

Impacts environnementaux et enjeux technico-économiques et sociétaux associés à la mobilisation de biomasse agricole et forestière pour la production d'énergie en France à l'horizon 2050

Etude bibliographique

Rapport final, juillet 2023

INRAE Transfert

Siège social : 28, rue du Dr. Finlay – 75015 Paris

Tél. : 33 (0)1 42 75 95 00

contact@metys-inrae-transfert.fr

www.inrae-transfert.fr

metys-inrae-transfert.fr

Société par Actions Simplifiée au capital de 1 920 000 €

RCS PARIS B 433 960 762 - SIRET : 433 960 762 00030 -APE 6630ZTVA FR 96 433 960 762

La conception et le pilotage de l'étude ont été menés conjointement par le Ministère de la Transition Énergétique (MTE) et le Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT) - par l'intermédiaire de la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (DGEC) et du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), INRAE et INRAE Transfert. La coordination et la réalisation de l'étude ont été confiées à INRAE Transfert.

L'étude, présentée ici dans sa version intégrale, a bénéficié des apports de 32 experts. Ont notamment contribué à l'étude et à la rédaction du rapport :

Sabine HOUOT (INRAE), pilote scientifique de l'étude,
Monia EL-AKKARI (INRAE Transfert), rédactrice,
Bastien ZENNARO (INRAE Transfert), rédacteur,
Stéphane LEDOUX (INRAE Transfert), rédacteur,
Monique AXELOS (INRAE), membre du comité de pilotage et expert scientifique,
Thierry CAQUET (INRAE), membre du comité de pilotage et expert scientifique,
Guy RICHARD (INRAE), membre du comité de suivi et expert scientifique,
Romain CRESSON (INRAE Transfert), membre du comité de suivi et expert scientifique,
Nathalie KORBOULEWSKI (INRAE), expert scientifique,
Valentin BELLASSEN (INRAE), expert scientifique,
Marc DECONCHAT (INRAE), expert scientifique,
Stéphane DE CARA (INRAE), expert scientifique,
Fabien FERCHAUD (INRAE), expert scientifique,
Florent LEVAVASSEUR (INRAE), expert scientifique.



Sommaire

Synthèse de l'étude	5
Première partie - Positionnement de l'étude	14
1 Contexte, enjeux et objectifs.....	15
2 Méthodologie	16
2.1 Pilotage, suivi et réalisation de l'étude	16
2.1.1 Le collectif de travail	16
2.1.2 Le comité de suivi.....	16
2.1.3 Le comité d'experts.....	16
2.1.4 Le comité consultatif d'acteurs	18
2.2 Constitution et analyse des sources documentaires	18
2.2.1 Nature des sources documentaires	18
2.2.2 Constitution du corpus bibliographique	19
2.2.3 Analyses du corpus bibliographique	20
3 Périmètre de l'étude	22
3.1 Les types de biomasses	24
3.1.1 Les biomasses forestières, agroforestières, bocagères et paysagères	24
3.1.2 Les biomasses agricoles	26
3.2 Les filières de production d'énergie.....	31
3.2.1 Les filières thermochimiques	33
3.2.2 Les filières biocarburants (hors méthanisation)	35
3.2.3 La filière méthanisation	36
Deuxième partie - Impacts environnementaux	41
1 Les catégories d'impacts	42
1.1 Les impacts sur le cycle du carbone.....	42
1.2 Les impacts sur le cycle de l'azote	44
1.3 Les impacts sur la ressource en eau.....	45
1.4 Les impacts sur la biodiversité	47
2 Revue des impacts environnementaux par filière.....	49
1.5 Les filières thermochimiques	49
1.5.1 Les biomasses forestières	49
1.5.2 Les haies et bocages.....	64
1.5.3 Les cultures pérennes dédiées à la production de biomasse lignocellulosique : les TCR et TtCR	66
1.5.4 Le retour au sol des biochars	72
1.5.5 Synthèse des impacts environnementaux des filières thermochimiques	74
1.6 Les filières biocarburants de 1 ^{ère} et de 2 ^{ème} génération.....	78
1.6.1 Les cultures annuelles principales dédiées pour la production de biocarburants ...	79
1.6.2 Les cultures pérennes dédiées à la production de biomasse lignocellulosique : switchgrass et miscanthus.....	84
1.6.3 Les résidus de culture.....	91
1.6.4 Le retour au sol des vinasses issues de la production de biocarburants	96
1.6.5 Synthèse des impacts environnementaux liés aux filières biocarburants	99
1.7 La filière méthanisation	102
1.7.1 Les cultures intermédiaires à vocation énergétiques (CIVE)	103
1.7.2 Les résidus de culture (pailles et issues de silos)	112

1.7.3	Les effluents d'élevage.....	112
1.7.4	Les cultures annuelles utilisées pour la production d'énergie	112
1.7.5	Les cultures pérennes dédiées à la production de biomasse lignocellulosique	113
1.7.6	La biomasse issue des prairies permanentes, temporaires et des surfaces en herbe 113	
1.7.7	Le retour au sol des digestats de méthanisation	119
1.7.8	Synthèse des impacts environnementaux de la filière méthanisation	129
Troisième partie - Enjeux technico-économiques et sociétaux		132
1	Nature des enjeux	133
2	Faisabilité des prélèvements	134
2.1	Secteur bois-forêt	134
	Limites économiques des scénarios intensifs	135
2.2	Secteur agricole.....	137
3	Effets et impacts du changement climatique.....	140
3.1	Secteur bois-forêt, une intégration complexe du changement climatique.....	140
3.2	Secteur agricole.....	142
4	Effets et impacts du changement des pratiques.....	142
4.1	Secteur bois-forêt	143
4.2	Secteur agricole.....	144
5	Impact de la consommation et de ses évolutions.....	146
5.1	Secteur bois-forêt	146
5.2	Secteur agricole.....	149
6	Effets du commerce et des échanges.....	151
7	Effets des stratégies économiques.....	153
7.1	Secteur bois-forêt	153
7.2	Secteur agricole.....	154
8	Enjeux technico-économiques : synthèse	157
Bibliographie et références		159
	Références : impacts environnementaux associés à la mobilisation des biomasses agricoles	160
	Références : impacts environnementaux associés à la mobilisation de la biomasses forestière et agro-forestière.....	184
	Références : impacts technico-économiques et sociétaux associés à la mobilisation de la biomasses agricoles, agro-forestière et forestière	201

Synthèse de l'étude

La biomasse occupe une place centrale dans la Stratégie Nationale Bas-Carbone (SNBC) ainsi que dans la programmation pluriannuelle de l'énergie (PPE) (2^{ème} version, 2020), en raison de son rôle essentiel dans la composition du futur mix énergétique décarboné d'ici 2050, et de sa contribution majeure à l'augmentation des puits de carbone. La première stratégie de mobilisation de la biomasse (SNMB), approuvée en février 2018, a proposé une analyse prospective détaillée des ressources en biomasse mobilisables et des besoins associés. Depuis lors, cette stratégie a été déclinée en schémas régionaux de biomasse (SRB), visant à établir un diagnostic exhaustif, tant actuel que prospectif, des ressources disponibles pour la production d'énergies renouvelables. Dans ce contexte, Ministère de la Transition Énergétique (MTE) et le Ministère de la Transition Écologique et de la Cohésion des Territoires (MTECT), par l'intermédiaire de la DGEC (Direction Générale de l'Énergie et du Climat) et du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), se sont engagés dans une évaluation approfondie des impacts environnementaux, ainsi que des enjeux technico-économiques et sociétaux associés à l'augmentation significative de l'utilisation de la biomasse à des fins énergétiques d'ici 2050. La présente étude est strictement bibliographique et ne vise en aucun cas à produire de nouvelles données par modélisation ou simulation, mais à proposer une synthèse des connaissances actuelles. La démarche proposée s'appuie sur la méthodologie établie par la DEPE1 pour la conduite des expertises scientifiques et des études à INRAE, adaptée au contexte et aux contraintes, notamment temporelles, imposées par l'étude. L'étude, présentée ci-après dans sa version intégrale, a bénéficié des apports de 32 experts, mobilisés notamment pour la constitution du corpus bibliographique. A ce titre, la présente étude ne constitue pas une étude de cas du contexte français : elle n'a pour objet ni d'analyser les pratiques actuellement déployées sur le territoire français pour la production de différents types de biomasse et leurs impacts environnementaux, ni de décrire le cadre réglementaire s'appliquant sur ces types de biomasse, ni a fortiori d'analyser l'effet de ce cadre réglementaire sur les impacts environnementaux des pratiques françaises.

Cette étude s'articule en deux volets. Le premier volet, environnemental, est focalisé sur la caractérisation des impacts liés à l'utilisation accrue des biomasses agricoles et forestières pour la production énergétique sur les cycles du carbone, de l'azote et de l'eau et sur la biodiversité des écosystèmes concernés. Le second volet porte sur les enjeux technico-économiques et sociétaux associés. Il vise à identifier les équilibres économiques et sociaux qui permettront le passage d'une quantité de biomasse mobilisable théorique à une vision réaliste du potentiel de mobilisation.

¹ Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE - L'expertise en éclairage des politiques publiques et du débat public, Direction de l'Expertise scientifique collective, de la Prospective et des Études (DEPE) Version 2 - Novembre 2021

L'objectif est donc de mettre en lumière les contraintes technico-économiques et sociétales qui s'appliquent à cette mobilisation.

Le périmètre de cette étude a été défini autour de trois composantes : les différents types de biomasse, les filières de valorisation énergétique et les impacts environnementaux, technico-économiques et sociétaux liés à cette valorisation.

- Les **biomasses** forestières, agroforestières, bocagères² et paysagères considérées dans cette étude incluent le bois issu de forêts, de haies, de bosquets, d'arbres d'alignement agricole, de vergers, de tailles et d'élagages paysagers, de systèmes de taillis à courte et à très courte rotation (TCR et TCCR), ainsi que les sous-produits de l'industrie de première transformation du bois (granulés, écorces, plaquettes de produits connexes de scierie et assimilés). Les biomasses agricoles, quant à elles, incluent les cultures principales, les résidus de cultures, les cultures intermédiaires, les prairies, herbages et fourrages ainsi que les effluents d'élevage. Sont exclues du champ de l'étude les biomasses résiduaire issues des activités industrielles (notamment agroalimentaires), des activités commerciales (notamment biodéchets), du traitement de l'eau (notamment boues de stations d'épuration - STEP) et de la gestion des déchets ménagers (notamment fraction fermentescible des ordures ménagères).
- Trois **filières de production d'énergie** ont été identifiées du fait de leur niveau de maturité technologique (TRL) élevé et donc de leur disponibilité pour le secteur industriel. Ces filières peuvent être regroupées en fonction des procédés de transformation mis en œuvre, qui dépendent des types de biomasses mobilisées et qui déterminent le type d'énergie ou le vecteur énergétique produit. On identifie ainsi les filières thermochimiques de conversion de biomasse lignocellulosique, les filières de production de biocarburants à partir de biomasses agricoles (hors méthanisation) et enfin la filière méthanisation, de production de biométhane par voie fermentaire à partir de biomasses agricoles ou de biomasses agricoles résiduaire.
- Les **impacts environnementaux** associés à la production, au prélèvement de biomasse pour la production d'énergie et au retour au sol des résidus de transformation (cendres, digestats, vinasses), sont multiples et cette étude propose une analyse focalisée sur les cycles du carbone, de l'azote, de l'eau et sur la biodiversité. De plus, l'évaluation de ces impacts environnementaux s'est basée sur une comparaison avec des scénarios de référence variables en fonction des différentes études et rapport scientifiques. Les **enjeux technico-économiques et sociétaux** portent sur les coûts liés à l'utilisation des biomasses et sur la capacité de développement des filières, facteurs cruciaux dans l'estimation du volume supplémentaire de biomasse potentiellement disponible. Ils sont étroitement liés aux pratiques agricoles et

² Les biomasses issues de l'agroforesterie et de la gestion des bocages sont des biomasses agricoles du point de vue de leur production, mais pour les besoins de ce rapport, ces dernières ont été traitées au sein des biomasses forestières du fait de leur composition physico-chimiques similaires (biomasse lignocellulosique) induisant des modes de valorisation identique (filière thermochimique).

forestières, aux conditions technico-économiques d'exploitation des différentes biomasses et à la perception par la société des usages optimaux de la biomasse produite.

Les différentes biomasses considérées peuvent être valorisées sous forme d'énergie et ainsi se substituer aux énergies fossiles. L'objectif étant d'aller vers une réduction des émissions de GES pour lutter contre le changement climatique à l'échelle globale. Néanmoins, de nombreuses études d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) ont été réalisées sur le sujet des biocarburants notamment, montrant une forte variabilité des bilans GES globaux selon les filières et les conditions de production, générant des débats au sujet de certaines filières de production de biocarburant de 1^{ère} génération. De plus, les différentes étapes de production de ces énergies issues de biomasses peuvent entraîner de nombreux impacts de nature et d'intensité différentes. L'augmentation de la production de la biomasse pour la production d'énergie peut impliquer, soit une augmentation des surfaces mobilisées, soit des baisses de rendement des cultures principales, entraînant nécessairement des Changements d'Affectation des Sols (CAS). Ces CAS peuvent entraîner des impacts environnementaux, technico-économiques et sociétaux importants. Ils ont déjà fait l'objet de rapports approfondis et détaillés et les mécanismes sous-jacents ne constituent donc pas le cœur de cette étude (Etude REVOLUC réalisée par l'INRAE et l'ADEME, 2017).

L'utilisation de **cultures agricoles annuelles** pour la production de biocarburant de 1^{ère} génération ou comme intrants dans les méthaniseurs, entre en compétition directe avec la production alimentaire et accentue la pression autour des terres agricoles, provoquant des impacts environnementaux plus ou moins marqués en fonction des Changements d'Affectation des Sol directs (CASd) et indirects (CASi) engendrés. Le cadre législatif qui limite l'introduction de cultures annuelles principales dans les méthaniseurs fait que leur utilisation reste, pour le moment, marginale dans cette filière. Les impacts environnementaux générés par ces cultures annuelles portent sur la biodiversité, le cycle de l'azote, du carbone et de l'eau, et dépendent avant tout des pratiques culturales mises en œuvre (intrants, travail du sol etc.). Ces impacts sont de même nature que ceux engendrés par la production de cultures alimentaires avec le plus souvent des pratiques agricoles intensives. Si d'importantes précautions d'encadrement des usages des cultures annuelles ne sont pas mises en place, l'augmentation de l'utilisation de ces dernières, à des fins énergétiques, pourrait notamment accentuer les pressions sur la ressource en eau. De plus, les impacts sur la biodiversité liés à l'implantation de cultures annuelles dédiées aux bioénergies sont très majoritairement négatifs. Ils peuvent être très importants dans le cas d'un CAS impliquant la conversion d'une parcelle de forêt, de prairie ou de zone humide, en parcelle agricole. Les CASi occasionnés sont difficilement identifiables et restent à surveiller même si, pour le moment, les résultats des simulations sont rassurantes.

Les impacts environnementaux liés à la production de **cultures pérennes (miscanthus et switchgrass)** dédiées à la production de biocarburant de 2^{ème} génération sont assez largement étudiés. Ces cultures ont moins de probabilité de rentrer en concurrence avec la production alimentaire du fait, au moins jusqu'à présent, de leur implantation sur des terres marginales. Elles présentent par ailleurs de nombreux avantages environnementaux du fait de leur capacité à stocker du carbone dans les sols et de leurs faibles besoins en intrants, limitant les risques de lixiviation de nitrate et d'émissions de N₂O

et de NH_3 , participant au maintien de la qualité de l'eau. Des effets positifs sur la biodiversité ont également été observés lorsque des cultures énergétiques pérennes sont implantées sur des sols dégradés ou abandonnés, et cultivées avec peu d'intrants. En revanche, si ces cultures sont implantées au niveau de zones sensibles à forte valeur environnementale (forêts, prairies naturelles, zones humides etc.), les impacts sur la biodiversité sont négatifs. Un point d'attention concerne les besoins en eau de ces cultures qui pourraient, dans certains contextes pédoclimatiques et à grande échelle, diminuer la recharge des nappes souterraines.

L'exportation massive des **pailles** pour la production de biocarburants expose les parcelles de grandes cultures à un risque de diminution du stock de carbone organique du sol et donc à une détérioration des propriétés physiques et biologiques de ce dernier. L'exportation massive des résidus de cultures peut entraîner notamment un risque de battance et d'érosion des sols, affectant à la fois la qualité des sols, les bilans hydriques et la qualité de l'eau. Le taux d'exportation de ces pailles représente une variable d'ajustement importante, devant être étudiée plus en détails en tenant compte des différentes cultures et conditions pédoclimatiques. Des évaluations locales sont nécessaires pour déterminer le taux d'exportation maximal des pailles restant acceptable pour le maintien ou la restauration de la qualité du sol. L'effet global sur les stocks d'azote ou de carbone des sols induit par l'exportation des pailles est dépendant de la fréquence et de la durée des exportations. De ce fait, et malgré la variabilité des résultats entre études, l'exportation des pailles ne semble pas présenter un risque majeur d'émissions supplémentaires d'éléments azotés vers l'environnement. Des études complémentaires semblent également nécessaires pour améliorer la compréhension des mécanismes en jeu, notamment les mécanismes biologiques, et adapter les exportations en fonction des conditions pédoclimatiques. Enfin, peu d'études ont été répertoriées sur les impacts de l'exportation des résidus de cultures annuelles sur la biodiversité. La plupart des articles recensés traitent des pailles de canne à sucre et tendent à montrer des impacts négatifs sur la macrofaune et les écosystèmes microbiens des sols liés à leur exportation.

Les perspectives actuelles de développement de la filière méthanisation reposent pour une part autour des **Cultures Intermédiaires à Vocation Énergétique (CIVE)**. Bien que la majeure partie (près de 90%) de la biomasse aérienne des CIVE soit exportée de la parcelle pour la méthanisation, l'introduction de ces cultures présente un intérêt pour les stocks de carbone du sol en cas de rendements en biomasse élevés et de retours au sol de carbone via la restitution de chaumes et des racines. L'introduction des CIVE semble également avoir un effet positif sur la gestion de l'azote, au moins par rapport à une situation en sol nu, mais avec une efficacité moindre comparée aux cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN). Dans le cas d'une fertilisation modérée ou grâce à l'introduction de légumineuses, les CIVE peuvent réduire le phénomène de lixiviation des nitrates et d'émission de N_2O en absorbant l'azote minéral disponible pendant l'interculture. Par rapport à une culture intermédiaire lissée sur la parcelle, les CIVE réduisent la disponibilité en azote pour la culture suivante, mais permettent d'éviter l'asynchronie entre la minéralisation des résidus et l'absorption de l'azote par la culture suivante. De plus, le retour sur la succession de culture des digestats issus de la méthanisation des CIVE permet une restitution de l'azote absorbé par les CIVE sous une forme directement utilisable par les plantes. De plus, les CIVE présentent un intérêt certain dans la réduction du ruissellement et de l'érosion des sols.

Cependant, l'allongement éventuel de la durée de la période de culture dans le but de maximiser les rendements, risque d'engendrer une diminution des réserves en eau des sols pour les cultures suivantes et de limiter la recharge des nappes souterraines. Les CIVE ont des effets positifs sur la biodiversité, potentiellement similaires à ceux observés pour des cultures intermédiaires, avec cependant des questionnements concernant l'intensité de ces effets du fait de l'exportation de la biomasse aérienne et de modes de conduite plus ou moins intensifs. Enfin, ces changements de système de culture sont encore récents et des recherches supplémentaires sont indispensables pour approfondir les impacts des CIVE sur les cycles carbone-azote-eau et leurs couplages, ainsi que sur la biodiversité. La capacité d'adaptation de ces cultures aux différents contextes pédoclimatiques et leur pérennité face au changement climatique restent également à étudier dans le but d'affiner les conditions de durabilité de cette filière.

Les herbes de fauches issues des prairies représentent une source de biomasse utilisable en méthanisation, bien qu'actuellement utilisées uniquement pour l'alimentation animale. Au vu de la diminution de la taille du cheptel bovin français au cours des dernières années, une partie de la biomasse issue des prairies pourrait être réorientée vers un usage énergétique. Les prairies constituent des réservoirs de carbone importants, indispensables à maintenir pour lutter contre le réchauffement climatique. Dans des conditions de gestion adaptées, ces espaces permettraient de fournir de la biomasse pour la production de bioénergie tout en stockant du carbone. De plus, certaines prairies incluant des légumineuses par exemple, ne nécessitent qu'une faible fertilisation azotée et ne présentent pas de risques significatifs de lixiviation de nitrates. Les prélèvements en eau des prairies temporaires sont relativement importants en période de croissance. Par contre, les prairies maintiennent et améliorent le caractère filtrant des sols pour la recharge des nappes. Enfin ces dernières participent à l'amélioration de la qualité de l'eau et à la réduction de l'érosion des sols. Les impacts positifs sur la biodiversité induits par les prairies font consensus. Ces impacts sont maximisés si la prairie présente une grande diversité floristique. Les prairies représentent une grande richesse d'habitats diversifiés favorable à la faune sauvage, aux insectes et à la diversification de la flore. La gestion des récoltes (fréquence de fauche notamment) apparaît comme un point clé pour la biodiversité des prairies et le maintien de la fourniture de services écosystémiques par les prairies, et des recherches supplémentaires sur le sujet sont nécessaires.

Les **effluents d'élevages** sont actuellement valorisés par épandage direct au champ ou servent d'intrants dans les méthaniseurs. Les impacts environnementaux générés lors de l'utilisation des effluents d'élevage en méthanisation, avec retour au sol du digestat, sont donc à comparer avec ceux observés lors du retour au sol des effluents d'élevage brut (non digérés). La mise en place obligatoire de cuves de stockage couvertes pour le digestat et l'utilisation de matériel adapté pour le retour au sol de ce dernier, peuvent permettre une réduction importante des émissions de GES et améliorer considérablement la gestion des effluents d'élevage d'un point de vue environnemental.

L'étude de l'impact du prélèvement de la **biomasse forestière** pour la production de l'énergie sur le cycle de carbone est très importante ; effectivement, la forêt présente le premier puits de carbone en milieu continental. L'impact de la mobilisation de la biomasse forestière sur le cycle du carbone en

forêt dépend fortement des conditions pédoclimatiques ainsi que des pratiques sylvicoles mises en œuvre (éclaircie, coupe de régénération, coupe rase...). La baisse du stock de carbone forestier, liée à la coupe, est compensée à plus ou moins long terme par temps de reconstitution du peuplement coupé et par les émissions fossiles évitées par la substitution de ressources. Le temps de compensation dépend des conditions pédoclimatique. Cependant, certaines pratiques de gestion forestière sont en elles-mêmes un moyen de lutte préventive contre les incendies de grande intensité.

La mobilisation des **rémanents et menus bois** entraîne des diminutions significatives de carbone organique dans les sols de manière générale, et d'autant plus que le sol a une texture grossière et que le volume exporté est important. Il est important de souligner que, si ces résidus forestiers ne représentent qu'une faible proportion de la biomasse des arbres, ils contiennent la majorité des nutriments (Ca, Mg, K, P, N). Ainsi, les impacts sur la fertilité chimique des sols de l'exportation des rémanents et menus bois sont importants. Dans la majorité des écosystèmes forestiers français, la sensibilité des sols du point de vue de la disponibilité de nutriments (principalement le phosphore, le potassium et le magnésium) doit être prise en compte quand on considère un export supplémentaire de biomasse. Le fait de laisser les feuillages au sol peut limiter le problème d'appauvrissement des sols face aux exportations des rémanents. Par ailleurs, la récolte des rémanents peut conduire à un tassement du sol (complémentaire à celui occasionné par les engins conventionnels de récolte) dont l'ampleur est toutefois très variable en fonction du type de sol, de son humidité et des modalités de récolte.

La mobilisation de la biomasse forestière a également un impact négatif sur les flux hydriques. Cet impact dépend de l'intensité et de la surface de la coupe : une coupe d'éclaircie génère moins d'impacts sur le cycle de l'eau qu'une coupe rase. La réduction drastique d'un couvert végétal peut entraîner un accroissement de l'érosion ainsi que le déplacement des nutriments dans les cours d'eau, surtout lorsque la parcelle est en pente, ce qui peut affecter la qualité des milieux aquatiques en aval des parcelles concernées. Enfin, le tassement du sol par le passage de machines entraîne des modifications de la circulation de l'eau dans le sol. Ces mêmes éléments peuvent être aggravés en cas d'exportation des rémanents, du fait de la diminution de la quantité de matière organique laissée au sol. L'effet mulch n'étant plus assuré, les phénomènes de ruissellement et d'évaporation de l'eau des sols sont amplifiés.

Le mode d'exploitation forestière affecte également la biodiversité en permettant d'augmenter l'arrivée de lumière au sol, ce qui favorise globalement la diversité des espèces héliophiles et péri-forestières (flore, insectes floricoles). Mais cette perturbation a un effet globalement négatif sur la diversité d'espèces très forestières comme les mousses, les champignons, les coléoptères saproxyliques ou les carabiques ; ces effets dépendent de la durée des cycles sylvicoles. S'y ajoute le fait que les bois morts au sol peuvent offrir, avant leur décomposition totale, un abri temporaire à divers arthropodes rampants, rongeurs, reptiles et amphibiens, oiseaux nichant au sol et même certains mustélidés. L'exportation des rémanents forestiers engendre une diminution de la quantité bois morts en forêt, et par conséquent réduit le nombre d'abris et les ressources pour un grand nombre d'espèces forestières. Les impacts environnementaux liés à la mobilisation des TCR ou des haies et

bocages pour la production de l'énergie n'ont été étudiés que sous l'angle du changement d'usage des terres, c'est-à-dire de la conversion des terres agricoles en TCR ou en haies. L'étude des impacts environnementaux du prélèvement de la biomasse reste lacunaire. Il est établi que la conversion des terres marginales, ou arables, ou de culture conventionnelle, pour la mise en place des TCR permet de stocker du carbone, contrairement à la conversion des sols initialement riches en carbone. Les TCR présentent un double avantage. Le premier est lié au fait que les besoins en azote sont modérés et que les pertes par lixiviation sont faibles. Le second réside dans l'effet positif constaté sur la disponibilité de l'eau et sa qualité. La plantation de haies et de bocages représente une solution pour augmenter le stock de carbone dans les sols agricoles. L'enrichissement en carbone provient notamment de la biomasse souterraine produite par les haies permettant l'incorporation dans le sol de racines mortes et d'exsudats. De plus, les arbres et arbustes qui composent les haies augmentent les dépôts de biomasses aériennes (litière), favorisant le stockage du carbone organique dans le sol. Les systèmes correspondant aux haies et bocages constituent un important facteur d'atténuation de la pollution agricole via le piégeage des éléments nutritifs et la réduction de la lixiviation. Certes, les haies sont de nature à rentrer en compétition, pour la ressource en eau, avec les cultures adjacentes et ainsi réduire leur rendement. Elles permettent cependant une meilleure infiltration de l'eau, limitant ainsi les phénomènes d'érosion. Enfin, il a été démontré que la mise en place de systèmes agroforestiers avec haies a des impacts positifs sur la biodiversité. Enfin, les impacts liés aux prélèvements de biomasse issue de ces systèmes bocagers restent à évaluer.

Une autre forme de valorisation de la biomasse forestière correspond à la formation de granulés de bois. Dans le cas majoritairement traité dans la littérature des granulés issus de résidus de transformation ou de déchets, les granulés de bois représentent une énergie abordable et dont la production est considérée comme neutre en termes d'effet carbone, car fabriqués à partir des matières premières qui trouvent peu d'utilité dans d'autres applications. Etant des coproduits de la valorisation du bois, les granulés représentent une source écologiquement vertueuse pour la production de l'énergie, malgré les émissions liées à leur production.

Le retour au sol des résidus de valorisation (vinasses de biocarburant, digestat de méthanisation, cendres et biochars) constitue également une étape fondamentale à prendre en compte dans l'évaluation des impacts environnementaux des filières de production de bioénergies. La filière méthanisation produit des digestats pouvant diminuer la dépendance des agriculteurs vis-à-vis des engrais de synthèse, mais nécessitant une gestion appropriée pour limiter les impacts environnementaux de leur retour au sol. Ces impacts sont de même nature que lors de l'épandage d'effluents d'élevage. La méthanisation de matières organiques entraîne une diminution de la quantité de carbone labile présente au final dans le digestat, mais ne semble pas impacter la séquestration de carbone dans les sols à long terme, en raison d'intrants extérieurs, en supplément des effluents d'élevage dans les méthaniseurs. Le retour au sol des digestats de méthanisation permet la substitution d'une partie des engrais azotés (intrants extérieurs aux exploitations ou utilisation de légumineuses dans la ration des méthaniseurs). Ayant des teneurs élevées en ammonium, le retour au sol des digestats entraîne des pertes de NH_3 par volatilisation souvent supérieures aux engrais minéraux, des émissions de N_2O similaires à celles des effluents non traités ainsi que des pertes de

nitrates par lixiviation en cas d'apports excédentaires de digestats. La mise en application de bonnes pratiques et la prise en compte des conditions pédoclimatiques apparaissent comme indispensables pour limiter ces impacts et assurer la durabilité de la filière. Il existe à ce jour peu d'études sur le long terme concernant les effets du digestat sur la biodiversité des sols, et les résultats sont pour le moment divergents. L'apport de digestat semble avoir des effets avérés sur la structure des communautés microbiennes mais un effet variable sur leur activité. Les études sur la macrofaune du sol concernent uniquement les vers de terre et rapportent également des résultats divergents. L'apport de digestat semble générer une augmentation de la mortalité à court terme, comme pour les effluents d'élevage chargés en ammonium, alors que pour des durées de 2 à 3 ans, certaines études montrent un effet bénéfique des apports de digestat sur les populations de vers de terre. Les vinasses produites au cours de la synthèse des biocarburants sont actuellement retournées sur les sols agricoles et disposent d'un potentiel fertilisant (N, P, K) certain, mais plusieurs études révèlent des impacts négatifs notamment sur la qualité des sols et de l'eau. Comme pour les digestats de méthanisation, les bonnes pratiques d'épandage sont indispensables à mettre en œuvre pour minimiser ces impacts. Les cendres et les biochars sont des coproduits de la production de l'énergie à partir de la biomasse lignocellulosique, plusieurs études ont analysé les impacts environnementaux de leur valorisation. Le biochar est un produit carboné stable. Les essais faits sur l'utilisation de biochar en amendement ou en compostage n'ont pas confirmé d'impacts environnementaux négatifs. Son utilisation est ainsi recommandée pour l'amélioration des propriétés physico-chimiques et de la productivité des sols. Les biochars sont également utilisés dans la lutte contre le réchauffement climatique comme solution de séquestration, à long terme, de carbone atmosphérique dans les sols. Contrairement aux biochars, les cendres sont dépourvues de carbone et ne compensent pas la perte de matières organiques associée à l'export de biomasse. Elles ne peuvent pas être utilisées comme un moyen de compensation d'exportations trop importantes de biomasse, mais permettent seulement de rectifier ou d'améliorer la balance chimique des sols. Intégrées comme facteur d'amendement des sols, les cendres peuvent représenter une solution pour améliorer la fertilité chimique de ces derniers. Mais leur concentration en éléments traces métalliques limite leur valorisation.

L'analyse a priori des **enjeux technico-économiques et sociétaux** liés à la mobilisation accrue de la biomasse pour des usages énergétiques est complexe. Cette situation s'explique par la multiplicité des facteurs : la sensibilité et la vulnérabilité des services écosystémiques mobilisés, la multiplicité des usages des biomasses : la place de l'énergie dans la chaîne de valeur des filières économiques agricoles et forestières ; et la multiplicité des politiques publiques ayant pour objet la biomasse (alimentation, agriculture, forêt, énergie, biodiversité, carbone...). Si l'ensemble de ces dimensions sont présentes dans les études analysées, la question des impacts environnementaux, souvent considérée comme essentielle, est celle qui semble la moins présente, la moins maîtrisée.

Actuellement, des transformations importantes sont en cours au sein des filières agricoles et forestières. Ces évolutions sont motivées par les difficultés techniques et économiques rencontrées par les modèles conventionnels (questionnement sur l'usage des pesticides et des fertilisants, fragilisation des filières économiques, évolutions des politiques de subvention...). Elles se structurent autour de la recherche de modes de production respectueux de l'environnement et financièrement

équilibrés. Ces transitions sont difficiles à réaliser dans un contexte de fragilisation des services écosystémiques par les effets combinés du dérèglement climatique et des pratiques agronomiques intensives. Aussi, la quantification d'une contribution nouvelle du monde agricole et forestier au mix énergétique n'est pas perçue comme une priorité lorsque les filières s'interrogent sur leurs capacités à remplir leurs missions historiques d'approvisionnement. De nombreuses stratégies de valorisation énergétique de la biomasse reposent sur l'utilisation d'excédents agricoles, de coproduits ou de ressources supplémentaires issues de transformations des pratiques agricoles dans les diverses filières. Dans des conditions initiales favorables, les valorisations énergétiques rencontrent peu de résistance à leur déploiement. Les contraintes associées aux filières n'apparaissent que lorsque l'on réalise la transition de situations marginales vers des pratiques systématiques qui devront s'organiser dans le cadre de nouveaux équilibres économiques. Les phénomènes de compétition, les politiques publiques, les stratégies de filières, les mécanismes de marchés, tentent de s'articuler. Cela génère des déséquilibres et des résistances. Sur un autre plan, les valeurs sociales, culturelles, voire symboliques, associées aux espaces producteurs de biomasses (paysages, forêts...) ajoutent des facteurs de tension sociologique à une situation déjà difficile. Une mobilisation accrue de la biomasse pour des usages énergétiques nécessite des modèles industriels nouveaux et innovants pour la production et la transformation de la biomasse, et des modèles économiques pour sécuriser les revenus et les investissements des acteurs des filières. Cependant, même dans une configuration industrielle et économique favorable, il est difficile d'envisager durablement des niveaux de prélèvements dépassant certains seuils. Ces limites critiques pour l'environnement ne dépendent pas de critères socio-économiques, mais d'une combinaison de facteurs écosystémiques et pédoclimatiques très sensibles aux spécificités locales, qui ne sont pas disponibles à cette échelle pour éclairer les décideurs. L'identification et la qualification de ces seuils et la compréhension des mécanismes en jeu sont essentielles pour définir les niveaux de prélèvements durables. Ces connaissances sont également indispensables à l'établissement d'un dialogue éclairé entre les parties prenantes.

Première partie - Positionnement de l'étude

1 Contexte, enjeux et objectifs

La biomasse est un maillon essentiel de la Stratégie Nationale Bas-Carbone (SNBC) en ce qu'elle constitue une ressource décisive au sein du mix énergétique décarboné en 2050, et plus généralement dans le développement de la bioéconomie ; elle est également une pièce maîtresse pour accroître les puits de carbone (forêt et produits bois, stock de carbone organique des sols). La première stratégie de mobilisation de la biomasse (SNMB), approuvée en février 2018, proposait une analyse prospective des besoins et des ressources en biomasse mobilisables. Elle a été depuis déclinée en schémas régionaux de biomasse qui ont pour vocation d'établir un diagnostic actuel et prospectif des ressources disponibles pour produire des énergies renouvelables.

Aujourd'hui, dans le cadre de la révision à venir de la SNBC et de la programmation pluriannuelle de l'énergie (PPE), précédée par l'élaboration de scénarios énergie-climat à soumettre à la représentation nationale pour la loi de programmation initialement prévue pour le 1^{er} juillet 2023, il convient d'actualiser les prévisions de ressources mobilisables à l'horizon 2050, en intégrant pleinement les considérations environnementales, technico-économiques et sociétales associées.

Le Ministère en charge de la Transition Energétique (MTE), par l'intermédiaire de la DGEC (Direction Générale de l'Energie et du Climat) et du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), souhaite, dans ce contexte, évaluer les impacts environnementaux associés à la mobilisation accrue de biomasse à des fins énergétiques à l'horizon 2050, portant sur les cycles du carbone et de l'azote, sur la ressource en eau et sur la biodiversité des écosystèmes associés. Outre le volet environnemental, un des enjeux de cette étude est d'identifier les équilibres économiques et sociaux qui permettront le passage d'une quantité de biomasse mobilisable théorique à une vision réaliste du potentiel de mobilisation. L'objectif est donc de mettre en lumière les contraintes technico-économiques et sociétales s'appliquant à cette mobilisation, en particulier dans le contexte d'un accroissement de production de biomasse agricole et forestière. Il sera notamment étudié l'impact des évolutions des pratiques agricoles telles que l'accroissement des cultures intermédiaires ou la réduction des cheptels. La démarche proposée pour répondre à ces objectifs consiste en une analyse de la littérature existante.

Les délais impartis à la réalisation de l'étude n'ont pas permis de mobiliser des outils de modélisation numérique (modèles dynamiques de simulation des interactions sol-plante-atmosphère) ou d'évaluation environnementale de type Analyse du Cycle de Vie (ACV). Ceci aurait impliqué des délais de mise en œuvre incompatibles avec le calendrier de révision de la SNBC-PPE. Par conséquent, l'étude réalisée et présentée ici est strictement bibliographique et ne vise en aucun cas à produire de nouvelles données par modélisation ou simulation. Elle permettra, en revanche, de pointer les données manquantes et d'identifier les méthodes et les outils (par exemple : utilisation de modèles dynamiques de simulation des interactions sol-plante-atmosphère ou évaluation environnementale de type ACV) qui pourront être mobilisés pour combler ces lacunes dans le cadre d'études ultérieures.

2 Méthodologie

2.1 Pilotage, suivi et réalisation de l'étude

2.1.1 Le collectif de travail

Le collectif de travail réalise la constitution et l'analyse du corpus bibliographique, ainsi que la production des livrables, selon les directives et sous la tutelle du pilote scientifique et du comité de suivi, et en interaction directe avec les experts du comité. Le collectif de travail est constitué de consultants d'INRAE Transfert, auteurs de l'étude, et d'un agent INRAE-DEPE, chargé notamment des interactions avec les experts du comité.

2.1.2 Le comité de suivi

Le comité de suivi assure l'interface entre le collectif de travail et le ministère. Il est informé de l'avancement de l'étude, avise le collectif de travail de l'évolution du contexte politique et réglementaire dans lequel s'inscrit la demande, prend part à la discussion autour des résultats et oriente l'étude en cours de réalisation, notamment quant à la forme des livrables. Le comité de suivi est composé des représentants de la Direction d'INRAE en tant qu'institut porteur, de représentants du Ministère de la Transition Energétique (DGEC et CGDD), commanditaire de l'étude et du Pilote Scientifique (INRAE), et de représentants du collectif de travail.

2.1.3 Le comité d'experts

Le comité d'experts est composé de 32 personnalités dont la liste figure ci-après. Les experts sont des scientifiques, spécialistes du sujet, identifiés au sein d'organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur (chercheurs, enseignants-chercheurs, ingénieurs) français ou étrangers.

Les experts sont mobilisés à différents niveaux :

- La totalité des experts est sollicitée directement et individuellement par les membres du collectif de travail, dans le cadre d'échanges bilatéraux d'un format court (interviews) selon leurs thématiques et disciplines. L'objectif est de cibler rapidement et directement la littérature pertinente afin d'enrichir le corpus bibliographique analysé, évitant ainsi de recourir à une analyse exhaustive de la littérature existante, non adaptée au contexte et aux contraintes, notamment temporelles, imposées par l'étude.
- Un groupe restreint de 7 experts, dont le pilote scientifique du projet, est consulté régulièrement par le collectif de travail, notamment dans le cadre de la constitution et la validation du corpus bibliographique, la définition du plan, la relecture et la validation du rapport.
- Le pilote scientifique, désigné par le comité de suivi, chargé de piloter et d'animer le comité d'experts, en lien direct avec le comité de suivi du projet et le collectif de travail.

Tableau 1 : liste des experts

Laurent Augusto	INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, ISPA
Monique Axelos*	INRAE Direction Scientifique Alimentation et Bioéconomie
Vincent Banos	INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, ETBX
Valentin Bellassen**	INRAE Dijon, UMR CESAER
Antonio Bispo	INRAE Val de Loire, INFOSOL
David Bohan	INRAE Dijon, Agroécologie
Maryse Brancourt-Hulmel	INRAE Hauts de France, BioEcoAgro
Thierry Brunelle	CIRAD CIRED
Thierry Caquet*	INRAE Direction Scientifique Environnement
Romain Cresson*	INRAE Transfert, Metys
Stéphane De Cara**	INRAE Île-de-France - Versailles-Saclay, Applied Economics
Marc Deconchat**	INRAE Occitanie-Toulouse
Philippe Delacote	INRAE Grand Est Nancy, Laboratoire d'Economie Forestière
Christine Deleuze	ONF Villers les Nancy
Delphine Derrien	INRAE Grand-Est Nancy, Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers
Philippe Deuffic	INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux
Yann Dumas	INRAE Val de Loire - Écosystèmes Forestiers (EFNO)
Fabien Ferchaud**	INRAE Hauts de France, Eco&Sols
Serge Garcia	INRAE Grand-Est Nancy
Sabine Houot***	INRAE Île-de-France - Versailles-Saclay, Ecosys
Nathalie Korboulewski**	INRAE Val de Loire, Écosystèmes Forestiers (EFNO)
Jean-Michel Leban	INRAE Grand-Est Nancy, Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers
Florent Levavasseur**	INRAE Île-de-France - Versailles-Saclay, Ecosys
Nicolas Marron	INRAE Grand Est Nancy, SILVA
Sylvain Marsac	ARVALIS
Sylvain Pellerin	INRAE Nouvelle-Aquitaine Bordeaux, ISPA
Noémie Pousse	ONF
Guy Richard*	INRAE DEPE
Jean-Philippe Steyer	INRAE Occitanie Montpellier, LBE
Marion Vinot Gosselin	INRAE Val de Loire, Écosystèmes Forestiers (EFNO)
Julie Wohlfahrt	INRAE Grand-Est, Colmar
Bernhard Zeller	INRAE Grand-Est Nancy, Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers

*** Pilote scientifique ; ** Membre du groupe restreint, co-auteurs ; * Membre du comité de suivi

2.1.4 Le comité consultatif d'acteurs

Le comité consultatif d'acteurs permet de réunir des représentants de tous les acteurs de la société susceptibles d'être concernés par les conclusions de l'opération et d'en utiliser les résultats : services des ministères intéressés par l'étude, notamment le ministère en charge de l'agriculture, sans en être commanditaires, agences françaises ou européennes, associations environnementales ou de consommateurs, collectivités locales, organisations professionnelles, acteurs économiques des filières agro-alimentaires, groupements d'intérêt scientifique... Chacun des membres du comité consultatif d'acteurs y participe en tant que représentant de l'organisme auquel il appartient. La composition du comité consultatif d'acteurs est proposée et validée par le comité de suivi (les membres du comité de suivi en font eux-mêmes partie). Les étapes de consultations et d'échanges avec le comité consultatif d'acteurs sont menées directement par le Ministère de la Transition Énergétique (MTE), commanditaire de l'étude. Les recommandations et les demandes émanant du comité consultatif d'acteurs sont ainsi synthétisées et transmises au collectif de travail par le commanditaire de l'étude.

