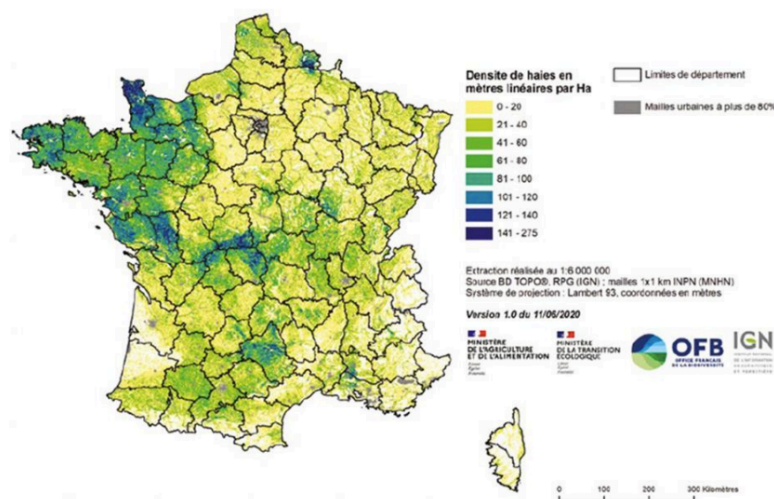


Figure 15. Densité de haies par hectare (Source IGN – OFB ; in de Menthère *et al.*, 2023).

Le groupe d'experts INRAE confirme la faible disponibilité des données à la fois sur la valorisation du bois hors forêt et les pratiques de gestion associées. Les ordres de grandeur des données disponibles sont comparables :

- 8 Mm³ de bois énergie provenant de tailles issues de haies et d'arbres hors forêt pour Solagro (Solagro, 2021)

¹³ <https://www.saipol.com/actualites/cameline-en-premiere-ligne-des-projets-innovants-de-saipol/>

¹⁴ <https://www.arvalis.fr/recherche-innovation/nos-travaux-de-recherche/trois-manieres-dinserer-la-cameline-dans-le-systeme>

- 7 Mm³ de haies, alignements, vergers et jardins pour le FCBA (FCBA, 2022)

Dans l'étude 4/1000, Pellerin *et al.* (2020) ont décrit un itinéraire technique possible : « *L'itinéraire technique choisi ici reflète des pratiques de gestion durable d'une haie permettant l'atteinte d'objectifs de production tout en assurant la pérennité dans le temps et le respect de la biodiversité abritée... Nous considérons ici un cycle de production de 2 récoltes de bois de chauffe et d'une récolte de bois d'œuvre sur 30 ans. L'implantation de la haie consiste à travailler le sol pour préparer la plantation, à planter un arbre buissonnant tous les mètres en alternant avec un arbre de haut-jet tous les 10 mètres, à pailler le pied de chaque arbre et à installer une protection contre le gibier autour de chaque arbre. Les quinze années suivant la plantation, on vérifie tous les ans les arbres de hauts-jets et on réalise une taille de formation pour corriger les défauts de forme des arbres le nécessitant. Sur la strate buissonnante, on intervient les deux premières années après plantation et après la première récolte à 15 ans, pour une taille de recépage. Une taille latérale au sécateur, tous les 2 à 3 ans, permet de réduire le développement latéral de certaines branches qui pourraient être gênantes pour le passage d'engins agricoles à proximité. La récolte de la haie se fait en deux temps via un recépage (i.e. coupe au ras du sol) des arbustes tous les 15 ans, et un recépage de l'intégralité des souches, arbustes et arbres, tous les 30 ans. Quelques arbres sont cependant épargnés : les arbres de haut-jet n'ayant pas encore atteint les critères d'exploitabilité (en fonction du diamètre et de l'essence, environ 30 ans pour les châtaigniers, 45 ans pour les chênes dans de bonnes conditions pédoclimatiques). La conservation de quelques arbres à forte valeur environnementale (arbres morts sur pied, arbres à cavité) peut également être envisagée. Le recépage permet de renouveler les souches en provoquant l'apparition de rejets et drageons indispensables à la pérennité de la haie. Après le recépage, un enrichissement de la haie (i.e. regarnis et protection des plants) est à prévoir pour éviter que les nouveaux apports de lumière ne favorisent des essences indésirables. Une taille de formation pour ces jeunes arbres est nécessaire, avec un passage tous les deux ans.* »

Il est difficile de disposer de données consolidées sur le modèle économique associé aux haies. Selon le rapport CGAAER précédemment cité, la haie est souvent perçue comme une charge nette directe liée à la plantation et à l'entretien, sans en voir les bénéfices.

L'installation comprend la conception, les travaux préparatoires du sol, l'achat des plants, la plantation, le paillage, la protection, l'entretien des premières années, voire les regarnis. Les fourchettes de coûts sont très variables. A titre d'exemple, le barème utilisé pour la mesure « Plantons des haies » du Plan de relance indique, pour une haie à un rang, un montant d'environ 8 € HT par mètre linéaire (sans conception ni suivi). Le dispositif régional mis en place en Occitanie atteint 14 € HT par mètre linéaire (avec conception et suivi). Selon des données compilées dans le cadre du projet CASDAR Resp'Haies¹⁵, les coûts d'installation varient d'environ 7 € dans le cas de plantation à plat à environ 13 € par mètre linéaire pour une plantation avec talus. Pour les alignements agroforestiers, les coûts varient de 16 à 35 € par mètre linéaire.

L'entretien comprend en général le temps de travail, le coût des matériels et de l'énergie. A titre indicatif, d'après les données recueillies par la mission CGAAER, le coût de l'entretien régulier d'un kilomètre de haies arbustives représenterait environ 450 € par an, soit 0,45 € par mètre linéaire et par an. Parfois certains agriculteurs entretiennent trop intensivement leurs haies pour contraindre leur expansion. Un entretien moins fréquent permettrait de réaliser des économies. A titre d'exemple, sur 900 m le long d'un ruisseau, un propriétaire a économisé 8000 € pendant 35 ans (estimation en € constant) en ne fauchant pas l'emprise de la haie (de Menthère *et al.*, 2013).

Dans le cadre du projet CASDAR Resp'Haies, des simulations de marge brute ont été réalisées avec comme hypothèse de départ une récolte de 10 t de matières vertes pour 100 mètres linéaires. Selon les modalités de gestion (manuelle/mécanique, avec ou sans main d'œuvre agricole), les coûts à la tonne de matière récoltée varient de 30 à 54 €.

¹⁵ https://afac-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/2023/04/230321_webinaire_resphaies-Action-3-final-def.pdf

Les marges brutes théoriques sont très variables et parfois négatives en fonction des charges d'entretien annuelles, des recettes du bois (différées, de 10 ans à 30 ans selon les cycles), des écarts de productivité des haies (de 1 à 5), de la valeur du bois selon sa valorisation (de 1 à 3 ; les scénarios technico-économiques analysés dans ce projet ne prennent pas en compte les arbres de haut-jet pour des raisons de durée de cycle) et de l'organisation des chantiers. Selon les experts du groupe de travail, une stratégie qui consisterait à exploiter les haies uniquement pour la production de bois-énergie serait probablement moins rentable qu'une gestion qui permettrait de laisser d'individus pour la fourniture de bois d'œuvre, mais ceci doit être confirmé.

Dans ce même projet, des simulations de marge brute de l'atelier « haies » des exploitations ont été réalisés selon deux scénarios, « production durable de bois » (productivité moyenne de 10 t/100m à la récolte, valorisation plaquettes bois énergie, entretien annuel du pied de haie, pas d'intervention sur les arbres) et « contrôle d'emprise » (débroussaillage gestion bord du champ, taille annuelle mécanique, taille intermédiaire lamier, pas de récolte de bois). Dans le premier cas la marge brute est de 240 €/km/an contre -408 €/km/an dans le second cas.

Enfin, un modèle permettant de prendre en compte à la fois l'atelier « haies » et l'atelier « cultures » pour une même parcelle a été élaboré. Il ne s'agit pas d'un modèle prédictif mais d'un outil permettant de comparer des scénarios. Sur les deux scénarios précédents, les calculs de marge brute montrent un effet positif du scénario « production durable de bois » qui augmente avec la taille de la parcelle concernée (augmentation de 2 à 5 % de la marge brute par rapport à un scénario sans haie). Ces calculs théoriques ont été réalisés pour un prix de vente de plaquettes de 60 € la tonne. Une augmentation du prix de vente permet d'augmenter la marge brute, surtout dans le cas de cycles courts (10 ans), les effets positifs de la haie sur les cultures par modification des conditions microclimatiques devenant plus importants pour des cycles plus longs. L'intérêt de ce modèle est de pouvoir réaliser des analyses de sensibilité en faisant varier divers paramètres (productivité des haies, prix de vente du bois produit, aides de type MAEC ou de la PAC - Bonus Haie de l'Ecorégime), etc.).

Ce type d'outil pourrait s'avérer utile pour dynamiser le développement d'ateliers « haies » orientés vers la production durable de bois.

Dans le cas de l'agroforesterie, l'introduction des arbres engendre une baisse de la surface dédiée à la culture principale et, du fait de la compétition pour les ressources entre arbres et cultures, peut entraîner une baisse supplémentaire de production agricole sur la surface cultivée.

Dans l'étude INRAE de 2020, le modèle d'agroforesterie retenu est le suivant :

- introduction d'arbres au sein d'une parcelle cultivée avec une densité initiale de 75 arbres par ha pour une emprise au sol – bande enherbée comprise – de 12,5% (Cardinael *et al.*, 2017).
- arbres plantés sur des lignes espacées tous les 22,5 m (allée cultivée = 21 m, bande enherbée = 3 m).
- arbres plantés à 5,2 m d'intervalle sur la ligne.

L'une des variables importantes à prendre en compte dans l'analyse de l'impact possible de l'agroforesterie intraparcellaire sur les rendements des cultures est l'âge de la plantation. Ainsi, sur le site agroforestier de Restinclières où la densité d'arbres est près de deux fois plus élevée et l'espacement entre les lignes d'arbres est deux fois plus faible que l'option retenue ici, Cardinael *et al.* (2018) observent une baisse de rendement d'environ 15% à partir de la 16^e année. Dans leur étude, Pellerin *et al.* (2020) ont retenu comme hypothèse une baisse de rendement de 7,5% à partir de l'année 16 jusqu'à la coupe des arbres en année 50.