2.2 Constitution et analyse des sources documentaires

2.2.1 Nature des sources documentaires

La littérature académique internationale constitue la base documentaire. Elle comprend principalement des articles issus de revues scientifiques à comité de lecture, et, dans une moindre mesure, des ouvrages et chapitres d'ouvrages. Les revues scientifiques internationales à comité de lecture sont indexées dans des bases de données internationales. Les comités de lecture adossés aux revues scientifiques garantissent cette certification en procédant à l'évaluation des manuscrits par des pairs sur des critères scientifiques. Les sources documentaires utilisées sont jugées robustes du point de vue de la méthode (protocole expérimental, choix des données primaires, etc.) et de l'interprétation des résultats. Lorsque la littérature scientifique académique mobilisable dans le périmètre de l'étude est insuffisante (connaissances scientifiques mal contextualisées, non stabilisées ou lacunaires), la littérature dite « grise » a été mobilisée. La littérature grise comprend en particulier les rapports produits par des organismes ou des groupes de travail qui réalisent des travaux d'expertise. On peut citer par exemple les rapports issus des panels d'experts des programmes internationaux comme l'IPBES, le GIEC ou d'organismes multilatéraux comme la FAO, des agences nationales, européennes ou internationales. La littérature « grise » englobe également des documents de nature nettement plus diverse provenant d'instances étatiques (rapports parlementaires, ministériels, de la Cour des comptes...), de l'enseignement, des secteurs professionnels, des ONG, des *think tanks*... Cette littérature peut apporter des informations et des éclairages récents, utiles pour compléter les éléments extraits de la littérature scientifique académique, notamment parce qu'elle est contextualisée et géographiquement située. La littérature grise analysée doit être validée par le comité d'experts. Elle ne doit être utilisée que dans le seul but d'illustrer des questions précises, et non pour étayer des conclusions majeures du travail. Elle peut être mobilisée de façon plus structurante dans le cadre des études qui, par construction, portent sur des sujets moins documentés dans la littérature académique.

2.2.2 Constitution du corpus bibliographique

La constitution du corpus bibliographique suit une méthode de travail itérative qui repose sur l'interrogation des bases de données bibliographiques à l'aide de requêtes et sur des échanges avec les experts mobilisés. Une première liste de mots clés est définie à partir du vocabulaire de la saisine et des principales publications auxquelles elle renvoie. Le corpus exploratoire collecté par les requêtes ainsi constituées permet d'apprécier l'état de la littérature scientifique sur le sujet. Cette exploration peut inciter à préciser les questions scientifiques issues de la saisine, voire délimiter le périmètre en fonction de la quantité de littérature à traiter. Le corpus permet également d'identifier les principaux auteurs du domaine susceptibles d'être sollicités pour intégrer le comité d'experts. Quand l'opération démarre, ces premières requêtes sont complétées et ajustées à partir des listes de mots suggérés par les experts sollicités selon leurs thématiques et disciplines. Des articles particulièrement pertinents, fournis par les experts, aident à cibler les nouveaux mots clés ou de nouvelles références bibliographiques. À ce stade, le corpus est qualifié d'initial, au sens où il est issu de requêtes retravaillées pour collecter au mieux les références pertinentes pour l'étude.

Une fois ce corpus initial établi, débute une phase de tri et d'affinage. L'objectif est de sélectionner les références pertinentes qui seront analysées afin de répondre au mieux aux questions et aux objectifs de l'étude. Pour ce faire, un premier tri est réalisé sur la base des titres et résumés des articles. À ce stade les experts membres du comité sont sollicités directement et individuellement dans le cadre d'échanges bilatéraux d'un format court (interviews) selon leurs thématiques et disciplines. L'objectif est de cibler rapidement et directement la littérature pertinente afin d'enrichir et de raffiner le corpus bibliographique analysé, évitant ainsi de recourir à une analyse exhaustive de la littérature existante, non adaptée au contexte et aux contraintes notamment temporelles imposées par l'étude. Parallèlement des stratégies visant à délimiter le nombre de références à analyser sont mises en œuvre. Elles portent notamment sur la nature des articles (privilégier les revues de littérature et méta-analyses déjà établies et limiter l'exploration d'articles primaires aux questions qui ne sont pas couvertes par les premières) et sur la temporalité de l'investigation bibliographique (date de publication). Les auteurs affinent ensuite progressivement leur tri en lisant les références sélectionnées. Ils amendent et complètent chaque sous-corpus au gré d'interactions avec les experts ou au besoin, réinterrogent les bases bibliographiques ou interrogent de nouvelles bases de données à l'aide de requêtes supplémentaires (plus ciblées, spécifiques à certaines questions...). L'affinage du corpus intermédiaire se prolonge donc tout au long de l'opération. Le corpus passe ainsi par des états « intermédiaires » avant sa finalisation. Le corpus final comprend l'ensemble des références bibliographiques citées dans le rapport d'étude, soit 566 références.

Tableau 2 : Nombre de références bibliographiques analysées constituant le corpus final pour chacune des thématiques abordées

Impacts environnementaux associés à la mobilisation des biomasses agricoles	300
Impacts environnementaux associés à la mobilisation des biomasses forestières et agroforestières	192
Impacts sociétaux et technico-économiques associés à la mobilisation des biomasses agricoles et forestières	74
Nombre total de références bibliographiques analysées	566

2.2.3 Analyses du corpus bibliographique

Les auteurs rédigent un commentaire général sur le corpus bibliographique par chapitre : principaux objets traités dans la littérature scientifique, principales revues publiant sur la question, auteurs ou institutions les plus cités, existence de travaux qui font autorité dans le domaine, contextes géographiques des travaux, évolution de la manière dont la science s'est saisie des questions posées, controverses ou lacunes identifiées... L'examen critique des sources documentaires suit les règles du travail scientifique. En fonction des sources documentaires analysées, les auteurs et experts évaluent la robustesse des méthodologies, la pertinence des outils d'analyse utilisés, ainsi que la rigueur des modes d'interprétation et de discussion des résultats. L'analyse de la littérature grise exige une rigueur accrue. A ces règles classiques de l'analyse de la bibliographie scientifique, s'ajoute une grille de lecture spécifique à l'expertise : le travail doit clairement distinguer, parmi les connaissances scientifiques, celles qui peuvent être considérées comme acquises, c'est-à-dire actuellement établies, faisant consensus. Les incertitudes et la variabilité qui peuvent moduler certains résultats ou conclusions sont spécifiquement pointées. Les analyses peuvent également conduire à réaliser de nouvelles requêtes bibliographiques ou des investigations plus fines sur tel ou tel aspect. Au fur et à mesure que le travail avance, les analyses bibliographiques permettent d'objectiver les évolutions du corpus, de repérer éventuellement des biais de sélection tant en termes de thématiques que de communautés d'auteurs. Les analyses doivent expliciter les controverses entre disciplines et auteurs. L'attention est notamment portée sur les autocitations et la part relative des différents réseaux d'auteurs cités. Enfin, le travail doit identifier les lacunes du savoir scientifique par rapport aux questions posées par les commanditaires et mettre en évidence les méthodes et les outils qui pourront être mobilisés pour combler ces lacunes dans le cadre d'une étude ultérieure. Ces quatre dimensions (acquis, incertitudes, controverses, lacunes) sont nécessaires pour éclairer pleinement l'état des connaissances scientifiques.

Tableau 3 : Nombre de références bibliographiques citées par thématique

Impacts environnementaux associés à la mobilisation des biomasses agricoles	Cultures annuelles (maïs, blé, colza etc.)	45
	Cultures pérennes (miscanthus et switchgrass)	37
	CIVE	43
	Herbe issues des prairies	45
	Pailles et résidus de cultures	31
	Retour au sol des digestats de méthanisation des effluents d'élevage	61
	Retour au sol des vinasses de biocarburant	26
	Divers	12
Impacts environnementaux associés à la mobilisation des biomasses forestières et agroforestières	Biomasse forestière	82
	Résidus de la transformation du bois	9
	Haies et bocages	30
	Cultures pérennes dédiées (TCR)	31
	Retour au sol des cendres	19
	Retour au sol des biochars	10
	Divers	11
Impacts sociétaux et technico-économiques associés à la mobilisation des biomasses agricoles et forestières	Etude et rapports indépendants	27
	Etudes et rapport gouvernementaux, parlementaires ou d'agences publiques	16
	Publications à comité de lecture	31

3 Périmètre de l'étude

L'étude comporte deux volets : un volet environnemental et un volet technico-économique. Le volet environnemental est focalisé sur la caractérisation des impacts associés à l'utilisation accrue de différents types de biomasses agricole et forestières pour la production énergétique, sur (1) les cycles du carbone, de l'azote et de l'eau et (2) sur la biodiversité. Le second volet porte sur les enjeux technico-économiques et sociétaux liés au développement de l'utilisation de ces biomasses. Les impacts, enjeux et types de biomasse étudiés, choisis par le Ministère de la Transition Écologique et INRAE déterminent le périmètre étudié (Figure 1). Ils constituent l'axe central de l'étude, qui ne vise donc pas une analyse exhaustive des impacts et des enjeux, notamment environnementaux. Ils s'avèrent cruciaux dans l'estimation du volume supplémentaire de biomasse disponible et sont associés aux pratiques agricoles et forestières, aux conditions technico-économiques de ces exploitations et à la perception par la société des usages optimaux des biomasses produites. L'étude intègre également certains facteurs clés, directement et étroitement associés au périmètre étudié, tels que : le changement climatique, le changement d'affectation des sols, certains conflits d'usages et d'occupation des terres. D'autres indicateurs d'impacts, notamment environnementaux (acidification, eutrophisation, épuisement de ressources, destruction de la couche d'ozone, émissions de radiations ionisantes...), s'ils ne sont pas systématiquement analysés peuvent être mentionnés au titre des dommages environnementaux directs ou indirects qu'ils sont susceptibles d'exercer, notamment sur la biodiversité.

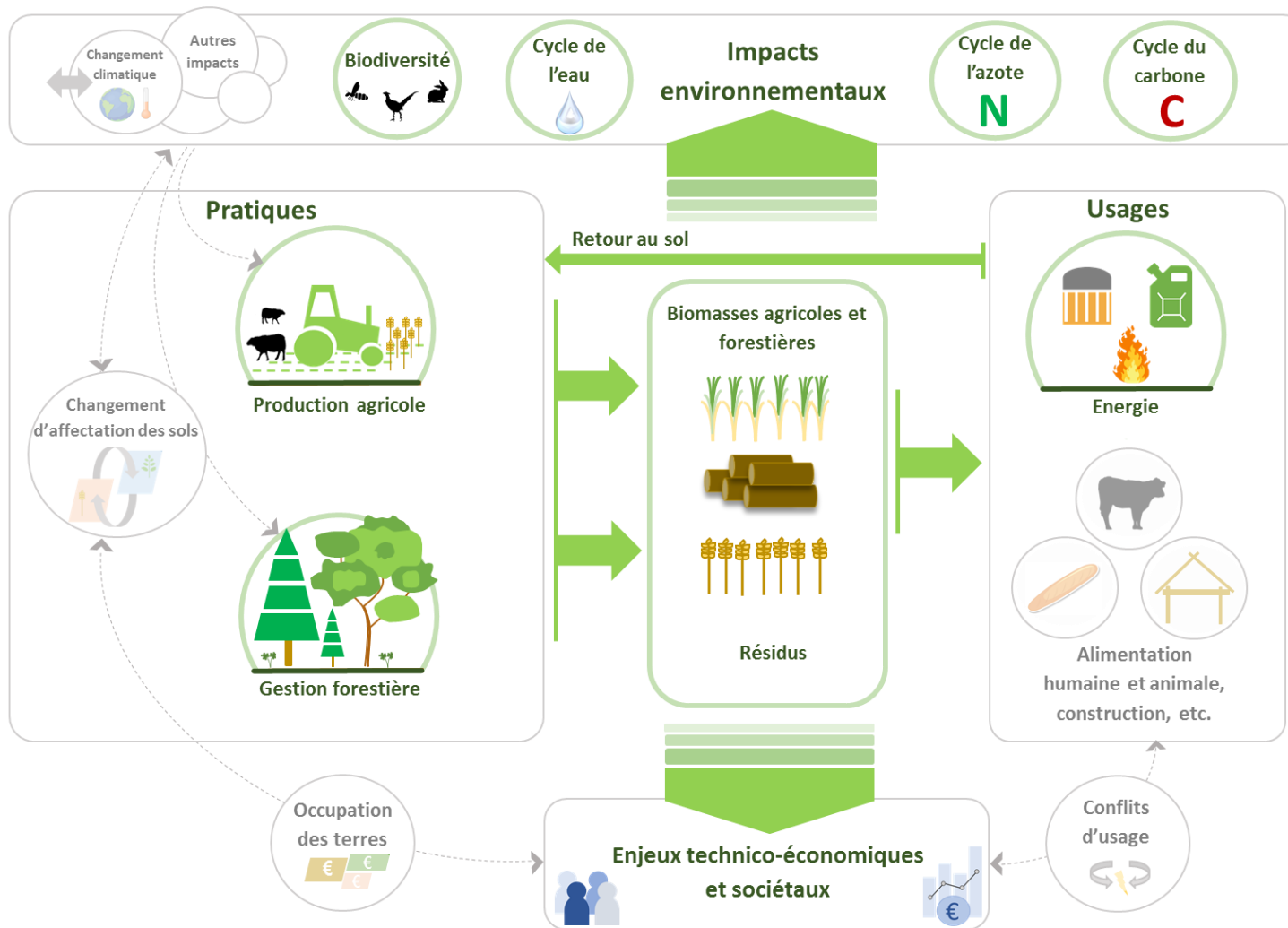


Figure 1 : Périmètre étudié.

3.1 Les types de biomasses

L'étude se focalise sur les biomasses ligneuses forestières et non forestières et les biomasses agricoles utilisables pour produire de l'énergie.

- Les biomasses forestières, agroforestières, bocagères et paysagères incluent :
 - le bois issu de forêts ;
 - les biomasses agroforestières, bocagères et paysagères (bois issu de haies, bosquets, arbres d'alignement agricole, vergers, tailles et élagages paysagers) ;
 - les systèmes de taillis à courte et à très courte rotation (TCR et TTCR) ;
 - les sous-produits de l'industrie de première transformation du bois (granulés, écorces, plaquettes de produits connexes de scierie et assimilées).
- Les biomasses agricoles incluent :
 - les cultures principales (biocarburants de 1^{ère} G), et résidus de cultures ;
 - les cultures intermédiaires et autres cultures (CIVE, miscanthus, switchgrass, etc.) ;
 - les prairies, herbages et fourrages ;
 - les effluents d'élevage.

Sont exclues du champ de l'étude les biomasses résiduaire issues des activités industrielles (notamment agroalimentaires), des activités commerciales (notamment biodéchets), du traitement de l'eau (notamment boues de stations d'épuration - STEP) et de la gestion des déchets ménagers (notamment fraction fermentescible des ordures ménagères).

3.1.1 Les biomasses forestières, agroforestières, bocagères et paysagères

Le bois énergie peut avoir diverses origines : forestière, bocagère ou agroforestière (haies, bosquets, vergers, etc.), paysagère (entretien des parcs et jardins, etc.), industrielle (sous-produits issus de la transformation du bois), déchets (bois fin de vie et bois déchet, hors du champ de l'étude).

Au total, le bois énergie compte au niveau national pour 36% de la production d'énergie renouvelable, avec 66% de la production de chaleur renouvelable et un peu plus de 2,5% de la production d'électricité renouvelable (Ministère de la transition énergétique, 2022). On distingue principalement trois formes valorisables du bois énergie : le bois-bûche, la plaquette forestière et le granulé de bois. Selon l'ADEME, les installations domestiques s'approvisionnent (en proportion des ménages concernés) à 90 % en bois-bûche dont la consommation recule ces dernières années avec le développement des granulés ; 30% de cette chaleur renouvelable issue de la biomasse ligneuse concerne le secteur collectif et industriel. Les plaquettes forestières représentent environ 60 % de l'approvisionnement des installations industrielles, le restant étant fourni par la plaquette paysagère (linéaires de routes, arbres urbains, déchets verts), les produits connexes de scierie et les produits bois en fin de vie.

3.1.1.1 *La biomasse forestière*

L'inventaire forestier de 2022 évalue la surface forestière en France métropolitaine à 17,1 millions d'hectares (soit 31% du territoire métropolitain) (IGN, 2022). Depuis 1975, l'expansion forestière s'est déroulée au rythme très soutenu de 66 000 ha/an en moyenne (Denardou et al., 2017). Au cours des deux dernières décennies, la forêt française a gagné 1,7 millions d'hectares. Cette augmentation continue des surfaces forestières se traduit par un accroissement du taux de boisement moyen en France métropolitaine qui est passé à 31 % contre environ 26 % en 1990 (D'Amécourt et al., 2021). Cette dynamique a eu pour effet le doublement du volume de bois sur pied en cinquante ans. Le volume de bois sur pied de la forêt française métropolitaine est de 2,8 milliards de mètres cubes. Les feuillus en représentent 64 %.

Le bois issu de forêt peut être qualifié de « bois énergie » pour désigner son utilisation à des fins énergétiques : production de chaleur, d'électricité ou de biocarburants de 2^{ème} génération après transformation. Le bois énergie est la première source d'énergie renouvelable consommée en France, en Europe et dans le monde. Il ne représente toutefois qu'un segment des usages du bois en France, après le bois d'œuvre (construction, mobilier) et le bois d'industrie (papier, panneau). En 2019, la récolte de bois commercialisé en France métropolitaine s'établit à 38,2 millions de m³, dont 19,6 millions de m³ de bois d'œuvre, 10,5 millions de m³ de bois d'industrie et 8,1 millions de m³ de bois énergie utilisé notamment dans le secteur industriel ou collectif (AGRESTE, 2019). La récolte totale du bois forestier pour l'ensemble des usages représente environ 60% de l'accroissement naturel net de la forêt sur la période 2009-2017. Pour le secteur bois énergie domestique, il faut ajouter la récolte de bois autoconsommé et commercialisé hors des circuits formels (intégrant le bois forestier et hors forêt) estimé à 16,9 millions de m³ (FCBA, 2018). La part de bois de chauffage en provenance de la forêt est estimée à 64 %. La commercialisation de la récolte de bois énergie en forêt croît fortement (+200 % depuis 2008). Cette croissance est à destination, principalement, des collectivités et des industries, mais aussi de la filière chauffage au bois domestique, qui se professionnalise. Cette hausse est aussi à relier à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (directive RED 2 Directive (UE) 2018/2001 du parlement européen et du conseil du 11 décembre 2018).

3.1.1.2 *Les biomasses agro-forestières, bocagères et paysagères*

L'agroforesterie est une pratique agricole qui consiste à cultiver les plantes ligneuses vivaces dans la même unité de gestion des terres avec des cultures et/ou des animaux, avec certaines formes d'arrangement spatial et temporel (Montero et al., 1998). Cette approche permet de diversifier les productions agricoles et d'améliorer la qualité des sols, tout en contribuant à la protection de l'environnement. L'agroforesterie peut prendre plusieurs formes, selon les besoins et les objectifs des agriculteurs. Par exemple, on peut planter des arbres en bordure de champ pour créer des haies brise-vent, qui protègent les cultures des vents violents et des tempêtes.

Le bocage, paysage rural caractérisé par des haies, des talus et des arbres isolés, qui encadrent les champs et les prairies. En France, les bocages sont présents dans différentes régions. Les plus étendus

et les mieux conservés se situent en Normandie, Bretagne, Pays de la Loire, Centre-Val de Loire et Bourgogne Franche-Comté. Des bocages moins vastes existent en Nouvelle Aquitaine, dans les Hauts-de-France, en Auvergne-Rhône Alpes et Occitanie. Malgré leur forte baisse au cours de ces dernières décennies, en raison du changement d'affectation des sols et des pratiques de gestion des espaces agricoles, ils restent un modèle dominant dans de nombreuses régions du monde et en particulier dans le nord-ouest de l'Europe. Or, l'état des haies en métropole est en dégradation continue. A l'échelle de la région Bretagne, au moins 79% des haies sont en mauvais état écologique du fait de pratiques de gestion dégradantes ou de l'absence de gestion (Données 2020, issues de l'enquête Teruti-Lucas). Ainsi, 49% des haies sont laissées sans entretien (vieillessement), 29% des haies sont coupées au gabarit (lamier, épareuse) et 21% des haies sont entretenues manuellement (tronçonneuse).

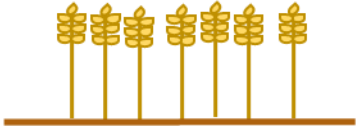
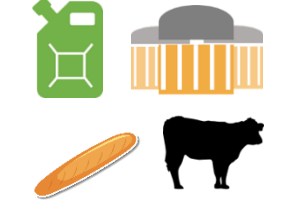


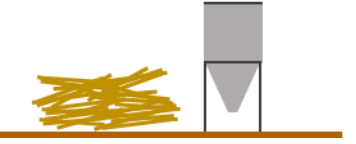

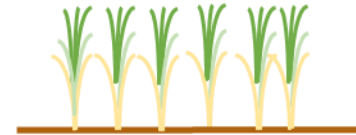

Les politiques agricoles et environnementales récentes, ainsi que le développement de l'industrie du bois de feu, ont renouvelé l'intérêt pour les haies et incité de nouvelles plantations et à la gestion durable des haies nouvelles et anciennes (haies bien connectées entre elles et avec les autres infrastructures écologiques avec embase large, bande enherbée à son pied, une bonne largeur de canopée et un bon étalement des âges des arbres). Le retour des haies en agriculture, l'agroforesterie, et le développement de l'arbre en zones urbaines et industrielles permettent également de dégager des volumes exploitables de bois hors forêts. La proximité de ces espaces arborés avec les usagers potentiels représente un atout majeur pour leur développement.





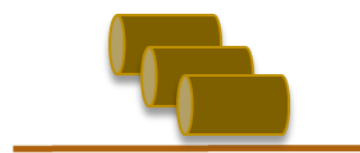





3.1.2 Les biomasses agricoles



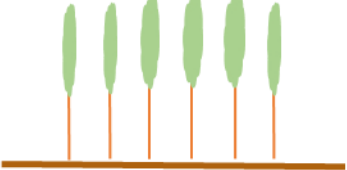


La biomasse agricole correspond à la fraction biodégradable des produits, coproduits et résidus provenant de l'agriculture, prenant en compte l'ensemble des substances végétales et animales issues de la terre et de la mer (Article L211-2 du Code de l'énergie). La biomasse agricole a différentes vocations dont celle de produire des denrées alimentaires. Une partie de la biomasse produite peut également être destinée à d'autres usages comme par exemple la production d'énergie ou de matériaux. Il existe différentes voies de valorisation énergétique de la biomasse agricole filière thermochimique (combustion, gazéification, pyrolyse), filière méthanisation et filière de production de biocarburants (1^{ère} et 2^{ème} génération) (Cf. Partie 3.2). Les différents gisements de biomasses agricoles susceptibles d'être utilisés pour la production d'énergie sont variés. Ces derniers peuvent correspondre à une culture annuelle, une culture pérenne ou une culture intermédiaire dédiée (culture insérée entre deux cultures principales), à un résidu ou co-produit de culture ou encore à des effluents d'élevage. La diversité de ces gisements représente des biomasses aux compositions chimiques variées (biomasse oléagineuse, biomasse lignocellulosique, etc.) offrant des voies de valorisation énergétique différentes. Les effluents d'élevage et les résidus agricoles sont d'autres gisements de biomasse utilisables pour la production de bioénergie, dont les impacts environnementaux sont liés à un changement dans les pratiques agricoles et du fait d'un usage différent de ces biomasses. Pour ces derniers gisements de biomasse, il n'est pas question de changement d'affectation des sols (CAS), ni de production supplémentaire de biomasse, mais de changement d'utilisation. Les résidus agricoles laissés au champ ou les effluents d'élevage sont utilisés pour la fertilisation et l'amendement des terres agricoles ; s'ils sont détournés pour la production d'énergie par méthanisation, leurs impacts sur les

cycles géochimiques et la biodiversité pourront être différentes. Cependant, étant donné l'objectif général de réduction globale des émissions et de neutralité carbone de la production d'énergie renouvelable via les biomasses agricoles et forestières, une attention plus importante devrait être portée à d'autres flux que la production de biomasse en elle-même, avec une prise en compte accrue du stockage de carbone dans les sols par exemple (agroforesterie, CIVE, etc.) ou les émissions potentielles accrues associées à ces productions...

Tableau 4 : Les biomasses agricoles et forestières, quantité et usages possibles en France métropolitaine (ONRB & FranceAgriMer, 2020 ; France Stratégie, 2021 ; Etude I-CARE, 2022)

Catégories de biomasses	Nature des biomasses	Volumes estimés	Usages
<p>Cultures annuelles dédiées</p> 	<p>Plantes sucrières ou amylacées : Betteraves, maïs, blé etc.</p> <p>Plantes oléagineuses : colza, tournesol etc.</p>	<p>3,2.10⁶ t MB en 2018 pour les biocarburants 1G</p>	
<p>Effluents d'élevage</p> 	<p>Fumiers</p> <p>Lisiers</p>	<p>98.10⁶ t MS</p> <p>40.10⁶ t MS produites chaque année</p>	
<p>Résidus de culture</p> 	<p>Pailles de céréales</p> <p>Pailles d'oléagineux</p> <p>Cannes de maïs</p> <p>Pailles de protéagineux</p> <p>Issus de silos</p> <p>Fanes de betterave</p>	<p>13,3.10⁶ t MS</p> <p>1,1.10⁶ t MS</p> <p>1,7.10⁶ t MS</p> <p>0,5.10⁶ t MS</p> <p>0,4.10⁶ t MS</p> <p>2,9.10⁶ t MS produites chaque année</p>	
<p>Cultures pérennes dédiées</p> 	<p>Miscanthus</p> <p>Switchgrass</p>	<p>0,58.10⁶ t MS en 2019</p> <p>(Pas de données)</p>	

<p>Herbes de fauche</p> 	<p>Herbes issues des prairies temporaires ou permanentes, herbes de tonte, etc.</p>	<p>5,3.10⁶ t MS produites chaque année (Volume mal estimé)</p>	
<p>CIVE</p> 	<p>CIVE d'été (sorgho, maïs, tournesol, etc.) et les CIVE d'hiver (seigle, triticales, vesce de printemps, pois fourrager, etc.)</p>	<p>23.10⁶ t MS produites chaque année (Volume mal estimé)</p>	
<p>Bûches et rondins</p> 	<p>Bois directement coupé en forêt</p>	<p>22,7 Mm³</p>	
<p>Rémanents forestiers</p> 	<p>Composites de quelques centimètres cubes de bois déchiqueté produits à partir de résidus ou rémanents forestiers souvent laissés au sol (branches, bois d'élagage, etc.)</p>	<p>2,7 Mm³</p>	
<p>Granulés</p> 	<p>Coproduits de la transformation du bois et bois en fin de vie</p>	<p>1,44 Mm³</p>	

<p>Haies et bocages</p> 	<p>Tous types de haies</p>	<p>Pas de données</p>	
<p>TCR</p> 	<p>Peuplier, Saule...</p>	<p>42000 t MS</p>	 

Légende :



Alimentation animale



Valorisation thermique



Biocarburants



Méthanisation



Fertilisation et Amendement



Alimentation humaine

3.2 Les filières de production d'énergie

Les filières de production d'énergie à partir de biomasse considérées dans cette étude sont présentées à la Figure . Elles peuvent être regroupées en fonction des procédés de transformation mis en œuvre, qui dépendent des types de biomasses mobilisées et qui déterminent le type d'énergie ou le vecteur énergétique produit. On identifie ainsi :

- les filières thermochimiques de conversion de biomasse lignocellulosique ;
- les filières de production de biocarburants à partir de biomasses agricoles (hors méthanisation) ;
- la filière « méthanisation », de production de biométhane par voie fermentaire à partir de biomasses agricoles ou de biomasses résiduelles.

Ces différentes filières sont détaillées dans la suite de ce rapport. De manière générale, elles peuvent être classées en fonction de leur niveau de maturité technologique ou de leur stade d'industrialisation. Ces niveaux de maturité varient beaucoup en fonction des filières et des procédés, depuis la recherche expérimentale (TRL 1 à 3 pour certaines filières thermochimiques), jusqu'à l'industrialisation à grande échelle (TRL 9 pour les filières méthanisation ou biocarburants de première génération).

Quelle que soit la filière, il convient de noter que la production d'énergie à partir de biomasse génère des impacts environnementaux. Elle émet notamment du dioxyde de carbone (CO₂), qui est un gaz à effet de serre. Cependant, ce gaz peut être considéré comme « neutre en carbone », si l'on considère que la biomasse utilisée pour la combustion est un « puits de carbone » - elle absorbe le dioxyde de carbone pendant sa croissance via la photosynthèse. Par conséquent, la dégradation de cette biomasse pour la production d'énergie peut être considérée comme renouvelable, car elle peut être produite à partir de sources de biomasse renouvelables telles que les déchets agricoles ou forestiers, ou les cultures énergétiques. A noter toutefois que le renouvellement de la biomasse peut prendre un temps significatif, ce qui se traduit dans certains cas par la création d'une « dette de carbone » (cas de la biomasse ligneuse notamment).

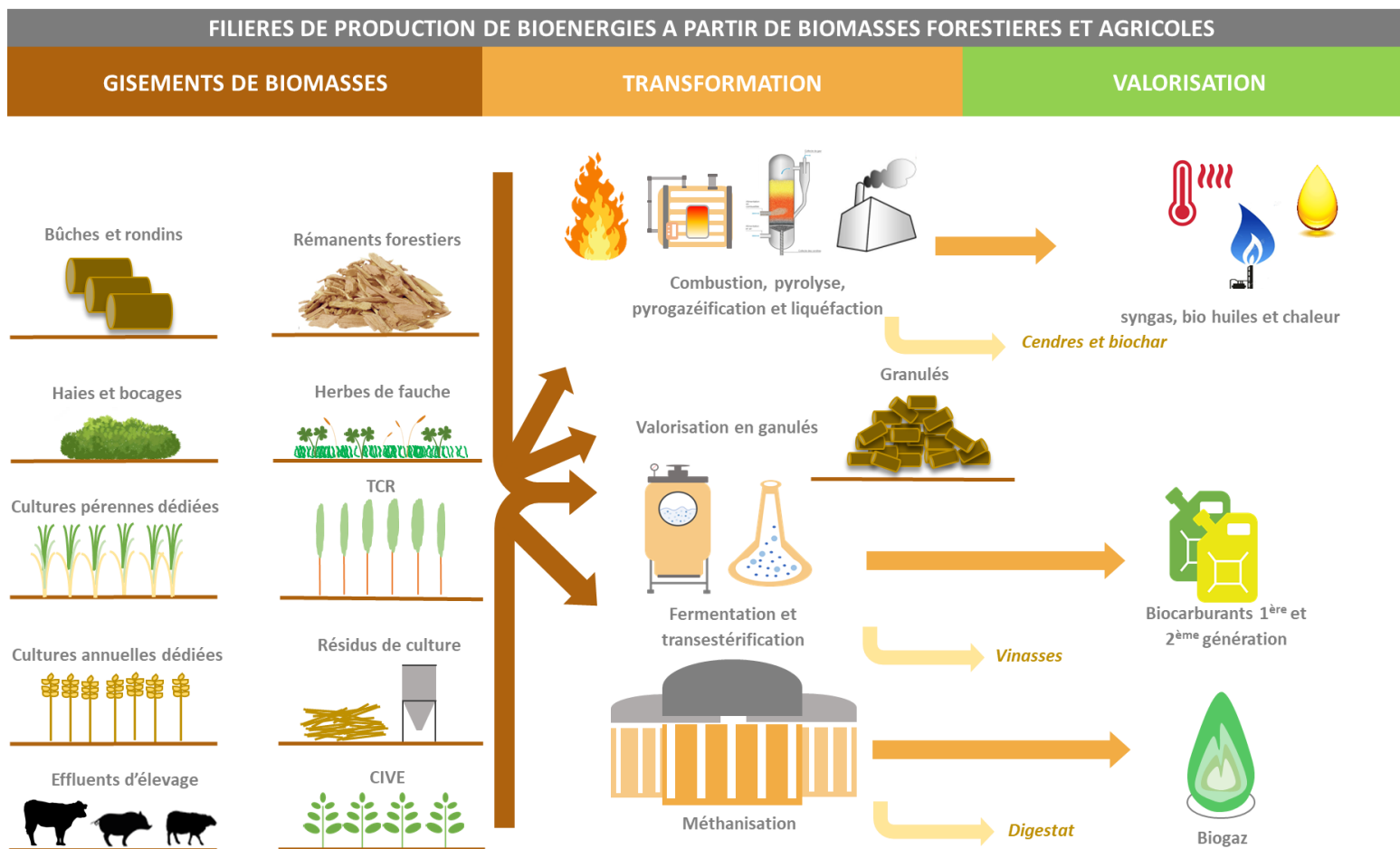


Figure 2 : Filières de production d'énergie à partir de biomasse.

Note : seule la première étape de production d'énergie est représentée pour les besoins de cette étude.

3.2.1 Les filières thermochimiques

La biomasse lignocellulosique est constituée de matière végétale telle que les tiges, les feuilles et les racines des plantes qui contiennent des polysaccharides, de la lignine et de la cellulose. Il existe plusieurs filières de conversion thermochimique de la biomasse lignocellulosique (Deglise & Donnot, 2020) qui sont décrites ci-dessous.

3.2.1.1 *La combustion*

Le processus de combustion est relativement simple : la biomasse est brûlée en présence d'oxygène, ce qui produit de la chaleur et majoritairement du dioxyde de carbone. La chaleur produite peut être utilisée pour chauffer de l'eau, qui peut être transformée en vapeur pour alimenter une turbine et produire de l'électricité. Cette électricité peut être utilisée pour alimenter des maisons, des bâtiments industriels ou être vendue au réseau électrique. La combustion de la biomasse peut être réalisée de différentes manières, allant de petits poêles à bois pour chauffer des maisons individuelles aux centrales électriques qui utilisent des chaudières à vapeur pour produire de l'électricité. Les technologies de combustion modernes peuvent être très efficaces, réduisant les émissions et maximisant la production d'énergie à partir de la biomasse.

La combustion de biomasse est largement utilisée pour produire de l'électricité et de la chaleur, notamment dans les centrales de cogénération et les chaufferies collectives. Selon le Panorama de l'électricité renouvelable en France de 2020, la production d'électricité à partir de biomasse représentait 1,4 % de la production totale d'électricité en France en 2019, avec une capacité installée de 1,3 GW.

3.2.1.2 *La gazéification et la pyrogazéification*

La gazéification et la pyrogazéification sont toutes deux des processus de conversion de matières solides telles que la biomasse en un gaz qui peut être utilisé directement ou pour d'autres applications.

La gazéification est un processus qui implique le chauffage de matières solides à des températures élevées en présence d'un agent gazéifiant, tel que de l'oxygène ou de la vapeur. Ce processus provoque la décomposition des matières solides en un mélange de gaz, comprenant notamment du monoxyde de carbone, de l'hydrogène et du méthane, ainsi que des goudrons et autres impuretés. Le mélange gazeux résultant, appelé « gaz de synthèse » ou « gaz de producteur », peut être utilisé comme combustible pour le chauffage ou la production d'électricité.

La pyrogazéification est une étape de pyrolyse suivie d'une étape de gazéification. Elle implique le chauffage des matières solides à des températures encore plus élevées, généralement entre 1000 et 1500°C, en absence d'oxygène. Ce processus produit un mélange gazeux plus propre et plus énergétique (syngas), avec moins de goudrons et d'impuretés.

La gazéification de la biomasse est encore en phase de développement en France, mais des projets pilotes et démonstrateurs existent. Par exemple, le projet BioGNVAL à Valenton, en Île-de-France, vise à produire du gaz de synthèse à partir de la biomasse résiduelle urbaine et le projet GAYA à Saint-Fons en Auvergne-Rhône-Alpes qui vise à produire du gaz vert à partir de la biomasse sèche, notamment les résidus de bois et de paille. Selon le rapport de l'ADEME sur les filières gazéifications de 2020, la gazéification de la biomasse est une technologie prometteuse pour la production d'électricité, de chaleur et de gaz de synthèse en France. En 2018, la capacité installée totale des installations de gazéification de la biomasse en France était d'environ 20 MW.

3.2.1.3 La pyrolyse

La pyrolyse est un processus de conversion thermochimique qui implique la décomposition de la matière organique en l'absence d'oxygène. Cela permet de produire du charbon bio (ou biochar), du gaz de pyrolyse et de l'huile de pyrolyse (Deglise & Donnot, 2020). Lorsque la matière organique est chauffée à des températures élevées (entre 300 et 800°C) en absence d'oxygène, elle subit une décomposition thermique qui produit du gaz de pyrolyse. Ce gaz est composé de monoxyde et de dioxyde de carbone, de méthane et d'autres gaz. Le biochar, quant à lui, est un résidu solide qui est produit lors du processus de pyrolyse. Il peut être utilisé comme amendement pour augmenter le stock de carbone et améliorer la qualité des sols (Gebhardt, 2007 ; Joseph et al., 2021). Il peut également être utilisé comme combustible solide pour produire de la chaleur ou de l'électricité. Enfin, l'huile de pyrolyse est un liquide épais et sombre (*bio-oil*) qui peut être utilisé comme carburant pour les moteurs diesel ou comme matière première pour des activités de synthèse chimique. La pyrolyse peut être utilisée pour traiter une grande variété de matières organiques, y compris la biomasse lignocellulosique, les résidus forestiers, les déchets agricoles et les déchets municipaux. Elle présente l'avantage de pouvoir traiter des matières organiques avec une teneur élevée en humidité et de produire plusieurs produits utiles.

La pyrolyse de la biomasse est également en développement en France, avec quelques projets pilotes et démonstrateurs en cours. Par exemple, le projet ValBiomass à Valenciennes vise à produire du biochar à partir de résidus de bois. La pyrolyse de la biomasse a un potentiel prometteur pour la production de biochar, de *bio-oil* et de gaz. En 2018, la capacité totale des installations de pyrolyse de la biomasse en France était d'environ 1 MW.

3.2.1.4 La liquéfaction

La liquéfaction est un processus de conversion thermochimique ayant pour but de transformer directement la biomasse solide (généralement du bois) en combustible liquide, en utilisant un solvant ou un catalyseur. Le processus peut être réalisé sous des conditions de haute pression et de haute température par différents moyens, notamment la liquéfaction directe en utilisant un solvant organique ou un solvant supercritique, ou la liquéfaction indirecte en utilisant un catalyseur. Dans la liquéfaction directe, la biomasse est mélangée avec un solvant organique ou un solvant supercritique pour produire un mélange liquide qui peut être séparé par distillation pour récupérer le solvant et le

liquide issu de la liquéfaction. Dans la liquéfaction indirecte, la biomasse est d'abord traitée avec un catalyseur pour produire un mélange de gaz et de liquide, qui est ensuite séparé par distillation pour récupérer le produit liquide.

La liquéfaction de la biomasse peut produire des produits liquides tels que le bio-pétrole, qui peut être utilisé comme combustible pour les transports et le chauffage (Déglise, 1982). Le processus de liquéfaction de la biomasse offre des avantages tels que la production de carburants renouvelables à partir de sources elles-mêmes renouvelables. La liquéfaction directe est abandonnée aujourd'hui au profit des technologies BtL (*Biomass to Liquid*) qui font appel, quant à elles, à une synthèse de Fisher-Tropsch effectuée avec des gaz de pyrolyse rapide (Deglise & Donnot, 2020).

La liquéfaction de la biomasse est encore en phase de développement, mais des projets pilotes sont en cours dans des centres de recherche et des universités. Selon un article publié dans la revue *Renewable Energy* en 2019, la liquéfaction de la biomasse aurait un potentiel important pour la production de biocarburants avancés en France.

3.2.2 Les filières biocarburants (hors méthanisation)

En 2022, la France a incorporé un total de 5,2 millions de m³ de biocarburants liquides dans les carburants distribués sur son territoire, et produit plus de 2,5 millions de m³ de biocarburants chaque année (CarbuRe.gouv.fr). Il existe deux filières principales de production de biocarburants à partir de biomasses agricoles :

1. La production de bioéthanol à partir de plantes amylicées ou sucrières (céréales, betteraves ou canne à sucre) : les matières organiques sont transformées en sucre, puis le sucre est fermenté pour produire de l'éthanol. Le bioéthanol peut être utilisé comme biocarburant dans les moteurs à essence ou mélangé à de l'essence pour réduire les émissions de gaz à effet de serre.
2. La production de biodiesel à partir d'huiles végétales : les huiles végétales, telles que l'huile de colza, sont transformées en biodiesel par un processus appelé transestérification. Le biodiesel peut être utilisé comme carburant dans les moteurs diesel.

Le développement et l'utilisation des biocarburants représentent un débouché supplémentaire pour les filières agricoles. La plupart des biocarburants produits et consommés en France, en Europe et dans le monde sont des biocarburants dits de « première génération », le bioéthanol dit de « 2^{ème} génération » restant très marginal pour le moment. Le bioéthanol et le biodiesel de première génération sont obtenus respectivement à partir des sucres et des corps gras d'origine végétale ou animale. Les Esters Méthyliques d'Huile Végétale (EMHV) composant le biodiesel sont produits le plus souvent à partir d'huile de colza ou de tournesol par réaction de transestérification. Le bioéthanol est quant à lui issu d'un processus impliquant la fermentation des sucres contenus dans des végétaux comme la betterave à sucre et la canne à sucre, ou d'amidon de blé ou de maïs. La fermentation permet

la production d'une solution d'alcool brut qui est ensuite distillée et déshydratée pour obtenir du bioéthanol. Les biocarburants de première génération sont élaborés à partir de cultures principales annuelles, récoltées à maturité, produisant des organes, souvent des grains, riches en amidon/sucres pour la production de bioéthanol ou en lipides pour la production d'esters méthyliques d'acides gras (EMAG). Ces cultures peuvent être annuelles (blé tendre, blé dur, orge, maïs grain, betterave sucrière, colza, tournesol, manioc, cameline, etc.) ou pérennes (canne à sucre, palmier à huile, jatropha, etc.). Même si le bioéthanol peut être également obtenu avec certains résidus vinicoles (marcs de raisin et lies de vin) et les EMAG à partir de graisses animales ou d'huiles usagées, la production de biocarburant de première génération mobilise des terres pour la production de la matière première et peut ainsi entrer en compétition avec les productions alimentaires (Buijs et al., 2013 ; Jambo et al., 2016). Les coproduits obtenus lors du processus de production (drêches et pulpes, tourteaux) sont destinés à l'alimentation animale, à l'épandage direct (vinasses) et parfois à la production d'énergie (méthanisation ou combustion).

Dans le but d'éviter la concurrence entre la production de biocarburants et de denrées alimentaires, ainsi que l'accentuation de la pression exercée sur les terres agricoles, des projets de production de bioéthanol de deuxième génération ont été poussés jusqu'au stade industriel. Le bioéthanol de deuxième génération est obtenu à partir de biomasse non utilisée pour la consommation humaine ou animale (Thompson & Meyer, 2013 ; Bera et al., 2021), limitant ainsi la concurrence sur l'utilisation des denrées alimentaires. Néanmoins, certaines cultures dédiées pourraient également être mobilisées et pourraient, dans certains cas, accentuer la pression sur les surfaces agricoles. La production de bioéthanol de deuxième génération utilise la lignocellulose des plantes ou des déchets verts, des taillis, des résidus de culture etc. Cette biomasse (cellulose et éventuellement hémicellulose) est transformée en sucre par des enzymes, puis le sucre est transformé en éthanol par fermentation. La troisième génération de biocarburant correspond à la culture d'algues capables de produire et de stocker des quantités importantes de lipides. L'utilisation de cette biomasse aquatique présente l'avantage de ne mobiliser aucune surface agricole et la plupart des microalgues peuvent se développer de manière autotrophe. La troisième génération de biocarburant n'a pas encore dépassé le stade de la recherche, mais différents laboratoires multiplient les études afin d'évaluer le potentiel des microalgues à synthétiser des sucres, des huiles et de l'hydrogène.

3.2.3 La filière méthanisation

La méthanisation (ou digestion anaérobie) est un processus biologique permettant la dégradation de matières organiques variées et la production de biogaz (mélange de gaz, essentiellement méthane et CO₂), sous l'action de différents micro-organismes (bactéries et archées) en conditions anaérobies (Moletta, 2015). Après épuration, le biogaz produit peut ensuite être valorisé par injection directe dans le réseau de gaz, par cogénération produisant ainsi de l'électricité et de la chaleur ou encore sous forme de carburant (BioGNV). Ce processus biologique produit également un résidu organique appelé digestat, disposant d'un potentiel agronomique valorisable par épandage sur les sols agricoles.

En 2022, la France compte plus de 1 400 sites de méthanisation et produit l'équivalent de 4,3 TWh de biométhane injecté, 2,8 TWh d'électricité et 4,5 TWh de chaleur chaque année (Chambres d'agriculture France, 2022). La production de biogaz en France connaît une forte croissance depuis le début des années 2000, poussée par le plan national d'action en faveur des énergies renouvelables (2010), puis par le plan énergie méthanisation autonomie azote (2013), et qui pourrait perdurer pour atteindre une puissance totale de 60 TWh à horizon 2030 et 130 TWh à horizon 2050 (ADEME, 2018).

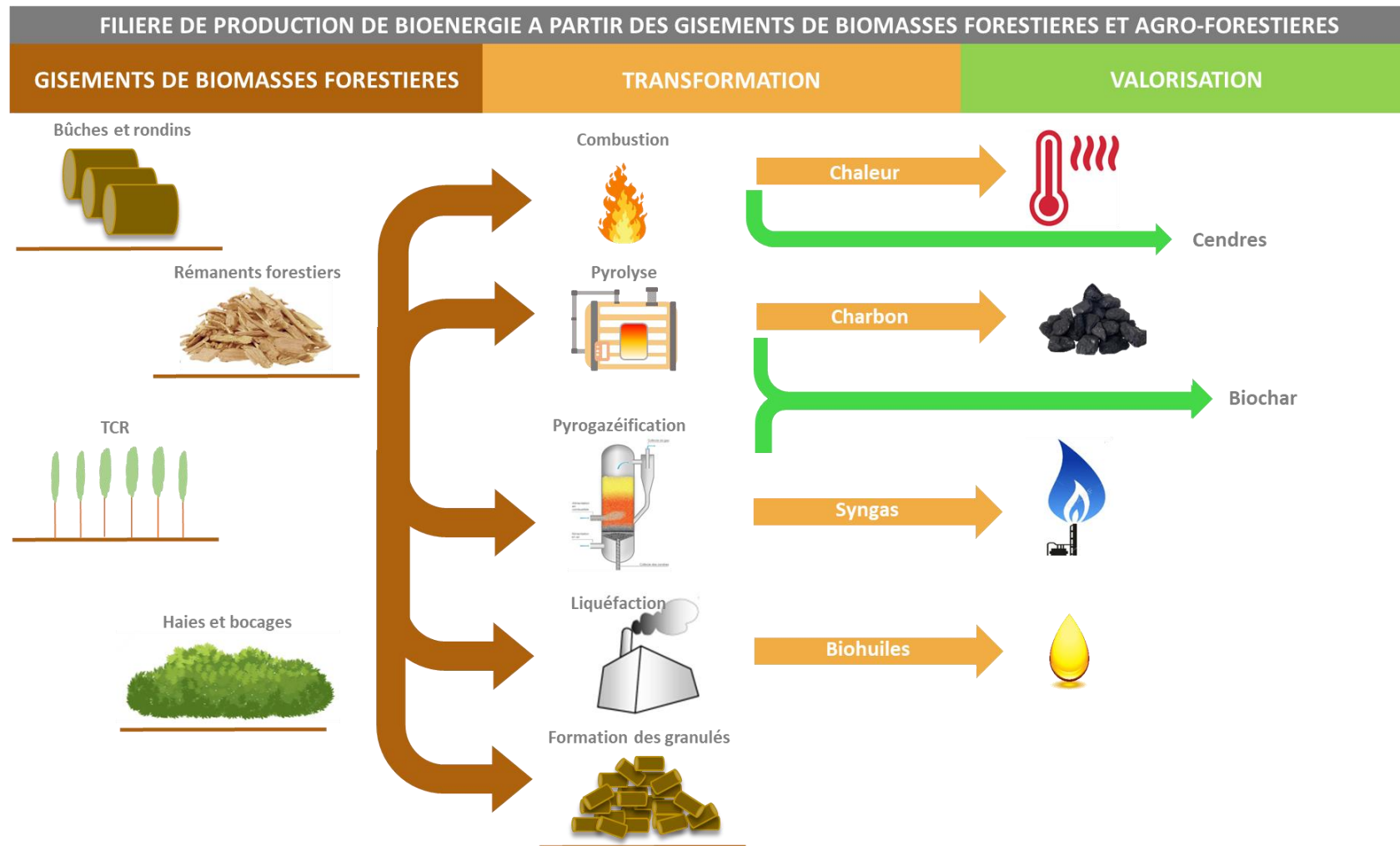


Figure 2 : Filières thermochimiques de conversion de biomasse lignocellulosique.

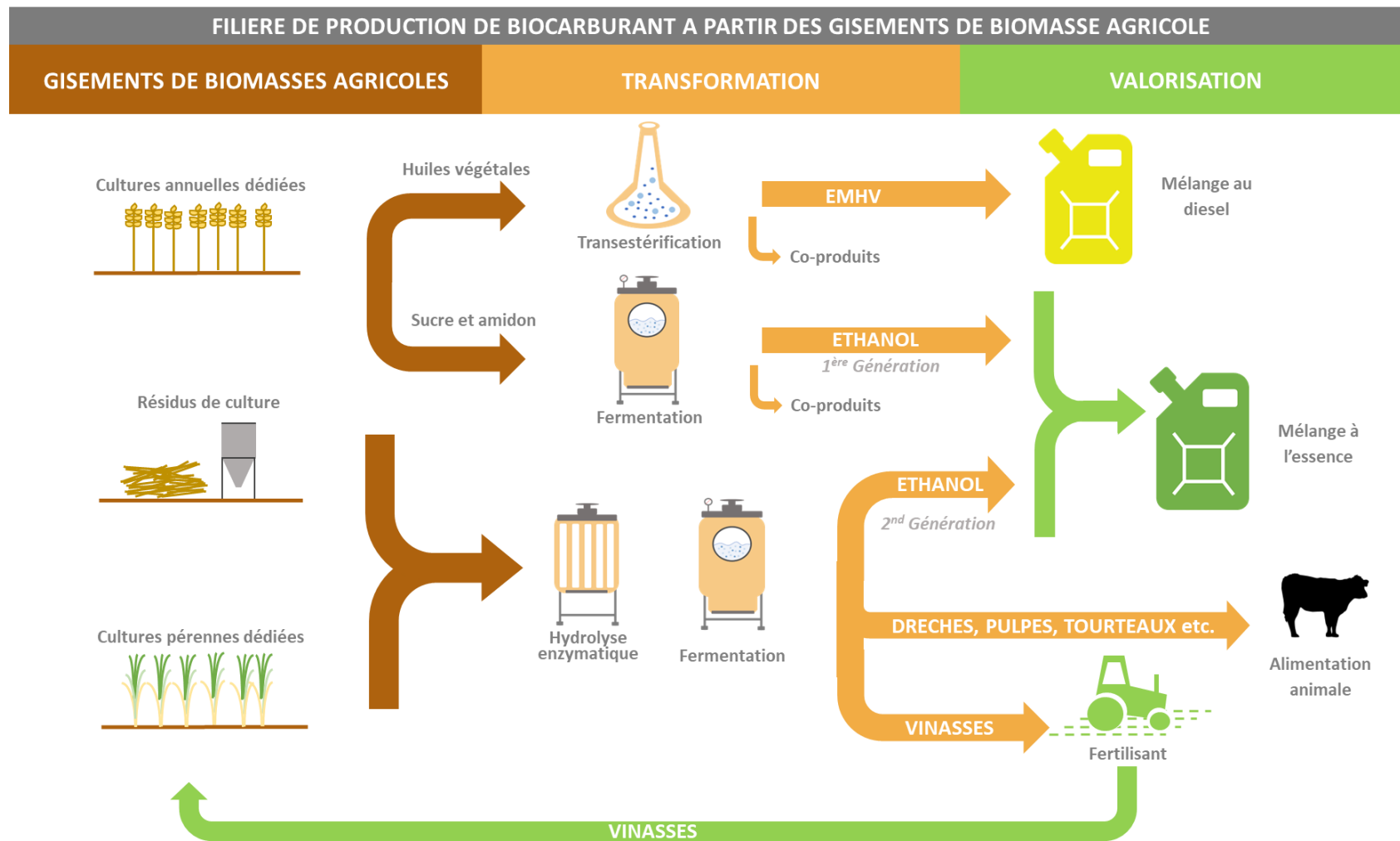


Figure 3 : Filières de production de biocarburants à partir de biomasses agricoles.

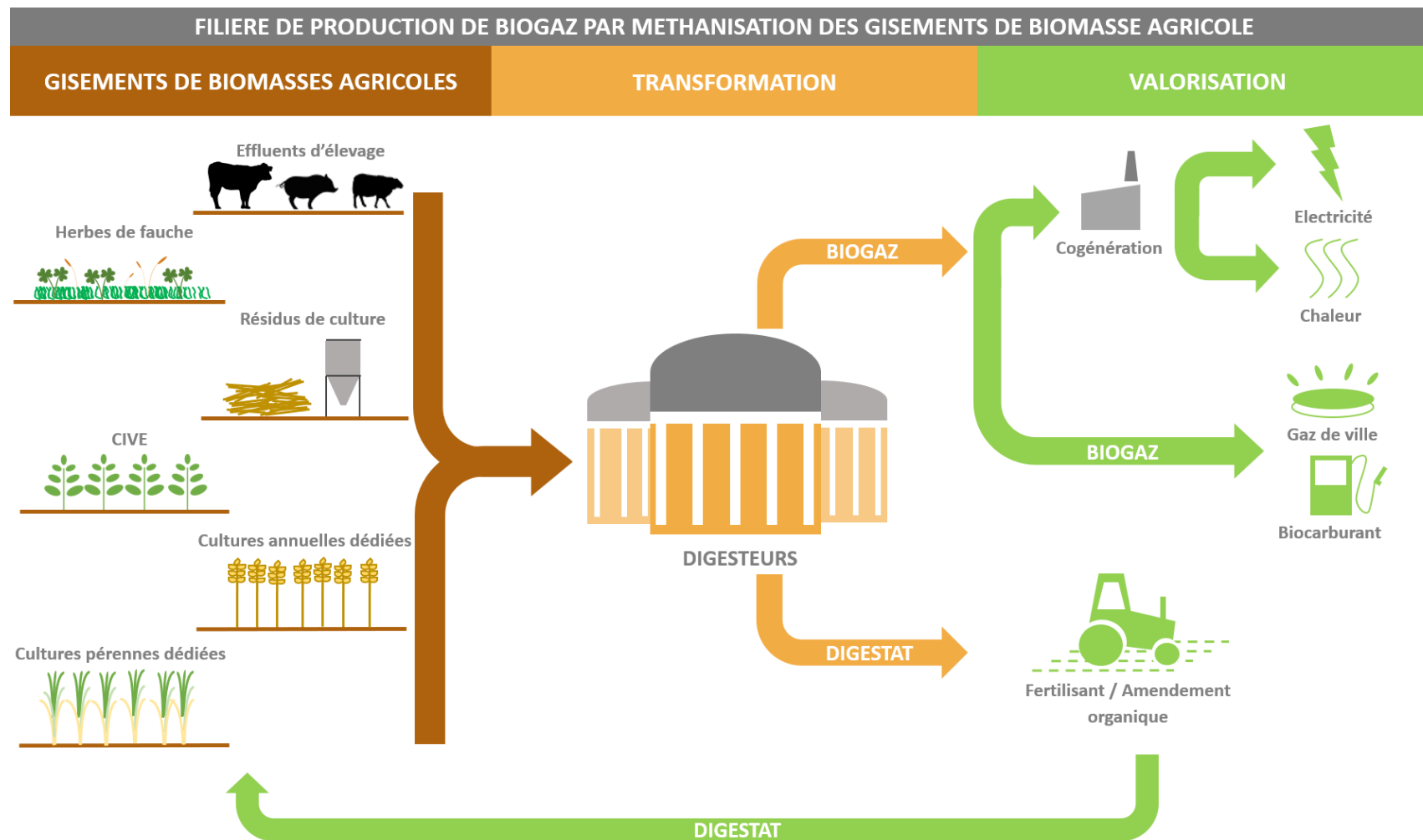


Figure 4 : Filière « méthanisation », de production de biométhane par voie fermentaire à partir de biomasses agricoles.

Deuxième partie - Impacts environnementaux

1 Les catégories d'impacts

Cette deuxième partie concerne l'étude bibliographique des impacts environnementaux d'une mobilisation accrue des types de biomasses décrits dans la première partie du document pour la production d'énergie, en tenant compte des éventuels retours au sol des produits finaux issus des filières de production énergétiques (digestats, biochar, cendres). Les impacts environnementaux considérés portent spécifiquement sur les cycles de l'azote, du carbone et de l'eau, ainsi que sur la biodiversité. L'évaluation de ces impacts environnementaux s'est très souvent basée sur une comparaison avec des scénarios de référence variables en fonction des différentes études et rapports scientifiques considérés.

1.1 Les impacts sur le cycle du carbone

Le cycle du carbone (Figure 5) est un cycle biogéochimique complexe regroupant l'ensemble des flux de carbone entre les différents réservoirs présents sur Terre : l'atmosphère, l'hydrosphère, la lithosphère et la biosphère, dont font partie la biomasse agricole. La biomasse végétale se développe en captant du carbone atmosphérique (CO_2) via la photosynthèse. Une partie de ce carbone est restituée au sol et peut être alors stockée dans le sol de manière plus ou moins transitoire sous forme de matières organiques. Quant au carbone contenu dans la biomasse végétale récoltée et consommée par des humains ou animaux d'élevage, il est *in fine* essentiellement respiré et donc retourne en grande partie à l'atmosphère sous forme de CO_2 . Une partie minoritaire mais non négligeable est excrétée et peut-être recyclée en agriculture, notamment via l'épandage des effluents d'élevages. De même, si cette biomasse est utilisée à des fins énergétiques, le carbone sera aussi en grande partie réémis sous forme de CO_2 . La combustion des énergies fossiles émet dans l'atmosphère de très grandes quantités de CO_2 auparavant stockées dans la lithosphère. En se substituant aux énergies fossiles, les bioénergies constituent une stratégie clé de limitation de ces émissions de carbone fossile vers l'atmosphère dans les futurs scénarios socio-économiques visant à limiter le réchauffement climatique à un niveau inférieur à 2°C d'ici la fin du 21^{ème} siècle, conformément à l'Accord de Paris. L'évaluation des impacts des bioénergies sur le cycle du carbone doit également tenir compte des effets indirects induits par les pratiques culturales (plantation, récolte, etc.), la méthode de valorisation énergétique (technologies de conversion, chaîne d'approvisionnement, etc.) et le retour au sol de ces résidus (biochar, digestat, etc.). Ces impacts sont essentiellement observés au niveau des compartiments sol et atmosphère et peuvent être étudiés à différentes échelles (parcelle, système agricole, territoire, filière, etc.).

Les impacts sur le carbone atmosphérique proviennent des différentes activités mises en œuvre dans le processus de production des bioénergies. Des impacts positifs peuvent être observés lorsque la production de bioénergie entraîne une augmentation du stock de carbone pérenne, dans la biomasse végétale ou dans le sol (via une modification des systèmes de production agricole ou forestiers et/ou la restitution au sol des résidus des filières de bioénergie) et lorsque cette dernière se substitue à des énergies fossiles. Les impacts négatifs sont, quant à eux, observés tout au long du cycle de production des bioénergies, avec différentes sources d'émissions de CO_2 (cf. ACV biocarburants de 1^{ère} génération ; ADEME, 2010) ou d'autres GES (de N_2O ou CH_4) (Esnouf et al., 2021) notamment. Les

impacts sur le carbone des sols sont consécutifs au prélèvement de biomasse dans la mesure où ce dernier limite les restitutions de matières organiques au sol et peut solliciter de façon plus importante les ressources du sol (Pellerin et al., 2021). Le carbone organique des sols représente un puits de carbone important et influence fortement la qualité agronomique des sols via des modifications des propriétés physiques (rétention en eau, capacité d'infiltration, etc.), chimiques (fertilité, etc.), et biologiques (diversité, abondance et activité des organismes du sol). Le stock de carbone d'un sol est la résultante des flux d'entrée de carbone dans le sol (ensemble des apports de matières organiques : résidus de culture, biomasse racinaire, amendements, etc.), de leur dynamique de transformation dans les sols et des flux de sortie (principalement minéralisation via l'activité biologique du sol, mais aussi érosion et perte de carbone organique dissous).

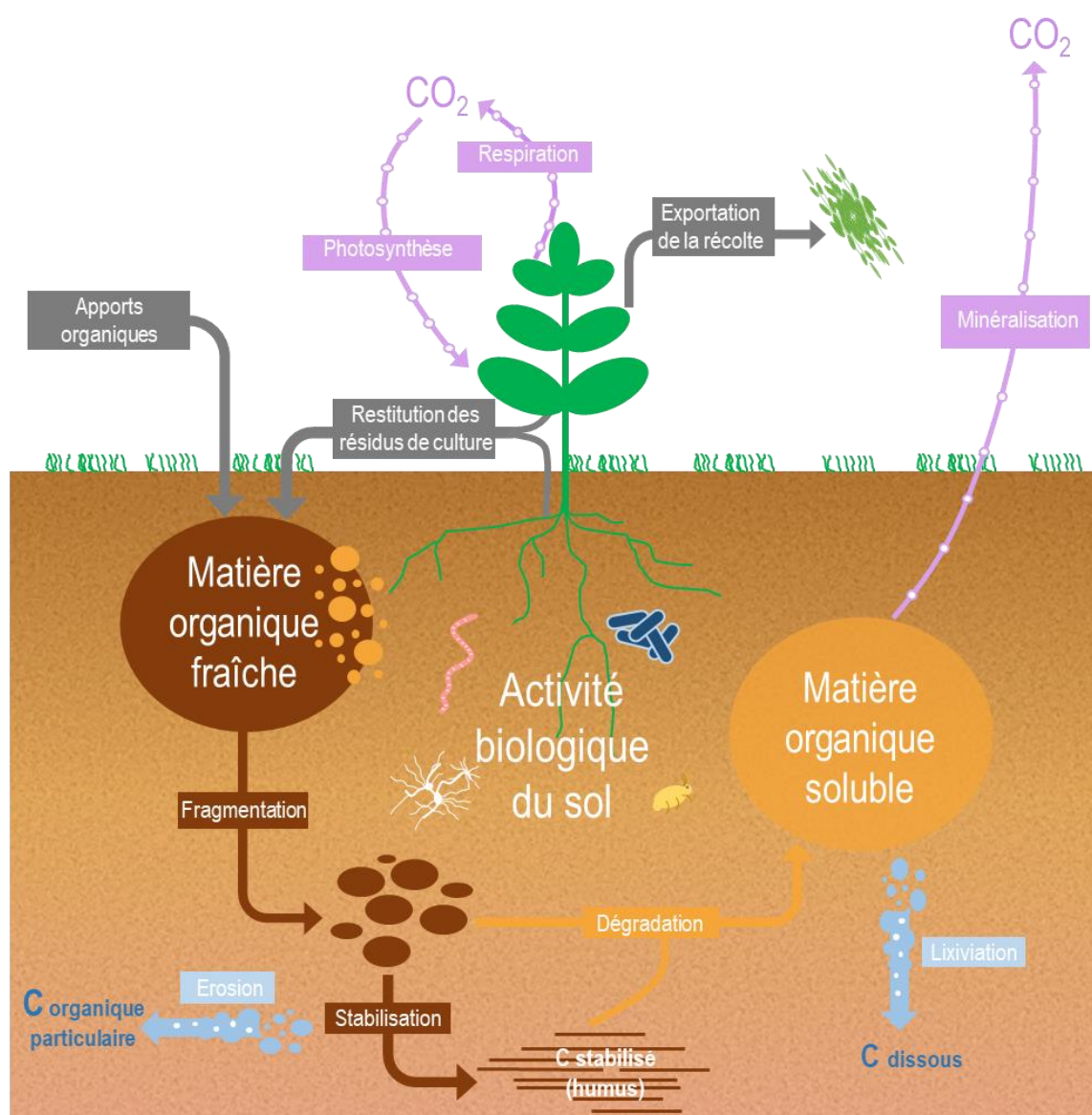


Figure 5 : Schéma simplifié du cycle du carbone à l'échelle du sol d'une parcelle agricole (adapté de Claire Marsden, UVED).

1.2 Les impacts sur le cycle de l'azote

Tout comme le carbone, l'azote est un élément central dans les cycles biogéochimiques naturels. La biomasse est au carrefour des échanges des différentes formes d'azote entre le sol, l'atmosphère et l'eau. Le prélèvement de biomasse pour la production de bioénergie aura donc nécessairement des impacts sur le cycle de l'azote. La dynamique de l'azote dans les sols agricoles est fortement influencée par les cultures, leur itinéraire technique et les pratiques associées, en particulier les apports d'engrais azotés de synthèse ou de matières fertilisantes de substitution (Samson et al., 2021). La synthèse des engrais minéraux azotés via le procédé Haber-Bosch est fortement consommatrice d'énergie et toute augmentation d'usage de ces engrais minéraux aura un impact négatif sur le bilan environnemental du système de culture. Le stockage de l'azote dans le sol, sa minéralisation ainsi que son lessivage pourront être affectés, produisant des impacts positifs dans le cas d'une augmentation du stock d'azote organique et d'une limitation de sa lixiviation sous forme de nitrate ou bien des impacts négatifs (Benoit, 2014) en cas d'excès d'azote nitrique dans les sols par rapport aux besoins des plantes. Les processus biotiques et abiotiques à l'origine de l'émission de N_2O , gaz à effet de serre impliqués dans le changement climatique disposant d'un potentiel de réchauffement global très élevé (près de 300 fois celui du CO_2 sur 20 à 100 ans), et de NH_3 , responsable de la pollution de l'air (particules fines) et des écosystèmes (acidification et eutrophisation ; Pinay et al., 2018), pourront également être amplifiés ou diminués par de nouveaux prélèvements de biomasse. Enfin, la lixiviation du nitrate impactant de façon conséquente la qualité de l'eau, ce paramètre est également important à considérer dans l'évaluation des effets sur l'environnement.

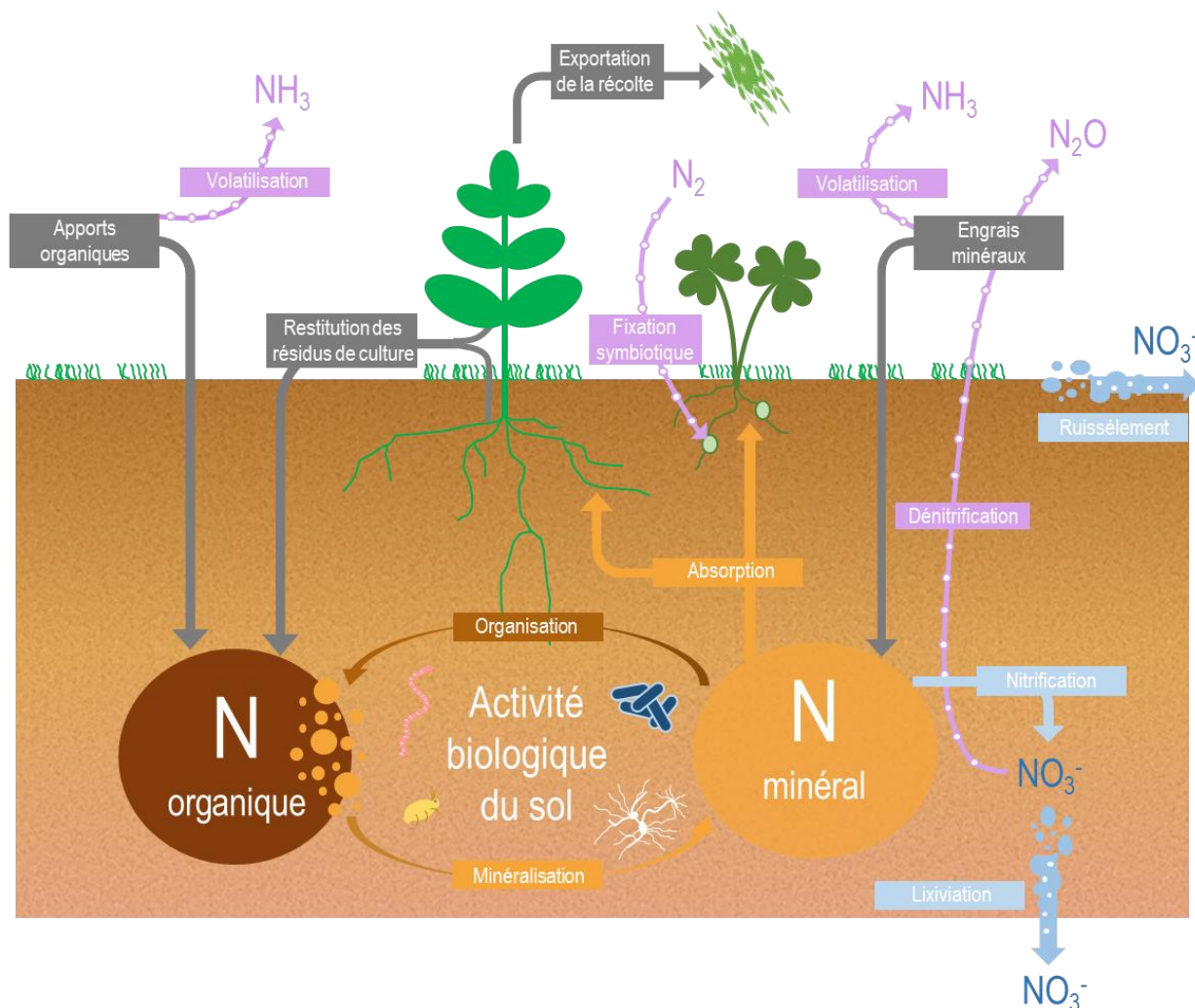


Figure 6 : Schéma simplifié du cycle de l'azote à l'échelle d'une parcelle agricole (adapté des schémas proposés par le [Programme d'actions national nitrates](#)).

1.3 Les impacts sur la ressource en eau

La ressource en eau est un paramètre indispensable à prendre en compte dans le potentiel de production de la biomasse de demain. Toutes les cultures ont besoin d'eau au cours de leur cycle de développement. Du fait de la photosynthèse, les plantes émettent de la vapeur d'eau vers l'atmosphère par transpiration, auquel s'ajoute l'évaporation de l'eau du sol et des autres surfaces exposées à l'air (par ex., les feuilles d'arbres évaporent jusqu'à 30% des pluies) : l'ensemble forme l'évapotranspiration. Du fait du réchauffement climatique, des sécheresses plus fréquentes et de plus forte intensité sont attendues, en parallèle de ressources en eau, souterraines et de surface, de plus en plus limitées (GIEC, 2019). Le besoin en eau des cultures dépend majoritairement des espèces implantées, de leur période d'implantation, de la durée de leur cycle et du climat moyen pendant ce cycle (Amigues et al., 2021). Les impacts sur la ressource en eau pourront donc être variables en fonction de la biomasse cultivée et des cycles culturaux choisis. L'intensification de la production de biomasse sur une même parcelle, avec l'ajout de CIVE par exemple, devrait nécessiter plus d'eau et entraîner plus rapidement une diminution de la réserve hydrique du sol. La qualité de la ressource en

eau peut également être impactée par des changements de pratiques culturales, avec notamment le lessivage de polluants issus de l'utilisation de produits phytosanitaires (Farlin et al., 2017; Sanchez et al., 2022) ou encore le phénomène de lixiviation du nitrate (Vertès et al., 2007), ou par l'intensité des coupes sylvicoles avec érosion des sols et lixiviation de nitrates (étude sur les Coupes Rases et RENouvellement des peuplements Forestiers - CRREF ; GIP ECOFOR, 2022).

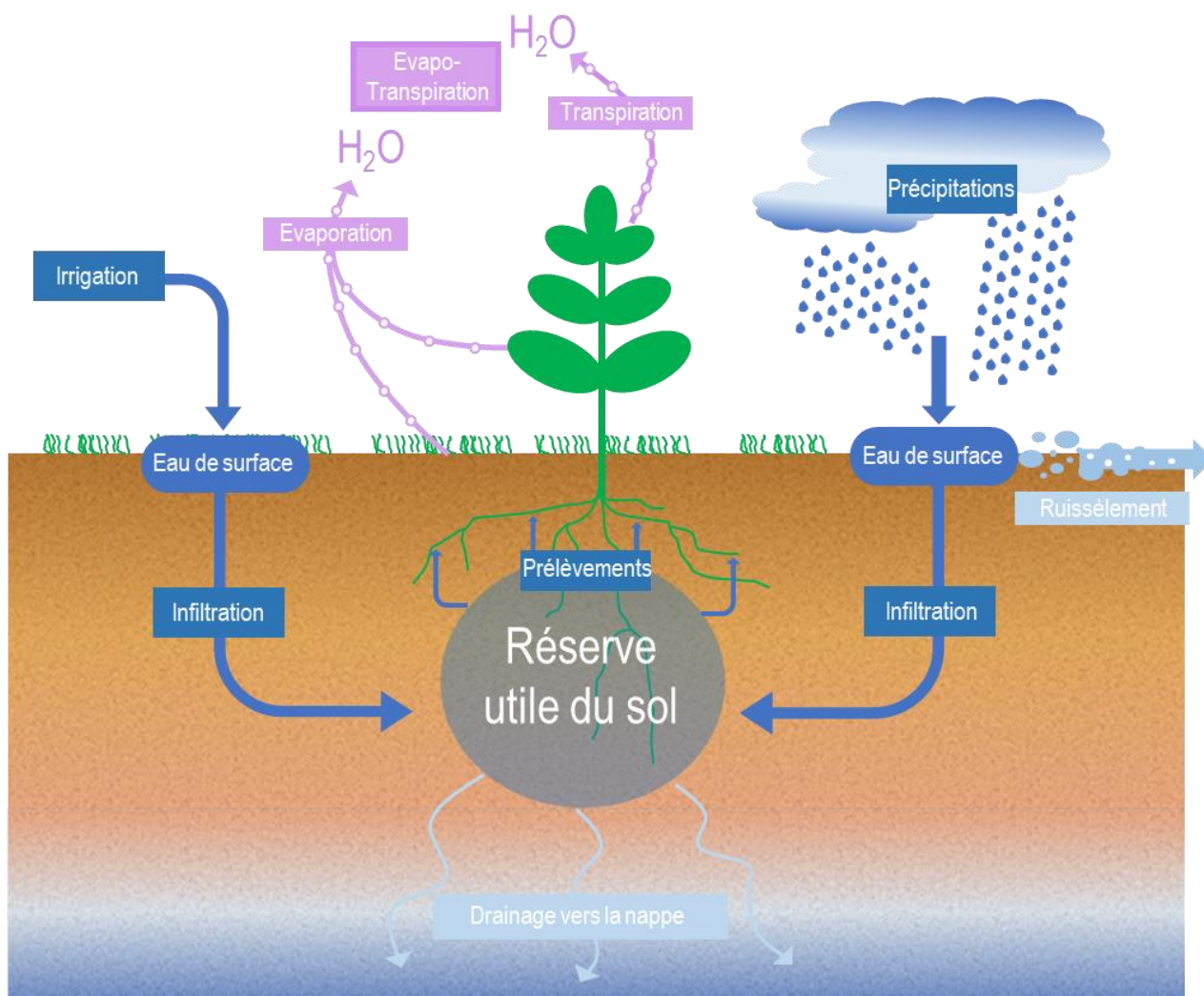


Figure 7 : Schéma simplifié du cycle de l'eau à l'échelle du sol d'une parcelle agricole (adapté de schémas proposés par Isabelle Cousin, INRAE).

1.4 Les impacts sur la biodiversité

La biodiversité, ou diversité biologique a été définie en 1992 par la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) des Nations Unies comme “La variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes.”. Ainsi, trois niveaux de biodiversité sont distingués :

1. la diversité génétique,
2. la diversité des espèces,
3. la diversité des écosystèmes.

Ces trois niveaux de la biodiversité sont interdépendants et il n'existe pas de frontière nette entre eux. De plus, il existe trois dimensions de la biodiversité :

1. la composition (les éléments présents),
2. la structure (l'organisation des éléments présents),
3. la fonction (interactions entre éléments présents ou interactions biotiques, interactions entre éléments présents et milieu et tous les processus écosystémiques qui en découlent).

Enfin, différents indicateurs existent pour observer et évaluer la biodiversité aux trois niveaux mentionnés préalablement. Par exemple, l'identité, l'abondance relative, la richesse et la diversité des espèces sont des indicateurs de composition des communautés pouvant être utilisés à différentes échelles (parcelle, exploitation, écosystème, etc.). La biodiversité est souvent impactée négativement par les changements d'affectation des sols lorsqu'il s'agit de transformer une parcelle de forêt ou de prairie naturelle en parcelle agricole (Bispo et al., 2017), mais aussi par certaines pratiques forestières (CRREF, 2022), comme le dessouchage, ou agricoles, comme l'utilisation excessive de produits phytosanitaires (Auber et al., 2011 ; Leenhardt et al., 2022). A l'inverse, des pratiques de restauration de la biodiversité peuvent être mises en place et certaines pratiques culturales permettent une amélioration de la biodiversité (Henneron et al., 2015; Pelosi et al., 2013), en particulier l'agroécologie (Wanger et al., 2020).

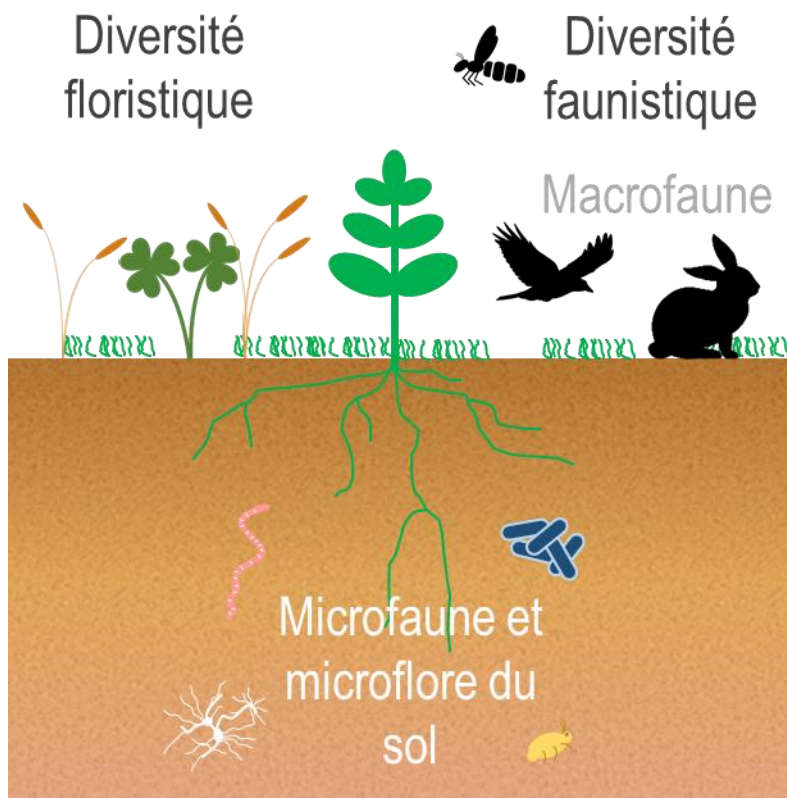


Figure 8 : Représentation schématique des différents réservoirs de biodiversité dans une parcelle agricole.

2 Revue des impacts environnementaux par filière

Dans ce qui suit, est présentée une revue de la littérature sur la question des impacts environnementaux des différentes filières. L'analyse des impacts sur les cycles de l'azote, du carbone et de l'eau et sur la biodiversité a été réalisée de manière systématique et présentée : par filière de conversion, pour chacune des filières décrites dans la première partie du document ; par type de biomasse mobilisée au sein des filières et le cas échéant par type de produit final de conversion (cendres, biochars, digestats, vinasses, etc.) retourné au sol.

1.5 Les filières thermo-chimiques

1.5.1 Les biomasses forestières

Etant donné que les coupes réalisées pour collecter les bûches et les rondins valent également pour l'obtention des plaquettes forestières, les impacts communs ont été traités dans la partie ci-après, et les impacts spécifiques aux plaquettes dans un chapitre à part.

1.5.1.1 *Les impacts environnementaux induits par la coupe des arbres*

Plusieurs méthodes de gestion forestière sont possibles pour la récupération du bois. On peut ainsi citer : (i) les éclaircies, consistant à extraire certains arbres du peuplement afin de favoriser le développement des arbres à meilleur potentiel ; (ii) la coupe de régénération, qui consiste à couper les vieux arbres pour ramener plus de lumière et favoriser le développement des jeunes plantules ; (iii) et enfin la coupe rase, qui consiste à couper tous les arbres sur une parcelle donnée. Dans la quasi-totalité des cas, c'est d'abord le bois d'œuvre qui est prélevé, c'est-à-dire les pièces qui ont le plus de valeur, puis le bois d'industrie. Le bois-bûche, quant à lui, ne correspond qu'au bois de plus faible diamètre ou de moindre qualité. Il est recommandé que les branches inférieures à un diamètre de 7 cm soient laissées au sol, et ne soient pas exploitées comme bois-bûche. Dans les coupes à destination d'un usage domestique, cette limite peut s'avérer être sensiblement inférieure.