Dans une méta-analyse, Ivezić *et al.* (2021) indiquent que si les rendements de céréales ou de plantes fourragères cultivées en agroforesterie intraparcellaire sont très proches au moment de la plantation de ceux des parcelles cultivées en absence d'arbres (rapport des rendements de 96%), ils sont

négalement impactés par la croissance des arbres en raison de phénomènes de compétition (décroissance moyenne de 2,6 %/an).

Quoi qu'il en soit, l'une des principales difficultés associées à la question des interactions entre agroforesterie intra-parcellaire et rendements est le faible nombre de données disponibles et l'hétérogénéité des systèmes pour lesquels on dispose de données. Ceci plaide pour une réflexion sur la manière dont des données pourraient être acquises et mutualisées afin de pouvoir mieux accompagner le développement de ces pratiques (mise en place d'un observatoire, en s'appuyant notamment sur le [RMT Agroforesteries](#) par exemple). Cette évaluation doit nécessairement intégrer une vision de la dynamique temporelle et intégrer d'autres services écosystémiques que la production de bois-énergie.

2.3.2 Résidus de cultures valorisés par combustion

La combustion est associée à la production de particules fines et de composés gazeux tels que des NOx. Cette problématique est bien connue dans le cas de brûlage *in situ* (CEE-ONU, 2022).

La paille et d'autres résidus de cultures peuvent certes être brûlés en chaudière spéciale, mais outre le risque de pollution atmosphérique toujours présent, leur combustion provoque la formation de mâchefers et de cendres qu'il faut gérer. Ceci soulève plusieurs questions (Duquesne et Molin, 1968) :

- Une valorisation des cendres issues de combustion de pailles est-elle possible afin de compenser les pertes des sols en éléments minéraux en cas d'exportation ?
- Si oui, avec quel matériel ?
- Quel devenir pour les mâchefers de combustion de pailles ?

Par ailleurs, à la différence de la méthanisation pour laquelle le retour au sol des digestats permet de compenser, au moins en partie, l'exportation initiale des résidus, la combustion correspond à une exportation nette depuis les parcelles.

Dans le cas des résidus de vignes et vergers, l'ordre de grandeur des gisements serait de 8 Mt MS pour les résidus de vignes et 500 kt MS pour les résidus de vergers selon France Stratégie (Mourjane et Fosse, 2021). Une utilisation de 79 % des sarments de vigne comme amendement est indiquée par l'ONRB, soit un retour au sol d'environ 1,1 Mt MS/an. Les ceps de vigne, potentiellement vecteurs de maladies, ne sont pas retournés au sol. Selon l'ONRB, la totalité du volume de sarments et de ceps de vigne est utilisée à des fins de chauffage (autoconsommation) ou brûlée directement sur place sans statistique sur le ratio des différents usages. Dans ce cas aussi, le risque de pollution atmosphérique ne doit pas être négligé. Aucune information n'est disponible sur la mobilisation des résidus de vergers, mais il semble difficile qu'ils puissent constituer une ressource mobilisable au-delà de l'échelle locale.

Outre le caractère spatialement hétérogène de la ressource, la mobilisation potentielle des résidus de bois des vignes et des vergers dépend beaucoup de facteurs socioéconomiques qui n'ont semblé pas être pris en compte jusqu'à présent (coûts logistiques et techniques, volonté des opérateurs, etc.). Toute étude de la valorisation de cette ressource nécessiterait la prise en compte de coûts logistiques liés, entre autres, à la récolte, au broyage/pressage, déchiquetage, séchage...

3 Discussion générale - Perspectives

3.1 Éléments de réflexion stratégique

Avant de discuter plus en détail les données présentées dans ce rapport, il nous semble important de rappeler quelques points essentiels qui doivent être intégrés dans toute réflexion relative aux questions de mobilisation de la biomasse pour une valorisation énergétique :

- La biomasse contribuera au mix énergétique de la France en 2030 et en 2050 mais **elle ne pourra pas répondre à tous les besoins**.
- L'utilisation de la biomasse, quelle que soit son origine, doit respecter une **hiérarchie des usages** (= cascade des usages). Pour la biomasse agricole, l'alimentation est prioritaire, et les usages suivants sont les biofertilisants puis les matériaux et l'énergie. Pour le bois, il convient de respecter une hiérarchie, selon sa qualité, entre le bois d'œuvre, le bois d'industrie, et enfin, le bois énergie avec les résidus et déchets des autres filières.
- Cette hiérarchie peut être remise en cause par certains acteurs. Il est indispensable de veiller à la **cohérence des politiques publiques** dans les éventuels arbitrages à réaliser.
- La question de la disponibilité d'une biomasse donnée renvoie à la question du **développement** et de la **soutenabilité** du système économique afférent à sa production.
- Le **changement climatique** aura un impact significatif, mais encore difficile à évaluer, sur la disponibilité de la biomasse et les rendements que l'on peut en attendre.
- **L'exploitation accrue** des écosystèmes afin de produire de la biomasse à usage énergétique est une **source de pressions** sur les sols, l'eau, l'air ou la biodiversité. Les incidences découlant de cette pression dépendront fortement des scénarios de développement de ces usages, de la localisation et du dimensionnement des installations nouvelles, et des modes d'exploitation de ces ressources.
- **L'exportation de biomasse** (agricole ou forestière) peut avoir une incidence négative sur le fonctionnement des sols et notamment leur fertilité, surtout dans les sols à faible teneur en matière organique. Une biomasse ne peut être considérée comme une ressource renouvelable que si sa mobilisation n'entraîne pas d'appauvrissement des stocks de matière organique de la zone où elle est prélevée. La mobilisation de la biomasse doit donc se concevoir dans le respect du maintien de la qualité des sols et en particulier de leur fertilité.
- Pour les sols agricoles, un autre enjeu est de trouver la fréquence et le volume **d'exportation possibles des résidus** (cultures et intercultures) pour au moins maintenir les teneurs en matière organique et en éléments nutritifs des sols.
- L'incorporation de **CIVE** dans les rotations peut aussi avoir des conséquences sur les cultures principales, notamment sur l'eau disponible pour ces dernières ou si le temps de culture des CIVE empiète sur le temps des cultures principales. Les impacts du changement climatique sur les rendements des CIVE ne sont pas à négliger. Il existe aussi un risque que la mobilisation accrue de la biomasse favorise l'usage d'engrais et de produits phytosanitaires, voire d'eau d'irrigation, sur des surfaces qui n'en consommaient pas ou peu auparavant.

3.2 Positionnement vis-à-vis de la SFEC

3.2.1 Biomasse gazeuse

La document sur la Stratégie française énergie-climat¹⁶ soumis pour consultation publique à la fin de l'année 2023 propose des objectifs de développement de biométhane ambitieux, avec 50 TWh de biogaz dont 44 TWh injectés à l'horizon 2030, soit une capacité de production multipliée par 4 par rapport à aujourd'hui (10,5 TWh/an mi-2023), contre un objectif compris entre 24 et 32 TWh, dont entre 14 et 22 TWh injecté, en 2028 dans la précédente PPE.

¹⁶ https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/23242_Strategie-energie-climat.pdf

Cet accroissement serait essentiellement lié à la mobilisation des effluents d'élevage, au développement des cultures intermédiaires à vocation énergétique et à l'exploitation des résidus de cultures.

La production d'énergie à partir de biogaz a cru fortement, pour atteindre 14 TWh en 2022 (+23%)¹⁷. Principalement produit en métropole, le biogaz est désormais en majorité épuré en biométhane afin d'être injecté dans les réseaux de gaz naturel (46 % de l'énergie produite à partir de biogaz).

L'objectif de 50 TWh pour 2030 correspond à plus du double des valeurs proposées par les experts INRAE dans le rapport d'avril 2023 (21,4 TWh dont 15,4 TWh pour les 3 ressources précitées).

Les travaux récents présentés dans ce rapport fournissent des estimations de potentiels théoriques supérieures aux valeurs proposées en avril 2023 : 25,4 TWh pour les effluents d'élevage (Malet *et al.*, 2023), 12,3-24,6 TWh pour les CIVE (Launay, 2023) et 11,7 TWh pour les résidus de culture (Malet *et al.*, 2023), soit un potentiel théorique pour ces 3 ressources compris entre 49,4 et 61,7 TWh. Les valeurs proposées en avril 2023 correspondent à 23, 63 et 23% de ces estimations de potentiels théoriques pour les effluents d'élevage, les CIVE et les résidus de cultures, respectivement.

Ces données, même si elles sont du même ordre de grandeur que l'objectif annoncé pour la SFEC, restent des estimations théoriques fortement dépendantes des hypothèses initiales retenues par les auteurs, dont certaines sont discutées dans ce qui suit. Ceci concerne notamment la faisabilité de la collecte de certaines ressources (effluents, résidus de cultures), l'impact possible du changement climatique (résidus, CIVE), la mobilisation supplémentaire de facteurs de production (eau, engrais pour les CIVE) ou bien encore les risques de conflit d'usage en contradiction avec le principe de la cascade des usages rappelé précédemment. Par ailleurs, aucune mise en perspective par rapport à la dimension économique n'a été faite.

En ce qui concerne les **effluents d'élevage**, le potentiel théorique estimé de 25,4 TWh en 2030 repose sur des hypothèses fortes en ce qui concerne le taux de mobilisation (70%) et les effectifs des cheptels, ainsi que sur la présence dans chaque canton d'un méthaniseur (soit plus de 2000 méthaniseurs, ce qui est nettement plus que le nombre actuel d'installations¹⁸). Le niveau actuel de mobilisation énergétique des effluents d'élevage est très faible : la grande majorité de cette ressource est épandue sur les sols et seul un pourcentage de la ressource disponible est valorisé en méthanisation. Si des efforts très significatifs en terme de collecte et de valorisation sont entrepris, un accroissement de la production de biogaz basée sur les effluents d'élevage est envisageable. Toutefois, les coûts d'investissement, la baisse des cheptels et le maintien de l'épandage d'effluents comme source de fertilisant constituent des freins potentiels à cet accroissement. **La faisabilité d'une transformation aussi importante dans un temps très court (d'ici 2030), mérite d'être vérifiée.**

Les **CIVE** sont fréquemment vues comme une opportunité majeure pour la production de biomasse valorisée via la méthanisation. Les résultats présentés dans le § 2.1.2. sont cohérents avec les valeurs présentées dans diverses études antérieures, voire parfois un peu plus faibles : 8 TWh (ADEME, 2013), 46 TWh (ADEME 2018), 30-55 TWh (ADEME 2021), 36 TWh (WWF France, 2022), 27-43 TWh (Mourjane et Fosse, 2021), 6-33 TWh (Agrosolutions et EIFER, 2022).

Le Tableau 10 résume quelques propriétés des CIVE d'hiver et des CIVE d'été.

¹⁷ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-energies-renouvelables-2023/pdf/chiffres-cles-des-energies-renouvelable-2023.pdf>

¹⁸ <https://www.projet-methanisation.grdf.fr>

Tableau 10. Principales propriétés des CIVE d'hiver et d'été (adapté du Guide de réussite des CIVE en Pays de la Loire, 2021).

CIVE	Avantages/Bénéfices	Inconvénients/Limites
Hiver	- Implantation relativement facile (retour de la pluie fréquente en fin d'été) - Potentiel de rendement intéressant (environ 6tMS/ha) - Potentiel de rendement plus stable d'une année à l'autre que les CIVE d'été - Espèces principales plutôt rustiques (seigle, triticale) - Valorisation possible en dérobée si besoin de fourrage - Associations graminées/légumineuses augmentent l'autonomie azotée du système - Bonne valorisation du digestat	- Rendement qui n'augmente fortement qu'en fin de cycle d'où nécessité de faire attention au décalage du semis de la culture suivante (15 jours de retard au semis = 1tMS/ha de perte en maïs) - Choisir une variété assez précoce à épiaison mais pas trop précoce à montaison pour limiter le risque de gel d'épi à la montaison - En sol superficiel : risque de pénaliser la réserve en eau pour la culture suivante - Consommation du stock d'azote minéral du sol pénalisant la culture suivante
Été	- Source supplémentaire de biomasse pour la méthanisation - Potentiel de rendement élevé si alimentation en eau suffisante - Couverture du sol en été qui peut contribuer à limiter le salissement	- Réussite très aléatoire = risque d'échec important car très dépendante de la pluviométrie estivale - Doivent être implantées aussitôt la récolte du précédent pour bien lever - Faible concurrence sur les adventices des cultures d'été - Cycle court (<120 j) : choix d'espèces limité - Coûts de semences potentiellement élevé, à maîtriser vu le risque d'échec - Taux de MS faible à la récolte d'où des difficultés de conservation

Les enjeux autour de l'insertion des CIVE dans les systèmes de culture sont multiples. Les espèces implantées doivent être adaptées aux successions culturales dans lesquelles elles s'insèrent pour maximiser le rendement en conservant les bénéfices agro-environnementaux d'une culture intermédiaire (CIPAN par exemple). Leur insertion ne doit pas fragiliser les autres productions de l'exploitation, en particulier le rendement de la culture alimentaire suivante. De plus, leur insertion doit être raisonnée de sorte à ce qu'elles contribuent à la régulation des bio-agresseurs (adventices, maladies fongiques, ravageurs).

Les CIVE ont un potentiel méthanogène supérieur à celui des effluents d'élevage (en moyenne autour de 300 Nm³CH₄/t MO) mais inférieur à celui d'autres substrats comme les graisses de STEP ou le lactosérum. Ce potentiel varie en fonction du stade de récolte et des conditions de production. En revanche, Le potentiel méthanogène des CIVE semble très peu influencé par l'espèce implantée (Marsac *et al.*, 2019 ; Kulichkova *et al.*, 2020). Aussi, le choix de l'espèce à implanter se fait plus par son potentiel de rendement que par son pouvoir méthanogène.

La maximisation du rendement en méthane passe par la production de matière plutôt que par l'optimisation du pouvoir méthanogène par unité de matière. Divers projets ont mis en évidence l'importante variabilité des rendements des CIVE, notamment pour les CIVE d'été. Plusieurs facteurs liés à la gestion des CIVE influencent leur rendement (Guide de réussite des CIVE en Pays de la Loire, 2021) :

- **Date de semis.** Pour les CIVE d'hiver, il faut être en mesure de semer à partir de mi-septembre, dès le retour de la pluie, pour assurer un démarrage rapide du couvert. Il n'est pas conseillé de semer les CIVE d'hiver avant la mi-septembre pour éviter certains risques (mauvaise levée car manque d'humidité au semis ; risque de verse au printemps ; augmentation du risque de gel d'épi ; augmentation des risques sanitaires). Plus les CIVE

d'été sont semées tôt, meilleurs sont leurs potentiels de rendements. De plus, pour maximiser leur rendement, les CIVE d'été doivent être semées au plus proche de la récolte de la culture précédente.

- **Date de récolte.** Le rendement des CIVE d'hiver augmente fortement en fin de cycle. Ainsi, retarder la récolte de la CIVE d'hiver jusqu'à l'épiaison passée de la céréale permet d'augmenter la production de biomasse et donc sa rentabilité. Cependant, il faut être vigilant à ce que cela n'impacte pas la culture suivante. Pour les CIVE d'été, retarder la récolte n'apporte pas réellement de gain de rendement mais augmente les risques de verse de la CIVE et peut fortement pénaliser l'implantation de la culture d'hiver suivante.
- **Fertilisation azotée.** Une fertilisation des CIVE (40-100 U/ha), d'été et d'hiver, améliore significativement les rendements, à condition que ces apports soient bien valorisés.

D'autres facteurs, indépendants de la gestion des CIVE, peuvent aussi influencer leur rendement (Guide de réussite des CIVE en Pays de la Loire, 2021) :

- **Conditions climatiques.** La réussite des CIVE d'été est conditionnée par la pluviométrie estivale et la réserve utile (RU) des sols. Leurs rendements peuvent être très variables selon les années. Lorsqu'il ne pleut pas assez et que l'irrigation n'est pas possible, la CIVE d'été ne pousse pas et le rendement est nul. Quand la disponibilité en eau n'est pas limitante, alors les rendements peuvent être conséquents selon les espèces implantées.
- **Bioagresseurs.** Comme les autres cultures, les CIVE peuvent être l'objet d'attaques de la part de divers bioagresseurs (limaces sur seigle, jaunisse nanisante sur orge, etc.).

Les CIVE et les digestats sont des sources de carbone pour les sols. Des travaux de modélisation suggèrent que le remplacement d'un couvert intermédiaire intégralement restitué au sol par une CIVE d'hiver ne dégrade pas la teneur en matière organique du sol. Pour une part, ceci découle du fait que la biomasse (aérienne et racinaire) des CIVE est plus importante que celle d'un CIPAN. De plus, des expériences ont montré que les racines contribuent 2,4 fois plus à l'enrichissement en carbone stable du sol que les parties aériennes des plantes car les racines sont plus lignifiées et sont donc plus difficiles à dégrader par les microorganismes du sol que les parties aériennes (Rasse *et al.*, 2005). Ainsi, plus le rendement en biomasse de la CIVE est important, plus les retours directs en MO fraîche seront importants et meilleur sera le bilan humique de la CIVE (Szerencsits *et al.*, 2016).

En ce qui concerne le bilan d'azote, les résultats sont plus nuancés. Les simulations suggèrent que les émissions de N₂O et la volatilisation auraient tendance à être accrues (Launay, 2023). La nécessaire fertilisation des CIVE est aussi à l'origine d'une augmentation possible de la consommation d'engrais minéraux, même si l'apport de digestat pourrait couvrir au moins une partie des besoins. Dans tous les cas, il est indispensable de veiller à respecter la réglementation en vigueur sur la question de la fertilisation (Guide de réussite des CIVE en Pays de la Loire, 2021).

En résumé, si les CIVE apparaissent comme pouvant constituer une source très intéressante de biomasse pour la production de biogaz, il est important de garder présent à l'esprit que leur introduction dans les systèmes de culture soulève de nombreuses questions encore non résolues. Si certaines tiennent à des facteurs externes tels que les conditions climatiques, d'autres relèvent des stratégies d'acteurs, avec notamment les questions de compétition avec les cultures principales et les éventuels impacts environnementaux de leur déploiement. De ce fait, le potentiel réel est très vraisemblablement inférieur au potentiel théorique, avec une variabilité interannuelle notable, sans qu'il soit toutefois possible de déterminer l'ampleur de la différence.

Les **résidus de culture** sont la ressource composante pour laquelle il existe le plus d'incertitudes, y compris sur les valeurs actuelles de production et d'utilisation.

Les études récentes, présentées dans le § 2.1.3., fournissent des valeurs de potentiel théorique de production de résidus qui varient de 56,3 à 86,2 Mt MS/an (Karan et Hamelin, 2021 ; Andrade-Díaz *et*

al., 2023). En intégrant des contraintes liées aux autres usages (litière pour les animaux notamment), les estimations de biomasse de résidus mobilisables pour la bioéconomie, et donc notamment la production de biogaz par méthanisation, sont du même ordre de grandeur : 18,74 et 21 Mt MS/an pour Andrade-Díaz *et al.* (2023) et Malet *et al.* (2023), respectivement.

Le potentiel de génération de biogaz estimé par Malet *et al.* (2023) est de 11,7 TWh/an, cohérent avec les valeurs obtenues par d'autres auteurs avec par exemple 10,7 pour Mourjane et Fosse (2021) mais à l'horizon 2050 pour ces derniers.

Les incertitudes concernant cette ressource sont multiples, comme les évolutions des surfaces des cultures correspondantes ou les autres usages possibles. Très souvent les données présentées sont des estimations des potentiels de production qui n'intègrent pas les autres usages (alimentation animale, litière, etc.). Monforti *et al.* (2013) ont ainsi estimé qu'environ 16 % des résidus collectables devaient être réservés pour les animaux. Par ailleurs, le maintien de la fertilité de sols implique de laisser sur place une partie très significative des résidus de culture. Plusieurs études ont indiqué qu'environ 40 à 70 % de ces résidus ne devraient pas être collectés, compte tenu de divers objectifs et prémisses de durabilité (Einarsson et Persson, 2017 ; Scarlat *et al.*, 2019 ; Hansen *et al.*, 2020).

Selon des données présentées au sommet de l'élevage¹⁹, la production de pailles de céréales en France en 2022 était de 35 Mt, dont les usages se répartissent comme suit :

- enfouissement : 5 à 6 Mt ;
- ruminants : 16 à 18 Mt dont 14 à 16 Mt pour les bovins ;
- autres élevages : 4 à 8 Mt.