1.5.1.1.1 *Les impacts sur l'atténuation du changement climatique : stocks de carbone du sol et émissions de GES*

La forêt est le premier puits de carbone en milieu continental (Ciais et al., 2013). Elle joue, de ce fait, un rôle essentiel dans le cycle du carbone. Harris et al. (2021) estiment que pour la période allant de 2001 jusqu'à 2019, les forêts mondiales ont constitué un puits de carbone net de $-7,6 \pm 49$ Gt $\text{CO}_2\text{e an}^{-1}$, reflétant un équilibre entre les absorptions brutes de carbone ($-15,6 \pm 49$ Gt $\text{CO}_2\text{e an}^{-1}$) et les émissions brutes dues à la déforestation et à d'autres perturbations ($8,1 \pm 2,5$ Gt $\text{CO}_2\text{e an}^{-1}$). Cependant, l'utilisation du bois comme matière première pour la production d'énergie entraîne une diminution de ces stocks forestiers et donc une réduction nette du carbone séquestré par les forêts, tout en libérant du CO_2 du fait de la combustion du bois. Plusieurs études scientifiques conduites à différentes échelles (nationale et mondiale, de quelques décennies à 100 ans) montrent que l'utilisation du bois forestier, en particulier pour le bois énergie, n'est pas neutre en carbone (Ahamer,

2022), et qu'une augmentation des prélèvements de bois en forêt, même en dessous du seuil d'accroissement, réduirait de façon significative le puits de carbone forestier à l'horizon 2050 et même au-delà (Valade et al., 2018 ; Roux et al., 2020 ; Soimakallio et al., 2022).

Les résultats de Soimakallio et al. (2022) montrent qu'un prélèvement accru réduit les stocks de carbone sur 100 ans dans les forêts tempérées et boréales d'environ 1,6 t C par tonne de C récoltée. À l'inverse, certaines études montrent une augmentation des stocks de carbone forestier malgré des prélèvements accrus grâce à une gestion forestière adaptée (Grelle et al., 2023 ; Sedjo & Tian, 2012). Dans une analyse du cycle de vie conduite sur du bois-énergie collectif et industriel, l'ADEME montre la grande variabilité des impacts sur le puits de carbone en forêt : celui-ci peut diminuer, ou augmenter, suivant les pratiques sylvicoles (ADEME, 2022), notamment le type de coupe (Davis et al., 2009). La période de récolte peut également impacter le stock de carbone dans le sol (Akujärvi, et al., 2019). Ceci concorde avec les conclusions de Mäkipää et al. (2023) sur la forte dépendance aux effets de la gestion forestière, de la pratique mise et du type de terrain.

D'autres articles évoquent plutôt l'existence d'un décalage dans le temps pour reconstituer le stock de carbone forestier et considèrent que la neutralité carbone d'une coupe est une limite asymptotique, atteignable sur le (très) long terme (Figure 10), mais qui reste incompatible au regard des échéances fixées dans la lutte contre le changement climatique et de l'atteinte d'une neutralité carbone à l'horizon 2050 (Leturcq, 2020 ; Ter-Mikaelian et al., 2015). Ainsi, à minima, un délai appelé « temps de retour carbone » ou « dette de carbone » (*carbon debt, payback time*) est nécessaire avant d'atteindre des bénéfices en termes d'émissions de GES évitées. Ce délai dépend des conditions du territoire (productivité des essences, type de sol, antécédents sylvicoles, risques d'événements extrêmes, etc.), du type de gestion forestière, de la répartition de la récolte entre les différents usages (matériaux, industrie et énergie) et de l'ampleur de la substitution énergétique (ADEME, 2015). Malgré le délai de reconstitution du stock forestier (de plusieurs décennies à un siècle), ainsi que des émissions de GES lors de la récolte et du transport du bois, le bilan global incluant la substitution par le bois d'énergie fossile comme combustible, permet de stabiliser le taux de carbone dans le système atmosphère-biosphère, plutôt que de continuer de l'augmenter (Ter-Mikaelian et al., 2015). De même, dans une étude publiée en 2015, l'ADEME indique que dans des environnements stables la diminution observée du niveau de stockage de carbone en forêt suite à une augmentation des prélèvements par rapport à un scénario témoin, est compensée à long terme (allant jusqu'à des siècles) par les émissions fossiles évitées du fait de la substitution de ressources fossiles utilisées pour l'énergie et les matériaux. Par ailleurs, une coupe pour améliorer le peuplement notamment pour changer d'essences (plus adaptées au changement climatique ou suite à des dépérissements) permettra d'assurer une continuité du stockage de carbone par le peuplement.

**ÉVOLUTION-TYPE DU STOCK DE CARBONE FORESTIER :
(a) ÉVOLUTION LIBRE ; (b) ÉVOLUTION APRÈS COUPE**

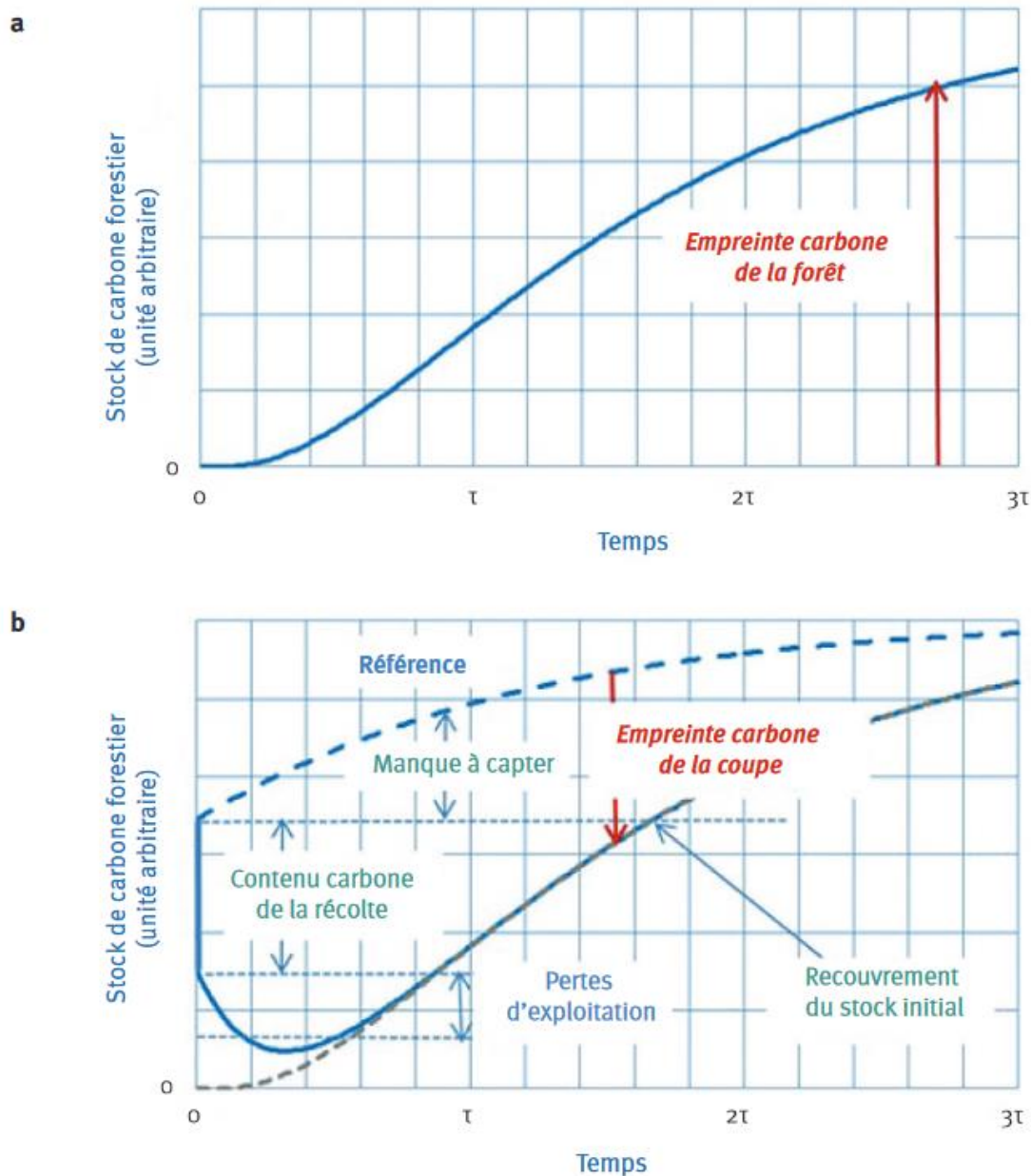


Figure 9 : Evolution type du stock de carbone forestier a : évolution libre ; b : évolution après coupe (Leturcq, 2020).

Les prélèvements additionnels peuvent donc avoir un impact significatif (positif ou négatif) sur le bilan carbone du bois énergie en fonction du type de massif forestier considéré, des pratiques sylvicoles, de l'horizon temporel et du scénario de référence. Il peut être important de noter ici que la présence sur un territoire de forêts non exploitées présente de nombreux intérêts, notamment en rendant différents services écosystémiques (tels que le stockage de carbone, la régulation des flux et de la qualité de l'eau, la création d'habitats et d'abris pour de nombreuses espèces animales et végétales,

etc.), et qu'il est important de les maintenir voire d'en étendre les surfaces dans une certaine mesure, mais surtout de ne pas les réduire pour répondre à la demande accrue de biomasse.

Par ailleurs, plusieurs études suggèrent que la mobilisation du bois issu des éclaircies permet de réduire la probabilité des incendies de forêt de grande intensité et qu'elle est ainsi compatible avec les efforts visant à maintenir le carbone piégé dans les écosystèmes continentaux (Stephens et al., 2009 ; Hurteau & North, 2010), sans pour autant augmenter les stocks continentaux (Campbell et al., 2012). De plus, les forêts matures soumises aux sécheresses récurrentes (Yang et al. 2018 ; Lui et al 2023 et Jiang et al., 2020) pouvant devenir des sources d'émission de carbone, la mobilisation du bois peut être la meilleure option d'atténuation. La récolte permettrait de réduire les pertes de carbone dues à la décomposition tout en promouvant le bois comme substitut aux énergies fossiles (Bellassen & Luyssaert, 2014).

Afin de permettre à la forêt de continuer à jouer un rôle important dans l'atténuation du changement climatique, le moyen direct et largement accepté comme étant le plus efficace est d'accroître les espaces boisés et les volumes de bois sur pied. Pour être effective, cette stratégie doit reposer sur la reforestation et la restauration de forêts naturelles plutôt que sur des plantations à objectif de production (Lewis et al., 2019), et ne doit pas reposer sur la conversion de prairies qui aurait un effet négatif sur le stock de carbone du sol (Poeplau et al., 2011).

➔ **L'impact de la mobilisation du bois-bûche sur le cycle du carbone forestier dépend fortement des pratiques sylvicoles appliquées. La baisse du stock de carbone forestier liée à la coupe peut être compensée à moyen-long terme (atteignant des siècles) par les émissions fossiles évitées par la substitution d'énergie et de matériau, sous réserve que les espaces concernés restent des espaces forestiers.**

1.5.1.1.2 Les impacts sur le cycle de l'eau : recharge des nappes et qualité de l'eau

Les prélèvements forestiers peuvent affecter considérablement les processus hydrologiques. Ces effets varient largement selon les types de forêt, de sol, de climat, de l'intensité de l'éclaircie ou de la coupe et des variables hydrologiques considérées (Del Campo et al., 2022).

La revue critique conduite par Del Campo et al. (2022) a mis en évidence une augmentation significative des précipitations nettes atteignant le sol, de l'humidité du sol et de l'utilisation de l'eau au niveau des arbres qui restent après une éclaircie. En ce qui concerne l'infiltration, les résultats sont contradictoires. Des essais menés par Di Prima et al. (2017) ont montré que la coupe n'affectait pas la perméabilité à l'eau du sol des parcelles, même trois ans après l'intervention, alors que d'autres études ont montré que les changements dans la biomasse forestière aérienne pouvaient affecter la capacité d'infiltration de la matrice interstitielle du sol (Neary et al., 2005). Le plus souvent, ce sont les activités associées à la coupe, notamment le passage des engins, qui sont en cause. Du fait de leur poids, les engins compactent le sol, entraînant une modification de la porosité du sol et une diminution du nombre de pores de plus de 3 mm de diamètre. Cette réduction de la macroporosité entraîne une réduction de l'aération et un changement des caractéristiques de la rétention de l'eau (Huang et al., 1996). Le tassement (ou compactage) et l'orniérage des sols forestiers causés par les engins

d'exploitation, sont devenus des enjeux importants de la gestion forestière. Ces dégâts sont difficilement réversibles. Pour de nombreux types de sols, le compactage a un impact sur la productivité du site par la dégradation des propriétés physiques du sol, notamment l'augmentation de la densité apparente et de la résistance du sol, la diminution de la porosité d'aération ainsi que de la capacité d'infiltration de l'eau et d'échanges de gaz. La sensibilité des sols au tassement varie en fonction de divers facteurs : charge en cailloux, texture, structure, densité des racines, hétérogénéité des horizons, etc. L'humidité du sol accroît sa sensibilité au tassement. Les conditions les plus à risques sont dans le cas de sols limoneux et humides. Il est important de noter que 80 à 90 % du tassement des horizons de surface du sol a lieu entre le premier et le troisième passage d'engin et que le temps nécessaire pour retrouver des conditions propices à la végétation est très long (supérieur à la décennie). La circulation avec les engins de débardage sur la totalité de la parcelle augmente la surface de sols tassés. Les dégâts de tassement ont fait l'objet de réflexions techniques poussées, qui ont abouti à des guides à destination des gestionnaires consacrés à cette thématique tels que PROSOL (2009) et PRATIC'SOLS (2017) .

Par ailleurs, sur certains types de sol, des croûtes superficielles peuvent se former qui réduisent également l'infiltration. Si ces phénomènes s'observent dans les milieux forestiers semi-arides (Belnap, 2006), en régions tempérées ils s'observent plutôt sur des sols agricoles (croûte de battance) mais seulement exceptionnellement en milieu forestier où la végétation s'installe généralement rapidement.

La réduction du couvert végétal affecte également le bilan hydrique à l'échelle de la parcelle. Le débit du ruissellement s'amplifie généralement avec l'augmentation de l'enlèvement de la végétation, puis diminue avec le temps à mesure que la végétation repousse (Dung et al., 2012). Si la réduction du couvert végétal a comme conséquence immédiate de réduire les quantités d'eau consommées, la coupe peut favoriser la croissance rapide des plantes du sous-bois, y compris les jeunes arbres, tout en augmentant la demande évaporative (rayonnement et maximum de température plus élevés) ce qui peut augmenter l'évapotranspiration globale (Kolb et al., 2007).

Les récoltes de bois avec des pratiques de gestion forestière intensives, voire inadéquates, peuvent accélérer l'érosion des sols (Shah & Nisbet, 2019 ; Fielding et al., 2022), notamment les coupes rases (Khanal & Parajuli, 2013), surtout si la parcelle est en pente. Les sols présentant une pente supérieure à 25% sont les plus sensibles. Selon la surface forestière et l'intensité de la coupe concernée, les pertes peuvent être très dommageables, tant pour la parcelle forestière qui accuse une perte de fertilité, que pour les systèmes aquatiques qui servent de réceptacle (envasement, eutrophisation). Dans le cas d'une perturbation modérée en intensité et en surface, les conséquences pour la qualité de l'eau sont souvent transitoires (moins de 5 années ; Aust & Blinn, 2004), et seront d'autant plus atténuées par la présence d'une végétation basse dans la parcelle (rétention de l'eau et des sédiments) et de zones tampon (Boggs et al., 2015).

➔ La mobilisation de la biomasse forestière a un impact significatif sur les flux hydrologiques. Cet impact dépend de l'intensité et de la surface de la coupe : une coupe d'éclaircie a moins d'impacts sur le cycle de l'eau qu'une coupe rase. La réduction drastique d'un couvert végétal peut provoquer du ruissellement à la surface des sols, lui-même à l'origine de l'érosion des sols ainsi que de flux de particules de sol et de nutriments vers les cours d'eau, d'autant plus importants que la parcelle est

en pente. Les écosystèmes méditerranéens sont particulièrement sensibles à la mobilisation de la biomasse forestière à cause de la rareté de l'eau. Enfin, le tassement du sol par le passage des machines entraîne des modifications de la circulation de l'eau dans le sol. Les éléments qui précèdent s'appliquent à tous les types de récoltes de bois quel que soit l'usage de la biomasse forestière.

1.5.1.1.3 Les impacts sur la biodiversité

La forêt abrite de nombreux organismes vivants de toute nature et de toutes les tailles (animaux, végétaux, champignons, bactéries, etc.) qui trouvent au sein du couvert forestier, dans les bois morts, dans le menu bois ou dans les souches laissés au sol, un refuge ainsi que tous les apports en matières organiques nécessaires à leur survie et leur développement. Le bois mort est le support d'une biodiversité forestière originale et il joue un rôle fonctionnel essentiel dans la préservation de la biodiversité forestière. Les espèces saproxyliques qui dépendent du bois mort pour tout ou partie de leur cycle de vie représentent plus de 25 % des espèces présentes en forêt (Giuntoli et al., 2021). Les bois morts au sol peuvent offrir, le temps de leur décomposition, un abri temporaire à divers arthropodes rampants, rongeurs, reptiles et amphibiens, oiseaux nichant au sol et même certains mustélidés (Sandström et al., 2019).

L'exploitation forestière (type éclaircie ou régénération) permet d'augmenter l'arrivée de lumière au sol, favorisant globalement la diversité d'espèces héliophiles et péri-forestières (flore, insectes floricoles). Mais cette perturbation a un effet globalement négatif sur la diversité d'espèces très forestières comme les mousses, certains champignons ou divers coléoptères saproxyliques. A l'inverse, peu de différences ont été observées entre des forêts gérées par rapport à des forêts non exploitées sur les populations d'oiseaux (Archaux & Paillet, 2017). La coupe rase a des effets globalement négatifs sur la biodiversité forestière (Filyushkina et al., 2018).

La gestion forestière s'efforcera donc de ménager les éléments de biodiversité présents exclusivement en forêt ou sensibles à l'exploitation forestière. Le maintien de la biodiversité forestière peut être assuré si les peuplements aux alentours de la coupe et des refuges dans la parcelle permettent le maintien de ces organismes (pièces de bois laissées au sol). La taille, l'intensité de la coupe, et les caractéristiques des peuplements aux alentours sont les facteurs clefs du maintien ou du déclin de la biodiversité forestière.

La récolte du bois forestier peut avoir également un impact sur le biote aquatique. En effet, les particules de sol qui se déposent ou pénètrent dans le lit des cours d'eau peuvent entraîner des changements délétères à long terme pour les populations de poissons et d'invertébrés (Campbell et Doeg 1989). Toutefois, les effets sur la biodiversité aquatique sont variables, et les différentes études montrent des effets négatifs, neutres voire même positifs (Richardson & Beraud, 2014).

➔ Les impacts de l'exploitation forestière sur la biodiversité diffèrent selon le type de pratiques sylvicoles appliquées et la forêt concernée. Une réflexion importante doit être menée en cas

d'exploitation quant à la gestion des prélèvements pour ne pas impacter trop fortement l'une ou l'autre des nombreuses espèces forestières.

1.5.1.2 Les impacts environnementaux induits par le prélèvement des rémanents

Les rémanents sont les résidus d'exploitation forestière laissés au sol après prélèvement des compartiments d'intérêt pour le bois d'œuvre, le bois industrie et le bois- bûche. Ils regroupent les chutes de découpe, le feuillage et les souches, et certaines tiges et branches. La filière bois-énergie mobilise les rémanents et les menus bois via la récolte des houppiers après la coupe ou via les coupes par arbres entiers. Ces éléments ont une teneur élevée en éléments minéraux et offrent un abri à de multiples organismes qui concourent par ailleurs au bon fonctionnement de l'écosystème. La fertilité et la biodiversité peuvent ainsi être compromises si des précautions ne sont pas prises (Achat et al., 2015a ; Landmann et al., 2015, 2018). Des études récentes montrent qu'en général moins de 10% des menus bois sont laissés au sol lors de l'exploitation du bois pour le bois énergie (Bessaad et al., 2021 ; Landmann et al. 2018). Bien que les effets, à court et à long termes, des pratiques de gestion ne soient pas clairement établis et soient parfois contradictoires (Valade et al., 2018), l'augmentation des prélèvements de rémanents peut avoir un impact non négligeable sur l'écosystème forestier, car ces derniers présentent souvent de fortes concentrations en éléments minéraux (Augusto et al., 2018).

1.5.1.2.1 Les impacts sur l'atténuation : stocks de carbone du sol et émissions de GES

L'ampleur de l'effet de la mobilisation des résidus forestiers sur le cycle du carbone dépend du niveau de prélèvement de bois, du type de sol, des pratiques sylvicoles mises en œuvre et de la manière dont elles peuvent améliorer ou dégrader la résilience des forêts face au changement climatique et aux diverses crises qu'elles pourraient être amenées à subir (Foret, bois, énergie et climat ADEME 2022). Selon Pelkonen (2001), si les combustibles fossiles sont remplacés par l'utilisation des résidus d'exploitation forestière, environ 80 à 90 % des émissions de GES pourraient être évitées. Cela dit, les récoltes intensives entraînent des pertes de carbone du sol dans toutes les couches de sols forestiers. Ces pertes de carbone constituent une source de transfert de carbone des forêts vers l'atmosphère (142–497 tC.an⁻¹), neutralisant de ce fait en partie les émissions évitées (-10%, ce qui ramène les émissions évitées à environ 70 à 80%) et le rôle de puits de carbone joué par les sols forestiers (Achat et al., 2015b ; Mäkipää et al., 2015).

Que ce soit à l'aide d'observations de terrain ou de modélisation, la littérature s'accorde sur le fait que le prélèvement des résidus de récolte, et plus généralement tous les traitements intensifiés de mobilisation de la biomasse forestière entraînent des diminutions significatives du carbone organique des sols (Achat et al., 2015b ; Clarke et al., 2021 ; Repo et al., 2015 ; Mäkipää et al., 2023). Sur la base de travaux de simulation, ces pertes sont estimées à 3 % en moyenne sur la période de 2016 à 2100 pour l'ensemble des sols en Europe (Repo et al., 2015), mais elles atteindraient à l'échelle mondiale près de 10 % en moyenne, avec des pertes plus importantes dans les horizons organiques du sol (-30 % ; Clarke et al., 2021). Par ailleurs, la perte du carbone organique des sols peut s'aggraver sur plusieurs décennies après la coupe sur certains sols sensibles. Ouimet et al. (2021) ont ainsi observé après 30 ans une perte supplémentaire de presque 30 % du carbone organique dans le cas de sols de texture

grossière (sols sableux), à la suite de coupes d'arbres entiers par rapport à l'exportation des troncs seuls. Ces travaux montrent que la texture du sol et l'intensité de la coupe (exports de rémanents) ont une influence majeure sur l'impact de la coupe sur le carbone du sol, mais aussi qu'une évaluation sur plusieurs décennies est nécessaire pour prendre en compte les effets en cascade et à moyen/long terme.

La diminution des stocks de carbone du sol est amplifiée par l'augmentation de l'intensité des prélèvements mais aussi selon les compartiments prélevés (Figure 11 ; Achat et al., 2015b). Ainsi la récolte de la tige et de l'écorce accompagnée de la récolte de branches engendrent moins de pertes que celle accompagnée des branches et des feuilles. Ce prélèvement engendre, quant à lui, moins de pertes qu'un prélèvement de branches, feuilles et racines en plus de la tige et de l'écorce, et le prélèvement engendrant le plus de pertes est celui où la tige, l'écorce, les branches, les feuilles ainsi que du sol forestier sont récoltés. Ceci concorde avec les résultats de Jones et al. (2008) qui confirment que la récolte des tiges seules préservait des stocks de carbone significativement plus importants que la récolte d'arbres entiers (enlèvement des résidus) accompagnée de prélèvement de sol forestier. Ainsi, l'intensité et le choix du compartiment de biomasse collecté affectent de manière significative les émissions et les impacts climatiques de la bioénergie forestière (Repo et al., 2012).

Par ailleurs, la composition même de la forêt semble influencer significativement les effets des prélèvements sur les stocks de carbone du sol. Comme cela a été rapporté par Nave et al. (2009), la comparaison des forêts de feuillus avec des forêts de conifères d'une part et des forêts mélangées d'autre part, a montré que les forêts de feuillus subissent des pertes de carbone du sol plus élevées que les forêts de conifères (-36% vs -20%). L'inverse est observé pour les stocks puisque sous les conifères, les couches holorganiques (litière et humus) sont nettement plus épaisses. De plus, les feuillus et les conifères n'étant pas également répartis le long des gradients climatiques globaux, un biais climatique est possible (Achat et al., 2015b). Par ailleurs, les couches organiques des sols sont aussi les couches qui sont le plus soumises aux perturbations lors de l'exploitation. Or, toutes perturbations du sol entraînent une perte des matières organiques qui est d'autant plus importante que l'intensité de la récolte est forte, que la texture du sol est grossière, que le climat est chaud et humide, et en cas de préparation du sol avant plantation.

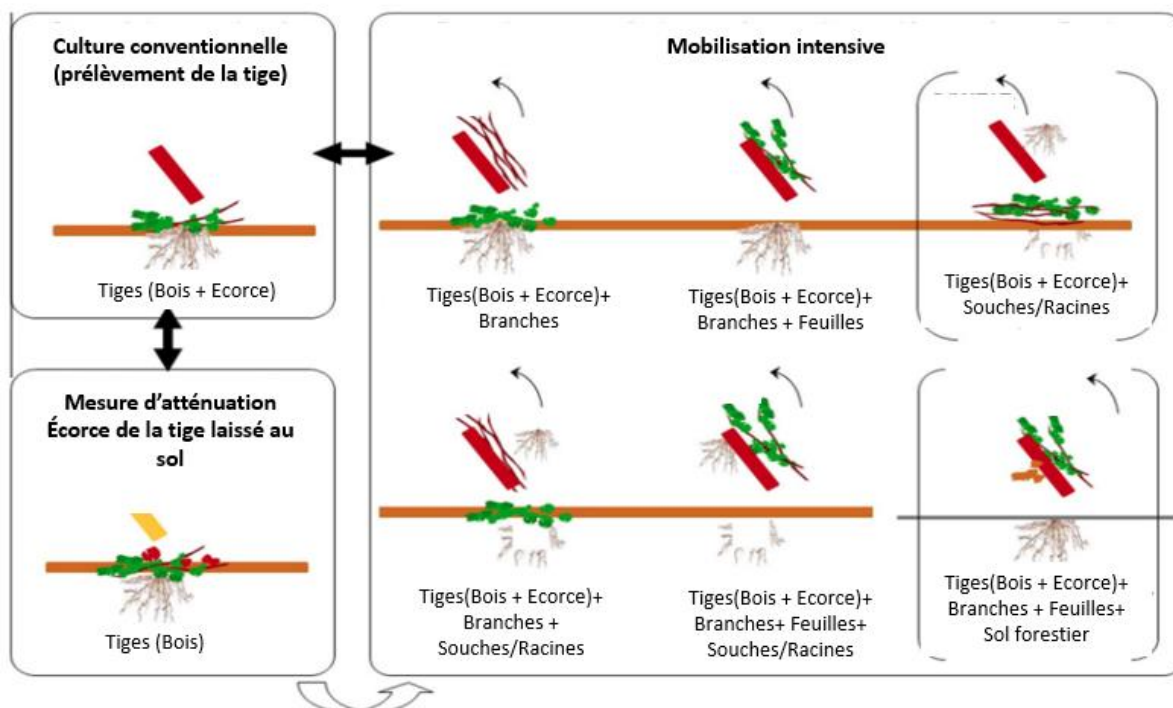


Figure 10 : Différents types de mobilisation des rémanents (Achat et al., 2015a).

Les débris laissés au sol jouent également un rôle dans la régulation des variations de température. Il en résulte que la diminution de la quantité de résidus de coupe laissés sur place après des récoltes intensives, entraîne des changements microclimatiques tels qu'une augmentation de la température du sol au printemps et en été. Les régions tempérées semblent être plus affectées par ce phénomène. Ainsi, les sites affectés par des récoltes intensives sont exposés à des augmentations plus importantes de la température du sol pouvant entraîner une accélération de la décomposition du stock de carbone du sol (Achat et al., 2015b).

➔ **La mobilisation des résidus forestiers engendre des impacts négatifs significatifs sur le carbone organique du sol. La diminution du stock de carbone est reliée à la quantité de biomasse prélevée ainsi qu'aux types de compartiments mobilisés ; de plus, le type de sol (texture et épaisseur des couches organiques) est un facteur important à prendre en considération lors de l'exploitation des menus bois forestiers et du travail post-coupe.**

1.5.1.2.2 Les impacts sur la fertilité des sols

La récolte accrue de la biomasse pour la production de plaquettes forestières inclut les menus bois, parfois une fraction du feuillage et, dans quelques régions (Landes notamment), les souches. Ces éléments constituent une biomasse riche en éléments nutritifs : calcium (Ca), magnésium (Mg), potassium (K), phosphore (P) et azote (N) (Landmann et al., 2015). Il faut souligner que, si ces résidus forestiers ne représentent qu'une minorité en masse de la biomasse des arbres, ils contiennent la majeure partie des nutriments (Merino et al., 2005 ; Augusto et al., 2015). L'export des résidus de

récolte, et avec eux des nutriments, a plusieurs effets sur les sols forestiers, en particulier sur la fertilité chimique des sols (Johnson et al., 1991 ; Achat et al., 2015a). Les exportations d'éléments nutritifs et les impacts sur la fertilité chimique des sols s'accroissent avec l'augmentation de l'intensité de la récolte et avec la finesse des diamètres des branches prélevées (Stupak et al., 2007 ; Aherne et al., 2012 ; Augusto et al., 2015). Les concentrations en nutriments dans les tiges sont 3 fois plus faibles que celles dans les résidus de récolte telles que les branches (diamètre inférieur à 7 cm) (Augusto et al., 2008 ; André et al., 2010), et 7 fois plus faible que dans le feuillage (Ranger et al., 1995 ; Augusto et al., 2008). Ces valeurs sont cohérentes avec les résultats de la méta-analyse d'Achat et al. (2015b) qui montre que l'ampleur des pertes en nutriments dues à la mobilisation des rémanents augmente avec la diminution de la taille du compartiment collecté. Ainsi, la quantité exportée de nutriments dépend de la combinaison de l'intensité de la coupe ou du volume exporté, ainsi que de la taille des compartiments concernés ; plus la proportion de bois de petit diamètre est importante, plus la quantité de nutriments exportée sera importante.

De ce fait, la récolte des rémanents engendre des répercussions sur la croissance forestière du cycle suivant. Un recyclage intense des éléments nutritifs peut permettre une bonne croissance des arbres sur des sols "pauvres", car le système s'auto-entretient tant que les retours au sol sont maintenus. Le système est alors suffisamment fertile mais reste sensible aux exportations. A l'inverse, un sol riche supportera des exports d'éléments nutritifs plus intenses grâce aux réserves disponibles et à sa capacité à les reconstituer à partir de la dissolution de la roche mère. La Figure 12 propose une représentation simplifiée du cycle des nutriments et des flux existants entre la biomasse forestière et le sol.

La capacité du sol à fournir des nutriments aux arbres est donc tributaire :

- Des apports extérieurs issus de l'altération des minéraux du sol et de la roche-mère, et des dépôts atmosphériques.
- De la capacité de recyclage biologique des nutriments, qui se fait d'une part par la décomposition (minéralisation) du feuillage tombé au sol et d'autre part, par la remobilisation des nutriments des feuilles vers le tronc avant la sénescence des feuilles.

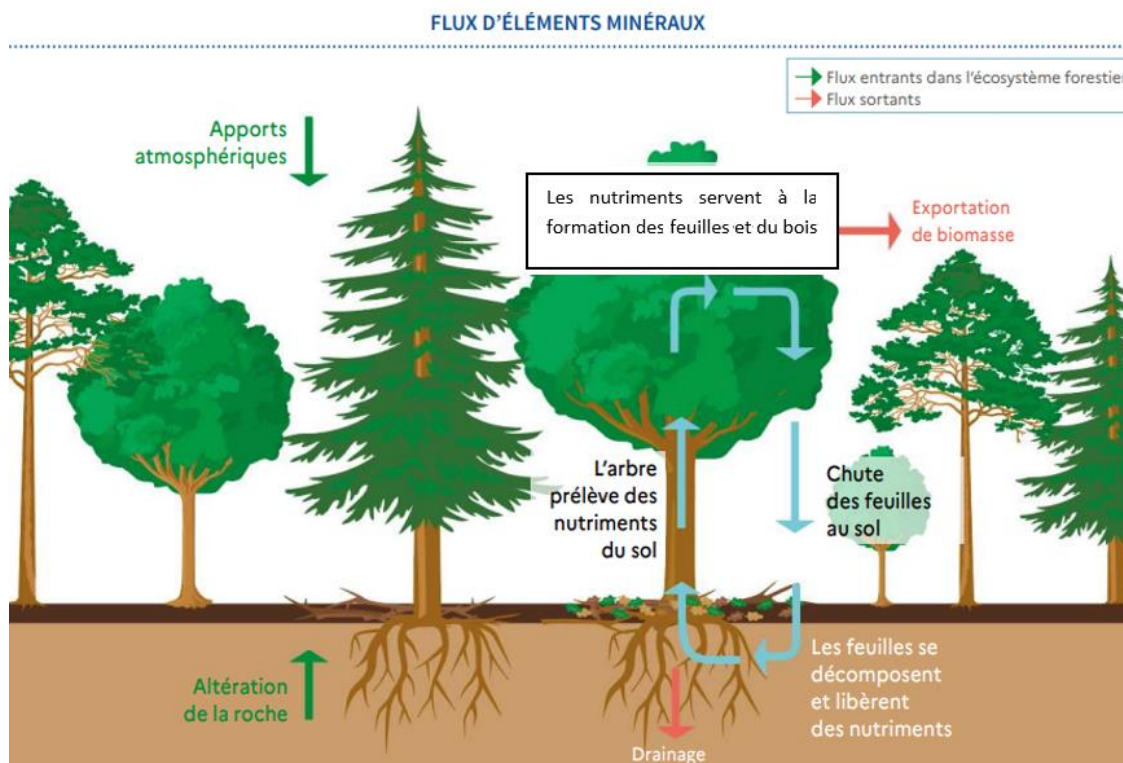


Figure 11 : Flux d'éléments minéraux en forêt (ADEME, 2019).

La sensibilité des sols à l'exportation minérale est liée à l'importance quantitative de ce recyclage (Landmann et al., 2015). La composition minérale en Ca, Mg, K, P et N des 10 premiers cm des sols constitue le meilleur indicateur connu à ce jour pour mesurer l'importance de ce recyclage (Augusto & Pousse, 2018). Les sols sont considérés comme sensibles à l'exportation des résidus de récolte lorsqu'ils présentent des couches superficielles organiques épaisses ou une faible profondeur (Cacot et al., 2006), une faible profondeur d'enracinement, de petites quantités de nutriments disponibles (Scott et Dean, 2006) ou une teneur extrême (faible ou élevée) en matière organique (Achat et al., 2015b ; Kimsey et al., 2011). Les sols acides, à texture grossière et rocheuse sont souvent considérés comme sensibles (Kimsey et al., 2011 ; Roach & Berch, 2014 ; Adams et al., 2000 ; Turner & Lambert, 1986 ; Ouimet et al., 2021). En France, un quart des sols forestiers métropolitains est considéré comme étant très sensible à l'export d'éléments minéraux (Figure 13).

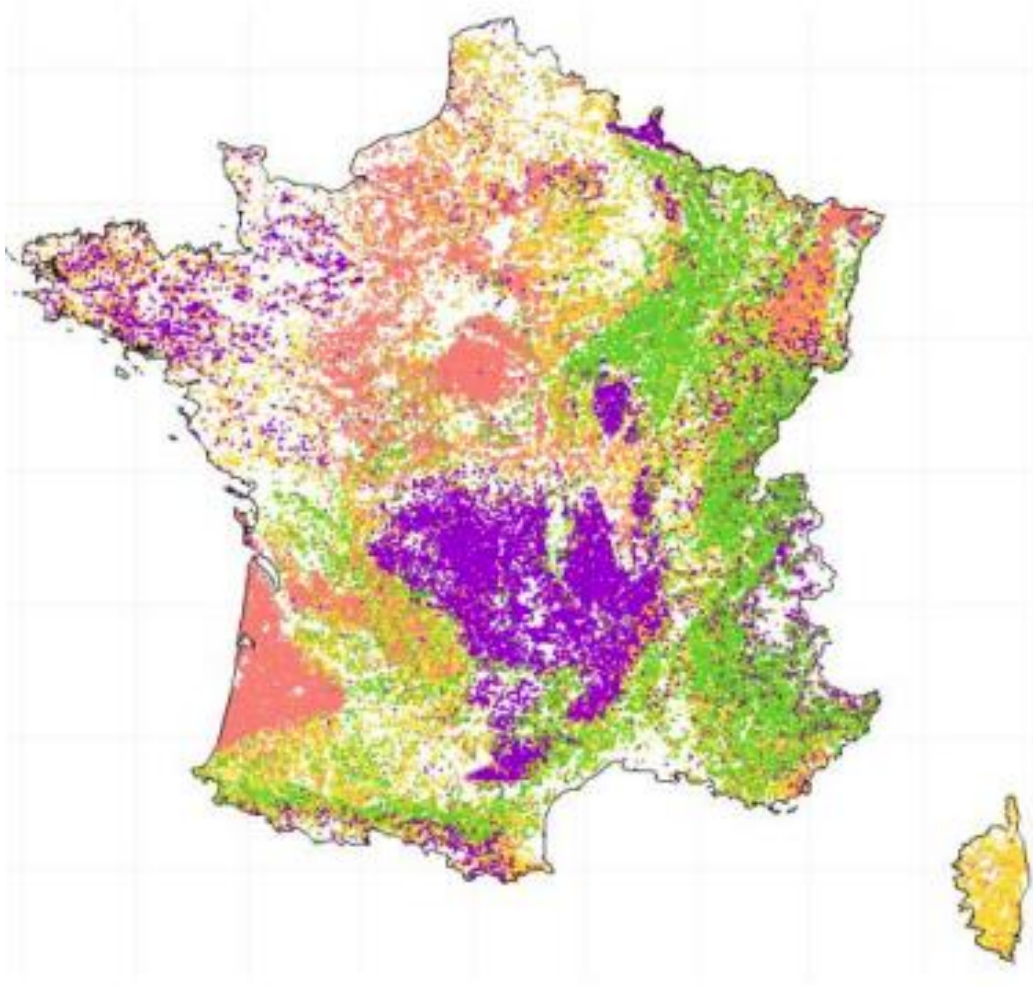


Figure 12 : Localisation géographique des zones plus ou moins sensibles à l'export d'éléments minéraux. Vert : sensibilité faible. Jaune : sensibilité moyenne. Violet : sensibilité partielle. Saumon : sensibilité forte (Augusto et al., 2018).

La carte proposée dans la Figure 12 offre une vue d'ensemble de la sensibilité des sols à l'échelle de la France métropolitaine, permettant de constater une très forte régionalisation des contraintes. Environ la moitié des sols forestiers a une sensibilité faible à un export supplémentaire d'azote. L'azote provient quasi-exclusivement du recyclage biologique des éléments et la littérature montre une saturation en azote des écosystèmes forestiers tempérés (Aber et al., 1998). C'est pourquoi, même s'il ne peut pas être considéré comme un élément nutritif limitant pour une majorité des écosystèmes forestiers français (Bonneau et al., 1995), la sensibilité des sols du point de vue de la nutrition azotée doit être prise en compte quand on considère une exportation supplémentaire de matière organique (Himes et al., 2014). Les autres macroéléments doivent être étudiés avec encore plus d'attention, car dans de nombreux cas les peuplements forestiers sont déficients ou proches de la limite pour certains d'entre eux (cas du phosphore, mais aussi du potassium et du magnésium).

Dans les années 1980-1990, en Amérique du Nord et en Scandinavie, certains auteurs ont signalé que la collecte des résidus de récolte pouvait avoir un impact négatif sur les écosystèmes forestiers. La croissance des arbres se retrouvait réduite de 3 à 7 % à court ou moyen terme (jusqu'à 33 ans après la récolte) pour la plupart des récoltes (Achat et al., 2015b). Les récoltes ayant le plus d'impacts se sont avérées clairement étant celles incluant le feuillage (Achat et al., 2015b). Dans certains cas, le seul fait de laisser les feuillages au sol pouvait remédier au problème d'appauvrissement des sols face aux exportations des rémanents (Landmann et al., 2015). Ces résultats sont en accord avec les études de modélisation réalisées sur le territoire Finlandais, qui ont montré qu'une récolte laissant les feuillages au sol n'avait que de faibles effets sur la fertilité chimique du sol (Aherne et al., 2012). L'étude conduite par Achat et al. (2015b) montre que des mesures pratiques réduisant les exportations de biomasse (en particulier le feuillage, par un prélèvement après une étape de séchage ou la chute des feuilles en hiver pour les feuillus, et les écorces) pourraient être mises en œuvre pour réduire les pertes en éléments nutritifs dus au prélèvement des résidus de récolte. Toutefois, il faudrait laisser ressuyer les feuilles plus de 6 mois dans la parcelle (et non sur la place de dépôt), et les pratiques ne le permettent pas forcément (Bessaad, 2020). Quant aux résineux, la restitution des aiguilles sur la parcelle de prélèvement est délicate du fait que ces dernières ne se détachent pas facilement des branches.

La nature de l'essence récoltée a également une influence sur l'ampleur des impacts liés au prélèvement des rémanents. Les exports des éléments nutritifs par la récolte et la réponse de la croissance des arbres apparaissent tous deux plus élevés pour les conifères que pour de feuillus (Achat et al., 2015). De plus, le stade de développement des arbres influence fortement et davantage les quantités de nutriments exportées que l'essence considérée (Landmann et al., 2015), ceci du fait que les tiges des jeunes arbres sont de plus petite taille et contiennent plus de nutriments. Ainsi, d'autres mesures de prévention peuvent consister à éliminer les résidus de récolte préférentiellement dans les forêts de feuillus et/ou de peuplements matures (Achat et al., 2015a ; Landmann et al., 2015), tout en adaptant le volume total exporté à la sensibilité du sol.