Selon une étude de FranceAgriMer (2023), entre 2010 et 2020, la production de paille récoltée oscille entre 16 et 18 Mt MS, mais les récoltes 2020 et 2021 se sont soldées par des niveaux de récolte particulièrement bas (respectivement 14,6 millions et 15,9 millions de tonnes MS de paille). L'essentiel de la paille récoltée est utilisé en élevage (près de 60 %), pour la litière des animaux, en servant ainsi de base au fumier, ou pour venir compléter leur alimentation par exemple en cas de pénurie de fourrages.

A l'heure actuelle, l'essentiel des volumes de pailles utilisés pour la méthanisation le sont après une utilisation en litière. Le conflit d'usage entre litières et production d'énergie est toutefois à traiter avec attention car susceptible de modifier certaines projections quant à la disponibilité pour les différents gisements. Concernant les tensions possibles entre usages des pailles pour la litière des animaux et pour la production de biogaz, il convient de rappeler que d'autres ressources peuvent être utilisées pour un usage en tant que litière comme les écorces de bois, le miscanthus ou le bois plaquette. Cet usage est d'ailleurs devenu prioritaire pour le miscanthus (voir § 2.2.1.2.).

Si les résidus de culture peuvent effectivement constituer une ressource intéressante pour la production d'énergie, leur disponibilité pour cet usage est conditionnée au respect des autres usages et plus particulièrement leur rôle dans le maintien des propriétés des sols (incluant le stockage de C) et leur valorisation en élevage. Le respect de la cascade des usages doit être une priorité.

3.2.2 Biocarburants

Le document sur la SFEC soumis pour consultation propose une valeur de 48 TWh pour les biocarburants en 2030, soit une augmentation de 21% par rapport à 2019. Par ailleurs, ce document fait état d'un potentiel de production d'environ 50 TWh reposant en partie sur des importations de matières premières.

¹⁹ <https://www.arvalis.fr/file-download/download/public/208900>

Dans le rapport d'avril 2023, le GT INRAE envisageait une valeur totale de 34,6 TWh en 2030, se décomposant comme suit : 32,8 TWh de biocarburants 1G (2,8 TWh pour le bioéthanol, 30 TWh pour le biodiesel), 1,8 TWh de biocarburants 2G.

Si des opportunités semblent se dessiner par exemple avec des cultures comme celles de la cameline (§ 2.2.3.1.) ou des projets industriels pour la production de SAFE (cf § 2.2.2.), d'autres filières susceptibles d'alimenter les producteurs de biocarburants 2G sont soit sous-développées (TCR/TTCR), soit orientées vers d'autres usages (miscanthus).

Les incertitudes sur la capacité d'atteindre les objectifs annoncés pour la SFEC sont donc très grandes. Elles découlent non seulement de besoins d'évaluations plus précises des ressources actuelles et de leur dynamique future mais aussi d'éléments relatifs à l'investissement industriel et au coût des différentes formes d'énergie (cf. § 2.2.2).

3.3 Perspectives

Les éléments présentés dans ce rapport suggèrent que, s'il existe des opportunités de renforcement de la production d'énergie à partir de différents types de biomasses agricoles, de nombreuses questions demeurent encore sans réponse, ce qui doit inciter à une certaine prudence dans la construction des scénarios d'utilisation des biomasses :

- hétérogénéité spatiale des différentes ressources, en raison de la spécialisation des productions à l'échelle régionale ;
- variabilité temporelle de la disponibilité, soit du fait d'évolutions tendancielle (pour les effluents animaux, par exemple, réduction des cheptels bovins, augmentation de la durée de pâturage...), soit en raison de l'impact d'aléas climatiques dont on peut s'attendre à ce qu'ils soient plus fréquents et/ou intenses (par exemple dans le cas des CIVE, des résidus de cultures annuelles ou des productions destinées aux biocarburants 2G) ;
- incertitudes sur l'évaluation quantitative des ressources (cas, par exemple, des résidus de cultures annuelles) ;
- questionnements sur la répartition des ressources entre différents usages (par exemple, proportion de résidus de cultures à laisser au champ) ;

Les approches trop sectorisées sont un obstacle à la construction d'une vision globale partagée par l'ensemble des acteurs des possibilités permises par une utilisation raisonnée de la biomasse qui tienne compte des limites (physiques, écologiques, économiques) de production et du respect du fonctionnement des agroécosystèmes et des écosystèmes naturels.

Ceci soulève des questionnements méthodologiques (amélioration des sources de données mais aussi coefficients techniques, conventions de calculs, estimations de tendance, etc.) dont l'analyse et la prise en compte sont extrêmement importantes et qui vont conditionner les résultats utilisés ensuite pour éclairer les décisions des acteurs.

Consolider les connaissances disponibles et les compléter dans une démarche volontairement intégrative et systémique est indispensable pour permettre la production et l'utilisation raisonnée, actuelle et future, de la biomasse dans un contexte de changement climatique, de maintien de la sécurité et de la souveraineté alimentaire, de préservation de la biodiversité et des ressources en eau et en sols mais aussi d'accroissement des puits de carbone.

Dans cette perspective, des échanges sont en cours (Ministères, SGPE, INRAE, ADEME, FranceAgriMer, IGN) pour la création, en complément d'instances existantes plus sectorielles, d'un dispositif transversal de type Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS) sur la problématique de la biomasse. Il s'agit de développer les démarches d'analyse systémique et transversale de l'ensemble des biomasses en lien avec les objectifs des politiques publiques, afin notamment de mieux connaître et rendre visible le potentiel des biomasses et usages actuels, l'évolution de ce potentiel dans le futur compte tenu des tendances observées (changement climatique, déprise

agricole, artificialisation...) leurs conditions de mobilisation, leurs contraintes et limites, et d'éclairer sur les impacts dans le cadre d'analyses globales (enjeux environnementaux, économiques, énergétiques...) et systémiques (chaîne de valeur, arbitrage entre usages, complémentarité ou concurrence...).

Références

- ADEME, 2013. Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation, 117 pp.
- ADEME, 2018. Un mix de gaz 100% renouvelable en 2050 ? – Etude de faisabilité technico-économique, 281 pp.
<http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/france-independante-mix-gaz-renouvelable-010503a.pdf>
- ADEME, 2021. Transition(s) 2050. Choisir maintenant. Agir pour le climat.
<https://bibliothèque.ademe.fr/cadic/6531/transitions2050-rapport-compresse2.pdf>
- Adekunle KF, Okolie JA. A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, **6**, 205–212.
<https://doi.org/10.4236/abb.2015.63020>.
- AgMRC, 2023. Peanuts. <https://www.agmrc.org/commodities-products/nuts/peanut-profile>
- Agrosolutions, EIFER, 2022. Evolution des systèmes agricoles en France : quels impacts sur la disponibilité et les flux de biomasse méthanisable ? Rapport d'étude. https://www.agrosolutions.com/wp-content/uploads/2023/05/Rapport-detude-complet-Agrosolutions-Eifer_juillet2022_vf.pdf
- Andrade-Díaz C., Clivot H. *et al.*, 2023. The crop residue conundrum: Maintaining long-term soil organic carbon stocks while reinforcing the bioeconomy, compatible endeavors? *Applied Energy*, **329**, 120192.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2022.120192>
- Bacenetti J. *et al.*, 2017. Biodiesel production from unconventional oilseed crops (*Linum usitatissimum* L. and *Camelina sativa* L.) in Mediterranean conditions: Environmental sustainability assessment. *Renewable Energy*, **112**, 444–456. DOI: 10.1016/j.renene.2017.05.044
- Barontini F., Simone M. *et al.*, 2015. Pilot-scale biofuel production from sunflower crops in central Italy. *Renew. Energy*, **83**, 954–962. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.05.043>
- Bautista Angeli J.R., Morales A. *et al.*, 2018. Anaerobic digestion and integration at urban scale: feedback and comparative case study. *Energ. Sustain. Soc.* **8**, 29. <https://doi.org/10.1186/s13705-018-0170-3>
- Berti M., Gesch R. *et al.*, 2015. Double-and relay-cropping of energy crops in the northern Great Plains, USA. *Ind. Crops Prod.*, **75**, 26–34. DOI: 10.1016/j.indcrop.2015.05.012.
- Blackshaw R., Johnson E. *et al.*, 2011. Alternative oilseed crops for biodiesel feedstock on the Canadian prairies. *Can. J. Plant Sci.*, **91**, 889–896. <https://doi.org/10.4141/cjps2011-002>
- Blume R.Y., Rakhmetov D.B., Blume Y.B., 2022. Evaluation of Ukrainian *Camelina sativa* germplasm productivity and analysis of its amenability for efficient biodiesel production. *Ind. Crops Prod.*, **187**, 115477.
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.115477>
- Brazil O.A., Vilanova-Neta J.L., Silva N.O., 2019. Integral use of lignocellulosic residues from different sunflower accessions: Analysis of the production potential for biofuels. *J. Clean. Prod.*, **221**, 430–438.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.274>
- Bronson K., Hunsaker D., Thorp K., 2019. Nitrogen fertilizer and irrigation effects on seed yield and oil in camelina. *Agronomy J.*, **111**, 1712–1719. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.10.0644>
- Campos-Vega R., Loarca-Pina G., Oomah B.D., 2010. Minor components of pulses and their potential impact on human health. *Food Res. Int.*, **43**, 461–582.
- Cardinael R., Chevallier T. *et al.*, 2017. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agricult. Ecosys. Environ.*, **236**, 243–255. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011>
- Castro E., Nieves I.U. *et al.*, 2017. Potential for ethanol production from different sorghum cultivars. *Ind. Crops Prod.*, **109**, 367–373. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.08.050>
- CAN, 2022. Etude des filières miscanthus et TCCR de saule sur les départements de l'Eure et de la Seine Maritime, 75 pp.
https://normandie.chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Normandie/506_Fichiers-communs/PDF/ENVIRONNEMENT/Rapport_etude_filières_BLC.pdf
- CEE-ONU, 2022. Document d'orientation relatif à la réduction des émissions issues de la combustion des résidus agricoles, 31 pp. https://unece.org/sites/default/files/2023-03/2226205_F_pdf_web%20red.pdf
- Chaganti V., Ganjegunte G. *et al.*, 2021. Yield response of canola as a biofuel feedstock and soil quality changes under treated urban wastewater irrigation and soil amendment application. *Ind. Crops Prod.*, **170**, 113659.
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113659>
- Chen C., Bekkerman A. *et al.*, 2015. Intensification of dryland cropping systems for bio-feedstock production: Evaluation of agronomic and economic benefits of *Camelina sativa*. *Ind. Crops Prod.*, **71**, 114–121.
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.02.065>