L'ajout d'engrais pourrait compenser l'impact de l'enlèvement des résidus de récolte sur la productivité forestière (Nave et al., 2009 ; Garrett, 2021). Cependant, cette pratique ne compense pas l'exportation de matière organique et bien que satisfaisante dans certains cas (Scott & Dean, 2006), le coût économique de ces interventions est assez dissuasif et renforce l'importance de la conservation des rémanents. Enfin, la récolte de rémanents peut également conduire à un tassement du sol (complémentaire à celui occasionné par les engins conventionnels de récolte), dont l'ampleur est très variable en fonction du type de sol, de son humidité et de la récolte.

Au-delà des recommandations existantes (Landmann et al., 2018, Korboulewsky et al., 2022), d'autres études sont nécessaires pour évaluer les relations entre, d'un côté la sensibilité du sol et les pratiques mises en œuvre et, de l'autre côté, le risque de perte de fertilité et les impacts sur la croissance des arbres, afin de définir des mesures de prévention adaptées localement.

➔ L'exploitation des résidus forestiers engendre l'export de nutriments et empêche le retour au sol des éléments nutritifs. L'export des nutriments augmente avec l'intensité des prélèvements et avec la diminution de la taille du compartiment récolté, auquel s'ajoutent, potentiellement, les feuilles

qui constituent le compartiment le plus riche en nutriments. Des recommandations existent pour évaluer la sensibilité du sol et limiter ces pertes. Les sols n'ont pas tous la même réaction par rapport à l'export des résidus même si la majorité des sols sont fortement sensibles face à ce type de mobilisation.

1.5.1.2.3 Les impacts sur la biodiversité

Outre le rôle d'abri et de ressources, favorable à une multitude d'organismes, les menus bois constituent un effet mulch qui limite le développement des espèces de milieux ouverts (souvent extra-forestières) favorisées par la coupe. Les rémanents peuvent protéger certaines espèces végétales, notamment les jeunes tiges en cours de régénération contre les herbivores sauvages. La biodiversité associée aux rémanents constitue elle-même une ressource pour les niveaux trophiques supérieurs (oiseaux, carnivores). La récolte des débris grossiers impacte négativement les communautés d'oiseaux et d'insectes de la faune du sol, alors que la présence de rémanents augmenterait la valeur des milieux comme aires de chasse pour les mammifères carnivores et probablement les chauves-souris. Le bois laissé au sol est un habitat essentiel pour de nombreux micro-organismes, notamment fongiques et bactériens. Les rémanents laissés au sol retiennent l'humidité, accumulent l'azote et le phosphore, augmentent le taux de carbone organique et constituent un habitat pour les micro-organismes. Alors que la distribution spatiale de la méso- et de la macrofaune du sol est fortement impactée par la localisation des rémanents (Aubert et al., 2005), les effets de l'exportation des résidus ligneux sur la faune du sol impliquée dans les chaînes de recyclage de la matière organique ont été très peu étudiés (Bouget et al., 2012). En outre, les passages supplémentaires d'engins liés à la récolte des rémanents peuvent entraîner, dans certaines conditions, des dégradations des bois morts en décomposition et un tassement des sols qui limite l'aération des sols et l'infiltration de l'eau, affectant l'activité biologique des sols et impactant les communautés végétales et faunistiques associés. Saint-André et al. (2019) ont conclu que l'exportation accrue de biomasse forestière impacte dès 3 ans la diversité taxonomique et fonctionnelle des biocénoses des sols pour les communautés fongiques, les communautés bactériennes, et les communautés de la macro-, méso- et microfaune. Ceci va dans le sens des résultats exposés par Maillard et al. (2019) qui ont observé une diminution de la biomasse microbienne en réponse à l'élimination de la matière organique et l'export des nutriments. Certains projets récents, notamment le projet Gerboise (Landmann et al., 2018 ; Korboulewsky et al., 2022) fournissent des guides détaillant les recommandations pour une récolte durable de la biomasse forestière pour l'énergie.

➔ L'exportation des rémanents forestiers limite la présence de bois morts en forêt, et par conséquent impacte la biodiversité par la réduction du nombre d'abris et des ressources pour un grand nombre d'espèces forestières.

De plus, les passages supplémentaires des engins liés à la récolte des rémanents peuvent entraîner des tassements des sols affectant l'activité biologique des sols et impactant, de ce fait, les communautés végétales et faunistiques associées.

1.5.1.2.4 Les impacts sur le cycle de l'eau : recharge des nappes et qualité de l'eau

Les éléments décrits dans la partie 1.5.1.1.2 s'appliquent également au cas de l'exportation des rémanents. Ces mêmes éléments peuvent être aggravés du fait de la diminution de la quantité de matière organique laissée au sol. L'effet mulch n'étant plus assuré, les phénomènes de ruissellement et d'évaporation de l'eau des sols sont amplifiés.

1.5.1.3 Les résidus de la transformation du bois

Les granulés de bois représentent une énergie abordable et neutre en carbone car, dans la littérature, cette source est fabriquée à partir de résidus de transformation des matières premières comme les écorces, la sciure ou encore les copeaux de bois, qui trouveraient peu d'utilité dans d'autres applications (Deglise & Donnot, 2020). Cette source énergétique connaît un engouement de plus en plus important en France et en Europe depuis les années 2008 (Figure 13). Il faut distinguer dans cette catégorie le bois déchet des industries de première transformation, assimilable au bois naturel, et le bois déchet de rebut, assimilable à un bois en fin de vie issu des industries de seconde transformation. . Fabriquer des granulés à partir de la biomasse forestière ne représente pas une pratique courante.

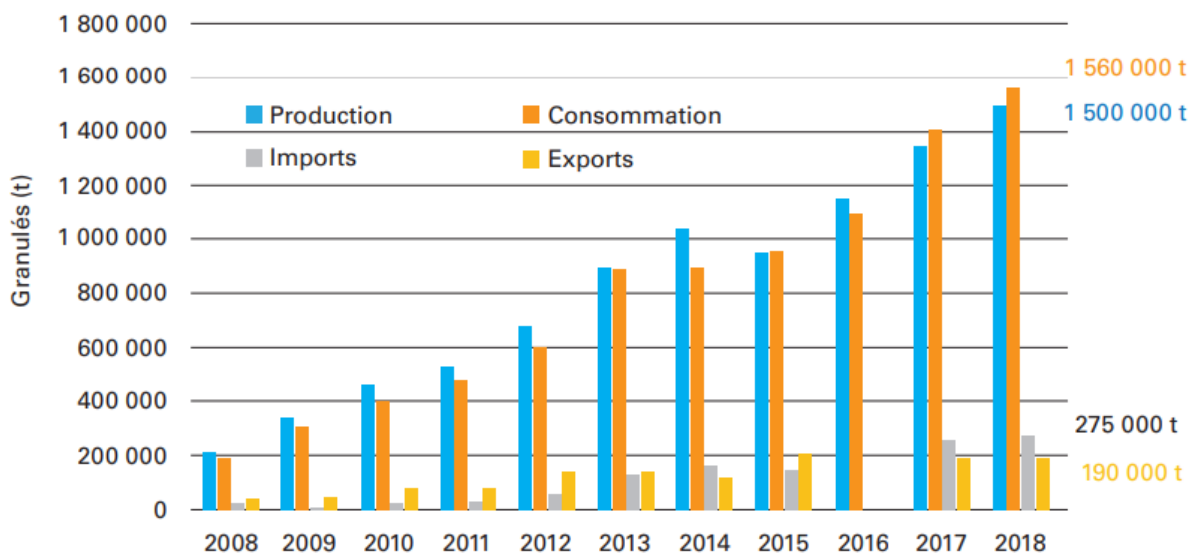


Figure 13 : Evolution de la production et de la consommation des granulés de bois en France.

Afin d'atteindre leurs objectifs en matière d'énergies renouvelables, de nombreux pays subventionnent l'électricité produite par la combustion des granulés de bois à la place du charbon. Si les granulés sont bien issus de bois déchet et de rebut, on peut considérer qu'il n'y a aucun impact environnemental supplémentaire sur la parcelle forestière d'où le bois est issu. Le principal impact est lié au transport de la marchandise, à l'énergie nécessaire pour sa fabrication et à sa combustion. Pour ce dernier point, il semble que les émissions soient moindres pour ces produits que dans le cas du bois-bûche (Choiński et al., 2022), mais les impacts sur la qualité de l'air varient en fonction de l'efficacité de la combustion et des filtres installés. Le bilan en équivalent carbone provenant de la combustion du

bois peut être parfois moins élevé (Wang et al., 2017) ou plus élevé que celui lié à la combustion du charbon (Sterman et al., 2018 ; Röder et al., 2015) à raison de +73 % d'émissions de GES (notamment de méthane pendant le stockage) car le bois contient plus d'eau, même lorsqu'il est séché et comprimé en granulés, et est moins efficace en tant que source d'énergie. Le temps nécessaire pour absorber cet excès de CO₂eq serait de 44 à 104 ans selon le peuplement. Des ACV montrent que la consommation de l'électricité lors de la production de granulés est responsable pour plus de 90% des impacts (Esquiaqui et al., 2023) mais que le potentiel effet sur le réchauffement climatique est moindre que les alternatives basées sur les énergies fossiles (Musule et al., 2022). L'utilisation de granulés et de copeaux de bois dans les secteurs résidentiel et industriel, montre des avantages en termes d'atténuation par rapport à l'usage du gaz naturel, et encore plus par rapport à l'utilisation traditionnelle du bois de chauffage (Musule et al., 2022). Une étude comparative des différents modes de prélèvement des biomasses forestières (plaquettes forestières, granulés et arbres entiers) a été réalisée ; ses résultats montrent que les arbres coupés par opération d'éclaircie affichent les chiffres les plus faibles sur toutes les catégories d'impacts environnementaux examinées (Sgarbossa et al., 2020).

➔ **Les granulés issus des coproduits de la valorisation du bois, représentent une bonne source pour la production de l'énergie malgré les émissions liées à leur production.**

1.5.2 Les haies et bocages

1.5.2.1 *Les impacts sur l'atténuation des changements climatiques : stocks de carbone du sol et émissions de GES*

Le reboisement et la plantation d'arbres dans les zones agricoles sont reconnus comme faisant partie des solutions les plus efficaces pour séquestrer du carbone (Bastin et al., 2019). Plusieurs études, revues et méta-analyses se sont intéressées aux stocks de carbone dans les sols situés sous les haies et les bocages (Cardinael et al., 2018). Elles ont conclu que les stocks de carbone sous les haies peuvent être plus importants que ceux des champs adjacents (Viaud & Kunnemann, 2021), avec néanmoins une variabilité importante entre différentes situations. Le stock de carbone du sol dépend du contexte biophysique, de l'utilisation des terres ainsi que du type de système bocager considéré. Selon la méta-analyse conduite par Feliciano et al. (2018), l'accumulation de carbone organique dans les sols des systèmes bocagers (à une profondeur de 100 cm) varie très largement à l'échelle mondiale, atteignant des valeurs comprises variant de 30 à 300 Mg C ha⁻¹ an⁻¹. Combinés avec d'autres pratiques agricoles et avec d'autres types de végétation semi-naturelle et cultivée, haies et bocages peuvent aider à augmenter le stockage du carbone du sol dans le paysage agricole (Viaud & Kunnemann, 2021). Cet enrichissement en carbone provient notamment de la biomasse souterraine produite par les haies et bocages qui conduit à l'incorporation dans le sol de racines mortes et d'exsudats (Aalde et al., 2006). De plus, les arbres et arbustes composant les haies et les bocages augmentent les dépôts de biomasse aérienne (litière), favorisant également la séquestration du carbone organique dans le sol (Nair et al., 2009). Le stockage de carbone nécessite une gestion durable des haies pour assurer un apport de carbone régulier au sol. Certaines pratiques agricoles, comme par exemple le travail du sol à proximité

des haies ou des arbres de bocages, est susceptible d'impacter la stabilité de ces stocks de carbone (Udawatta et al., 2008).

Kim et al. (2016) ont étudié la séquestration du carbone et les émissions nettes de CH₄ et de N₂O au niveau d'une parcelle avec mise en place d'une haie et ont estimé un potentiel d'atténuation de 27 ± 14 t CO₂eq ha⁻¹an⁻¹ au cours des 14 premières années. Ceci a été confirmé par l'étude menée par Cuellar et al. (2017) qui montre que les systèmes de cultures intercalaires diminuent les émissions globales des GES, même par rapport à la production biologique avec peu d'engrais.

→ L'implantation de haies et bocages représentent une solution pour l'augmentation du stock de carbone dans les sols agricoles ainsi que la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

1.5.2.2 *Les impacts sur le cycle de l'azote*

La transition vers des systèmes bocagers pourrait être une solution pour améliorer la conservation de l'azote et éviter les émissions et les pertes par lixiviation (Elyrs et al., 2022). Grimaldi et al. (2012) ont montré une forte diminution de la concentration de nitrates dans les nappes phréatiques à proximité des haies. Les résultats présentés par Palma et al. (2007) montrent une réduction du lessivage des nitrates dans les sols lorsque les haies sont implantées. Diverses études indiquent que les arbres, en raison de leurs racines plus profondes et plus fines, créent un filet de protection sous les cultures et agissent comme des filtres pour les polluants percolant dans le sol. De cette façon, les racines des arbres réduisent l'accumulation des polluants et leur migration vers les eaux souterraines (Pavlidis et al., 2018).

→ Les haies constituent une importante mesure d'atténuation de la pollution agricole via le piégeage des éléments nutritifs et la réduction de la lixiviation.

1.5.2.3 *Les impacts sur le cycle de l'eau : recharge des nappes et qualité de l'eau*

Dans les systèmes bocagers, la compétition pour les ressources telle que l'eau peut être importante. L'impact des haies dépend de leur emplacement sur le versant, de la réserve utile du sol et donc de la profondeur de la nappe phréatique (Viaud et al., 2005), et peut parfois s'avérer négatif. McIntyre et al. (1997) ont par exemple montré que le rendement de la culture annuelle intercalée entre des haies, était inférieur au rendement annuel des cultures établies en monoculture, sauf lorsqu'un élagage sévère avait retardé le développement de la canopée et donc l'absorption d'eau par les haies. Dans d'autres contextes, selon l'aridité et la densité des arbres, l'ombrage et le microclimat créé par les arbres peuvent être bénéfique.

Les systèmes bocagers ont l'avantage de protéger les sols de l'érosion (Angima et al., 2001) et du ruissellement en améliorant l'infiltration de l'eau (McIntyre et al., 1997 ; Kovář et al., 2011). La présence de haies induit une rugosité qui ralentit les écoulements à la surface du sol. Le fait que les sols soient souvent plus riches en matières organiques et plus poreux sous les haies (du fait de la prospection racinaire) favorise l'infiltration de l'eau (Carnet, 1978). Enfin, l'arrachage des haies crée de grandes surfaces favorables au ruissellement de l'eau, surtout en hiver lorsqu'il n'y a aucune culture

en place et que les précipitations sont importantes. Ce ruissellement emporte des particules de sol dans les rivières, induisant une baisse de la qualité de l'eau mais aussi une baisse de la productivité des parcelles concernées.

→ Les haies peuvent rentrer en compétition pour la ressource en eau avec les cultures adjacentes et ainsi réduire leur rendement, mais ce n'est pas systématique. Cependant, les haies permettent une meilleure infiltration de l'eau, limitant ainsi les phénomènes d'érosion.

1.5.2.4 *Les impacts sur la biodiversité*

Les haies offrent d'importants avantages pour la biodiversité dans les paysages cultivés (Leakey, 1998), valorisant les populations de petits mammifères (Boughy et al., 2011) et la diversité et l'abondance des oiseaux et des insectes pollinisateurs (Morandin et al., 2016 ; Heath et al., 2017). Les sols des haies abritent également une grande richesse fongique (Holden et al., 2019). Torralba et al. (2016) et Vanneste et al. (2020) ont montré que le système bocager impacte positivement la biodiversité comparativement aux systèmes agricoles et forestiers « purs ». Cependant, les résultats sont hétérogènes, avec des différences entre les types de pratiques agroforestières et des caractéristiques compositionnelles et structurales des haies. Une autre étude a mis en évidence une diversité faunistique, floristique et microbienne plus importante au niveau des parcelles agroforestières comparées à des parcelles agricoles en monocultures ou même à des parcelles forestières, du fait des conditions favorables engendrées par l'agroforesterie (Udawatta et al., 2019). Le maillage et la connectivité des haies sont des éléments importants à prendre en considération lors qu'on traite les impacts sur la biodiversité. L'intensification non réglementée de l'extraction de la biomasse peut réduire la contribution significative des haies à la résilience des paysages agricoles (Bas et al., 2009).

→ La mise en place de systèmes avec haies et bocages a des impacts positifs sur la biodiversité.

1.5.3 *Les cultures pérennes dédiées à la production de biomasse lignocellulosique : les TCR et TtCR*

Les Taillis à Courte Rotation (TCR) ou Taillis à très courte rotation (TtCR) sont des techniques de culture d'arbres destinées à la production de biomasse pouvant fournir des matières premières pour diverses industries et pour la production d'énergie par combustion ou via la production de biocarburants de 2^{ème} génération (Warمیński et al., 2021). Les systèmes de taillis à courte et très courte rotation sont basés sur la culture d'arbres à croissance rapide, à forte densité, récoltés tous les 7 à 15 ans pour les TCR et tous les 3 à 5 ans pour les TtCR. Les TCR bénéficient de rendements élevés (Njakou Djomo et al., 2015) et ne nécessitent que de faibles apports en nutriments, ce qui leur confère un avantage majeur pour la production de biomasse. De plus, les TCR peuvent être implantés sur des sols marginaux (Dimitriou et al., 2009), limitant ainsi l'augmentation de la pression concurrentielle sur les sols agricoles.

1.5.3.1 *Impacts sur l'atténuation : stocks de carbone du sol et émissions de GES*

La plupart des études qui concernent les TCR ont montré une séquestration de carbone sous TCR (Harris et al., 2017 ; Nair et al., 2009 ; Weih & Van Bussel. 2006). La séquestration du carbone dans les sols arables dépend d'un certain nombre des facteurs biologiques, climatiques, pédologiques et de gestion (Nair et al., 2009), et varie considérablement entre géotypes d'une même espèce (Weih et van Bussel. 2006). Le stock de carbone des sols est également lié à la quantité de biomasse récoltée et à la quantité de biomasse laissée au sol ; plus la fraction de biomasse laissée au sol est importante, plus le stock de carbone des sols augmente (Berhongaray et al., 2017). Berhongaray & Ceulemans (2015) ont montré que la biomasse ligneuse souterraine des TCR représente un stockage de carbone à long terme. La séquestration du carbone est significativement plus élevée dans les sols sous TCR que dans les sols agricoles (Grogan & Matthews, 2002) mais toujours en dessous de la séquestration du carbone dans les sols des forêts matures (Bowman & Turnbull, 1997). Des pertes de carbone ont été rapportées lorsque des TCR sont mis en place sur des sols initialement riches en carbone (Cowie et al., 2006 ; Walter et al., 2015 ; Pacaldo et al., 2013). De plus, une ACV conduite par (Livingstone et al., 2022) a montré que l'utilisation, pour le chauffage, de la biomasse produite par des TCR en substitution d'un combustible fossile, permettait une réduction de près de 95% du bilan GES (Livingstone et al., 2022).

➔ Les résultats publiés montrent que la conversion des terres marginales, ou arables, ou de culture conventionnelle, pour la mise en place des TCR, permet de stocker du carbone dans les sols. Cependant, la plantation des TCR sur des sols initialement riches en carbone telles que les prairies provoque des pertes au niveau du stock de carbone.

1.5.3.2 *Impact sur le cycle de l'azote*

Les cultures de TCR ont des besoins en fertilisation azotée modérés. L'utilisation d'engrais à faible dose est une pratique courante en TCR dans le but d'augmenter les rendements de production. Sur les sites dits marginaux, tels que les zones minières remises en culture, la fertilisation des TCR peut également être nécessaire. Les risques de lixiviation et donc de détérioration des écosystèmes voisins sont réduits avec l'exploitation des TCR. En ce qui concerne les TtCR, ce mode de production plus intensif conduit à des besoins en fertilisant plus importants, du fait des courtes rotations induisant la récolte de bois jeune, riche en éléments nutritifs (Fox, 2000). Fernández et al. (2020) proposent une solution pour limiter les apports en engrais minéraux consistant à planter des arbres appartenant au groupe des légumineuses. Cette méthode permettrait l'obtention de bons rendements en biomasse tout en maintenant une bonne fertilité des sols.

Une étude réalisée par Li et al. (2022) a montré que les TCR pouvaient réduire l'azote total et le phosphore total du sol. Cette étude a également observé une baisse de l'activité de la biomasse microbienne du sol, diminuant ainsi le taux de nitrification, le taux d'ammonification et donc le taux net de minéralisation de l'azote du sol. Une ACV conduite par Livingstone et al. (2022) a montré que la présence d'une plantation de TCR de saule comme bande tampon en bordure de parcelle procurait des avantages environnementaux certains, avec notamment la captation des éléments nutritifs en

excès. Ces haies de saules joueraient un rôle important dans la protection des écosystèmes locaux. Une autre étude, comparant le ruissellement et la lixiviation de l'azote entre une parcelle de saules et une parcelle de maïs, a mis en évidence des quantités plus faibles en azote dans les nappes peu profondes situées sous la parcelle de saules ainsi qu'en bordure de cette dernière (González et al., 2022). Les auteurs précisent néanmoins que la capacité de translocation de l'azote et des nutriments est en général très dépendante de l'espèce d'arbre mise en place.

Cependant, Goodlass et al. (2007) ont observé des concentrations supérieures en nitrates dans les eaux de drainage au moment de la plantation d'un TCR et après sa destruction. Après ce pic de concentration lors de l'établissement d'un TCR, les concentrations en nitrates ont progressivement diminué (Schmidt-Walter & Lamersdorf, 2012) et se sont avérées plus faibles que celles observées au niveau de cultures arables conventionnelles pendant la phase de récolte productive. En considérant la durée de vie d'une plantation en TCR, Goodlass et al. (2007) concluent que les pertes d'azote devraient être plus faibles sous TCR que sous des cultures conventionnelles. La mise en place de TCR couplée à une gestion adaptée de ces cultures présente des risques limités en ce qui concerne la lixiviation des nitrates (Schmidt-Walter & Lamersdorf, 2012).

→ L'exploitation des TCR présente un double avantage concernant l'azote : les besoins en intrants sont modérés et les pertes par lixiviation sont faibles. Attention néanmoins à l'intensification de ce modèle de culture, avec par exemple des TtCR qui tendraient à diminuer ces avantages environnementaux.

1.5.3.3 *Impacts sur le cycle de l'eau : recharge des nappes et qualité de l'eau*

La consommation d'eau par les TCR peut être plus élevée par rapport aux cultures agricoles annuelles, mais la qualité de l'eau peut être améliorée après conversion des terres agricoles en TCR (Dimitriou et al., 2009). Schmidt-Walter & Lamersdorf (2012) ont conclu que la recharge des nappes phréatiques n'est pas excessivement réduite par les cultures de TCR. D'ailleurs, les auteurs expliquent qu'une gestion adaptée peut atténuer l'impact des TCR sur la recharge en eau des couches profondes. La quantité d'eau disponible pour la plante est plus élevée sous TCR que sous culture arable en raison des canaux racinaires des arbres.

Le flux d'évapotranspiration des TCR est relativement plus élevé que celui des cultures arables, mais les valeurs rapportées dans la littérature varient considérablement en fonction des conditions locales (par exemple, le type de sol, la température, le niveau de la nappe phréatique, ainsi que l'âge de la culture ; Dimitriou et al., 2009). Wahren et al. (2015) ont montré qu'une réduction significative du ruissellement pouvait être observée dès lors que 20 % ou plus de la superficie totale d'un bassin versant de cultures annuelles sont convertis en TCR.

→ Malgré leur consommation d'eau élevée, la mise en place de TCR permet d'améliorer les flux d'eau de surface ainsi que la qualité de l'eau.

1.5.3.4 *Impacts sur la biodiversité*

Les TCR ont un effet positif sur la diversité végétale (Baum et al., 2012 ; Weih et al., 2003). En ce qui concerne la diversité faunistique, l'impact du paysage autour du TCR est plus impactant que le TCR en lui-même (Berg, 2002 ; Christian et al., 1998). La richesse et l'abondance des espèces de mammifères diminuent avec l'âge du TCR en raison du déclin de la nourriture pour les petits mammifères et l'augmentation de la disponibilité de la nourriture pour les grands mammifères (Christian et al., 1998 ; Campbell et al., 2012). Cependant, les interventions de gestion telles que la fertilisation, l'irrigation et le désherbage favorisent la croissance des TCR tout en entravant le développement d'autres espèces végétales et animales (Christian et al., 1994). Les TCR ont un effet positif sur la diversité fongique. Contrairement aux autres cultures, les saules et les peupliers peuvent être colonisés par des champignons ectomycorhiziens (Vanbeveren & Ceulemans., 2019). Cet effet positif sur la diversité fongique est négativement corrélé à la durée de rotation du taillis, en raison d'une demande en nutriments plus élevée par la culture. Cela conduit à l'introduction de ces champignons dans les sols arables et aux modifications de la colonisation et de l'activité microbienne du sol (Dimitriou et al., 2009). Liu et al. (2022) considèrent néanmoins que les TCR jouent le rôle de phytotechnologie permettant globalement l'amélioration l'habitat des micro-organismes du sol.

Par comparaison avec les monocultures agricoles, les TCR hébergent une biodiversité plus élevée (Vanbeveren & Ceulemans, 2019). A chaque rotation de taillis, la lumière disponible change et la surface plantée évolue d'un champ nu à une végétation arbustive. Ces changements dans la communauté végétale influencent la diversité faunistique (Vanbeveren & Ceulemans, 2019 ; Delarze & Ciardo, 2002). L'introduction de TCR bien gérés pourrait enrichir la biodiversité d'un paysage dominé par l'agriculture. Inversement, les TCR auraient un effet négatif sur biodiversité s'ils sont introduits dans un paysage fortement boisé. La composition et le nombre d'espèces évoluent au fil du temps dans les plantations de TCR. Par conséquent, de nouvelles recherches devraient être menées pour déterminer la durée de rotation appropriée, permettant notamment de maintenir la richesse des espèces. La plantation de plusieurs génotypes et une structure d'âge hétérogène peuvent contribuer activement à la biodiversité et même diminuer les risques liés aux ravageurs et aux maladies (Baxter et al., 1995).

→ L'introduction d'une plantation de TCR dans un paysage forestier génère des impacts négatifs sur la diversité et la richesse en biomasse, contrairement à son introduction dans un paysage agricole. Néanmoins, il existe peu de travaux concernant l'impact de la coupe sur la biodiversité et l'impact des TtCR sur l'écologie et les propriétés des sols.

1.5.3.5 *Le retour au sol des cendres*

La cendre est un résidu solide produit lors de la combustion de la biomasse. Le volume total de cendres produites est aujourd'hui estimé à 200 000 tonnes par an. Toutes les cendres ne peuvent pas être valorisées par épandage agricole. D'autres pistes de valorisation sont étudiées et font l'objet de recherches, comme l'épandage en forêt ou l'utilisation comme matériau. Les cendres sont également incorporées dans des composts, notamment en Autriche. Les cendres produites par les installations de

combustion de bois sont de plus en plus valorisées par épandage, principalement sur les terres agricoles. Il s'agit là du maillon final de l'économie circulaire de la filière bois énergie qui répond au double objectif d'amélioration de l'efficacité de l'utilisation des ressources et de réduction de la consommation d'engrais chimiques ou d'amendements basiques.

Les cendres de bois sont une source de macronutriments pour les plantes. Leurs teneurs sont variables mais selon un ordre relativement constant : $Ca > C > K > Mg > P > S > N$. Une tonne de cendres de bois contient environ 302 kg Ca, 160 kg C, 98 kg K, 39 kg Mg, 20 kg P, 18 kg S et 6 kg N (Saunders, 2018). Ces cendres ont un pH toujours nettement basique (autour de 12) conduisant à une valeur neutralisante d'environ 50 % ; c'est-à-dire qu'une tonne de cendres a le même pouvoir neutralisant que 500 kg de chaux (CaO). Elles contiennent des éléments fertilisants, nécessaires aux cultures (Augusto et al., 2008), mais avec des teneurs en azote très faibles (l'azote est volatilisé durant la combustion). Les cendres sont également riches en éléments traces métalliques (ETM) potentiellement polluants tels que l'arsenic, le bore, le cadmium, le cuivre, le chrome, l'argent, le molybdène, le mercure, le nickel et le zinc, dont certains sont des oligo-éléments d'intérêt (bore, cuivre, zinc) tandis que d'autres sont des toxiques avérés (cadmium par exemple). Ces ETM sont présents à l'état naturel dans le bois et sont concentrés dans les cendres suite à la combustion (Boulday et al., 2016). Au-delà de ces caractéristiques générales, la composition des cendres varie selon la matière première brûlée et le système de combustion, ce qui va conditionner leur devenir (enfouissement, type de valorisation) (Cruz et al., 2019 ; Da Costa et al., 2020). Les cendres peuvent également agir positivement sur les propriétés physico-chimiques de certains sols comme par exemple ceux qui présentent une texture grossière et rocheuse ; l'apport de cendres améliore alors leurs caractéristiques d'agrégation/infiltration et leur capacité de rétention d'eau (Skousen et al., 2013).

On distingue deux types de cendres : les cendres volantes et les cendres sous foyer. Les cendres volantes, qui représentent 70% des cendres générées par la combustion (Skousen et al., 2013), sont récupérées par différents systèmes. Les cendres volantes sont plus riches en nutriments mais aussi en ETM et en chlorures. Pour cette raison, les cendres volantes sont plus difficilement valorisables que les cendres sous foyer. En France, les cendres volantes sont d'ailleurs interdites à l'épandage. Toutefois, les cendres volantes issues de foyers à lit fluidisé sont en général beaucoup moins concentrées en éléments polluants. Les cendres sous foyer sont épandues principalement en agriculture, après un traitement plus ou moins poussé (criblage, broyage). Des essais d'épandage de cendres pour la fertilisation du maïs ont permis d'améliorer le rendement en agissant sur la croissance des pousses et des racines ; elles ont également amélioré la tolérance à la sécheresse, en agissant au niveau morphologique et physiologique (Romdhane et al., 2021). Les résultats des effets de la fertilisation par apport de cendres sur les sols varient selon la quantité et la qualité de la cendre appliquée, le type de sol, le type de site et la période d'apport (Augusto et al., 2008 ; Maresca et al., 2017).

En France, la valorisation des cendres de bois par épandage en forêt est pour l'instant interdite. De l'expérience acquise principalement dans les pays nordiques et les pays germanophones, deux enseignements sont à tirer :

- Le conditionnement des cendres (auto-durcissement, granulation, combinaison avec de la dolomie) est essentiel pour permettre une libération progressive des éléments, qui est recherchée en forêt, et/ou compléter les cendres.
- Les effets sont variables selon les types de sol, la forme des cendres épandues (forme de conditionnement, compléments minéraux ou organiques), et les quantités apportées. Ainsi, l'effet sur le pH de doses inférieures à 4 t/ha est très limité, et l'effet sur la croissance des peuplements est très variable selon les sites : effet modéré dans le cas de sols minéraux acides, positif pour les sols organiques (type tourbières drainées ; Augusto et al., 2008).

Après avoir examiné la fertilisation par apport de cendres dans plusieurs zones forestières canadiennes, Kim et al. (2022) ont abouti à la conclusion que les avantages potentiels de cette pratique dépassent probablement les risques, notamment du fait des déficits en calcium importants dans les sols des régions concernées. Dans le cadre d'apports modérés (quelques tonnes par hectare), les risques de contamination par les ETM apparaissent faibles du fait de l'augmentation du pH liée à l'apport de cendres suffisant à limiter la mobilité des ETM, même sur sols acides.

Les cendres pourraient être une solution pour lutter contre l'appauvrissement des sols forestiers français dû à la mobilisation accrue de biomasse, à condition de respecter quelques recommandations, notamment celles de Saunders (2018) qui recommande de mesurer le pH du sol pour déterminer la quantité de cendres à appliquer et de ne pas mélanger les cendres avec les engrais azotés pour éviter les émissions d'ammoniac. Toutefois, il faut noter que les cendres n'apportent aucune matière organique. Si elles peuvent, dans une certaine mesure, améliorer la fertilité chimique des sols, elles ne peuvent en aucun cas compenser la perte de carbone organique due à l'exportation des menus bois puisqu'elles en sont dépourvues. Les cendres ne peuvent pas non plus jouer les nombreux rôles qu'ont ces matières organiques en s'incorporant au sol par décomposition. D'un point de vue financier, il a été montré que le coût du retour des cendres peut facilement réduire à zéro l'avantage économique de l'exportation de biomasse (Bessaad et al. 2021). Il faut donc bien raisonner lors de la coupe le volume à exporter car au regard de la fertilité du sol il est nettement préférable de laisser une large proportion de menus bois au sol plutôt que de procéder à l'exportation et de compenser avec des cendres.

Concernant les effets sur l'eau, il n'y a pas d'élément suggérant que l'apport de cendres, conduit selon les recommandations d'usage, puisse représenter un risque de pollution des eaux par les ETM à court ou moyen terme. Une bonne connaissance de la composition chimique des cendres, des propriétés du sol et de leurs interactions est nécessaire pour éviter ces situations (Landmann et al., 2015).

Il convient également de mentionner que les apports de cendres entraînent une modification de la biodiversité. Les effets sur la végétation, les champignons et la faune du sol sont très variables mais semblent augmenter avec la quantité de cendres épandues. Les bactéries semblent être plus sensibles que les champignons aux changements de pH induits par les cendres (Cruz-Paredes et al., 2021), mais elles peuvent aussi voir leur abondance augmentée selon les taxons. C'est notamment le cas des groupes copiotrophes : Chitinophagaceae – Bacteroidetes et Rhizobiales Alphaproteobacteria (Bang-Andreasen et al., 2020). Très peu d'études ont rapporté des impacts sur la faune du sol et les

chaînes trophiques, avec dans certains cas des effets négatifs (Mortensen et al., 2020 ; Saint-André et al., 2019). Un effet a été constaté sur la flore avec une diminution de l'abondance des arbustes et des mousses et une augmentation de l'abondance des plantes herbacées et graminoides (Ethelberg-Findsen et al., 2021). Les risques éventuels encourus par certaines espèces patrimoniales végétales et animales mériteraient d'être étudiés et précisés.

Les émissions de CO₂ du sol semblent augmenter suite à l'épandage des cendres, en particulier dans les sites à fortes concentrations en azote dans le sol, tandis que les sites pauvres en azote dans le sol peuvent représenter un puits de CO₂ (Ojanen et al., 2019). Enfin, aucun impact sur l'azote n'a été attribué à l'apport de cendres de bois.

➔ Les cendres peuvent représenter une solution pour améliorer la fertilité des sols. Néanmoins, la présence d'éléments traces métalliques limite leur valorisation et doit guider leurs débouchés. Les cendres sont dépourvues de carbone organique et ne compensent pas la perte de matières organiques des sols, qui impactent la biologie et les propriétés physiques de ces derniers. Les cendres ne peuvent pas être considérées ni utilisées comme compensation des exportations trop importantes de biomasse, mais seulement pour rectifier ou améliorer une balance chimique.

1.5.4 Le retour au sol des biochars

Le biochar est un matériau carboné stable et poreux produit au cours du procédé de pyrolyse. La qualité et les caractéristiques physico-chimiques des biochars dépendent du type de matière première utilisée. Ce produit n'a pas un intérêt économique significatif pour son contenu nutritif en lui-même, mais est utilisé en agriculture pour améliorer les caractéristiques physicochimiques des sols et donc leur productivité (Sanchez-Reinoso et al., 2020). Le biochar est également utilisé dans la lutte contre le réchauffement climatique comme solution de séquestration de carbone atmosphérique dans les sols à long terme (Oni et al., 2019 ; Matuščík et al., 2020; Papageorgiou et al., 2021). Selon Papageorgiou et al. (2021), le biochar permet de séquestrer 2,4 t CO₂eq/t biochar dans le sol. Le biochar peut également être utilisé en forêt où il permet d'augmenter le stock de carbone dans le sol ainsi que l'absorption des nutriments par les plantes, entraînant une augmentation de la croissance de la biomasse forestière (Moragues-Saitua et al., 2023). D'autres études ont montré l'effet positif du biochar sur l'efficacité de l'utilisation et de la circulation de l'eau dans des sols agricoles (Fischer et al., 2019). Il a été par exemple montré que les biochars disposent d'une grande capacité d'amélioration de la rétention de l'eau dans les sols (Wang et al., 2019). L'utilisation du biochar dans l'agriculture comprend l'alimentation animale (notamment comme complément alimentaire permettant de réduire la fermentation entérique, et donc la production de méthane, chez les ruminants ; Winders et al., 2019), le compostage ou l'application directe au sol (Godlewska et al., 2017). Au cours du compostage, le biochar a un effet sur les éléments suivants : (1) atteinte plus rapide de la maturité du compost ; (2) augmentation du pH du compost, (3) réduction des pertes de nutriments (Ca, Mg, N, etc.) ; (4) augmentation de la nitrification ; (5) formation de substances humiques stables ; (6) immobilisation des éléments traces métalliques ; et (7) réduction des émissions de GES. Le biochar reste stable dans le sol pendant de longues périodes (cela permet de le considérer comme un élément essentiel pour l'atténuation des impacts des substances polluantes ; Godlewska et al., 2017). De plus, Wang et al.

(2019) ont constaté que le compost avec du biochar co-composté augmentait le rendement moyen des cultures de manière significative de 40 % par rapport au compost sans biochar.

Une étude regroupant les résultats de 26 méta-analyses rigoureusement sélectionnées concernant les propriétés du sol et les performances agronomiques impactées par l'application de biochar a été réalisée (Schmidt et al., 2021). Les résultats analysés concernent notamment les effets sur le rendement, l'efficacité de l'utilisation de l'eau, l'activité microbienne, le carbone organique du sol et les émissions de GES. Les 26 méta-analyses montrent des preuves convaincantes de l'effet bénéfique global du biochar pour tous les paramètres étudiés. Aucun effet agronomique ou environnemental négatif n'a été systématiquement démontré. Même s'il existe une certaine tendance dans la pratique de la publication scientifique à publier des résultats plutôt significatifs, et éventuellement positifs (biais de publication), le nombre d'études (26 méta-analyses regroupant 1500 publications scientifiques) représente une base de données solide. La revue faite par (Xiang et al., 2021) met en avance la nécessité de l'étude des effets négatifs et les risques potentiels du biochar.

L'application du biochar aux sols forestiers entraîne généralement l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et microbiennes du sol, ainsi que l'augmentation du stockage du carbone tout en atténuant les émissions de GES (Li et al., 2018 ; Sackett et al., 2015).

Toutefois, la constitution de biochar par pyrolyse nécessite de l'énergie, et aucun bilan carbone global n'est disponible. De plus, nous avons peu de recul sur l'apport de ce produit en forêt et les conséquences sur la biodiversité sont lacunaires. L'export de biomasse forestière pour le transformer en biochar et le ramener en forêt paraît saugrenue, et ne pourrait être envisagé que localement pour améliorer des sols dégradés (Thomas & Gale, 2015).

➔ Les essais réalisés sur l'utilisation des biochars produits à partir de la conversion de la biomasse forestière ou agroforestière par pyrolyse, en amendement ou en compostage, n'ont pas identifiés d'impacts environnementaux négatifs. L'utilisation des biochars semble ainsi recommandée pour l'amélioration des propriétés physico-chimiques des sols et de leur productivité. Les biochars sont également utilisés dans la lutte contre le réchauffement climatique comme solution de séquestration de carbone atmosphérique dans les sols à long terme.

1.5.5 Synthèse des impacts environnementaux des filières thermochimiques

Le bois-énergie représente la principale biomasse utilisée par la filière thermochimique. Il a diverses origines : forestière, bocagère ou agroforestière (haies, bosquets, vergers, etc.), paysagère (entretien des parcs et jardins, etc.), industrielle (sous-produits issus de la transformation du bois), déchets (bois fin de vie et bois déchet). En outre, il fait actuellement l'objet de trois formes majeures de valorisation : le bois-bûche, les plaquettes forestières et les granulés de bois dont il est opportun de préciser les impacts environnementaux générés par leur mobilisation respective.

L'impact de la mobilisation, dont le bois-bûche, sur le cycle du carbone en forêt dépend fortement des conditions pédoclimatiques ainsi que des pratiques sylvicoles mises en œuvre. La baisse du stock de carbone forestier liée à la coupe est compensée dans le temps par le temps de reconstitution des peuplements et par les émissions fossiles évitées par la substitution de ressources fossiles, mais avec un temps de latence très variable selon les situations pouvant atteindre des siècles. De plus, certaines pratiques de gestion forestière sont en elles-mêmes un moyen de lutte préventive contre les incendies de grande intensité. La mobilisation de la biomasse forestière a un impact négatif sur les flux hydriques. Cet impact significatif dépend de l'intensité et de la surface de la coupe : une coupe d'éclaircie a moins d'impacts sur le cycle de l'eau qu'une coupe rase. En revanche, la réduction drastique d'un couvert végétal peut entraîner un accroissement de l'érosion ainsi que le déplacement des nutriments dans les cours d'eau, surtout lorsque la parcelle est en pente, ce qui peut affecter la qualité des milieux aquatiques en aval des parcelles concernées. Enfin, le tassement du sol par le passage de machines entraîne des modifications de la circulation de l'eau dans le sol. Le mode d'exploitation forestière affecte la biodiversité. Il permet d'augmenter l'arrivée de lumière au sol, ce qui favorise globalement la diversité des espèces héliophiles et péri-forestières (flore, insectes floricoles). Mais cette perturbation a un effet globalement négatif sur la diversité d'espèces très forestières comme les mousses, les champignons, les coléoptères saproxyliques ou les carabiques, ces effets dépendent de la durée des cycles sylvicoles. S'ajoute le fait que les bois morts au sol peuvent offrir, avant leur décomposition totale, un abri temporaire à divers arthropodes rampants, rongeurs, reptiles et amphibiens, oiseaux nichant au sol et même certains mustélidés.