- Ciubota-Rosie C., Ruiz J.R. *et al.*, 2013. Biodiesel from *Camelina sativa*: A comprehensive characterisation. *Fuel*, **105**, 572–577. DOI: 10.1016/j.fuel.2012.09.062.
- Cifuentes R., Bressani R., Rolz C., 2014. The potential of sweet sorghum as a source of ethanol and protein. *Energy Sustain. Dev.*, **21**, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2014.04.002>
- Cour des Comptes, 2021. La politique de développement des biocarburants. <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2021-12/20211220-S2021-1718-politique-developpement-biocarburants.pdf>
- Darapuneni M.K., Morgan G.D. *et al.*, 2015. Evaluation of flax genotypes for cold tolerance and yield in South-East Texas. *J. Agron. Crop Sci.*, **201**, 128–137. <https://doi.org/10.1111/jac.12097>
- de Menthère C., Piveteau V., Falcone P., Ory X., 2023. La haie, levier de la planification écologique. Rapport du CGAAER n° 22114, Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire. 116 pp. https://www.creseb.fr/voy_content/uploads/2023/05/Rapport_22114_CGAAER_haies.pdf
- Degueurce A., Picard S. *et al.*, 2019. Storage of food waste: variations of physical–chemical characteristics and consequences on biomethane potential. *Waste Biomass Valor.*, **11**, 2441–2454. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-00570-0>
- Duquesne C., Molin C., 2008. Estimation du gisement de biomasse issue de résidus de cultures et la perspective de valorisation énergétique en Poitou-Charentes. Projet Ingénieur AgroParisTech, 33 pp. <https://hal.inrae.fr/hal-02821596/document>
- Einarsson R., Persson U.M., 2017. Analyzing key constraints to biogas production from crop residues and manure in the EU—a spatially explicit model. *PLoS One*, **12**, e0171001. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171001>.
- FCBA, 2022. Memento 2022. <https://www.fcba.fr/wp-content/uploads/2023/01/Memento-2022-WEB.pdf>
- Fischer G., Prieler S. *et al.*, 2010. Biofuel production potentials in Europe: sustainable use of cultivated land and pastures. Part II: Land use scenarios. *Biomass Bioenergy*, **34**, 173–187. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.07.009>
- FranceAgriMer, 2020. Étude sur la formation des prix dans la filière française de production du miscanthus – Synthèse, 12 pp. <https://www.franceagrimer.fr/content/download/65063/document/Etude%20miscanthus%20note%20synth%202020%20VF.pdf>
- FranceAgriMer, 2022. Ressources en biomasse et méthanisation agricole : quelles disponibilités pour quels besoins ? - Analyse des données théoriques de l'ONRB édition octobre 2022, 23 pp. https://www.franceagrimer.fr/content/download/69402/document/20221007_RESSOURCES_EN_BIOMASSE_ET_METHANISATION_2022_WEB-V2.pdf
- FranceAgriMer, 2023. Les retombées économiques des valorisations agricoles non alimentaires (VANA) pour les exploitations agricoles, 199 pp. <https://www.franceagrimer.fr/content/download/72109/document/2023-12-07-AGREX-VANA-Rapport.pdf>
- Fröhlich A., Rice B., 2005. Evaluation of *Camelina sativa* oil as a feedstock for biodiesel production. *Ind. Crops Prod.*, **21**, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2003.12.004>
- Gallardo M., Milisich H.J. *et al.*, 2014. Effect of cultivars and planting date on yield, oil content, and fatty acid profile of flax varieties (*Linum usitatissimum* L.). *Intern. J. Agron.*, 2014, 1–7. <https://doi.org/10.1155/2014/150570>
- Gesch R.W., Long D.S. *et al.*, 2019. Agronomic performance of Brassicaceae oilseeds in multiple environments across the Western USA. *Bioenergy Res.*, **12**, 509–523. <https://doi.org/10.1007/s12155-019-09998-1>
- Gilani G.S., Xiao C.W., Cockell K.A., 2012. Impact of antinutritional factors in food proteins on the digestibility of protein and the bioavailability of amino acids and on protein quality. *Br. J. Nutr.*, **108**, S315–S332. doi: 10.1017/S0007114512002371
- Gohel V., Duan G., 2012. No-cook process for ethanol production using indian broken rice and pearl millet. *Intern. J. Microbiol.*, **2012**, 680232. <https://doi.org/10.1155/2012/680232>
- Guide de réussite des CIVE en Pays de la Loire, 2021. Livrable du projet CASDAR VALOCIVE. https://pays-de-la-loire.chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Pays_de_la_Loire/2021/2021_Guide_reussite_des_CIVES_en_Pays_de_la_Loire.pdf
- Haase M., Rösch C., Ketzer D., 2016. GIS-based assessment of sustainable crop residue potentials in European regions. *Biomass Bioenergy*, **86**, 156–171. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.01.020>
- Han H., Buss W., Zheng Y., Song P. *et al.*, 2022. Contaminants in biochar and suggested mitigation measures – a review. *Chem. Engin. J.*, **429**, 132287. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132287>
- Hansen J.H., Hamelin L., Taghizadeh-Toosi A., Olesen J.E., Wenzel H., 2020. Agricultural residues bioenergy potential that sustain soil carbon depends on energy conversion pathways. *GCB Bioenergy*, **12**, 1002–1013. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12733>
- HAPA, 2022. Sunflower and palm oil value chain analysis in Tanzania: Identifying forward and backward linkages, challenges and opportunities for economic growth; The Hub for Agricultural Policy Action (HAPA), AGRA: Nairobi, Kenya, 2022.
- Iboyi J., Mulvaney M. *et al.*, 2021. Tillage system and seeding rate effects on the performance of Brassica carinata. *Bioenergy*, **13**, 600–617. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12809>
- IEA Bioenergy, 2020. Advanced Biofuels – Potential for Cost Reduction, 88 pp. https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2020/02/T41_CostReductionBiofuels-11_02_19-final.pdf
- IEA Bioenergy, 2022. IEA Bioenergy Report 2023, How bioenergy contributes to a sustainable future, 224 pp. https://www.ieabioenergyreview.org/wp-content/uploads/2022/12/IEA_BIOENERGY_REPORT.pdf

- Ivezic V., Yu Y., van der Werf W., 2021. Crop yields in European agroforestry systems: A meta-analysis. *Front. Sustain. Food Syst.*, **5**, 606631. doi: 10.3389/fsufs.2021.606631
- Jimeez J., 2021. Les caractéristiques des digestats issus de la méthanisation de biodéchets. Présentation à la journée technique "Recyclage matière et valorisation énergétique des biodéchets : enjeux et solutions apportées par la méthanisation". <http://docplayer.fr/225288618-Recyclage-matiere-et-valorisation-energetique-des-biodechets-enjeux-et-solutions-apportees-par-la-methanisation.html>
- Kandel H. Tama Mustard Production. <https://www.ndsu.edu/agriculture/ag-hub/publications/tamemustard-production>.
- Karan S.K., Hamelin L., 2021. Crop residues may be a key feedstock to bioeconomy but how reliable are current estimation methods? *Resour. Conserv. Recycl.*, **164**, 105211. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105211>
- Karthikeyan K., Shanmugam M., 2015. Yield and oil content of peanut (var. TMV-7) and sunflower (var. Co-2) applied with bio-stimulant AQUASAP manufactured from seaweed. *Afr. J. Agric. Res.*, **10**, 1031–1042.
- Katuwal K.B., Angadi S.V. *et al.*, 2018. Growth-stage-based irrigation management on biomass, yield, and yield attributes of spring canola in the southern Great Plains. *Crop Sci.*, **58**, 2623–2632. <https://doi.org/10.2135/cropsci2018.02.2023-10-19>
- Keshavarz-Afshar R., Chen C., 2015. Intensification of dryland cropping systems for bio-feedstock production: Energy analysis of camelina. *BioEnergy Res.*, **8**, 1877–1884. DOI: 10.1007/s12155-015-9644-8.
- Khudaykulov J. Umarova Z., Jong Y., 2023. Effect of irrigation procedures on yield and oil concentration of peanut. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci., **1142**, 012045. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1142/1/012045>
- Kuglarz M., Alvarado-Morales M. *et al.*, 2018. Integrated production of cellulosic bioethanol and succinic acid from rapeseed straw after dilute-acid pretreatment. *Bioresour. Technol.*, **265**, 191–199. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.099>
- Kulichkova G.I., Ivanova T.S., Köttner M., Volodko O.I., Spivak S.I., Tsygankov S.P., Blume, Y.B., 2020. Plant feedstocks and their biogas production potentials. *Open Agric. J.*, **14**. <https://doi.org/10.2174/1874331502014010219>
- Launay C., 2023. Insertion of energy cover crops in cropping systems in France : multi-scale assessment of potential production and water-nitrogen-carbon impacts. Thèse de Doctorat, Agricultural sciences, Université Paris-Saclay, 321 pp. https://pastel.hal.science/tel-04207003v1/file/118113_LAUNAY_2023_archivage.pdf
- Lopez M., Vega M. *et al.*, 2021. Agronomic potential of two European pennycress accessions as a winter crop under European Mediterranean conditions. *Ind. Crops Prod.*, **159**, 113107. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113107>
- Lukajtis R., Kucharska K. *et al.*, 2018. Comparison and optimization of saccharification conditions of alkaline pre-treated triticale straw for acid and enzymatic hydrolysis followed by ethanol fermentation. *Energies*, **11**, 639. <https://doi.org/10.3390/en11030639>
- Malet N., Pellerin S., Nesme T., 2023. Agricultural biomethane production in France: A spatially-explicit estimate. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **185**, 113603. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113603>
- Marron N., Bès de Berc L., Weinreich A. *et al.*, 2012. Guide technique: Taillis à courte et à très courte rotation, 42 pp. https://cibe.fr/wp-content/uploads/2017/02/2012_Guide-technique-CREFF_20022012.pdf
- Marsac S., Heredia M., Bazet M. *et al.*, 2019. Optimisation de la mobilisation de CIVE pour la méthanisation dans les systèmes d'exploitation. Rapport. <https://bibliothèque.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/3993-opticive.html>.
- Matthaus B., Angelini L.G., 2005. Anti-nutritive constituents in oilseed crops from Italy. *Ind. Crops Prod.*, **21**, 89–99. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2003.12.021>
- Mondor M., Hernandez-Alvarez A.J., 2022. *Camelina sativa* composition, attributes, and applications: A review. *Eur. J. Lipid Sci. Technol.*, **124**, 2100035. DOI: 10.1002/ejlt.202100035
- Monforti F., Bódis K., Scarlat N., Dallemand J.-F., 2013. The possible contribution of agricultural crop residues to renewable energy targets in Europe: A spatially explicit study. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **19**, 666–677. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.060>
- Monforti F., Lugato E. *et al.*, 2015. Optimal energy use of agricultural crop residues preserving soil organic carbon stocks in Europe. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, **44**, 519–529. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.12.033>
- Moretti P., Morais de Araujo J. *et al.*, 2020. Characterization of municipal biowaste categories for their capacity to be converted into a feedstock aqueous slurry to produce methane by anaerobic digestion. *Sci. Total Environ.*, **716**, 137084, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137084>.
- Morineau C., Bellec Y. *et al.*, 2017. Selective gene dosage by CRISPR-Cas9 genome editing in hexaploid *Camelina sativa*. *Plant Biotechnol. J.*, **15**, 729–739. <https://doi.org/10.1111/pbi.12671>
- Mourjane I., Fosse J., 2021. La biomasse agricole : quelles ressources pour quel potentiel énergétique ? Document de travail France Stratégie. https://www.strategie.gouv.fr/sites/strategie.gouv.fr/files/atoms/files/fs-dt_-_biomasse_agricole_-_quelles_ressources_pour_quel_potentiel_energetique_-_29-07-21.pdf
- Mupondwa E., Li X. *et al.*, 2016. Technoeconomic analysis of camelina oil extraction as feedstock for biojet fuel in the Canadian Prairies. *Biomass Bioenergy*, **95**, 221–234. DOI: 10.1016/j.biombioe.2016.10.014
- Naeve S., Miller-Garvin J., Christenson J., 2022. United States Soybean Quality Annual Report; American Soybean Association: St. Louis, MO, USA, 2022; Available online: <https://extension.umn.edu/soybean/soybean-seed-quality>.
- Natelson R.H., Wang W.-C. *et al.*, 2015., Technoeconomic analysis of jet fuel production from hydrolysis, decarboxylation, and reforming of camelina oil. *Biomass Bioenergy*, **75**, 23–34. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.02.001

- ONRB, 2020. L'Observatoire National des Ressources en Biomasse. Évaluation des ressources agricoles et agroalimentaires disponibles en France – édition 2020.
- Passoth V., Schnurer A. *et al.*, 2011. Improved bio-energy yields via sequential ethanol fermentation and biogas digestion of steam exploded oat straw. *Bioresour. Technol.*, **102**, 4449–4455. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.096>
- Pellerin S., Bamière L., Launay C., Martin R. *et al.*, 2020. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Rapport scientifique de l'étude, INRA (France), 540 p.
- Petersson A., Thomsen M.H. *et al.*, 2007. Potential bioethanol and biogas production using lignocellulosic biomass from winter rye, oilseed rape and faba bean. *Biomass Bioenergy*, **31**, 812–819.
- Rasse D.P., Rumpel C., Dignac M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil*, **269**, 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Rose D.J., Santra D.K., 2013. Proso millet (*Panicum miliaceum* L.) fermentation for fuel ethanol production. *Ind. Crops Prod.*, **43**, 602–605. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.08.010>
- Scarlat N., Fahl F. *et al.*, 2019. Integrated and spatially explicit assessment of sustainable crop residues potential in Europe. *Biomass Bioenergy*, **122**, 257–269. <https://doi.org/10.1016/j>
- Schillaci C., Perego A. *et al.*, 2023. Assessing marginality of Camelina (*C. sativa* L. Crantz) in rotation with barley production in Southern Europe: A modelling approach. *Agric., Ecosyst. Environ.*, **357**, 108677. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108677>
- Sedbrook J.C., Phippen W.B., Marks M.D., 2014. New approaches to facilitate rapid domestication of a wild plant to an oilseed crop: Example pennycress (*Thlaspi arvense* L.). *Plant Sci.*, **227**, 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2014.07.008>
- Solagro, 2021. Le bois énergie. État des lieux, lieux de controverse, janvier 2021. <https://afterres2050.solagro.org/wp-content/uploads/2021/06/note-bois.pdf>
- Springer T.L., Aiken G.E., 2015. Harvest frequency effects on white clover forage biomass, quality, and theoretical ethanol yield. *Biomass Bioenergy*, **78**, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.04.003>
- Szerencsits M., Weinberger C., Kuderna M., Feichtinger F., Erhart E., Maier S., 2016. Biogas from cover crops and field residues: effects on soil, water, climate and ecological footprint. *Int. J. Environ. Ecol. Eng.*, **9**, 413–416. doi.org/10.5281/zenodo.1126493
- Tan L., Zhong J. *et al.*, 2020. Production of bioethanol from unwashed-pretreated rapeseed straw at high solid loading. *Bioresour. Technol.*, **303**, 122949.
- Terres Inovia, 2021. Guide de culture – Cameline. <https://www.terresinovia.fr/o/commerce-media/products/3199327/cameline-guide-de-culture/3434036/Guide%20de%20culture%20cameline%202021?download=false&title=fichier.pdf>
- Traka M.H., 2016. Health benefits of glucosinolates. *Adv. Bot. Res.*, **80**, 247. DOI: 10.1016/bs.abr.2016.06.004
- Vaitilingom G., Mouloungui Z. *et al.*, 2021. Vers une génération plus « verte » de biodiesels. *OCL*, **28**, 2. <https://doi.org/10.1051/ocl/2020067>
- Von Cossel M., Lewandowski I. *et al.*, 2019. Marginal agricultural land low-input systems for biomass production. *Energies*, **12**, 3123. <https://doi.org/10.3390/en12163123>
- Walk S., Wardle D. *et al.*, 2019. Improving the quality and quantity of source-separated household food waste in areas of different socio-economic characteristics: A case study from Lübeck, Germany. 16th International Conference on Environmental Science and Technology Rhodes, Greece, 4-7 September 2019. <https://d-nb.info/1205370773/34>
- Wang S., Thomas K.C., Ingledew W.M., 1998. Production of fuel ethanol from rye and triticale by very-high-gravity (VHG) fermentation. *Appl. Biochem. Biotechnol.*, **69**, 157–175. <https://doi.org/10.1007/BF02788811>
- Weiland P., 2009. Biogas production: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **85**, 849–860. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2246-7>
- WWF France, 2022. Biomasse : un réel potentiel pour la transition énergétique ? <https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-01/20220127-Rapport-Biomasse-un-reel-potentiel-pour-la-transition-energetique-wwffrance.pdf>
- Xie Y., Yan Z. *et al.*, 2020. Yield, oil content, and fatty acid profile of flax (*Linum usitatissimum* L.) as affected by phosphorus rate and seeding rate. *Ind. Crops Prod.* 2020, **145**, 112087. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.112087>
- Yang L., Lamont L.D. *et al.*, 2023. A review on potential biofuel yields from cover crops. *Fermentation*, **9**, 912. <https://doi.org/10.3390/fermentation9100912>
- Zanetti F., Isbell T. *et al.*, 2019. Turning a burden into an opportunity: Pennycress (*Thlaspi arvense* L.) a new oilseed crop for biofuel production. *Biomass Bioenergy*, **130**, 105354. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105354>

Annexe – Place du biochar dans les stratégies de décarbonation

La problématique de l'utilisation du biochar en agriculture n'était pas abordée dans la saisine adressée à INRAE. Cette option mériterait d'être analysée plus en détail dans le cadre d'une approche plus large adressant la problématique du stockage du carbone dans les sols.

Selon le GIEC, 10 milliards de tonnes de CO₂ devront être captées et stockées chaque année à horizon 2100, pour limiter le réchauffement climatique global (contre 10 000 tonnes retirées de l'atmosphère en 2021). Charbon d'origine végétale, le biochar sera essentiel à l'atteinte de cet objectif, car il pourrait aider à capter annuellement 2 à 3 milliards de tonnes de CO₂ s'il est massivement déployé. La pyrolyse de la biomasse, en plus de produire du biochar, génère aussi un gaz renouvelable qui peut se substituer au gaz fossile, être transformé en électricité, en chaleur, ou produire de l'hydrogène. Une partie peut alimenter les fours en autoconsommation, et une autre peut être vendue à des entreprises pour compenser leurs émissions grâce à la vente de crédits carbone biochar.

Le biochar peut être obtenu à partir de résidus de bois issus de l'entretien des forêts ou de l'industrie du bois, mais aussi de l'agriculture (fumier, paille, résidus de cultures sèches comme les coques de grains de café). Ces résidus de biomasse sont chauffés à plus de 500°C, sans oxygène, de manière à éviter la combustion qui produirait du CO₂. Grâce à la pyrolyse, le carbone capté par les végétaux est piégé : 80 % du carbone capté le sera définitivement car le biochar ne se dégrade presque pas dans le temps (temps de résidence moyen de 556 ans selon Wang *et al.*, 2015). Une tonne de biochar permet de séquestrer 2 à 3 tonnes de CO₂ équivalent sur un horizon de cent ans.

En fait, il n'existe pas un, mais plusieurs biochars, qui se distinguent selon la qualité de la biomasse, la méthode de pyrolyse, de production, le choix des matières brûlées ou encore sa manière d'incorporation dans le sol. Il est donc nécessaire de concevoir des biochars en fonction des objectifs visés. En particulier, il existe un risque de contamination par des substances indésirables (HAP, dioxines et autres contaminants selon les intrants ; Han *et al.*, 2022), limitant de fait les possibilités d'utilisation en agriculture. Une mauvaise utilisation du produit pourrait avoir des effets négatifs sur les sols et les écosystèmes.

L'idée d'utiliser le biochar dans les sols est née de la recherche sur les terres noires anthropogéniques telles que la "Terra preta do Indio" dans le bassin amazonien, des sols fertiles artificiels riches en biochar, formés par une combinaison de résidus organiques et de charbon de bois (Glaser et Birk, 2012). Des sols similaires existent également en Australie et en Europe et sont encore formés aujourd'hui en Afrique du Sud à partir de charbon de bois et de résidus organiques (Solomon *et al.*, 2016).