Il est établi que l'exportation des résidus de récolte entraîne des diminutions significatives de carbone organique dans les sols de manière générale, et d'autant plus que le sol a une texture grossière et que le volume exporté est important. Il est important de souligner que, si ces résidus forestiers ne représentent qu'une faible proportion de la biomasse des arbres, ils contiennent la majorité des nutriments (Ca, Mg, K, P, N). Ainsi, les impacts sur la fertilité chimique des sols de l'exportation des rémanents et menus bois sont évidents. Dans la majorité des écosystèmes forestiers français, la sensibilité des sols du point de vue de la nutrition en nutriments (principalement P, K et Mg) doit être prise en compte quand on considère un export supplémentaire de matière organique. Laisser les feuillages au sol peut limiter le problème d'appauvrissement des sols face aux exportations des rémanents, mais ceci est difficilement réalisable en pratique dans certaines situations. Par ailleurs, la récolte des rémanents peut conduire à un tassement du sol (complémentaire à celui occasionné par les engins conventionnels de récolte) dont l'ampleur est toutefois très variable en fonction du type de sol, de son humidité et de la nature de la récolte. L'exportation des rémanents forestiers engendre la

diminution des bois morts en forêt, et par conséquent réduit le nombre d'abris et les ressources pour un grand nombre d'espèces forestières.

Les granulés de bois représentent une énergie abordable et neutre en termes d'effet carbone car ils sont fabriqués à partir des matières premières qui trouvent peu d'utilité dans d'autres applications comme les écorces, la sciure ou les copeaux de bois. Etant des coproduits de la valorisation du bois, les granulés représentent une bonne source pour la production de l'énergie malgré les émissions liées à leur production.

La plantation de haies et de bocages représente une solution pour augmenter le stock de carbone dans les sols agricoles. L'enrichissement en carbone provient notamment de la biomasse souterraine produite par les haies et bocages permettant l'incorporation dans le sol de racines mortes et d'exsudats. De plus, les arbres et arbustes qui composent les haies et les bocages augmentent les dépôts de biomasses aériennes (litière), favorisant également la séquestration du carbone organique dans le sol. Les systèmes agroforestiers correspondant aux haies et bocages constituent un important facteur d'atténuation de la pollution agricole via le piégeage des éléments nutritifs et la réduction de la lixiviation. Ils développent ainsi un impact sur le cycle de l'azote. Certes, les haies sont de nature à rentrer en compétition pour la ressource en eau avec les cultures adjacentes et ainsi réduire leur rendement. Elles permettent cependant une meilleure infiltration de l'eau, limitant ainsi les phénomènes d'érosion. Enfin, la mise en place de systèmes agroforestiers avec haies et bocages semble avoir des impacts positifs sur la biodiversité. Les études environnementales relatives aux impacts des haies portent sur leur réinsertion dans le milieu, l'analyse environnementale de l'augmentation de leur exploitation pour l'énergie reste lacunaire.

Il est établi que la conversion des terres marginales ou arables ou de culture conventionnelle, pour la mise en place des TCR, permet de stocker du carbone contrairement à la conversion des sols initialement riches en carbone. Les TCR présentent un double avantage. Le premier est lié au fait que les besoins en azote sont modérés et que les pertes par lixiviation sont faibles. Le second réside dans l'amélioration des flux d'eau de surface et souterraine et leur qualité. Les impacts environnementaux de la mobilisation des TCR pour la production de l'énergie sont souvent étudiés du point de vue de leur mise en place, alors qu'il y a très peu d'études scientifiques concernant les impacts environnementaux de leur coupe. Les TtCR sont très peu étudiés dans la littérature scientifique.

Le retour au sol des cendres et biochars

Intégrées comme facteur d'amendement des sols, les cendres peuvent représenter une solution pour améliorer la fertilité chimique de ces derniers. Mais leur concentration en éléments traces métalliques limite leur valorisation. Cependant, elles sont dépourvues de carbone et ne compensent pas la perte de matières organiques associées à l'export de biomasse. Elles ne peuvent pas être considérées ni utilisées comme un moyen de compensation des exportations trop importantes de biomasse, mais permettent seulement de rectifier ou d'améliorer une balance chimique.

Enfin, le biochar est un produit carboné stable utilisable en agriculture pour améliorer la rétention de l'eau dans les sols. Les essais réalisés sur l'utilisation des biochars produits à partir de la conversion de la biomasse forestière ou agroforestière en amendement ou en compostage, n'ont pas identifié d'impacts environnementaux négatifs. Son utilisation est ainsi recommandée pour l'amélioration des propriétés physico-chimiques et de la productivité des sols ; les biochars sont également utilisés dans la lutte contre le réchauffement climatique comme solution de séquestration de carbone atmosphérique dans les sols à long terme. L'application du biochar aux sols forestiers entraîne généralement l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et microbiennes du sol ainsi que l'augmentation du stockage du carbone du sol tout en atténuant les émissions de GES du sol. Toutefois, le biochar n'est appliqué aux sols forestiers que localement et dans un contexte de restauration forestière uniquement. Nous avons donc peu de recul sur l'apport du biochar en forêt et les connaissances sur les conséquences éventuelles sur la biodiversité sont lacunaires.

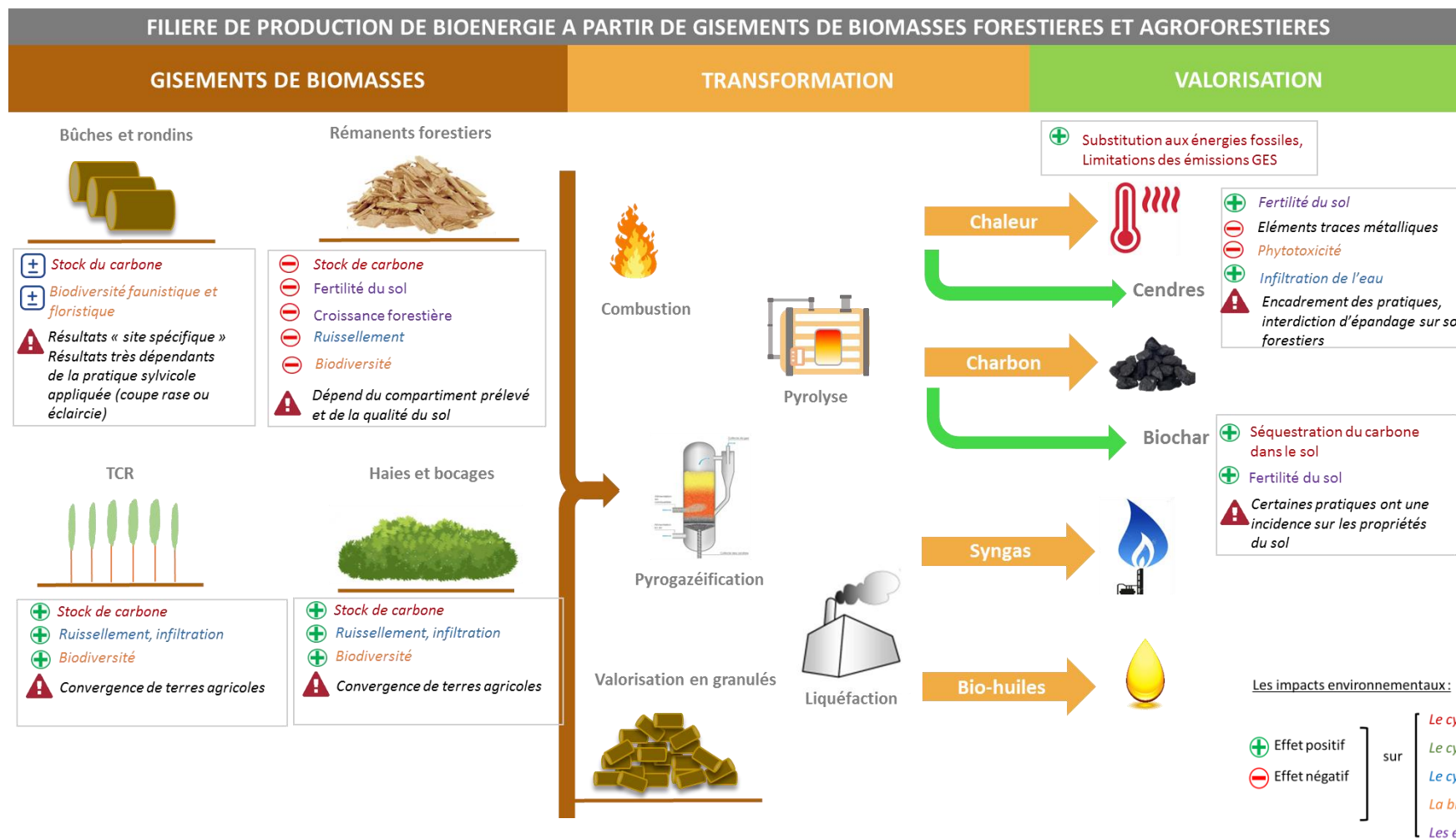


Figure 14 : Schéma de synthèse des principaux impacts environnementaux associés aux filières thermochimiques de conversion de biomasse forestière et agro-forestière.

Note : Le schéma de synthèse ci-dessus propose une représentation globale mais simplifiée des résultats du rapport. Les impacts environnementaux indiqués sont uniquement qualitatifs et n'ont pas vocation à comparer les différents gisements de biomasse entre eux.

1.6 Les filières biocarburants de 1^{ère} et de 2^{ème} génération

Les intérêts des biocarburants sur le plan énergétique et climatique sont encore très débattus. Dans certaines conditions de production, ils permettraient, d'une part, d'assurer la transition vers l'indépendance énergétique et d'autre part, de lutter contre le changement climatique et la pollution atmosphérique (Sénat, 2019). En effet, de nombreuses études se basant sur des analyses de cycle de vie (ACV) ont montré que la substitution des carburants fossiles par les biocarburants de 1^{ère} génération pouvait permettre une réduction des émissions de GES allant de 59 à 91 % pour les biodiesels et de 49 à 72 % pour les bioéthanol (ADEME, 2010). Des résultats de simulations à l'échelle de la région Île-de-France ont également montré que les émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie des biocarburants de première génération étaient de 50 à 70 % inférieures à celles générées par des équivalents d'origine fossile (Gabrielle et al., 2014). Les biocarburants de 2^{ème} génération présentent, quant à eux, un potentiel de réduction des émissions de GES supérieur à celui des biocarburants de 1^{ère} génération (El Akkari et al., 2018). D'après Bessou et al. (2011), les biocarburants de 2^{de} génération pourraient permettre une réduction des émissions de GES de 70 à 90 % par rapport à leurs équivalents fossiles. D'autres auteurs ont cependant rapporté des réductions globales d'émissions de GES plus faibles, avec des différences importantes entre les sources de biomasses utilisées, pouvant s'expliquer notamment par les changements d'affectation des sols (CAS) associés (Muñoz et al., 2014). La production de plantes oléagineuses à cycle de développement court, comme la cameline, cultivées en tant que culture intermédiaire, a récemment été évoquée pour limiter les CAS liés à la production de biodiesel. Les impacts environnementaux liés à ces cultures restent néanmoins à étudier car très peu d'études sont disponibles à ce jour.

Ces estimations sont basées sur des résultats d'ACV qui est la méthode privilégiée par le monde industriel pour apprécier les impacts environnementaux. Néanmoins, les auteurs s'accordent sur le fait que cette méthode souffre de nombreuses imperfections et qu'elle se base sur des hypothèses multiples. De fait, ces études gagneraient à être approfondies, diversifiées et harmonisées sur certains aspects méthodologiques (Dorin & Gitz, 2009 ; Muench & Guenther, 2013). Bessou et al. (2011) ont par exemple montré, via une analyse de sensibilité, que les hypothèses utilisées pour déterminer les facteurs d'émissions de N₂O avaient un impact critique sur les résultats globaux des bilans environnementaux. De façon plus générale, les résultats des bilans environnementaux obtenus pour les biocarburants s'avèrent très dépendants des techniques agricoles (intrants, irrigation, etc.) et du type d'écosystème (contexte pédoclimatique) considérés (Dorin & Gitz, 2009). Enfin, plusieurs chercheurs ont souligné l'importance de la prise en compte réaliste des changements d'affectation des sols (CAS) engendrés par le développement des biocarburants (De Cara et al., 2012 ; El Akkari et al., 2018). Une meilleure compréhension et considération de ces CAS dans les ACV permettrait une estimation plus précise du potentiel réel d'atténuation des GES, ainsi que des autres impacts environnementaux engendré par les biocarburants.

La substitution des énergies fossiles par les biocarburants permettrait donc une réduction, plus ou moins importante, des émissions de GES, luttant ainsi contre le changement climatique à l'échelle

globale. Cependant, la production et le prélèvement des matières premières nécessaires à la synthèse de biocarburants sont à l'origine de nombreux impacts locaux sur le cycle du carbone, de l'azote, de l'eau et sur la biodiversité. Ces impacts varient en fonction des différents types de biomasses considérés.

1.6.1 Les cultures annuelles principales dédiées pour la production de biocarburants

La mise en place massive de cultures annuelles dédiées à l'énergie pourrait avoir des impacts sur la biodiversité, les émissions de GES et les ressources naturelles (eau, phosphore, azote etc.) au travers d'un usage plus intensif des terres. Ces impacts sont relativement similaires à ceux observés pour les mêmes cultures lorsqu'elles sont à destination de l'alimentation. La plupart des études portant sur le sujet évaluent ces impacts à l'échelle de la parcelle, et proposent des effets variables, liés à des changements dans l'utilisation et la gestion des terres, naturelles ou agricoles, et dépendant de la culture implantée, du type de sol et des pratiques agricoles (travail du sol, irrigation, application d'engrais, cultures de couverture, etc. ; Pedroli et al., 2013 ; Ale et al., 2019).

1.6.1.1 *Impacts liés aux changements d'affectation des sols sur les cycles du carbone et de l'azote*

Dans le cas de cultures principales dédiées, des inquiétudes ont été formulées concernant les impacts environnementaux liés aux changements d'affectation des sols, qu'ils soient directs (CASd) ou indirects (CASi), occasionnés lors de l'implantation de ces cultures (Figure 15). Ces changements d'affectation des sols peuvent avoir des impacts environnementaux positifs ou négatifs, car ils peuvent notamment entraîner des modifications importantes au sein des stocks de carbone organique dans le sol et/ou la végétation. De nombreux scénarios de CAS ont été étudiés dans la littérature, qui reflètent la grande diversité des situations rencontrées : mise en place d'une culture sur une parcelle de forêt, mise en place d'une prairie permanente à la place d'une culture, et inversement, etc. (Bispo et al., 2018). Les impacts environnementaux liés à la mise en place d'une culture dédiée à la production d'énergie sont très dépendants de l'allocation initiale et de l'allocation finale des sols, de la culture et des pratiques agricoles. De Cara et al. (2012) ont par exemple montré que les émissions de GES générées par des CASd et CASi étaient supérieures pour l'implantation de cultures dédiées au biodiesel comme le colza, que les cultures liées au bioéthanol. De même, les rendements de production de biocarburant rapportés à la surface cultivée sont très variables en fonction des cultures ; par exemple, pour une même quantité de biocarburant produite, la surface arable nécessaire est beaucoup plus restreinte dans le cas d'un biocarburant issu de betteraves que celui produit à partir de colza (Gabrielle et al., 2014). L'implantation d'une même culture dans deux scénarios de CAS différents, pourra avoir des impacts environnementaux différents voire opposés. Par exemple, comme présenté dans le Tableau 5, le remplacement d'une culture par de la forêt génère un stockage de carbone organique supplémentaire dans le sol de la parcelle alors que le remplacement d'une prairie par de la forêt générera les 20 premières années un déstockage modéré de carbone (Poeplau et al., 2011). En revanche, le remplacement d'une parcelle de forêt ou de prairie par une culture génère, dans les deux

cas, un déstockage massif de carbone les 20 premières années suivant le changement et qui se poursuit de façon plus modérée au-delà.

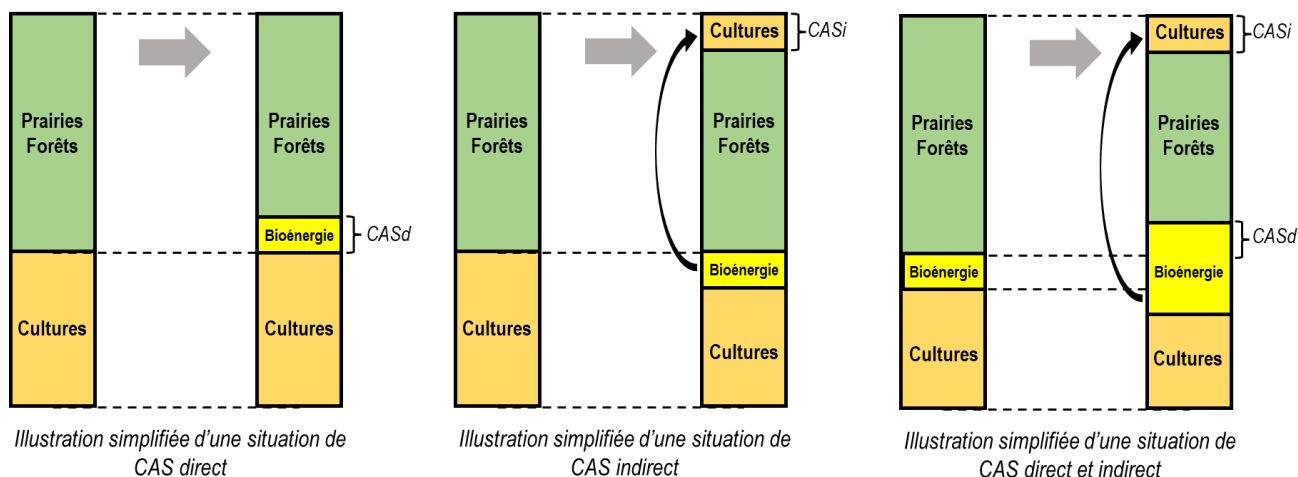


Figure 15 : Représentation schématique des changements d'affectation des sols, directs (CASd) et indirects (CASi), provoqués par l'implantation de cultures principales dédiées à l'énergie (De Cara et al., 2012).

CAS	Nombre d'études considérées	Durée depuis le CAS (années)	Profondeur moyenne de mesure (cm)	Stock de carbone organique mesuré (kg C.ha ⁻¹ .an ⁻¹)
Culture → Prairie	89	20	23,5	920 ± 250
		100		590 ± 110
Prairie → Culture	176	20	27,1	-2 080 ± 260
		100		-420 ± 50
Forêt → Culture	29	20	28,5	-2 310 ± 1500
		100		-470 ± 290
Culture → Forêt	70	20	28	770 ± 360
		100		800 ± 370
Prairie → Forêt	100	20	38,9	-170 ± 250
		100		240 ± 100

Tableau 5 : Variations des stocks de carbone organique dans les sols associées aux CAS dans un contexte tempéré (Extrait de Poeplau et al., 2011).

Des variations importantes au sein des stocks de carbone organique des sols ont été mises en évidence par différentes études. Ces variations peuvent être positives ou négatives en fonction des CASd et CASi

considérés (Poeplau et al., 2011). Les impacts peuvent être importants et sont souvent difficilement quantifiables (Ben Aoun et al., 2015). Une diminution massive du stock de carbone dans le sol peut survenir dans le cas d'une conversion d'une parcelle de forêt en parcelle agricole, alors que la variation du stock de carbone sera plus réduite dans le cas de l'implantation d'une culture annuelle dédiée à l'énergie sur une parcelle agricole à destination de l'alimentation. Pellerin et al. (2021) ont néanmoins montré que les sols des écosystèmes de grandes cultures sont caractérisés en France métropolitaine par des stocks de carbone relativement faibles ($51,6 \text{ t C}\cdot\text{ha}^{-1}$) par rapport aux sols des écosystèmes forestiers et prairiaux, avec une tendance à la baisse ($-170 \text{ kg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). En réalisant une étude sur 5 ans, Von Haden et al. (2019) ont mis en évidence la sensibilité des stocks de carbone organique des sols aux CAS, avec notamment des variations du ratio C:N ainsi qu'une forte influence de la nature du sol. L'équilibre entre les prélèvements et les apports de matières organiques est donc essentiel à maintenir pour ne pas appauvrir les sols et ainsi diminuer leurs qualités physico-chimiques et biologiques (Lal, 2016 ; Ale et al., 2019). La variation des stocks de carbone dans les sols est également très dépendante des pratiques culturales mises en place (Wu et al., 2018) ; le travail du sol, par exemple, peut générer dans certains cas un déstockage de carbone (Drewniak et al., 2015). L'intensification de l'agriculture pour la production de biomasse annuelle dédiée aux biocarburants aura également des effets négatifs sur la gestion de l'azote, de par l'utilisation de plus d'engrais (Robertson et al., 2011) et potentiellement l'augmentation des pertes par lixiviation, ruissellement et émissions de N_2O . Il est essentiel de souligner l'importance du potentiel de réchauffement global du N_2O qui est près de 300 fois supérieur à celui du CO_2 . La limitation de sa libération dans l'atmosphère au cours des étapes de production de la biomasse est donc centrale pour garantir un bilan de GES favorable.

➔ **Les impacts des cultures annuelles dédiées aux bioénergies sur le cycle du carbone et de l'azote sont plus ou moins intenses en fonction des pratiques culturales mises en place et des changements d'affectation qu'ils génèrent (CASd et CASi). Ces impacts sont similaires à ceux observés pour des cultures alimentaires et correspondent aux émissions de GES (CO_2 et N_2O), à l'appauvrissement des sols en carbone, aux phénomènes de pertes par lixiviation ou ruissellement, etc.**

1.6.1.2 *Impacts des changements d'affectation des sols sur la biodiversité*

La conversion de zones naturelles de grande valeur en termes de biodiversité, comme les prairies, les zones humides ou encore les forêts, entraîne une perte considérable d'habitats naturels, ainsi qu'une altération de la biodiversité associée (Pedroli et al., 2013; Immerzeel et al., 2014; Lüker-Jans et al., 2017; Núñez-Regueiro et al., 2021). De plus, l'implantation d'une culture annuelle entraîne un phénomène d'homogénéisation et d'uniformité génétique, rendant la parcelle plus vulnérable aux maladies et moins résiliente aux aléas environnementaux (Immerzeel et al., 2014). Différentes études (méta-analyse et simulation) ont porté sur les effets de l'implantation d'un champ de maïs, en remplacement d'une surface naturelle ou bien d'une culture alimentaire, sur les populations de vertébrés (Fletcher et al., 2011 ; Gevers et al., 2011) et sur les populations d'arthropodes (Gardiner et al., 2010 ; Helms et al., 2020). Ces études montrent une diminution significative des populations

étudiées, avec notamment une diminution importante des populations d'arthropodes, altérant ainsi les services écosystémiques fournis par ces derniers, tels que la pollinisation et la régulation des bioagresseurs. Les simulations d'Everaars et al. (2014) ont également montré une diminution de la densité des couples d'oiseaux naturellement présents sur les terres agricoles à cause de l'expansion des cultures bioénergétiques. L'implantation d'une culture à fleurs comme le colza pour la production de biodiesel pourrait entraîner une augmentation du nombre de pollinisateurs, avec cependant une modification de la composition des communautés, ayant pour effet une raréfaction de certains pollinisateurs moins spécialisés dans la récolte du nectar des fleurs de colza (Diekötter et al., 2010). Le bénéfice de ces cultures à fleurs comme le colza est toutefois dépendant de la présence d'habitats dits « réservoirs de populations d'insectes », qu'il est important de prendre en compte pour la planification paysagère des territoires. Enfin, une étude récente basée sur l'utilisation de modèles prédictifs a mis en avant les effets conjugués du climat et des CAS liés à l'expansion des bioénergies, sur les populations de vertébrés à l'échelle mondiale (Hof et al., 2018). Deux scénarios ont été proposés dans cette étude : un scénario dans lequel les émissions de GES sont fortement réduites, via notamment le développement des bioénergies et un scénario où ces émissions sont plus faiblement réduites. Les effets combinés prévus du changement climatique et du CAS sur la diversité des vertébrés sont similaires dans les deux scénarios, les effets du CAS étant plus forts dans le scénario à forte réduction des émissions et les effets du changement climatique dans le scénario à plus faible réduction des émissions. Ces résultats suggèrent que l'augmentation des terres cultivées pour la production de bioénergie entraînerait, au niveau mondial, un recul de la biodiversité qui ne serait pas compensé par l'atténuation du changement climatique.

Dans le cas d'un CAS correspondant à la transformation d'une parcelle agricole destinée à la production alimentaire, vers une culture annuelle dédiée à l'énergie, les impacts sur la biodiversité sont plus réduits (Dornburg et al., 2008). Ces impacts vont être très dépendants du type de culture remplacée, de la culture implantée et des pratiques agricoles mises en place (Pellerin et al., 2021). Par exemple, Gevers et al. (2011) ont simulé des scénarios où 15 à 30 % des terres cultivées étaient utilisés pour la production de maïs énergie. Les simulations indiquent un effet négatif sur la taille des populations d'alouette des champs (*Alauda arvensis*), de perdrix grises (*Perdix perdix*) et de lièvres (*Lepus europaeus*), un effet positif sur la taille des populations d'araignées linyphiide (*Erigone atra*) et de carabes (*Bembidion lampros*), et aucun effet sur la taille des populations de campagnol des champs (*Microtus agrestis*). Muñoz et al. (2014) ont également montré par une analyse de cycle de vie, que la production de blé destinée au bioéthanol était beaucoup plus impactante pour la biodiversité et les ressources naturelles que la culture de betterave. Les impacts sur la biodiversité, liés au remplacement de cultures alimentaires par des cultures annuelles dédiées à la production de biocarburant sont donc variables d'une situation à une autre, mais sont beaucoup moins importants que dans le cas d'une implantation sur une zone à haute valeur environnementale. De plus, les simulations effectuées à l'aide du modèle GLOBIOM (Global Biosphere Management Model) pour l'évaluation des CASi et des émissions associées, réalisées pour la Commission européenne et publiées en 2019 (Rapport de la Commission Européenne, 2019), montrent que les matières premières agricoles produites et utilisées dans l'UE pour les biocarburants ne sont pas à risque CASi élevé, à l'inverse du palmier à huile et du

soja cultivés intensivement dans d'autres parties du monde. Ces résultats reposent néanmoins sur de nombreuses hypothèses (Ahlgren & Di Lucia, 2016) et d'autres études sont nécessaires pour une meilleure évaluation des CASi liés aux directives de production de biocarburants et pour continuer l'amélioration de la législation européenne sur le sujet (Sumfleth et al., 2020).

→ Les impacts sur la biodiversité liés à l'implantation de cultures annuelles dédiées aux bioénergies sont très majoritairement négatifs. Ils sont très importants dans le cas d'un CAS impliquant la conversion de zones de forêt, de prairie ou de zone humide, en parcelles agricoles. Les impacts sur la biodiversité peuvent être plus faibles lors de la conversion d'une culture alimentaire en culture énergétique (si changement d'espèce). Les CASi occasionnés sont néanmoins à étudier, même si pour le moment les simulations se veulent rassurantes.

1.6.1.3 *Impacts sur le cycle de l'eau : réserve utile du sol, nappes souterraines et qualité de l'eau*

La nature et l'étendue des impacts sur la ressource en eau liés à la conversion de terres cultivées existantes et de terres non cultivées dépendent du type de culture, des pratiques agricoles, de l'échelle de production, etc. La plupart des cultures destinées à la production de biocarburants de première génération, telles que le maïs, la betterave sucrière et le blé, ont des besoins en eau relativement élevés (Brooke et al., 2009 ; Belboom, 2013 ; Sayed et al., 2021). Par conséquent, l'intensification de la production de biocarburants de première génération peut avoir un impact significatif sur les bilans hydriques locaux, en particulier dans les régions où les cultures destinées à la production de biocarburants sont irriguées (Ale et al., 2019) . Dans les régions où les nappes phréatiques et les réserves d'eau de surface sont utilisées pour l'irrigation, la production de biocarburants exercera une pression supplémentaire sur cette ressource déjà rare et en voie d'épuisement dans de nombreuses régions du monde. De plus, l'intensification de la production de biocarburants de première génération s'accompagne généralement de pratiques agricoles intensives, avec notamment des apports d'engrais élevés (Nehring et al., 2011 ; Lüker-Jans et al., 2017), et contribue donc à la dégradation de la qualité des eaux de surface et souterraines en raison de l'augmentation des pertes en azote et en phosphore liés au ruissellement et à la lixiviation (Powers et al., 2011 ; Demissie et al., 2017). De plus, les cultures annuelles dédiées à la production d'énergie peuvent faire l'objet de traitements phytosanitaires importants (Niang & Goffaux, 2021), comme par exemple la culture du colza pour le biodiesel, et cela malgré les politiques publiques mises en place (Écophyto 2018 et ses suites ; Hossard et al., 2017). Ces substances impactent la biodiversité aquatique et mettent en danger la santé des écosystèmes aquatiques et la santé humaine (Diaz-Chavez et al., 2011 ; Pietrzak et al., 2019).

→ Les impacts sur la ressource en eau (qualitatifs et quantitatifs) liés à l'implantation de cultures annuelles dédiées aux bioénergies sont dépendants de la culture mise en place et des pratiques culturales. Si d'importantes précautions ne sont pas prises, l'augmentation des cultures énergétiques annuelles pourrait accentuer la pression sur la ressource en eau et la dégradation de sa qualité.

Les cultures annuelles dédiées aux bioénergies entrent en compétition avec les usages alimentaires des surfaces agricoles. Leur déploiement accentuera donc forcément la pression sur les terres agricoles, déjà vive à cause de l'urbanisation grandissante (Laroche et al., 2006) et des changements de pratiques de production pouvant nécessiter plus d'espace (Meemken & Qaim, 2018). Ces cultures peuvent générer un certain nombre d'impacts négatifs sur l'environnement qui pourraient néanmoins être réduits avec la mise en place de certaines pratiques agroécologiques assurant la protection des sols, de l'air, de l'eau et de la biodiversité (Couturier et al., 2016). Ces pratiques comprennent par exemple la mise en place de rotations de culture avec, si possible, l'insertion de prairies temporaires dans les successions, ou encore la mise en place de cultures intermédiaires et intercalaires (Pellerin et al., 2021). Ces pratiques permettent un stockage de carbone dans le sol supplémentaire et même si elles tendent à se répandre, il reste une marge de progression significative. Le semis direct permettrait également de maximiser le stockage du carbone (Niang & Goffaux, 2021 ; Pellerin et al., 2021), même si certains résultats sont contradictoires (Mary et al., 2020). D'autres auteurs suggèrent une irrigation minimale et l'utilisation modérée de pesticides et d'engrais pour préserver les ressources naturelles et minimiser les impacts sur les écosystèmes (Cossel et al., 2019 ; Immerzeel et al., 2014). L'utilisation d'espèces indigènes et de variétés locales garantirait également une meilleure adaptation de la culture et réduirait ainsi ces besoins en termes d'intrants et d'irrigation (Niang & Goffaux, 2021). Dans leur étude, Everaars et al. (2014) ont mis en évidence l'importance de la mise en place de jachères et de la réduction de la taille des champs pour atténuer les impacts des cultures énergétiques annuelles sur la biodiversité. La mise en place de haies (Pellerin et al., 2021) ou de tampons bioénergétiques (Ferrari et al., 2017) aux abords des surfaces agricoles cultivées pour la production de biocarburants, permettrait un stockage de carbone supplémentaire tout en garantissant des services écosystémiques variés (refuge de biodiversité, maintien de la qualité des sols et de l'eau etc.). Ces mesures vont dans le sens des conclusions fournies par Diekötter et al. (2010), Valdés et al. (2020), Decocq et al. (2016) et Deconchat et al. (2009), soulignant l'importance du maintien d'une diversité de cultures et de parcelles de forêt au sein des paysages agricoles, dans le but de favoriser la variété et l'abondance des pollinisateurs et de l'avifaune.

➔ La biodiversité, le stockage du carbone organique du sol et la préservation des ressources sont des composantes essentielles de la durabilité globale des systèmes agricoles et il est nécessaire d'identifier les zones, les types de plantes et les mesures de gestion les plus appropriés pour le développement des cultures dédiées aux bioénergies. La possibilité d'organiser des filières dédiées à la production de biomasse pour les biocarburants avec des pratiques plus contraintes que pour la production alimentaire reste à étudier.

1.6.2 Les cultures pérennes dédiées à la production de biomasse lignocellulosique : switchgrass et miscanthus

Le miscanthus (*Miscanthus* × *giganteus*, *Miscanthus sinensis*) ou encore le switchgrass (*Panicum virgatum*) sont des plantes herbacées lignocellulosiques pérennes récoltées en « plante entière », valorisées majoritairement sous forme d'énergie par combustion, de paillage pour horticulture ou en

litière d'élevage. La culture du miscanthus s'effectue sur au moins 15 ans et les tiges peuvent être récoltées une fois par an, soit à l'automne (récolte en vert), soit à la fin de l'hiver (récolte en sec). Ces cultures pourraient également trouver des débouchés dans la filière des biomatériaux, des biocarburants de 2^{ème} génération (Scordia et al., 2014) et en méthanisation (Kiesel & Lewandowski, 2017).

1.6.2.1 Impacts sur l'atténuation : stocks de carbone du sol et émissions de GES

Différentes études ont mis en avant des effets positifs liés à la mise en place de cultures pérennes sur le stockage de carbone dans les sols (Ale et al., 2019). Du fait de l'augmentation de la couverture du sol et de la production de biomasse aérienne et racinaire de ces cultures, le stockage de carbone serait supérieur à celui observé pour des cultures annuelles. Murphy & Kendall (2015) ont par exemple montré un stockage de carbone plus important dans le cas d'une culture de switchgrass comparée à une culture de maïs, rendant le bilan GES de la production d'éthanol de 2^{ème} génération nettement en faveur du switchgrass par rapport à la filière cannes de maïs. Les auteurs soulignent néanmoins qu'une certaine incertitude persiste quant à l'ampleur réelle de cet effet sur le long terme. De plus, la culture du switchgrass et du miscanthus ne nécessite que peu d'intrants et peu de passages mécanisés, limitant ainsi les émissions de GES (Dauber et al., 2010). En France, El Akkari et al. (2023) ont montré grâce à une étude ACV, que le bioéthanol issu de miscanthus et de switchgrass pourrait atteindre des objectifs de réduction des émissions de gaz à effet de serre de l'ordre de 74 % à 94 % par rapport à son équivalent fossile. Ces mêmes auteurs soulignent également un impact environnemental beaucoup plus faible pour le miscanthus comparé au switchgrass notamment du fait de niveaux de fertilisation différents. Sur une période d'étude de 5 ans, le stockage de carbone dans les sols généré par les cultures pérennes, switchgrass ou miscanthus, s'est néanmoins avéré moins important que celui engendré par des cultures pluriannuelles comme la fétuque ou la luzerne (Ferchaud et al., 2016). Ces différences s'expliqueraient par un apport de carbone plus faible plutôt qu'à un changement de taux de minéralisation. A l'inverse, les résultats du projet Ce-Carb, se basant sur des mesures effectuées sur 12 ans au niveau de deux plateformes expérimentales aux conditions pédoclimatiques différentes (nord et sud de la France), ont permis de montrer une augmentation des stocks de carbone dans les sols pour les cultures pérennes, des stocks de carbone stables pour les cultures pluriannuelles et une diminution de ces stocks pour les cultures annuelles (Ferchaud et al., 2022). Les conditions pédoclimatiques différentes ont également conduit à des différences au niveau des quantités stockées, avec un stockage de C sous les cultures pérennes plus important au sud qu'au nord. Pour les pratiques culturales, une récolte précoce (à l'automne) des cultures pérennes semble entraîner un moindre stockage qu'avec une récolte tardive (en hiver). Pour le site du sud, l'irrigation de ces cultures pérennes semble induire un effet positif sur le stockage de carbone. Des résultats de simulations réalisées sur 25 ans avec le modèle AMG ont permis de mettre en évidence un stockage de carbone additionnel moyen allant de 0,25 à 0,75 t C.ha⁻¹.an⁻¹ en fonction des régions et des contextes pédoclimatiques. Enfin, Ouattara et al. (2021) n'ont pas mis en évidence de différence significative du stockage de carbone dans les sols entre deux espèces de miscanthus. Cette même étude réalisée sur 5 ans, a

montré un enrichissement en carbone uniquement dans la couche superficielle du sol (0-5 cm) et aucune variation sur la couche plus profonde (5-30 cm).

➔ **Les cultures énergétiques pérennes comme le switchgrass ou le miscanthus permettent de stocker du carbone dans les sols par rapport à des cultures annuelles et semblent donc prometteuses pour produire de la biomasse-énergie avec de faibles émissions de GES.**

1.6.2.2 Impacts sur le cycle de l'azote : lixiviation de nitrates et émissions de N_2O et NH_3

Les cultures pérennes de switchgrass ou de miscanthus ont des besoins en engrais azoté modérés voire nuls, et présentent donc des risques minimes liés aux émissions atmosphériques azotées et à la lixiviation de nitrate comparativement aux cultures annuelles (Dauber et al., 2010; Niang & Goffaux, 2021). En utilisant un marquage ^{15}N de l'azote de l'engrais, Ferchaud et al. (2016) ont montré que les cultures de switchgrass et de miscanthus sont capables de stocker une fraction importante de l'azote apporté par la fertilisation dans leurs organes souterrains et dans la matière organique du sol. Il en résulte de plus faibles pertes d'azote (pertes gazeuses principalement) par rapport à des cultures annuelles (sorgho et triticales) et pluriannuelles (fétuque et luzerne). Sur le même dispositif expérimental, Ferchaud & Mary (2016) ont étudié les pertes d'azote par lixiviation pendant 7 ans, à partir de mesures de stocks d'eau et d'azote minéral du sol et de simulations avec le modèle STICS. Ce travail a montré que les pertes de nitrate, globalement faibles dans le contexte pédoclimatique étudié, étaient particulièrement réduites sous les cultures pérennes et que ces cultures ont la capacité de prélever de l'azote à une profondeur de sol importante (> 2 m) grâce à leur système racinaire bien développé (Ferchaud et al., 2015). Une autre étude réalisée par Lesur et al. (2014) sur différentes parcelles agricoles récemment implantées en miscanthus, incluant un large éventail de conditions pédoclimatiques, a également démontré le faible niveau de pertes de nitrate par lixiviation dès les premières années de croissance suivant l'implantation. Cette étude s'est basée sur des simulations réalisées avec le modèle LIXIM, alimentées par des mesures de stocks d'eau et d'azote minéral du sol en entrée et en sortie d'hiver, sur 36 parcelles de *Miscanthus x giganteus*, et a renforcé l'idée que cette culture est associée à un faible risque de pollution des eaux souterraines par le nitrate, et cela dès la deuxième année suivant l'implantation. Peyrard et al. (2017) ont suivi les émissions de N_2O sur des parcelles de miscanthus récoltées en coupe précoce ou en coupe tardive avec différentes formes d'engrais azoté ($120 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$). Les émissions de N_2O mesurées au champ suivant la fertilisation se sont avérées plus importantes dans le cas d'une récolte tardive que dans le cas d'une récolte précoce. Les auteurs attribuent cela à la présence d'un paillis de feuilles mortes à la surface du sol dans le cas d'une récolte tardive, entraînant le maintien d'une humidité plus importante au niveau du sol. De plus, le potentiel de dénitrification s'est avéré trois fois plus important dans les sols des parcelles récoltées tardivement que dans les sols des parcelles récoltées précocement, du fait d'une stimulation de l'activité des communautés dénitrifiantes. Quant à la forme des engrais azotés utilisés, ses effets sont moins prononcés et sont difficiles à isoler des autres paramètres. Sur le même site, Ferchaud et al. (2020) ont montré que les émissions de N_2O sont très faibles pour des parcelles

de miscanthus non fertilisées. Le stockage de carbone évoqué dans le paragraphe précédent et les faibles émissions de N₂O sont à l'origine d'un bilan GES favorable.