L'amélioration de la fertilité des sols après l'application de biochar peut augmenter les rendements des cultures et renforcer la résilience des agroécosystèmes (Oguntunde *et al.*, 2008 ; Liang *et al.*, 2014). De nombreuses synthèses récentes ont été publiées sur le biochar, notamment en lien avec son utilisation possible pour l'atténuation du changement climatique (Smith *et al.*, 2019 ; Tisserant et Cherubini, 2019 ; Figure A1) ou ses avantages et limites pour une utilisation en agriculture (Schmidt *et al.*, 2021).

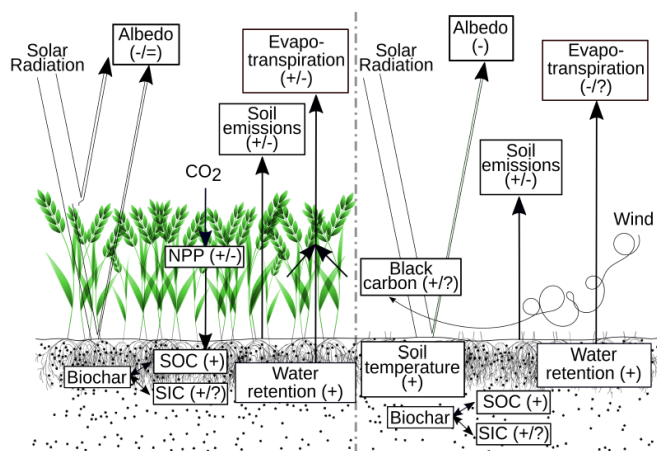


Figure A1. Effets du biochar sur le climat dans des conditions de champs cultivés (à gauche) ou de sol nu (à droite). Les signes entre parenthèses indiquent l'effet du biochar sur la variable par rapport au contrôle sans biochar ; + : augmentation, - : diminution, = : inchangé, ? : les données disponibles pour l'évaluation sont limitées (Tisserant et Cherubini, 2019).

La Figure A2 présente les résultats d'une analyse de 26 méta-analyses sur les conséquences de l'utilisation de biochar dans les sols agricoles (Schmidt *et al.*, 2017).

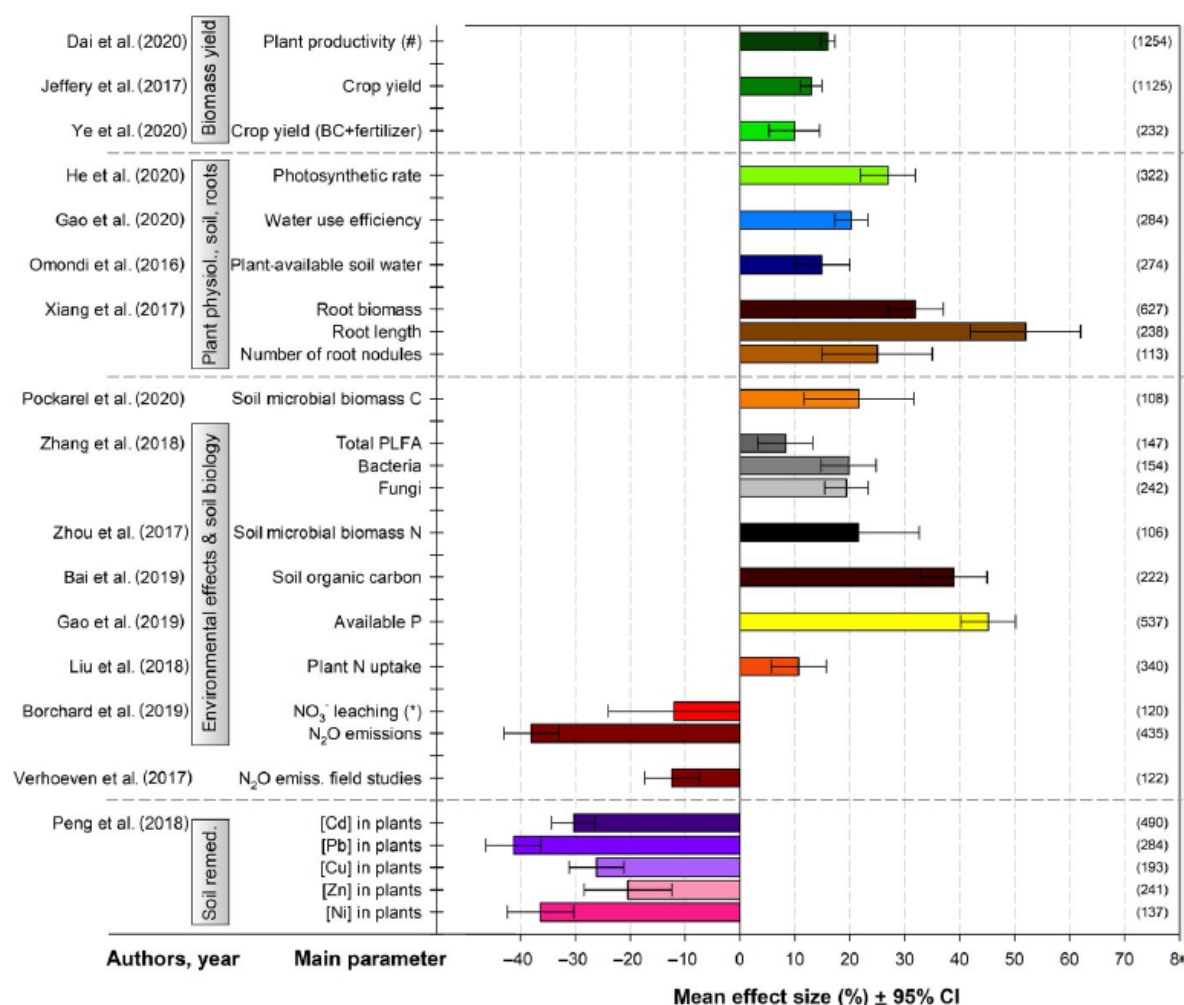


Figure A2. Résultats de l'analyse de 26 méta-analyses sur les conséquences de l'utilisation de biochar dans les sols agricoles pour une sélection de paramètres pertinents d'un point de vue agronomique (Schmidt *et al.*, 2017). L'ampleur moyenne de l'effet global (*Mean effect size*, en % de changement) et les intervalles de confiance à 95 % sont indiqués tels qu'ils ont été rapportés dans les études d'origine. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de comparaisons par paires utilisées pour ce paramètre spécifique.

Les principaux résultats sont les suivants :

- **Carbone organique du sol (Soil Organic Carbon – SOC).** Le biochar a un effet positif direct sur le SOC en fournissant du carbone récalcitrant (Wang *et al.*, 2016) et un effet positif indirect sur le SOC en stabilisant le carbone du sol (DeCiucies *et al.*, 2018). Une partie du carbone du biochar peut être lessivée sous forme de carbone organique dissous (Liu *et al.*, 2019) ou transportée par le vent.
- **Carbone inorganique du sol (Soil Inorganic Carbon – SIC).** Les données sur les effets du biochar sur le carbone inorganique du sol sont encore limitées, mais une étude préliminaire a montré que le biochar augmente le stock de SIC à la fois directement et indirectement (Dong *et al.*, 2019).
- **Albédo.** Le biochar a tendance à assombrir les sols et, par conséquent, à réduire l'albédo de surface (Blanco-Canqui, 2017). Toutefois, la présence d'un couvert végétal ou d'une couverture neigeuse peut atténuer ces effets (Meyer *et al.*, 2012 ; Genesio *et al.*, 2012).
- **Émissions gazeuses.** Les effets sur les émissions du sol dépendent du gaz considéré (N₂O, CH₄, NO_x et NH₃), des propriétés du biochar et des conditions du sol. Des ajouts de biochar à plus de 1 % réduisent considérablement les émissions de N₂O provenant des sols (Borchard *et al.*, 2018). Le biochar peut réduire la volatilisation du NH₃ et augmenter la rétention de l'azote lors du compostage (Godlewska *et al.*, 2017) ou dans le cadre de la gestion des flux de déchets riches en azote, y compris ceux issus de l'élevage (Kamma *et al.*, 2017).

- *Evapotranspiration*. Dans les parcelles cultivées, le biochar a un effet contrasté sur l'évapotranspiration en fonction de l'état du sol et du climat et peut augmenter ou réduire l'efficacité de l'utilisation de l'eau par les plantes. En absence de cultures, le biochar tendrait à réduire l'évaporation, mais des données supplémentaires sont nécessaires.
- *Rendements*. Les qualités du biochar dans la restauration des sols et la limitation du recours aux engrais sont connues de longues dates dans les zones tropicales, où les sols sont pauvres et acides, mais celles-ci s'observent aussi dans les zones tempérées, comme en Europe, où le maraîchage bénéficie d'une amélioration du rendement de 15 à 20 % grâce au biochar. Toutes les méta-analyses récentes sur les effets du rendement concluent que l'utilisation de biochar dans les sols induit un rendement global plus élevé, même si ce n'est pas le cas pour tous les sols et avec tous les biochars (Schmidt *et al.*, 2021).
- *Carbone noir* (black carbon). Lors de l'application de biochar ou des opérations de labour, des microparticules de carbone noir peuvent être transportées par le vent.
- *Température du sol*. En l'absence de couvert végétal, la température du sol augmente et fluctue quotidiennement, ce qui peut affecter le flux de chaleur sensible, l'évaporation de l'eau et le taux de dégradation du carbone organique du sol. Sous culture, le biochar tend à réduire les fluctuations de la température du sol (Usowicz *et al.*, 2016 ; Zhang *et al.*, 2018 ; Yan *et al.*, 2019).
- *Croissance des racines et photosynthèse*. Des effets positifs de l'apport de biochar ont été observés sur la biomasse et la longueur des racines ou le nombre de nodules fixateurs d'azote atmosphérique (Xiang *et al.*, 2017) ainsi que sur l'activité photosynthétique chez certaines espèces (He *et al.*, 2020).
- *Propriétés physico-chimiques des sols*. Caractérisé par un pH basique, le biochar permet de rééquilibrer les sols acides, d'augmenter la capacité d'échange cationique et la capacité de rétention en eau et en éléments minéraux et d'améliorer la porosité (Cornelissen *et al.*, 2013). La disponibilité du phosphore pour les plantes est ainsi améliorée (Gao *et al.*, 2019). Le biochar retient les ions nitrates et dans une moindre mesure l'azote ammoniacal, mais cette rétention est réversible (Kamman *et al.*, 2015 ; Hagemann *et al.*, 2017).
- *Vie microbienne des sols*. L'ajout de biochar stimule la vie microbienne (Cornelissen *et al.*, 2013 ; Zhou *et al.*, 2017).
- *Eau du sol*. L'application de biochar peut diminuer le compactage du sol, augmenter sa porosité, réduire sa densité apparente et augmenter sa teneur en eau et la disponibilité de cette dernière (Tan *et al.*, 2017 ; Edeh *et al.*, 2020). Des effets positifs ont aussi été rapportés pour l'efficacité d'utilisation de l'eau par les plantes, avec toutefois une forte variabilité des résultats liée aux propriétés du sol et aux taux d'application de biochar (Gao *et al.*, 2020).
- *Dynamique des polluants*. La réactivité élevée et la surface spécifique du biochar favorisent la rétention des polluants (Peng *et al.*, 2018), contribuant ainsi à l'assainissement des sols et à la purification de l'eau (Ahmad *et al.*, 2014).