➔ **Les cultures énergétiques pérennes ont des besoins restreints en terme d'apport en engrais azotés et montrent une efficacité d'utilisation de l'azote élevée. De fait, les risques de perte de nitrate par lixiviation et d'émissions de N₂O et de NH₃ sont limités.**

1.6.2.3 Impacts sur le cycle de l'eau : recharge des réserves en eau et qualité de l'eau

Les impacts de la culture du miscanthus ou du switchgrass sur la ressource en eau sont au cœur de nombreuses publications scientifiques du fait de leur productivité importante pouvant entraîner une consommation d'eau élevée. La mise en place à grande échelle de cultures pérennes dédiées aux bioénergies pourrait affecter de manière significative la qualité de l'eau et le cycle hydrologique régional en modifiant les proportions d'évapotranspiration (McIsaac et al., 2010; Vanloocke et al., 2010), de ruissellement de surface (Cibin et al., 2016), de drainage et de stockage de l'eau dans le sol (Ale et al., 2019). Plusieurs auteurs ont en effet suggéré que ces cultures consommaient plus d'eau que la plupart des cultures annuelles du fait de leur forte productivité, de leur longue période de croissance et de leur système racinaire profond (Heaton et al., 2010; Rowe et al., 2009 ; Pointereau et al., 2009). D'après Pointereau et al. (2009), la culture du miscanthus ne nécessite cependant pas obligatoirement d'irrigation et valorise très bien l'eau avec un ratio élevé de production de matière sèche sur quantité d'eau consommée. Dans une étude réalisée sur 7 ans, Ferchaud et al. (2015) ont montré que le déficit hydrique maximal observé pendant la saison de croissance est en général plus élevé pour les cultures pluriannuelles (fétuque et luzerne) que pour les pérennes (miscanthus et switchgrass) et les annuelles (sorgho et triticales), malgré une production de biomasse plus faible pour les pluriannuelles que pour les pérennes. Ce déficit hydrique est d'autant plus important que la balance hydrique climatique est négative. De plus, le déficit hydrique du sol est plus marqué pour les cultures pérennes que pour les annuelles, du fait d'une plus grande consommation d'eau par les pérennes en fin de saison. Concernant les prélèvements en eau au sein des différentes couches de sol, il s'est avéré que les cultures pérennes et pluriannuelles prélevaient une plus grande proportion de l'eau disponible dans les couches profondes, par rapport aux cultures annuelles. Inversement, ces cultures ont montré une consommation d'eau plus faible au niveau des couches de sol superficielles. Concernant le drainage, Ferchaud & Mary, 2016 ont mesuré sur 7 années un drainage moyen de 133 mm.an⁻¹ pour les cultures annuelles, de 64 mm.an⁻¹ pour les cultures pluriannuelles et de 56 à 137 mm.an⁻¹ pour les cultures pérennes. Les écarts observés pour les cultures pérennes sont notamment expliqués par l'espèce considérée et la fertilisation azotée, avec des quantités d'eau drainées négativement corrélées à la production de biomasse. Dans certaines conditions (contexte pédoclimatique et mode de culture), les cultures énergétiques pérennes peuvent donc diminuer la recharge des nappes souterraines, malgré une efficacité d'utilisation de l'eau élevée (Ferchaud & Mary, 2016).

Concernant le ruissellement de surface, une étude a montré que, par rapport à des cultures annuelles (maïs ou soja), ce dernier avait été réduit d'environ 12 % à 15 % suite à l'implantation de cultures pérennes (Cibin et al., 2016). Une autre étude comparant les ruissellements de surface entre une

culture de coton et des cultures énergétiques pérennes a montré un ruissellement 88 % plus faible pour les cultures pérennes (Chen et al., 2017).

Les risques de pollution de l'eau par les pesticides sont très limités du fait de leur faible usage pour ces cultures pérennes (Pointereau et al., 2009). De plus, les systèmes racinaires profonds mis en place par le switchgrass et le miscanthus, permettent un prélèvement des nitrates plus efficaces que certaines cultures annuelles comme le maïs ou le soja par exemple (Neukirchen et al., 1999 ; Huang et al., 1996), entraînant des pertes par lixiviation nettement inférieures (Mclsaac et al., 2010) (voir aussi le paragraphe précédent). En remplacement d'une culture de coton, la diminution de ces pertes de nitrate par lixiviation pourrait atteindre près de 100 % (Chen et al., 2017).

→ Les cultures énergétiques pérennes peuvent, dans certains cas (sol profond, production importante de biomasse), diminuer la recharge en eau des nappes souterraines. Ces cultures présentent un potentiel pour améliorer la qualité de l'eau du fait de leur faible besoin en produits phytosanitaires, en intrants azotés et de leur système racinaire profond limitant la perte de nitrates.

1.6.2.4 Impacts sur la biodiversité

L'implantation de culture de miscanthus ou de switchgrass peut avoir des effets variables sur la biodiversité. En effet, plusieurs études mettent en évidence des effets positifs sur la biodiversité dans le cas de l'implantation de cultures pérennes dédiées aux bioénergies sur des terres dégradées ou abandonnées (Niang & Goffaux, 2021 ; Immerzeel et al., 2014 ; Dornburg et al., 2008). Dans ces cas de figure, les cultures pérennes offrent un couvert potentiel pour la faune sauvage tout au long de l'année (Pointereau et al., 2009). Les résultats d'une étude menée par Blank et al. (2014) indiquent que les cultures pérennes pourraient produire des matières premières bioénergétiques tout en fournissant un habitat pour les oiseaux. Ces cultures permettent également de réhabiliter la biodiversité de ces espaces sans pour autant entrer en concurrence avec la production alimentaire (Von Cossel et al., 2019; Carlsson et al., 2017; Chauvat et al., 2014 ; Pedroli et al., 2013). Les cultures de miscanthus ou de switchgrass ne nécessitant peu ou pas d'intrants, permettent d'offrir un environnement favorable pour la biodiversité tout en augmentant la diversité des cultures présentes à l'échelle du paysage (Von Cossel et al., 2019). De plus, Chauvat et al. (2014) ont montré une amélioration significative de la faune de sols contaminés par des métaux et donc impropres à la production alimentaire, suite à l'implantation de cultures pérennes dédiées aux bioénergies. Il est néanmoins important de souligner que ces cultures doivent fournir un environnement adapté aux espèces traditionnelles des régions considérées (Pedroli et al., 2013). Le miscanthus et le switchgrass n'étant pas des espèces végétales indigènes pour la plupart des territoires français, les effets positifs sur la biodiversité sont à relativiser. D'après Dornburg et al. (2008), il est important d'accorder une attention particulière aux espèces indigènes ayant des besoins particuliers en matière d'habitat, aux espèces confrontées à une pénurie d'habitat à l'échelle régionale et aux espèces spécialistes ayant des fonctions spécifiques dans les écosystèmes, plutôt que de se focaliser sur la maximisation, sans distinction, de la richesse des espèces. D'après plusieurs auteurs, ces impacts positifs sur la biodiversité sont signalés essentiellement à l'échelle du terrain par des observations ponctuelles et sont difficilement

généralisables. Les effets du vieillissement des cultures pérennes (fermeture, densification de la couverture végétale, etc.) sur la biodiversité restent également à étudier. Des recherches supplémentaires sur le long terme et au sein de régions différentes sont indispensables pour une meilleure estimation de ces effets (Niang & Goffaux, 2021 ; Immerzeel et al., 2014). Enfin, les risques invasifs associés à ces espèces sont extrêmement limités du fait de la faible propagation de leurs rhizomes (Pointereau et al., 2009).

Des effets négatifs sur la biodiversité ont également été rapportés lorsque des cultures pérennes sont implantées sur des zones sensibles à forte valeur environnementale (forêts, prairies naturelles, zones humides, etc. ; Pointereau et al., 2009). Dans ce cas, les pertes de biodiversité sont très importantes et dépassent largement les bénéfiques des biocarburants en termes de réduction de GES sur la biodiversité (Harrison & Berenbaum, 2013).

Par exemple, Van Der Hilst et al. (2012) ont clairement identifié, à l'échelle des Pays-Bas, des zones où l'implantation de cultures de miscanthus pouvait être bénéfique pour la biodiversité et d'autres zones, notamment des pâturages, où l'implantation de cultures de miscanthus aurait des impacts très négatifs du fait de la forte densité d'espèces d'oiseaux de prairie et/ou hivernants au statut menacé. Harrison & Berenbaum (2013) ont, quant à eux, montré une diversité de papillons nocturnes plus importante dans une prairie naturelle que dans des cultures pérennes (switchgrass et miscanthus) et bien plus importante que dans une culture annuelle (maïs) dédiée aux biocarburants. Les auteurs soulignent que ces résultats de diversité sont cohérents avec ceux observés dans d'autres études sur les arthropodes et suggèrent que l'implantation de grandes surfaces de cultures pérennes destinées à la production de bioénergie peut avoir des effets négatifs importants sur la biodiversité des arthropodes, tant au sein des systèmes de culture que dans le paysage environnant. La nature des effets sur la biodiversité de l'implantation de cultures pérennes dédiées aux bioénergies est donc déterminée par le choix des parcelles (terres dégradées) ainsi que par le mode de culture (intrants, pesticides, etc. ; Dornburg et al., 2008).

→ Des effets positifs sur la biodiversité ont été observés lorsque des cultures énergétiques pérennes sont implantées sur des sols dégradés ou abandonnés, et cultivées avec peu d'intrants. En revanche, si ces cultures sont implantées au niveau de zones sensibles à forte valeur environnementale (forêts, prairies naturelles, zones humides etc.), les impacts sur la biodiversité sont négatifs.

1.6.2.5 *Conclusions et bonnes pratiques*

Les cultures de graminées pérennes, comme le switchgrass et le miscanthus pour la production de bioénergies, semblent être une alternative intéressante pour la production de biocarburants, du fait de leur forte productivité, de leurs faibles besoins en intrants, de leur bonne efficacité de l'utilisation de l'eau et de l'azote, ainsi que de leur capacité à limiter les pertes de nitrate (Ferchaud, 2015). La possibilité d'utiliser des terres dégradées pour la production de ces cultures permettrait également de limiter la problématique des CAS. Même si des recherches supplémentaires semblent nécessaires pour approfondir les effets de ces cultures pérennes sur l'environnement, plusieurs études ont proposé des résultats concordants, comme présentés précédemment. De plus, ces cultures permettent

d'introduire plus d'hétérogénéité dans les paysages et offrent également une bonne protection des sols contre l'érosion, si toutefois la récolte est effectuée dans de bonnes conditions pour éviter tout tassement (Pointereau et al., 2009). Les effets positifs de ces cultures sur l'environnement sont notamment observables dans le cas d'implantations à petite et grande échelles sur des zones agricoles intensives (Tableau 6).

Tableau 6 : Effets potentiels sur l'environnement du miscanthus (source : Pointereau et al., 2009).

Facteurs environnementaux	Plantation à petite échelle sur des zones agricoles intensives	Plantation à grande échelle sur des zones agricoles intensives	Plantation à petite échelle sur des zones agricoles extensives	Plantation à grande échelle sur des zones agricoles extensives
Conservation des sols	Neutre à positif	Neutre à positif	Positif (si on ne remplace pas des prairies)	Neutre à négatif (si on ne remplace pas des prairies)
Qualité de l'eau	Neutre à positif	Généralement positif	Plutôt positif (si on ne remplace pas des prairies)	Neutre à négatif (conversion de prairies)
Quantité d'eau	Neutre à risque faible d'abaissement de la nappe	Risque important d'abaissement de la nappe	Risque faible d'abaissement de la nappe	Risque important d'abaissement de la nappe
Biodiversité	Plutôt positif	Positif à faiblement négatif	Neutre à négatif	Plutôt négatif
Paysage	Neutre	Plus négatif que positif	Neutre à légèrement négatif	Généralement négatif

Les cultures de miscanthus ou de switchgrass sur des parcelles de terre dégradée améliorent la fertilité des sols et participent à leur restauration (Calvin et al., 2021). La plantation de ces cultures pérennes sur des terres contaminées peut permettre la restauration des services fonctionnels et écosystémiques et ainsi atténuer les risques sanitaires potentiels tout en limitant la pression sur les terres agricoles (Nsanganwimana et al., 2014).

Pour bénéficier au maximum des effets positifs de ces cultures pérennes, il est indispensable de sélectionner correctement les parcelles ; les parcelles dégradées ou contaminées sont à privilégier alors que les parcelles très fertiles et à forte valeur environnementale sont à exclure. Il est également important de choisir des espèces offrant de bons rendements sur des sols pauvres et de limiter au maximum l'apport d'intrants et d'irrigation (Von Cossel et al., 2019 ; Immerzeel et al., 2014). Une concentration trop importante de ces cultures sur un même territoire pourrait également avoir des

effets négatifs sur la recharge des nappes souterraines. D'autres mesures restent à étudier et pourraient certainement amplifier les effets positifs de ces cultures pérennes. L'utilisation d'espèces indigènes en mélange, plutôt que l'implantation d'une seule espèce exotique, permettrait d'augmenter l'attrait esthétique, la diversité structurelle, la valeur écologique du paysage agricole et de renforcer l'agro-biodiversité (Niang & Goffaux, 2021 ; Dauber et al., 2010). La diminution de la tailles des parcelles pourrait également être positive pour la biodiversité en augmentant la diversité des cultures à l'échelle locale (Everaars et al., 2014). L'ajout régulier de bordures et d'allées semées avec des fleurs à nectar aurait des impacts très positifs sur la diversité des arthropodes (Dauber et al., 2010). Roth et al. (2005) ont montré que l'échelonnage dans le temps de la fauche des cultures de switchgrass d'une même région permettait de préserver des habitats variés pour la faune avicole, contrairement à une fauche simultanée de l'ensemble des parcelles. Enfin, échelonner la plantation des cultures pérennes d'une même zone permettrait de diversifier l'âge des différentes cultures et introduirait une diversité encore plus importante en terme d'habitat (Dauber et al., 2010).

1.6.3 Les résidus de culture

Les résidus de culture représentent un gisement important et varié de biomasse. Les pailles de céréales, d'oléagineux et de protéagineux, les cannes de maïs, les fanes de betterave, les pailles de plantes aromatiques telles que la lavande et le lavandin sont les éléments résiduels des cultures après récolte. Ces résidus peuvent être soit laissés au champ, soit exportés des parcelles. Les pailles de cultures protéagineuses, les fanes de betterave et la plupart des pailles de cultures oléagineuses en dehors du colza, ne sont traditionnellement pas récoltées. Les pailles de céréales sont beaucoup plus fréquemment exportées pour être valorisées sous forme de litière d'élevage, d'énergie (méthanisation et biocarburant 2^{ème} génération) ou encore de biomatériaux. D'après l'Observatoire National des Ressources en Biomasse (ONRB & FranceAgriMer, 2020), seulement 40 % des pailles de céréales pourraient être théoriquement récoltées, les 60 % restant retourneraient donc au sol pour assurer le maintien du potentiel agronomique de ce dernier. Il est important de souligner que le retour au sol minimum permettant le maintien du potentiel agronomique d'une parcelle varie beaucoup en fonction du contexte pédoclimatique et de la rotation, et qu'il serait parfois nécessaire de retourner la totalité des pailles pour limiter l'appauvrissement des sols.

Les issues de silos, générées au cours du stockage du grain, peuvent être ajoutées au gisement des résidus de culture. Ces dernières étant produites au niveau des plateformes des coopératives et négociants agricoles, les issues de silos n'entrent pas dans les coproduits de l'agroalimentaire. Ce résidu présente différents avantages comme celui d'être produit toute l'année, de disposer d'une forte teneur en matière sèche et en protéine, ainsi que d'un pouvoir méthanogène. Les issues de silos sont donc majoritairement valorisées dans l'alimentation animale et en méthanisation. Le compostage et la combustion sont des voies de valorisation ultimes de moins en moins utilisées pour ces résidus. L'augmentation de la part des issues de silos valorisées au sein de la filière énergie n'entraînera pas d'impacts environnementaux directs, mais accentuera la pression déjà forte sur la biomasse destinée à l'alimentation animale.

1.6.3.1 Impacts sur les stocks de carbone du sol et les émissions de GES

Les résidus de cultures sont des sources de matière organique pouvant être restituées au sol et ainsi participer au maintien des propriétés physiques et biologiques des sols. Dans les zones de grandes cultures, les pailles sont majoritairement restituées au sol (surtout en zone de grandes cultures), si bien qu'une valorisation industrielle pour la production d'énergie décarbonée risquerait d'engendrer un appauvrissement des sols en matière organique (Mary et al., 2009). La dynamique de minéralisation des résidus de culture est influencée par de multiples paramètres comme la qualité des résidus (C/N, composition biochimique), le mode de conduite de la parcelle (résidus laissés en surface ou incorporés) ou les conditions pédoclimatiques (Chaves et al., 2021). Il semble donc normal que les résultats des différentes études présentent une certaine variabilité. Des essais de simulation sur 50 ans effectués avec le modèle AMG ont permis d'étudier l'impact de l'exportation des pailles une année sur deux, dans différentes rotations de grandes cultures. Les résultats montrent que cette pratique réduirait les stocks de carbone organique des sols de 3 à 11 % en fonction de différents scénarios (Saffih-Hdadi & Mary, 2008). Selon Powlson et al. (2011), même dans les cas où les variations du taux de carbone organique dans le sol engendrées par une exportation supplémentaire des pailles seraient faibles, les impacts sur les propriétés physiques du sol comme la stabilité des agrégats et le taux d'infiltration de l'eau des sols, pourraient s'avérer conséquents. Certains travaux comme le projet Cartopaille, ont montré qu'il est possible d'exporter, dans certains cas, jusqu'à 30 % des pailles récoltables sans pour autant qu'il y ait de diminution du stock de carbone dans le sol (FRCA Picardie & COOPENERGIE® Picardie, 2008). De son côté, l'ONRB indique qu'environ 40 à 50 % des pailles récoltables pourraient être exportés sans risque d'altération de la fertilité des sols (ONRB & FranceAgriMer, 2020). En France, le gisement de pailles de céréales mobilisable pour l'énergie sans risque d'érosion des sols atteindrait 4 millions de tonnes (Projet SRC+, 2014). Une étude ACV menée par Gabrielle & Gagnaire (2008) indique que l'utilisation des pailles pour la production d'énergie génère des avantages considérables en termes de réduction des émissions de GES par rapport aux énergies fossiles. L'ADEME souligne ces mêmes avantages par rapport aux énergies fossiles et rappelle également que les bilans GES des méthaniseurs utilisant des résidus de cultures annuelles sont meilleurs que ceux des digesteurs utilisant des cultures dédiées (ADEME, 2017). En effet, l'énergie nécessaire à la production et à l'utilisation de cultures dédiées représenterait 44 % de l'énergie produite par le digesteur alors que celle du digesteur alimenté par des résidus de culture représenterait seulement 26 % de sa production d'énergie (Almansour, 2011).

➔ L'exportation massive des pailles pour la production de bioénergie expose les parcelles de grandes cultures à un risque de diminution du stock de carbone organique du sol et donc à une détérioration des propriétés physiques et biologiques de ce dernier. Des évaluations locales sont nécessaires pour déterminer le taux d'exportation maximal des pailles restant acceptable pour le maintien ou la restauration de la qualité du sol. L'utilisation de ce gisement de biomasse pour la production d'énergie permettrait une réduction des émissions de GES.

1.6.3.2 Impacts sur le cycle de l'azote

Les résidus de culture jouent un rôle très important sur le plan agronomique, du fait de leur transformation biologique dans les sols, conduisant à leur intégration à la matière organique du sol mais aussi à leur minéralisation partielle. Ce processus fait intervenir de nombreux micro-organismes décomposeurs et permet, à terme, la libération d'éléments minéraux nutritifs comme l'azote, le phosphore ou le soufre contenus dans cette matière organique. Le retour au sol des pailles permet donc un apport d'azote non négligeable d'environ 6 kg d'azote par tonne de paille (FRCA Picardie & COOPENERGIE® Picardie, 2008). Si la paille est exportée des parcelles, deux effets sont pointés du doigt. Tout d'abord, un effet à court terme qui se traduit par une augmentation de la quantité d'azote minéral en sortie d'hiver par rapport à une situation d'enfouissement des pailles (moindre immobilisation). Et un second effet à plus long terme induit par la restitution réduite de matière organique et donc par une diminution du stock d'azote organique du sol, provoquant une diminution de la minéralisation nette de l'azote au bout d'une dizaine d'années.

Concernant les émissions dans l'environnement d'éléments azotés, les résultats sont assez variables. D'après une étude ACV comparant les impacts environnementaux de la filière complète de production de bioéthanol à partir de pailles à ceux liés à l'utilisation de carburants fossiles, les impacts en terme d'eutrophisation des écosystèmes et d'acidification atmosphérique étaient légèrement défavorables au scénario du bioéthanol (Gabrielle & Gagnaire, 2008). Ces résultats s'expliquent notamment du fait de la compensation du déficit en azote par de la fertilisation, et les auteurs avancent une différence maximale de 8 % par rapport au scénario avec incorporation des pailles. Toujours dans cette étude, des simulations réalisées avec le modèle CERES ont montré que l'exportation des pailles des parcelles a eu pour effet de diminuer les pertes de nitrates par lixiviation et la volatilisation de l'ammoniac. Les mécanismes liés à ces diminutions restent encore mal compris et pourraient s'expliquer par une diminution de l'incorporation des pailles, limitant ainsi leur minéralisation sur le long terme, difficilement contrôlable et pouvant générer plus de pertes de nitrates et d'ammoniac (Catt et al., 1998). Cependant, d'autres auteurs expliquent que, sur le court terme, l'incorporation des pailles permet une immobilisation temporaire de l'azote minéral par la microflore du sol du fait de leur rapport C/N élevé (Silgram & Chambers, 2002 ; Garnier et al., 2003). Cette immobilisation peut entraîner une baisse des pertes de nitrates pendant l'hiver, mais ce phénomène n'est pas toujours constaté (Thomsen & Christensen, 1998) et reste dépendant de nombreux facteurs comme par exemple la teneur en azote des pailles (Mitchell et al., 2001). D'après Gabrielle & Gagnaire (2008), l'exportation des pailles aurait également l'avantage de limiter les émissions de N₂O. Les mécanismes sont encore peu étudiés, mais certains auteurs attribuent cela à la réduction du potentiel de dénitrification du sol engendré par la baisse des apports de matière organique (Avalakki et al., 1995 ; Cai et al., 2001). Ces résultats semblent dépendants du type de sol, des conditions climatiques (Cai et al., 2001) et des pratiques culturales (Hao et al., 2001).

➔ L'effet global sur les stocks d'azote des sols induit par l'exportation des pailles est dépendant de la fréquence et de la durée des pratiques d'exportation, au même titre que pour les stocks de

carbone du sol. Malgré des études présentant des résultats variables, l'exportation des pailles ne semble pas présenter un risque majeure d'émissions d'éléments azotés supplémentaires vers l'environnement. Des études supplémentaires semblent nécessaires pour améliorer la compréhension des mécanismes impliqués et adapter les exportations en fonction des conditions pédoclimatiques.

1.6.3.3 Impacts sur le cycle de l'eau

Les résidus de culture jouent un rôle important dans la conservation des sols et de l'eau, et leur exportation pour la production de bioénergie peut donc avoir un impact significatif sur les bilans hydriques et la qualité de l'eau (Delgado, 2010 ; Vaisman, 2018). L'enlèvement excessif des résidus de culture peut en effet favoriser l'encroûtement du sol via le colmatage des macroporosités par de fines particules (Blanco-Canqui & Lal, 2009). Ce phénomène d'encroûtement a pour effet de réduire la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol et d'augmenter le ruissellement de surface. Cette augmentation du ruissellement de surface accentue également les phénomènes d'érosion des sols et les pertes de sédiments et de nutriments (Ale et al., 2019). L'érosion du sol, le ruissellement de l'eau et la lixiviation d'éléments nutritifs, tels que l'azote et le potassium extractible du sol, sont modérés lorsque le taux d'exportation des résidus de culture ne dépasse pas 30 % (Battaglia et al., 2021). D'autres études ont montré qu'un taux d'exportation des cannes de maïs compris entre 30 et 50 % permettait de limiter l'érosion du sol. D'après la synthèse proposée par Ale et al. (2019), une grande prudence est de mise dans la détermination des taux d'exportation limites des résidus pour les différentes cultures.

➔ L'exportation massive des résidus de cultures présente un risque d'encroûtement et d'érosion des sols, affectant à la fois les bilans hydriques et la qualité de l'eau. Le taux d'exportation représente une variable d'ajustement importante à étudier plus en détails, en tenant compte de la nature des cultures et des conditions pédoclimatiques.

1.6.3.4 Impacts sur la biodiversité

De manière générale, les résidus de culture constituent une ressource trophique pour les organismes vivants du sol. Ils soutiennent donc l'activité biologique du sol (Vaisman, 2018). Une grande variété d'êtres vivants est donc dépendante de ces apports de matière organique, et une succession d'invertébrés et de communautés microbiennes intervient dans leur décomposition (Bastian et al., 2009). Peu de données sont disponibles concernant les impacts sur la biodiversité liés à l'exportation des pailles, mais certaines études ont conclu que les pailles étaient une source d'alcalinité pour le sol et que leur exportation contribuait à augmenter le risque d'acidification de ce dernier. La diminution du pH du sol peut altérer ses propriétés physiques. Elle perturbe également les organismes du sol (FRCA Picardie & COOPENERGIE® Picardie, 2008). La sensibilité de la biologie des sols vis-à-vis des changements de gestion des pailles de canne à sucre a fait l'objet de plusieurs études (Carvalho et al., 2017). Celles-ci ont montré notamment que le niveau de couverture par les pailles de canne à sucre influence l'abondance et la diversité de la macrofaune et de la biomasse microbienne du sol (Cerril et

al., 2004 ; Souza et al., 2012). Le fait de laisser les pailles de cannes à sucre au champ permet d'accroître la biodiversité et l'activité des organismes indispensables à la bonne santé des sols (Lavelle et al., 2006 ; Aquino et al., 2008 ; Portilho et al., 2011). Menandro et al. (2019) ont également mis en évidence une diminution de la macrofaune du sol ainsi que la dégradation des propriétés physiques du sol dans le cas d'exportation trop importante de paille de canne à sucre.

→ Peu d'études ont été répertoriées sur le sujet des impacts de l'exportation des résidus de cultures annuelles sur la biodiversité. La plupart des articles recensés traitent des pailles de canne à sucre et tendent à montrer des impacts négatifs liés à leur exportation sur la macrofaune et les écosystèmes microbiens des sols.

1.6.3.5 *Bonnes pratiques et points d'attention*

Dans le contexte de l'initiative internationale « 4 pour 1000 », engageant les acteurs du monde agricole vers une transition agroécologique et encourageant un stockage supplémentaire de carbone dans les sols agricoles, l'exportation des pailles apparaît comme contre-intuitive. L'intérêt de l'utilisation des pailles pour la production de bioénergies dans la réduction des émissions de GES est réel, et un équilibre doit être trouvé entre production de bioénergie et maintien de la fertilité des sols. La capacité et les modalités d'exportation des pailles doivent être raisonnées à la parcelle en fonction du contexte pédoclimatique et des rotations culturales dans le but d'ajuster le taux de prélèvement au cas par cas. Des mesures compensatoires pourraient également être envisagées (cultures intermédiaires, réduction de la profondeur de travail du sol, etc.) pour maintenir la teneur en carbone organique et ainsi limiter les effets négatifs. D'autre part, ces exportations de matière organique doivent être compensées par des techniques substitutives, comme par exemple le retour au sol des vinasses de biocarburants ou des digestats de méthanisation (Vaisman, 2018). La qualité et la quantité de ces retours au sol doivent être vérifiées et complétées par d'autres apports de matières organiques comme des effluents d'élevages. Il semble donc important de prendre en compte l'hétérogénéité des territoires, avec par exemple le cas de l'Île de France, grande plaine céréalière avec peu d'élevage à proximité pour une éventuelle compensation de la matière organique perdue avec l'export des pailles (Vaisman, 2018).

En plus de l'effet de maintien de la stabilité des agrégats du sol induit par l'incorporation des résidus de culture (Battaglia et al., 2021), il semble également important de prendre en compte les interventions supplémentaires des machines agricoles dans les parcelles pour leur collecte et leur exportation. Ces interventions supplémentaires peuvent accentuer l'effet de tassement au niveau des sols agricoles, obligeant une reprise mécanique et donc une dépense énergétique supplémentaire pour les cultures suivantes (Adamiade et al., 2011).

Les pailles, et les résidus de cultures de façon plus générale, ont été également identifiés comme des gisements intéressants pour la construction (biomatériaux) en plus de leur importance pour le secteur de l'élevage et de l'énergie. Le développement parallèle de ces différentes filières imposera aux différents acteurs de se coordonner pour ne pas demander plus de matière qu'il ne peut en être

recupéré au niveau des parcelles. Enfin, peu d'études existent concernant l'impact de l'exportation des pailles de céréales et d'oléagineux sur la biodiversité. Ces impacts gagneraient à être évalués de façon plus précise au vu des enjeux actuels.

1.6.4 Le retour au sol des vinasses issues de la production de biocarburants

Les différents procédés de production de biocarburants génèrent des coproduits qui correspondent aux fractions non valorisées en biocarburant de la matière première telles que les pulpes, les drèches et les vinasses pour le bioéthanol, et les tourteaux et la glycérine pour le biodiesel. La glycérine est valorisée dans les domaines pharmaceutiques et cosmétiques. Les tourteaux, les drèches et les pulpes sont valorisés en alimentation animale des ruminants (Weiss et al., 2016) ou des monogastriques (Leibtag, 2008), alors que les vinasses de distillerie sont majoritairement valorisées par épandage sur les terres agricoles. Ces vinasses forment un résidu appauvri en carbone mais avec des quantités d'azote, de phosphore et de potassium importantes. C'est pour cela que les vinasses sont très souvent utilisées par les agriculteurs pour l'amendement naturel des sols, contribuant ainsi au recyclage des éléments fertilisants. Cependant, d'autres options de valorisation pourraient s'avérer plus efficaces d'un point de vue économique et environnemental et pourraient permettre aux industries productrices de biocarburants de se rapprocher un peu plus du concept de bioraffinerie en valorisant, par exemple, les vinasses par méthanisation (Parsaee et al., 2019 ; Moraes et al., 2015). Il existe cependant une grande variabilité dans la composition chimique des vinasses issues des différentes voies de production de biocarburant (Wilkie et al., 2000), engendrant des problématiques et des solutions de valorisation différentes.

L'utilisation des vinasses comme engrais dans la fertirrigation est devenue courante dans les raffineries de canne à sucre dès les années 1980. La fertirrigation consiste en l'infiltration de vinasse brute dans le sol par irrigation de cultures de canne à sucre (Camargo et al., 2009). Cette pratique a notamment permis aux agriculteurs une plus grande autonomie financière en réduisant leurs achats d'engrais chimiques. L'utilisation de la vinasse en fertirrigation permet une utilisation rationnelle des ressources naturelles (eau et nutriments) en fertilisant les terres agricoles (Fuess & Garcia, 2014). Cette méthode a pour avantages un faible coût d'entretien et une application rapide ne nécessitant pas de technologies complexes et augmentant le rendement des cultures (Santana & Machado, 2008; Camargo et al., 2009). Pour les mêmes raisons que citées précédemment, les vinasses de canne à sucre sont parfois utilisées en culture hydroponique (Sydney et al., 2021).

Cependant, de nombreuses études ont mis en évidence plusieurs impacts négatifs probables quant à l'utilisation excessive des vinasses en épandage, comme par exemple la détérioration de la structure des sols ou encore la pollution des ressources en eau. Selon la littérature, l'épandage des vinasses peut provoquer une salinisation des sols, un lessivage des métaux présents dans les sols vers les eaux souterraines, des modifications de la qualité du sol en créant un déséquilibre au sein des nutriments (Agrawal et Pandey, 1994), une réduction de l'alcalinité des sols cultivés (Kumar & Viswanathan, 1991), une augmentation de la phytotoxicité (Christofolletti et al., 2013) et des odeurs désagréables (Navarro et al., 2000 ; Santana & Machado, 2008). Certaines études ont également montré une augmentation

des émissions de N_2O par l'accentuation du phénomène de dénitrification suite à l'apport de vinasses sur des parcelles de canne à sucre (Benoît et al., 2014 ; Carmo et al., 2013). Cayuela et al. (2010) ont observé que l'ajout de résidus de biocarburants de première génération entraînait des émissions totales de N_2O allant de 2,5 % à 6,0 % de l'azote appliqué. Quant aux résidus de biocarburants de deuxième génération, ces derniers généraient des émissions allant de 1 à 2 % de l'azote appliqué alors que les pailles de blé brutes émettaient 0,8 % de l'azote appliqué sous forme de N_2O . Selon Santana & Machado (2008), la fertirrigation semble être une pratique donnant l'illusion de résoudre efficacement le problème de l'élimination des vinasses. D'autre part, certains paramètres environnementaux peuvent être pris en compte dans la fertirrigation pour limiter son impact environnemental, tels que le type de sol, la distance aux plans d'eau, la capacité au champ du sol (rétention d'eau) et le pourcentage de sels dans le sol (Laimé et al., 2011).

Le plus souvent, les vinasses de betteraves sucrières sont considérées comme des MAFOR (matières fertilisantes d'origine résiduaire) et sont utilisées pour la fertilisation des sols agricoles dont les betteraves sont issues (Houot et al., 2014). Ces vinasses peuvent aussi être concentrées et vendues pour leur teneur en éléments fertilisants et notamment en potassium. FranceAgriMer estime que 300 000 t de vinasses ont intégralement été valorisées en épandage agricole direct (produit normalisé). Comme pour l'utilisation des vinasses de canne à sucre, certains effets négatifs liés à l'utilisation des vinasses de betterave ont été mis en évidence. Ces vinasses seraient riches en cations monovalents et chargées en éléments en suspension qui se déposeraient au sein des microporosités du sol et entraîneraient leur obstruction (Liu & Haynes, 2011). Tejada et al. (2008) ont également montré une augmentation de la densité apparente et une baisse de la stabilité structurale de certains sols suite à des apports de vinasses de betterave.

Plusieurs auteurs ont montré l'intérêt d'un compostage ou d'un traitement anaérobie (par méthanisation) de ces vinasses en amont de leur épandage. Le compostage de la partie solide de la vinasse avec des résidus de cultures permettrait d'améliorer de manière significative les propriétés du sol et ce, dès la première année de l'apport (Tejada et al., 2008, 2009). Madejón et al. (2001) ont également montré l'intérêt de l'utilisation de composts de vinasse pour se passer des engrais minéraux tout en observant de bons effets sur les cultures et une absence de salinisation des sols avec les quantités testées. Les digestats de méthanisation, avant ou après compostage, sont également efficaces pour la fertilisation des sols agricoles car ces derniers conservent l'intégralité des éléments fertilisants (Chuda & Ziemiński, 2021 ; Meixner et al., 2015 ; Monlau et al., 2015). Une étude a observé des effets positifs sur la densité apparente et la conductivité hydraulique liés à des apports de digestats de vinasse (Pathak et al., 1999).

Enfin, certaines études ont montré qu'il était possible de pyrolyser les vinasses et ainsi d'obtenir, entre autre, du biochar valorisable comme amendement pour les sols agricoles. L'application de biochar est considérée comme un moyen de séquestrer du carbone tout en améliorant les fonctions des sols. Ghysels et al. (2019) ont montré qu'il était alors possible d'ajuster les paramètres du procédé de pyrolyse de vinasse de seconde génération pour jouer sur la composition du biochar obtenu.

→ Les vinasses de biocarburant disposent d'un potentiel fertilisant certain mais plusieurs études révèlent des impacts négatifs, notamment sur les sols et la qualité de l'eau. Comme pour les digestats de méthanisation, les bonnes pratiques d'épandage sont indispensables à mettre en œuvre pour minimiser ces impacts. D'autres voies de valorisation comme la méthanisation ou la pyrolyse semblent être privilégiées pour ce produit résiduaire encore riche d'un point de vue énergétique.

1.6.5 Synthèse des impacts environnementaux liés aux filières biocarburants

La substitution des énergies fossiles par les biocarburants pourrait permettre une réduction des émissions de GES, contribuant ainsi à la lutte contre le changement climatique à l'échelle globale. De nombreuses études d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) ont été réalisées sur le sujet et les résultats montrent une forte variabilité selon les filières et les conditions de production ; et des débats persistent au sujet de certaines filières de production de biocarburant de 1^{ère} génération. Les cultures annuelles, les cultures pérennes et les résidus de cultures sont des gisements de biomasses agricoles pouvant être utilisés pour la production de biocarburants mais qui génèrent des impacts environnementaux très différents.

L'utilisation de cultures annuelles pour la production de biocarburant 1^{ère} génération entre en compétition directe avec la production alimentaire et accentue la pression autour des terres agricoles, provoquant des impacts environnementaux plus ou moins marqués en fonction du type de Changement d'Affectation des Sol direct (CASd) ou indirect (CASi) engendré. Ces impacts portent sur la biodiversité, le cycle de l'azote, du carbone et de l'eau, et dépendent des pratiques culturales mises en œuvre (intrants, travail du sol, etc.). Ces impacts sont similaires à ceux engendrés par la production de cultures alimentaires avec le plus souvent l'utilisation de modèles agricoles intensifs. Si d'importantes précautions ne sont pas mises en place, l'augmentation des cultures énergétiques annuelles pourrait notamment accentuer la pression sur la ressource en eau et la dégradation de sa qualité. De plus, les impacts sur la biodiversité liés à l'implantation de cultures annuelles dédiées aux bioénergies sont très majoritairement négatifs. Ces derniers peuvent être très importants dans le cas d'un CAS impliquant la conversion d'une parcelle de forêt, de prairie, de zone humide, en parcelle agricole. Les CASi occasionnés sont difficilement identifiables et restent à surveiller, même si pour le moment les simulations se veulent rassurantes.

Les impacts environnementaux liés à la production de cultures pérennes (miscanthus et switchgrass) dédiées à la production de biocarburant de 2^{ème} génération sont assez largement étudiés. Ces cultures ont une probabilité moins importante de rentrer en concurrence avec la production alimentaire et présentent de nombreux avantages environnementaux du fait de leur capacité à stocker du carbone dans les sols et leurs faibles besoins en intrants, limitant les risques de lixiviation de nitrates et d'émissions de N₂O et de NH₃, participant ainsi à l'amélioration de la qualité de l'eau. Des effets positifs sur la biodiversité ont également été observés lorsque des cultures énergétiques pérennes sont implantées sur des sols dégradés ou abandonnés, et cultivées avec peu d'intrants. En revanche, si ces cultures sont implantées au niveau de zones sensibles à forte valeur environnementale (forêts, prairies naturelles, zones humides, etc.), les impacts sur la biodiversité sont négatifs. Un point d'attention concerne les besoins en eau de ces cultures qui pourraient, dans certains contextes pédoclimatiques et à grande échelle, diminuer la recharge des nappes souterraines.

L'exportation massive des pailles pour la production de biocarburants expose les parcelles de grandes cultures à un risque de diminution du stock de carbone organique du sol et donc à une détérioration des propriétés physiques et biologiques de ce dernier. L'exportation massive des résidus de cultures présente notamment un risque d'encroûtement et d'érosion des sols, affectant à la fois les bilans hydriques et la qualité de l'eau. Le taux d'exportation représente une variable d'ajustement importante qui doit être étudiée plus en détails en tenant compte des différentes cultures et

conditions pédoclimatiques. Des évaluations locales sont nécessaires pour déterminer un taux d'exportation maximal des pailles qui reste acceptable pour le maintien ou la restauration de la qualité du sol. L'effet global sur les stocks d'azote des sols induit par l'exportation des pailles est dépendant de la fréquence et de la durée des pratiques d'exportation, au même titre que pour les stocks de carbone du sol. Malgré des études présentant des résultats variables, l'exportation des pailles ne semble pas présenter un risque majeur d'émissions d'éléments azotés supplémentaires vers l'environnement. Des études supplémentaires semblent également nécessaires pour améliorer la compréhension des mécanismes impliqués et adapter les exportations en fonction des conditions pédoclimatiques. Enfin, peu d'études ont été répertoriées sur le sujet des impacts de l'exportation des résidus de cultures annuelles sur la biodiversité. La plupart des articles recensés traitent des pailles de canne à sucre et tendent à montrer des impacts négatifs liés à leur exportation sur la macrofaune et les écosystèmes microbiens des sols.

Enfin, les vinasses produites au cours de la synthèse des biocarburants sont actuellement retournées sur les sols agricoles. Ces vinasses disposent d'un potentiel fertilisant certain mais plusieurs études révèlent des impacts négatifs notamment sur la qualité des sols et de l'eau. Comme pour les digestats de méthanisation, les bonnes pratiques d'épandage sont indispensables à mettre en œuvre pour minimiser ces impacts.

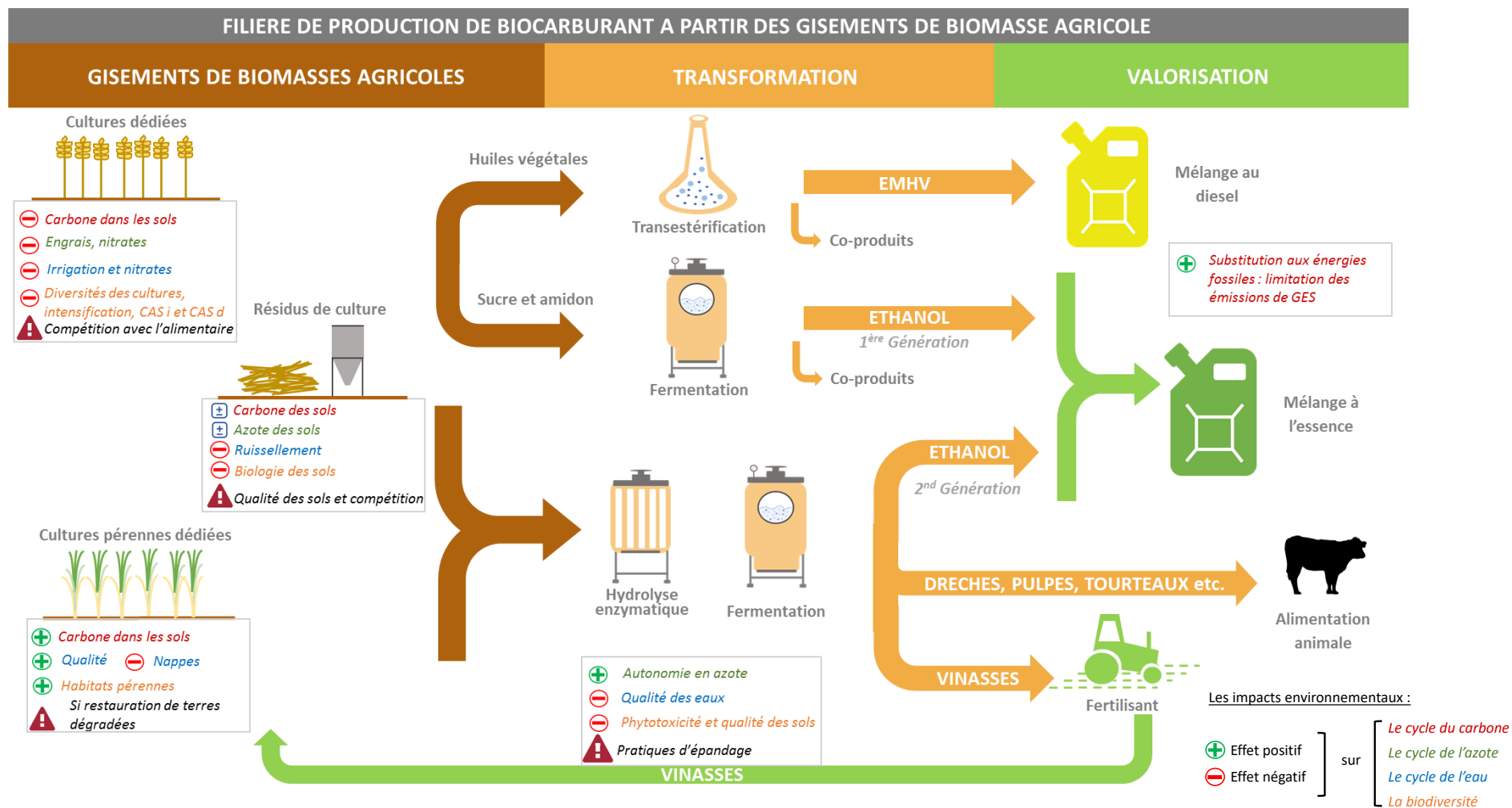


Figure 16 : Schéma de synthèse des impacts environnementaux liés à la production et à l'utilisation de différentes biomasses pour la production de biocarburants.