Au-delà de l'énergie et de l'agriculture, ce charbon végétal peut être incorporé aux matériaux de construction, aider à la fabrication de carburants synthétiques ou de systèmes de dépollution. Mais ce produit peine à se faire une place en Europe et en France, car la technique de production n'a longtemps pas été rentable – la tonne se vendait récemment entre 1000 et 2000 € en Europe. Mais grâce au coup de projecteur du GIEC sur ce produit en 2020, le modèle économique est en train d'évoluer. Aujourd'hui, la Chine et les États-Unis dominent largement le marché mondial du biochar. En Europe, 33500 tonnes de biochar, équivalent à la séquestration de 90000 t de CO₂, ont été produites dans l'UE en 2022. L'Allemagne est le pays leader.

Plusieurs questions se posent encore quant à une utilisation possible à large échelle en Europe

- **Ce produit a-t-il de réels avantages agronomiques ?**
- **Comment arbitrer le besoin de biomasse pour la production de biochar vs. les autres usages de la biomasse ?**
- **Comment les politiques publiques peuvent-elles davantage soutenir, encadrer et réglementer de manière efficace l'intégration du biochar dans les pratiques agricoles et environnementales ?**
- **Comment les technologies de production et d'application du biochar peuvent-elles renforcer son rôle dans la transition vers des systèmes agricoles et environnementaux plus durables à l'échelle mondiale au cours des prochaines décennies ?**
- **Les acteurs industriels du secteur agricole et agroalimentaire ont-ils la maturité pour relever les défis climatiques et accélérer la décarbonation grâce au biochar ?**
- **Le crédit carbone biochar a-t-il de l'avenir ?**

Références

- Ahmad M., Rajapaksha A.U., Lim J.E., Zhang M., Bolan D.M. *et al.*, 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, **99**, 19–33. <http://dx.doi.org/0.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Blanco-Canqui H., 2017. Biochar and soil physical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **81**, 687. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>
- Borchard N., Schirrmann M., Cayuela M.L., Kammann C., Wrage-Mönnig N. *et al.*, 2018. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: a meta-analysis. *Sci. Total Environ.*, **651**, 2354–2364. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060>
- Cornelissen G., Martinsen V., Shitumbanuma V., Alling V., Breedveld G. *et al.*, 2013. Biochar effect on maize yield and soil characteristics in five conservation farming sites in Zambia. *Agronomy*, **3**, 256–274. <https://doi.org/10.3390/agronomy3020256>
- DeCuius S., Whitman T., Woolf D., Enders A., Lehmann J., 2018. Priming mechanisms with additions of pyrogenic organic matter to soil. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **238**, 329–342. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2018.07.004>
- Dong X., Singh B.P., Li G., Lin Q., Zhao X., 2019. Biochar increased field soil inorganic carbon content five years after application. *Soil Tillage Res.*, **186**, 36–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2018.09.013>
- Edeh I.G., Mašek O., Buss W., 2020. A meta-analysis on biochar's effects on soil water properties –New insights and future research challenges. *Sci. Total Environ.*, **714**, 136857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136857>
- Gao S., DeLuca T.H., Cleveland C.C., 2019. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.*, **654**, 463–472. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.124>
- Gao Y., Shao G., Lu J., Zhang K., Wu S., Wang Z., 2020. Effects of biochar application on crop water use efficiency depend on experimental conditions: A meta-analysis. *Field Crops Research*, **249**, 107763. <https://doi.org/10.1016/J.FCR.2020.107763>
- Genesio L., Miglietta F., Lugato E., Baronti S., Pieri M., Vaccari F.P., 2012. Surface albedo following biochar application in durum wheat. *Environ. Res. Lett.*, **7**, 014025. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/014025>
- Glaser B., Birk J.J., 2012. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochim. Cosmochim. Acta*, **82**, 39–51. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.11.029>
- Godlewska P., Schmidt H.P., Ok Y.S., Oleszczuk P., 2017. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresour. Technol.*, **246**, 193–202.
- Hagemann N., Kammann C.I., Schmidt H.-P., Kappler A., Behrens S., 2017. Nitrate capture and slow release in biochar amended compost and soil. *PLoS One*, **12**, e0171214. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171214>
- Han H., Buss W., Zheng Y., Song P. *et al.*, 2022. Contaminants in biochar and suggested mitigation measures – a review. *Chem. Engin. J.*, **429**, 132287. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132287>
- He Y., Yao Y., Ji Y., Deng J., Zhou G., Liu R., Shao J., Zhou L., Li N., Zhou X., Bai S.H., 2020. Biochar amendment boosts photosynthesis and biomass in C3 but not C4 plants: A global synthesis. *GCB Bioenergy*, **12**, 605–617. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12720>
- Kammann C., Ippolito J., Hagemann N., Borchard N., Cayuela M.L. *et al.*, 2017. Biochar as a tool to reduce the agricultural greenhouse-gas burden—knowns, unknowns and future research needs. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.*, **25**, 114–139. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>
- Kammann C.I., Schmidt H.-P., Messerschmidt N., Linsel S., Steffens D. *et al.*, 2015. Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Sci. Rep.*, **5**, 11080. <https://doi.org/10.1038/srep11080>
- Liang C., Zhu X., Fu S., Méndez A., Gascó G., Paz-Ferreiro J., 2014. Biochar alters the resistance and resilience to drought in a tropical soil. *Environ. Res. Lett.*, **9**, 064013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/6/064013>
- Liu C., Wang H., Li P., Xian Q., Tang X., 2019. Biochar's impact on dissolved organic matter (DOM) export from a cropland soil during natural rainfalls. *Sci. Total Environ.*, **650**, 1988–1995. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.356>
- Liu Q., Zhang Y., Liu B., Amonette J.E., Lin Z. *et al.*, 2018. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. *Plant. Soil*, **426**, 211–225. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3619-4>
- Meyer S., Bright R.M., Fischer D., Schulz H., Glaser B., 2012. Albedo impact on the suitability of biochar systems to mitigate global warming. *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 12726–12734. <http://dx.doi.org/10.1021/es302302g>
- Oguntunde P.G., Abiodun B.J., Ajayi A.E., Van De Giesen N., 2008. Effects of charcoal production on soil physical properties in Ghana. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **171**, 591–596.
- Peng X., Deng Y., Peng Y., Yue K., 2018. Effects of biochar addition on toxic element concentrations in plants: a meta-analysis. *Sci. Total Environ.*, **617**, 970–977. <https://doi.org/10.1002/jpln.200625185>
- Schmidt H.-P., Kammann C., Hagelann N., Leifeld J., Bucheli T.D., Sanchez Monedero M.A., Cayuela M.L., 2021. Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*, **13**, 1708–1730. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12889>
- Schmidt H.-P., Pandit B.H., Cornelissen G., Kammann C., 2017. Biochar-based fertilization with liquid nutrient enrichment: 21 field trials covering 13 crop species in Nepal. *Land. Degrad. Dev.*, **28**, 2324–2342. <https://doi.org/10.1002/ldr.2761>

- Smith P., Adams J., Beerling D.J., Beringer T., Clavin K.V. *et al.*, 2019. Land-management options for greenhouse gas removal and their impacts on ecosystem services and the sustainable development goals. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **44**, 255–286. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033129>
- Solomon D., Lehmann J., Fraser J.A., Leach M., Amanor K. *et al.*, 2016. Indigenous African soil enrichment as a climate-smart sustainable agriculture alternative. *Front. Ecol. Environ.*, **14**, 71–76. <https://doi.org/10.1002/fee.1226>
- Tan X., Liu S., Liu Y., Gu Y., Zeng G. *et al.*, 2017. Biochar as potential sustainable precursors for activated carbon production: multiple applications in environmental protection and energy storage. *Bioresour. Technol.* **227**, 359–372. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.083>
- Tisserant A., Cherubini F., 2019. Potentials, limitations, co-benefits, and trade-offs of biochar applications to soils for climate change mitigation. *Land*, **8**, 179. doi:10.3390/land8120179
- Usowicz B., Lipiec J., Lukowski M., Marczewski W., Usowicz J., 2016. The effect of biochar application on thermal properties and albedo of loess soil under grassland and fallow. *Soil Tillage Res.*, **164**, 45–51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.03.009>
- Wang J., Xiong Z., Kuzyakov Y., 2015. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *Glob. Change Biol. Bioenergy*, **8**, 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wang J., Xiong Z., Kuzyakov Y., 2016. Biochar stability in soil: Meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, **8**, 512–523. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Xiang Y., Deng Q., Duan H., Guo Y., 2017. Effects of biochar application on root traits: A meta-analysis. *GCB Bioenergy*, **9**, 1563–1572. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12449>
- Yan Q., Dong F., Li J., Duan Z., Yang F., Li X., Lu J., Li F., 2019. Effects of maize straw-derived biochar application on soil temperature, water conditions and growth of winter wheat. *Eur. J. Soil Sci.*, **70**, 1280–1289. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12863>
- Zhang Y., Hu X., Zou J., Zhang D., Chen W., Liu Y., Chen Y., Wang X., 2018. Response of surface albedo and soil carbon dioxide fluxes to biochar amendment in farmland. *J. Soils Sediments*, **18**, 1590–1601. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-017-1889-8>
- Zhou H., Zhang D., Wang P., Liu X., Cheng K. *et al.*, 2017. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: a meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **239**, 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.006>