Note : Le schéma de synthèse ci-dessus propose une représentation globale mais simplifiée des résultats du rapport. Les impacts environnementaux indiqués sont uniquement qualitatifs et n'ont pas vocation à comparer les différents gisements de biomasse entre eux.

1.7 La filière méthanisation

La méthanisation est une technologie efficace pour l'atténuation des émissions de GES en se substituant d'une part aux énergies fossiles et en permettant d'autre part une alternative de gestion des effluents d'élevage et de la fertilisation des cultures (Esnouf et al., 2021 ; Boulamanti et al., 2013). Certaines sources estiment que les émissions de GES du biométhane pourraient être jusqu'à 10 fois inférieures à celles du gaz fossile (Sénat, 2021), avec cependant des différences selon le fonctionnement des systèmes, le mode d'approvisionnement des biomasses (Poeschl et al., 2012a), etc. L'utilisation de cultures dédiées, par exemple, diminuerait fortement l'intérêt de la méthanisation dans la stratégie de réduction des émissions de GES (Styles et al., 2022 ; Boulamanti et al., 2013). Ces estimations se basent sur les résultats d'analyse de cycle de vie (ACV) et couvrent l'ensemble des émissions de la chaîne de production de biogaz, de l'obtention des biomasses jusqu'au retour au sol du digestat.

Près de la moitié des sites de méthanisation appartiennent à des agriculteurs et 90 % de la biomasse entrante dans la filière est d'origine agricole (Chambres d'agriculture France, 2022). Le développement de cette filière de production de bioénergie induit par conséquent des sollicitations supplémentaires vis-à-vis de la biomasse agricole, ainsi que des impacts environnementaux liés à la production de cette biomasse, au retour au sol du digestat et au procédé de méthanisation en lui-même. Les risques environnementaux associés au procédé de méthanisation correspondent notamment aux émissions de méthane, de N₂O (INERIS, 2015) et de SO₂ ayant lieu au cours des étapes de production du biogaz (Börjesson & Berglund, 2006, 2007). L'étape d'utilisation du biogaz génère également des impacts environnementaux avec des émissions de monoxyde de carbone, de NO_x et d'hydrocarbures imbrûlés (Börjesson & Berglund, 2006). En général, la variabilité des taux d'émissions des filières d'utilisation du biogaz (cogénération, biocarburant, injection dans le réseau de gaz de ville) est principalement due aux différences d'efficacité des systèmes de conversion énergétique, et donc aux échelles de substitution potentielle des combustibles fossiles (Poeschl et al., 2012b). La quantité d'émissions dues à la valorisation du biogaz dépend des systèmes de conversion énergétique et pourrait représenter jusqu'à 65 % des émissions totales des GES du cycle de vie (Pertl et al., 2010). Il existe également des risques industriels inhérents au procédé de méthanisation, comme des explosions et incendies (ARIA Développement Durable) pouvant entraîner des dégâts humains et matériels, ainsi que des émissions nocives pour l'environnement, dont la maîtrise apparaît comme indispensable au déploiement et à l'acceptabilité de cette technologie. De plus, Cramer et al. (2019) ont souligné l'existence de sources de pollution lors de la manipulation et du stockage des matières organiques sur le site de méthanisation. Les jus d'ensilage sont fortement concentrés en matière organique et peuvent par exemple être entraînés par les eaux pluviales et avoir un impact considérable sur la vie aquatique. Enfin, la manipulation, le stockage et le retour au sol des digestats de méthanisation peuvent également être source d'émission de GES (Boulamanti et al., 2013) et avoir des impacts sur les sols (Karimi et al., 2022) et les eaux (Comité Stratégique de Filière – GT Biogaz – Sous-GT Externalités Impact des digestats de méthanisation sur la qualité de l'eau, 2021). Les impacts environnementaux liés aux digestats de méthanisation seront traités en détails dans la suite de ce rapport.

Les autres risques environnementaux sont des risques agricoles liés à la production et au prélèvement de la biomasse. Même si l'utilisation de cultures énergétiques dédiées est limitée en France, ces dernières sont pointées du doigt car elles sont en compétition directe avec la production alimentaire. A l'inverse, les CIVE (cultures intermédiaires à vocation énergétique), les effluents d'élevage et les résidus de culture ne sont pas en compétition directe avec la production alimentaire, mais leur utilisation en méthanisation peut engendrer des changements de pratiques importants. Même si la méthanisation représente actuellement une solution essentielle pour la décarbonation du secteur de l'énergie et compatible avec les mutations agroécologiques en cours, les impacts environnementaux liés à son développement et aux changements de pratiques induits sont à étudier dans le but de définir les conditions de durabilité de cette filière (APIVAL - Beline et al., 2021).

1.7.1 Les cultures intermédiaires à vocation énergétiques (CIVE)

Pour ne pas accentuer la pression sur les terres agricoles, une partie de la biomasse utilisée pour la production d'énergie provient d'intercultures, produites entre deux cultures principales. Légalement, la culture principale d'une parcelle se définit, soit comme la culture présente le plus longtemps sur un cycle annuel, soit comme la culture identifiable entre le 1^{er} mars et le 15 juillet sur la parcelle (en place ou restes après récolte), soit comme la culture commercialisée sous contrat (article L. 541-39 du code de l'environnement). Parmi les intercultures, il est possible de distinguer les cultures intermédiaires multi-services (CIMS) et les cultures intermédiaires à vocation énergétique (CIVE). Les CIMS sont utilisées pour produire des services écosystémiques en période d'interculture et ne sont pas obligatoirement récoltées, mais souvent enfouies ou laissées en surface du sol (Justes & Richard, 2017) alors que les CIVE sont récoltées et utilisées pour la production d'énergie, principalement par méthanisation (Figure 17). Les impacts environnementaux générés par la production de CIVE sont donc liés à un changement de cycle cultural et à la production additionnelle de biomasse sur une même parcelle, et non plus à un CAS. On peut distinguer les CIVE d'été (sorgho, maïs, tournesol, etc.) et les CIVE d'hiver (seigle, triticale, vesce de printemps, pois fourrager, etc.) en fonction de leur place dans la rotation culturale. Ces cultures ne sont pas récoltées à maturité et sont utilisées comme intrants dans les méthaniseurs, limitant ainsi le recours à des cultures principales dédiées. Les CIVE permettent donc une production supplémentaire de biomasse pour une même surface agricole tout en présentant certains avantages agronomiques (lutte contre les adventices, limitation du lessivage des nitrates, etc.). D'après les scénarios ADEME (ADEME, 2018), et ceux des associations Négawatt et Solagro, la stratégie de développement de la méthanisation en France dépend de la production massive de CIVE. Cependant, la conduite des CIVE a tendance à s'intensifier par rapport à un couvert non récolté dans le but d'augmenter la production. On observe alors l'utilisation d'intrants pour la fertilisation, la protection phytosanitaire ainsi que l'allongement des périodes de culture. De nombreuses interrogations se portent actuellement sur les effets agro-environnementaux de l'insertion des CIVE dans les systèmes de culture.

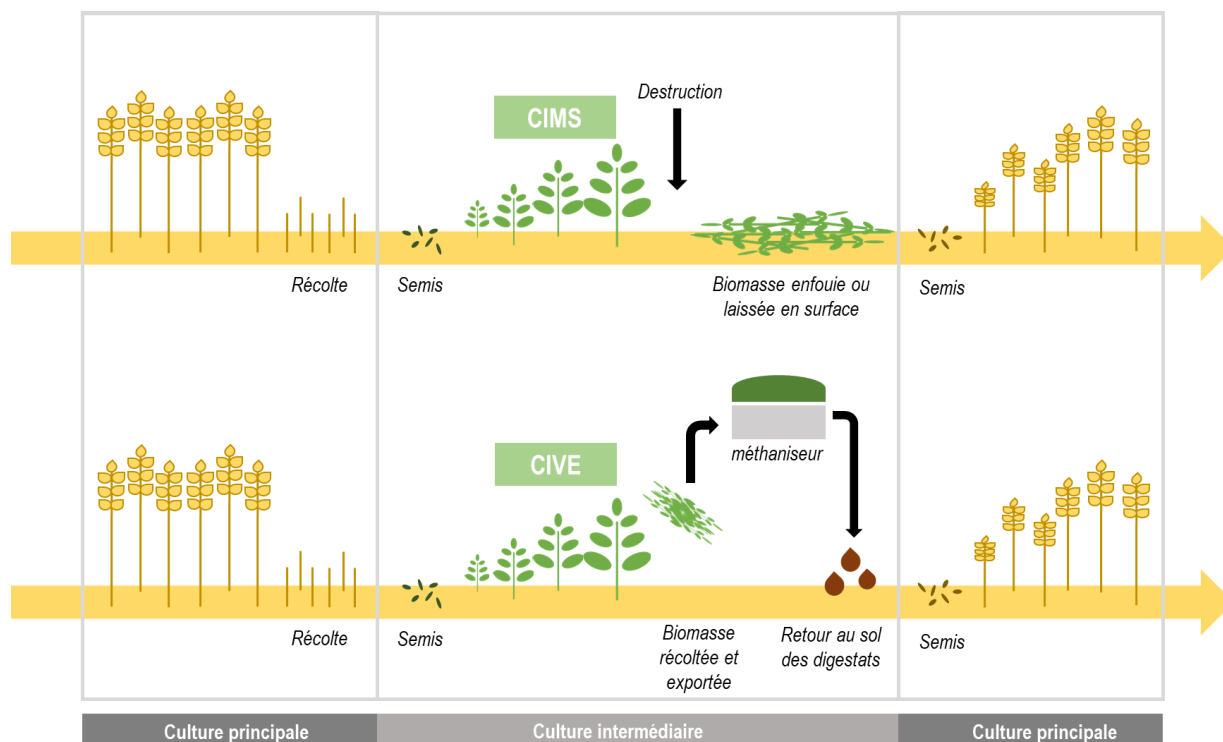


Figure 17 : Illustration des définitions de culture principale, de culture intermédiaire multi-service (CIMS) et de culture intermédiaire à vocation énergétique (CIVE ; Adaptée de WWF France, 2020).

1.7.1.1 Impacts sur le cycle du carbone : les stocks de carbone du sol

Les effets de la mise en place de CIVE sur le carbone du sol concentrent actuellement un certain nombre de questionnements. Le fait d'introduire une culture intermédiaire permet de restituer du carbone au sol, mais dans le cas d'une CIVE, la majeure partie de la biomasse aérienne est exportée de la parcelle pour produire de l'énergie par méthanisation. Cependant, la biomasse racinaire et une partie de la biomasse aérienne sont laissées au champ et une partie du carbone exporté peut être restituée via les apports de digestat. En effet, Levavasseur et al. (2022) ont mis en évidence un stockage additionnel de carbone dans le sol allant de 0,01 à 0,12 tC.ha⁻¹.an⁻¹ suite à l'introduction d'une culture de CIVE, pour différents cas types et en comparaison à un système avec sol nu ou culture intermédiaire non récoltée. Ces chiffres ont été obtenus suite à la simulation sur 30 ans de 13 cas-types français avec le modèle de digestion anaérobie Sys-Metha combiné avec le modèle AMG pour simuler l'évolution des stocks de carbone dans le sol. Ces résultats s'expliquent par des entrées au sol de carbone plus élevées dans les scénarios avec CIVE et générant plus de carbone humifié sous forme de matière organique du sol, malgré l'exportation de biomasse, grâce (i) à la production de biomasse plus élevée pour les CIVE (6,7 à 11,1 tMS.ha⁻¹) que pour les autres cultures intermédiaires (environ 2 tMS.ha⁻¹) et (ii) au retour au sol des digestats. Néanmoins, à production égale de biomasse, un système incluant une CIVE et le retour au sol du digestat correspondant, stockerait légèrement moins de carbone dans les sols qu'un couvert non récolté. Les auteurs reconnaissent des incertitudes sur certains paramètres du modèle, mais expliquent également que celles-ci n'impactent pas les conclusions de leur étude.

Une autre étude réalisée précédemment a obtenu des résultats concordants à partir de simulations réalisées également avec le modèle AMG (Marsac et al., 2019) ou avec d'autres modèles (RothC et C-TOOL ; Seitz et al., 2022). D'après les auteurs de ces différentes études, ces résultats gagneraient à être validés par des expérimentations de terrain suivies sur le long terme. L'enjeu est de taille, car l'introduction de cultures intermédiaires dans les systèmes agricoles actuelles est une solution pour augmenter le stockage de carbone identifié dans l'étude 4 pour 1000, qui estime un gain moyen de 2,3 % par an (Pellerin et al., 2021). Enfin, d'autres études ont mis en avant l'effet du type de sol et de la nature du couvert sur le niveau de stockage de carbone (Marsac et al., 2019). Certains auteurs suggèrent le choix d'espèces végétales ayant un ratio de biomasse souterraine/aérienne élevé, comme c'est le cas des graminées, pour augmenter le stockage de carbone lié aux cultures intermédiaires (Constantin et al., 2011), le carbone racinaire étant plus efficacement stabilisé que le carbone de la biomasse aérienne (Chenu et al., 2019).

→ D'après des résultats de simulations, bien que la majeure partie de la biomasse aérienne des CIVE soit exportée de la parcelle pour la méthanisation, l'introduction des CIVE présente un intérêt pour les stocks de carbone du sol. Cela s'explique d'une part par des rendements en biomasse élevés (et donc des retours au sol de carbone aérien et racinaire) et un retour au sol des digestats permettant de restituer du carbone stabilisé par la digestion anaérobie.

1.7.1.2 Impacts sur le stock d'azote dans le sol

L'introduction d'une CIVE dans une succession de cultures peut également avoir des effets sur la disponibilité de l'azote pour les cultures principales. Contrairement à une culture intermédiaire enfouie après destruction, jouant ainsi le rôle d'engrais vert, la CIVE est exportée de la parcelle. Par rapport à un sol nu, les cultures intermédiaires, tout comme les CIVE, vont permettre de valoriser l'azote minéral disponible pendant l'interculture. Plusieurs auteurs ont rapporté une réduction de près de 50 % des niveaux d'azote minéral du sol au moment de la destruction des cultures intermédiaires par rapport au niveau observé sur sol nu (Alvarez et al., 2017 ; Marsac et al., 2019). En effet, le projet OPTICIVE a permis de mesurer l'état des reliquats azotés en entrée et sortie d'hiver de sol sous différentes CIVE d'hiver (avoine, triticale, seigle et association d'espèce avec légumineuses) et d'un sol nu (témoin), deux années consécutives. Les résultats présentent une réduction de près de 50 % des reliquats d'azote minéral sous quasiment toutes les CIVE étudiées, confirmant ainsi la capacité des CIVE à puiser l'azote minéral du sol et d'assurer ainsi un rôle de piège à nitrates (Marsac et al., 2019). Le niveau de réduction des reliquats d'azote minéral est néanmoins dépendant de nombreux facteurs environnementaux (nature du sol, drainage hivernal, etc.) ainsi que de la date de récolte des CIVE : plus une CIVE est récoltée tardivement, plus la période d'absorption de l'azote est importante et plus les reliquats sont faibles (Launay et al., 2022). En revanche, de faibles quantités d'azote minéral disponible peuvent entraîner un stress pour la culture principale implantée par la suite. Ce stress est variable en fonction de la saison à laquelle est cultivée la culture principale ; les cultures de rente hivernales ayant des besoins initiaux en azote plus faible que les cultures estivales, il est plus rare de voir un stress lié à la dette en azote générée par l'interculture précédente (Marsac et al., 2019). Cette

dette en azote peut cependant être compensée de plusieurs façons, sans pour autant augmenter la fertilisation minérale de la culture principale, qui induirait des impacts environnementaux négatifs supplémentaires. Premièrement, l'introduction de culture de légumineuses comme CIVE permettrait de limiter la faim en azote pour la culture suivante (Recherches en cours, Olivier Thérond, INRAE). Deuxièmement, le retour au sol des digestats de méthanisation générés par la digestion anaérobie des CIVE permettrait une source d'azote minérale pouvant minimiser le stress sur la culture principale et couvrir également les besoins des intercultures (Launay et al., 2022). La digestion anaérobie étant un processus biologique permettant la minéralisation d'une partie de l'azote organique, l'application du digestat permet la restitution d'une grande partie de l'azote consommée par les CIVE (à l'exception des pertes par volatilisation au cours du stockage et de l'épandage du digestat), sous une forme directement assimilable par la culture (Esnouf et al., 2021). En plus de cela, l'application du digestat peut être programmée dans le but d'apporter cet azote minéral au moment où les besoins de la culture sont à leur maximum (Möller & Stinner, 2009). Ces points seront abordés dans le détail dans la partie 1.7.7.

1.7.1.3 *Impacts sur la lixiviation de nitrate*

L'implantation d'une CIVE, notamment à l'automne, permet donc d'absorber une grande partie de l'azote minérale du sol pendant la période de drainage, réduisant ainsi les pertes d'azote par lixiviation comparé à des sols laissés nus (Justes et al., 2012). Même si ce service écosystémique est plus marqué chez certaines cultures utilisées spécifiquement comme Culture Intermédiaire Piège à Nitrate (CIPAN), les CIVE, d'été comme d'hiver, représentent une stratégie valable de réduction du phénomène de lixiviation des nitrates (Launay et al., 2020). Les CIVE d'été et d'hiver ont montré une capacité de réduction de la quantité d'azote lixiviée respectivement de 40 % et 20 %, alors qu'une CIPAN permettait une réduction de plus de 50 % (Launay, 2022). Le degré d'efficacité varie néanmoins en fonction de l'espèce plantée. Une étude a rapporté une réduction de près de 70 % de la quantité d'azote lixiviée sous forme de nitrate grâce à l'implantation d'une interculture non-légumineuse alors que l'interculture constituée de légumineuses n'engendrerait qu'une réduction de 40 % par rapport à un sol nu (Tonitto et al., 2006). La vitesse de développement des CIVE est également un facteur influençant leur efficacité à réduire le lessivage de nitrate. Riau et al. (2021) ont par exemple montré que l'avoine noire réduisait davantage la lixiviation de nitrate de par son développement rapide et uniforme, comparé au ray-grass ou au colza fourrager, bien que ces derniers prélèvent plus d'azote au cours de leur développement. Il a également été montré que l'avoine noire cultivée sans engrais en tant que CIVE et récoltée au printemps, était plus efficace en terme de réduction des pertes de nitrate qu'une culture intermédiaire d'avoine noire laissée au champ (Möller & Stinner, 2009). Cela s'explique notamment par une date de destruction de la CIVE plus tardive que pour la culture intermédiaire ainsi qu'une libération d'azote par minéralisation moindre dans le cas d'une CIVE de par la faible quantité de résidus laissés au champ (Tribouillois et al., 2016). La restitution de l'azote absorbé par les CIVE se fait par l'intermédiaire du retour au sol des digestats, permettant ainsi un meilleur dosage de l'azote minéral appliqué et le choix d'une période limitant les risques de lixiviation de nitrate (Gunnarsson et al., 2011). D'après les études de modélisation réalisées par Malone et al. (2018) sur le seigle, la

fertilisation azotée appliquée à une CIVE dans le but d'optimiser les rendements, n'accentuerait pas la lixiviation de nitrates ; le phénomène serait même inverse. En effet, les résultats des modélisations tendent à montrer une diminution des pertes d'azote par lixiviation de l'ordre de 18 % dans le cas d'une CIVE fertilisée, du fait d'une absorption plus importante de l'azote et d'une minéralisation inférieure. La majorité des auteurs cités soulignent néanmoins la nécessité d'études de terrain sur le long terme pour corroborer les différents résultats obtenus par modélisation (Launay et al., 2022).

1.7.1.4 *Impacts sur les émissions de N₂O et de NH₃*

Il existe une forte corrélation entre la quantité d'azote minéral dans le sol et les émissions de N₂O, de telle sorte que la capacité d'un couvert à réduire les émissions de N₂O dépendrait de sa capacité à réduire la quantité d'azote minéral dans le sol (Launay, 2022). Comme évoqué précédemment, plusieurs études montrent que l'introduction de cultures intermédiaires permettrait de diminuer la quantité d'azote minéral dans les sols réduisant ainsi la part d'azote perdu sous forme de nitrates et les émissions de N₂O (Launay, 2022). Cependant, si ces cultures intermédiaires sont enfouies dans le sol, leur minéralisation engendre des émissions de N₂O tendant à compenser les réductions précédentes (Blanco-Canqui et al., 2015 ; Tribouillois et al., 2018 ; Guenet et al., 2021). Dans le cas des CIVE, une fraction importante de la biomasse aérienne est exportée et minéralisée au cours de la digestion anaérobie, permettant ainsi le retour au sol d'un digestat contenant des teneurs plus faibles en carbone labile (Möller & Stinner, 2009) et des résidus plus matures selon la définition proposée par Abalos et al. (2022), et pourrait engendrer moins d'émissions de N₂O que des résidus immatures. Des données supplémentaires semblent nécessaires pour étayer ce point. De plus, le stockage et le retour au sol des digestats de méthanisation générés par la valorisation des CIVE sont également associés à des émissions de NH₃. Ces impacts sont détaillés dans la partie 1.7.7 de ce rapport.

→ L'introduction des CIVE pourrait avoir un effet positif sur la gestion de l'azote, au moins par rapport à une situation en sol nu. Les CIVE peuvent réduire le phénomène de lixiviation des nitrates et d'émission de N₂O en absorbant l'azote minéral disponible pendant l'interculture. Par rapport à une culture intermédiaire restituée, les CIVE réduisent la disponibilité en azote pour la culture suivante, mais permettent d'éviter l'asynchronie entre la minéralisation des résidus et l'absorption de l'azote par la culture suivante grâce à la production de digestat contenant de l'azote directement utilisable. La compensation des dettes en azote générées par les CIVE, ainsi que la réduction des pertes d'azotes par émissions de N₂O et lixiviation des nitrates reposent sur un retour au sol maîtrisé du digestat produit. La production de CIVE peut néanmoins nécessiter une augmentation de la fertilisation azotée à l'échelle du système de culture pour permettre une augmentation de la production de biomasse. Les effets spécifiques du retour au sol des digestats sur la gestion de l'azote sont détaillés plus loin.

1.7.1.5 *Impacts sur le cycle de l'eau : réserve utile du sol, nappes souterraines et qualité de l'eau*

L'introduction de cultures supplémentaires dans une rotation peut également affecter les réserves en eau du sol ainsi que la recharge des nappes souterraines. D'après une méta-analyse réalisée par Meyer

et al. (2019), 90% des études analysées rapportent une réduction du drainage (-27 à -32 mm par rapport à un sol nu) faisant suite à l'introduction de cultures intermédiaires. Les résultats varient de façon importante en fonction des conditions pédoclimatiques, mais ils mettent en évidence des implications potentielles des CIVE sur la recharge des nappes, notamment dans les régions sèches. En se basant sur des simulations à long terme, certains auteurs rapportent également une réduction du drainage pour les CIVE implantées en été et en hiver, avec cependant un effet plus modéré pour les CIVE d'hiver (Launay et al., 2022). Cette diminution du drainage est causée par l'augmentation des prélèvements en eau et du phénomène de transpiration de la biomasse. La quantité de biomasse produite est positivement corrélée au niveau de transpiration et impacte donc le drainage. En revanche, d'après Meyer et al. (2020), il n'y aurait que peu de différences entre la quantité d'eau transpirée par des cultures intermédiaires classiques de type CIMS et des CIVE, malgré les écarts de rendements. La date de destruction de la culture a, quant à elle, un effet sur les réserves en eau du sol et donc sur l'état hydrique du sol pour la culture suivante (Alonso-Ayuso et al., 2014 ; Meyer et al., 2020). Par exemple, plus la date de destruction d'une CIVE d'hiver est tardive, plus la culture suivante est susceptible d'être confrontée à un stress hydrique plus ou moins prononcé en fonction des conditions pédoclimatiques (précipitations, réserve en eau du sol, etc.). Concernant les CIVE d'été, l'implantation d'un couvert végétal a pour effet de réduire la température de la surface du sol, limitant ainsi les pertes d'eau par évaporation par rapport à un sol nu (Blanco-Canqui et al., 2015). La diminution de ce phénomène d'évaporation est cependant à relativiser par rapport à la quantité d'eau transpirée par le couvert végétal. Dans certaines conditions, l'addition de ces deux phénomènes ne permet pas de mettre en évidence une diminution de la réserve en eau d'un sol couvert comparé à un sol nu (Marsac et al., 2019). Enfin, comparé à un sol nu, l'implantation d'une CIVE permet d'augmenter l'infiltration de l'eau à l'échelle du sol (Blanco-Canqui et al., 2015) et de réduire le ruissellement de surface (Yu et al., 2016). Du point de vue de la qualité de l'eau, l'introduction des CIVE permet une réduction de la lixiviation des nitrates en réduisant à la fois l'azote minérale disponible pendant l'interculture (Justes et al., 2012 ; Launay et al., 2020) et le drainage vers les nappes.

Le projet OPTICIVE a étudié les impacts des CIVE d'été et d'hiver sur les réserves en eau du sol en réalisant des mesures d'humidité pondérale sur différents horizons. Les résultats montrent une consommation d'eau importante attribuée aux différentes CIVE, laissant dans tous les cas un stock d'eau du sol réduit pour la culture principale suivante (Marsac et al., 2019). En fonction du niveau de déficit hydrique, les rendements de la culture suivante peuvent être plus ou moins impactés. D'autres auteurs ont également mis en évidence la diminution des réserves en eau des sols suite à l'implantation d'une culture intermédiaire détruite au printemps (Alonso-Ayuso et al., 2014 ; Blanco-Canqui et al., 2015 ; Meyer et al., 2020). La date de semis de la culture intermédiaire est un facteur déterminant pour la quantité d'eau drainée (Tribouillois et al., 2018 ; Meyer et al., 2020). Plus la date de semis est précoce, plus la biomasse produite est importante, et plus la culture intermédiaire aura un impact important sur la diminution du drainage et donc sur la recharge des nappes souterraines. Des compromis s'avèrent alors indispensables dans le cas d'une généralisation des CIVE sur un territoire. Enfin, il est important de mentionner que les CIVE d'été sont parfois irriguées dans le but

d'atteindre des rendements plus intéressants pour l'exploitant et que les conséquences sur les réserves en eau sont difficiles à estimer (Carton & Levavasseur, 2022).

➔ **Même si les CIVE présentent un intérêt certain dans la réduction du ruissellement et de l'érosion des sols, l'allongement de leur période de culture dans le but d'obtenir les meilleurs rendements risque d'engendrer une diminution des réserves en eau des sols pour les cultures suivantes et de limiter la recharge des nappes souterraines, provoquant ainsi des situations de stress hydrique pour les cultures suivantes. Ces risques dépendant fortement des conditions pédoclimatiques sont donc à étudier au cas par cas.**

1.7.1.6 Impacts sur la biodiversité

Il existe peu d'études portant sur les impacts spécifiques des CIVE sur la biodiversité. Cependant, certaines études réalisées avec des cultures intermédiaires ont étudié ces impacts et, même si des nuances existent entre le mode de conduite de ces cultures intermédiaires et celui des CIVE (souvent plus intensif pour ces dernières), leurs résultats permettent de dresser un premier état des lieux qui devra être affiné avec de futures études. D'après Blanco-Canqui et al. (2015), les cultures intermédiaires fournissent un habitat et des ressources alimentaires aux oiseaux, aux insectes et aux micro-organismes, favorisant ainsi la biodiversité. Des modélisations réalisées avec le modèle SALCA, ont révélé l'importance des cultures intermédiaires en tant que ressources alimentaires et abris potentiels pour les groupes d'espèces indicatrices tels que les oiseaux, les araignées, les carabes, les papillons, les abeilles sauvages et les sauterelles (Prechsl et al., 2017). Enfin, les cultures intermédiaires ont également tendance à accroître l'abondance des populations de vers de terre, entraînant une meilleure infiltration de l'eau et une stabilisation des agrégats du sol (Blanco-Canqui et al., 2015). A l'inverse, d'autres auteurs ayant réalisé une méta-analyse sur les effets des cultures intermédiaires sur la biodiversité ne disposaient pas de suffisamment de données pour quantifier les effets des cultures intermédiaires sur la conservation de la biodiversité, la pollinisation ou la régulation des ravageurs (Shackelford et al., 2019). Les premiers résultats du projet RECITAL soulignent néanmoins l'importance des CIVE pour les pollinisateurs, qui peuvent leur fournir des sources de nourriture dans les périodes de faible disponibilité alimentaire (RECITAL Projet, 2021).

Concernant la microflore du sol, les plantes de couverture (étude non spécifique aux CIVE) semblent favoriser l'augmentation de l'abondance et de l'activité microbienne au cours de leur croissance grâce à des apports de carbone provenant des exsudats racinaires et de la décomposition des racines (Blanco-Canqui et al., 2015). D'après Sharma et al. (2018), les cultures intermédiaires améliorent la santé globale du sol et fournissent un environnement durable pour les cultures principales. Par rapport à un sol nu, il a été montré que l'implantation d'une culture intermédiaire permettait d'augmenter significativement la biomasse microbienne du sol (Muhammad et al., 2021). Les auteurs rapportent une augmentation moyenne de 15 % de l'abondance des bactéries et de 19 % de l'abondance des champignons. Parmi les champignons, l'abondance des champignons mycorhiziens à arbuscules est augmentée de 26 % et la colonisation des racines par ces derniers est également augmentée de 13 % (Soti et al., 2016). Ces champignons mycorhiziens à arbuscules vivent en symbiose avec leurs plantes

hôtes et sont notamment responsables de l'amélioration de l'absorption des nutriments par les plantes et d'une meilleure résistance à la sécheresse et aux pathogènes du sol. Les périodes durant lesquelles le sol est laissé nu étant particulièrement préjudiciables pour ces champignons mycorhiziens, l'introduction d'une culture intermédiaire joue un rôle important pour le maintien de ces populations. Schipanski et al. (2014) ont calculé qu'après une culture intermédiaire hivernale les racines de la culture suivante étaient colonisées à 100 % de leur potentiel par ces champignons, contre 85 % si le sol était laissé nu pendant l'hiver. Concernant plus spécifiquement les CIVE, l'exportation de la biomasse aérienne semble impacter la structure des communautés microbiennes et réduire de 15 % l'augmentation de l'abondance des bactéries observée dans le cas d'une culture intermédiaire incorporée au sol. L'exportation de biomasse semble également diminuer la colonisation racinaire des champignons mycorhiziens à arbuscules (Muhammad et al., 2021).

Peu d'études sont disponibles sur les impacts spécifiques des CIVE sur la biodiversité. Des études portant sur des mélanges de plantes de couverture implantés en inter-rang entre des plantes pérennes (vignes et vergers) montrent des impacts très positifs sur la biodiversité (de Pedro et al., 2020 ; Abad et al., 2021) ainsi que sur la régulation des parasites et des maladies ciblant ces cultures (Roberts et al., 2018 ; Beaumelle et al., 2021). En effet, l'implantation de plantes de couverture sous forme de mélange dans les vignobles a permis une augmentation significative de la biodiversité et l'augmentation de l'abondance des ennemis naturels des bioagresseurs de 140 %, sans pour autant modifier leur richesse taxonomique et leur composition (Abad et al., 2021 ; Beaumelle et al., 2021). De Pedro et al. (2020) ont également mis en évidence un impact significatif sur la diversité et l'abondance des arthropodes dans des vergers de poiriers, incluant les prédateurs clés pour le contrôle des ravageurs.

Dans le cas de cultures de couverture sans exportation de la biomasse aérienne, divers effets positifs sur la biodiversité ont été démontrés concernant la macrofaune et la microflore du sol. Ces effets positifs sont d'autant plus marqués dans le cas de l'utilisation de mélange d'espèces (de Pedro et al., 2020) et si la destruction de ces cultures a lieu après floraison (Prechsl et al., 2017). Toutefois, les impacts positifs des CIVE sur la biodiversité sont à relativiser. D'une part, l'export de la biomasse aérienne va limiter les effets positifs sur la microflore du sol et les effets d'allélopathie (Blanco-Canqui et al., 2015), et d'autre part, la destruction précoce des CIVE risque de neutraliser les effets positifs sur la macrofaune et les pollinisateurs. Enfin, le niveau d'intensification de la culture des CIVE, et notamment l'utilisation de produits phytosanitaires, aura un impact majeur sur la biodiversité (Prechsl et al., 2017). Des études supplémentaires sont donc nécessaires avant de conclure sur les effets des CIVE sur la biodiversité. Le projet Méthafaune en cours de réalisation devrait entre autre apporter des informations quant aux impacts de la méthanisation et de l'implantation de CIVE d'été et d'hiver sur la macrofaune sauvage (lièvre, chevreuil et perdrix) au niveau des plaines céréalières.

➔ Les CIVE pourraient produire des effets positifs sur la biodiversité, potentiellement similaires à ceux observés pour des cultures intermédiaires, avec cependant des questions concernant l'intensité

de ces effets du fait de l'export de la biomasse aérienne et des modes de conduite plus ou moins intensifs. Des études supplémentaires semblent nécessaires.

1.7.1.7 Bonnes pratiques et points d'attention

Le développement des CIVE représente une condition *sine qua none* à l'approvisionnement du futur parc de méthaniseurs français (Sénat, 2021). Il représente également une opportunité de développer une plus grande résilience du système agricole en allongeant les rotations (s'il y a également changement des cultures principales), en augmentant la diversité des assolements et en sécurisant les revenus des agriculteurs (Solagro, Afterres2050). Pour ce faire, les variétés/espèces de CIVE doivent bien entendu être choisies en fonction de leur capacité à produire de la biomasse, de leur capacité d'adaptation au changement climatique (stress hydrique, pluies torrentielles, etc.) et également en fonction de la culture alimentaire qui précède et qui suit pour limiter les impacts sur ces dernières.

Il existe cependant plusieurs risques d'ordre agronomique liés à l'implantation massive de CIVE et l'augmentation de leur place dans les revenus des exploitations agricoles. Les CIVE d'hiver, étant implantées en fin d'été et récoltées au printemps avant l'implantation d'une culture principale de printemps, doivent disposer d'un cycle long pour atteindre un rendement en biomasse convenable. Le choix de la date de semis sera donc déterminant, mais il sera également tentant de retarder au maximum la date de récolte, même si la culture principale pourrait être impactée à cause d'un retard d'implantation (Marsac et al., 2019). La culture principale pourrait également être choisie pour son cycle de développement rapide laissant ainsi plus de place à la production de CIVE (Levasseur et al., 2023) ; on pourrait voir dans cette situation, un changement d'affectation des sols (CAS) dissimulé. Il existe donc un risque d'optimisation des cycles culturaux autour de la production de CIVE, au détriment des cultures alimentaires. De plus, la gestion de l'eau et des éléments fertilisants, avec notamment le retour au sol des digestats de méthanisation, apparaît comme fondamentale dans le cas de l'implantation de CIVE pour éviter toute concurrence préemptive pouvant entraîner une baisse des rendements des cultures principales. La pression financière liée aux besoins de rendement des CIVE pourrait également déboucher sur une intensification des pratiques agricoles avec l'utilisation d'intrants (engrais, produits phytosanitaires et irrigation), non compatible avec les objectifs de transition écologique.

Le déploiement des CIVE est encore récent et l'évaluation des conséquences des changements de système de culture associés doivent faire l'objet de recherches supplémentaires pour approfondir les connaissances sur les impacts des CIVE sur les cycles carbone-azote-eau et sur la biodiversité, ainsi que la capacité d'adaptation de ces cultures aux différents contextes pédoclimatiques, dans le but d'affiner les conditions de durabilité de cette filière.

1.7.2 Les résidus de culture (pailles et issues de silos)

Les résidus de cultures peuvent également être incorporés dans les méthaniseurs. Les impacts environnementaux liés à leur utilisation en méthanisation ont été présentés dans la partie précédente concernant la filière biocarburant (voir 1.6.3 Les résidus de culture).

1.7.3 Les effluents d'élevage

La majorité des effluents d'élevage peut être répartie en deux catégories : les fumiers et les lisiers. Les fumiers représentent un mélange plutôt solide, de litière et de déjections animales alors que les lisiers, plutôt liquides, correspondent à un mélange d'urine et de déjections avec peu de litière. Malgré une composition et une caractérisation physico-chimique des fumiers et lisiers variables en fonction de l'espèce animale considérée, l'ensemble de ces matières disposent d'un fort potentiel agronomique et d'un fort potentiel de production de biogaz (IFIP, IDELE, ITAVI, Projet ABILE financé par FranceAgriMer). Les millions de tonnes d'effluents d'élevages produits chaque année en France sont donc valorisés par épandage direct au champ (avec ou sans compostage préliminaire) ou servent d'intrants dans les méthaniseurs. D'après Esnouf et al. (2021), si l'ensemble des fonctions de la méthanisation est pris en compte (production d'énergie et de digestat), la mise en place d'une unité de méthanisation pour le traitement des effluents d'élevage permettrait une réduction de 75% des impacts sur le changement climatique. La production de gaz renouvelable et la production de digestat pouvant remplacer les engrais minéraux en sont pour une grande part responsables. Ces mêmes auteurs soulignent également que les impacts négatifs liés au traitement des effluents d'élevage (stockage moins long) sont également réduits, avec néanmoins un transfert de pollution vers les étapes de gestion des digestats (stockage et épandage). Les impacts environnementaux générés lors de l'utilisation des effluents d'élevage en méthanisation avec retour au sol du digestat sont donc à comparer avec ceux observés lors du retour au sol des effluents d'élevage bruts (non digérés). Hormis les impacts environnementaux liés au procédé de méthanisation en lui-même, qui ont été détaillés en introduction de cette partie, ce sont les étapes de gestion et de retour au sol du digestat qui sont susceptibles d'entraîner des impacts sur l'environnement. Toujours d'après Esnouf et al. (2021), la mise en place obligatoire de cuves de stockage couvertes pour le digestat et l'utilisation de matériel adapté pour le retour au sol de ce dernier peuvent permettre une réduction importante des émissions de GES et améliorer considérablement la gestion des effluents d'élevage.

Les impacts environnementaux liés au retour au sol des digestats et les bonnes pratiques pouvant être mise en œuvre seront spécifiquement abordés dans le rapport au sein de la partie 1.7.7.

1.7.4 Les cultures annuelles utilisées pour la production d'énergie

Certaines cultures annuelles dédiées aux bioénergies sont également cultivées pour leur potentiel de valorisation en méthanisation. Le modèle « français » n'accordant l'incorporation de seulement 15% de cultures principales dédiées à la recette d'alimentation des méthaniseurs (Décret n° 2016-929 du 7

juillet 2016 pris en application de l'article L. 541-39 du code de l'environnement), les surfaces de cultures dédiées sont plus restreintes que dans d'autres pays européens comme l'Allemagne, mais restent néanmoins importantes. En 2020, l'ADEME a estimé que la proportion de cultures principales dédiées incorporée aux recettes des méthaniseurs français était de 5% (Sénat, 2021). Néanmoins, le risque d'un accaparement plus important des surfaces dédiées à la production alimentaire est à surveiller au vu du contexte d'accroissement du nombre de méthaniseurs et de la volonté d'incorporer une part plus importante de biocarburants (PPE), pour ne pas porter atteinte à la souveraineté alimentaire du territoire. Les impacts environnementaux liés à l'utilisation de ces cultures pour la production d'énergie ont été détaillés dans la partie 1.6.1 de ce rapport.

1.7.5 Les cultures pérennes dédiées à la production de biomasse lignocellulosique

Les cultures de biomasses lignocellulosiques telles que le switchgrass ou le miscanthus peuvent également être utilisées comme substrats d'alimentation des méthaniseurs. Pour ce faire, ces cultures sont récoltées vertes, à l'automne, les rendant digestibles dans un réacteur de fermentation anaérobie. Les impacts environnementaux liés à l'utilisation de ces cultures pour la production d'énergie ont déjà été détaillés dans la partie 1.6.2.

1.7.6 La biomasse issue des prairies permanentes, temporaires et des surfaces en herbe

Les prairies permanentes et temporaires sont majoritairement utilisées pour l'alimentation des ruminants en permettant le pâturage ou le stockage d'herbe sous forme de foin ou d'ensilage. Les prairies permanentes, implantées depuis plus de 5 ans (ou prairies naturelles), n'entrent pas dans une rotation culturale et sont souvent moins productives. Ces espaces représentent le socle des filières de production de viande et de lait des différents terroirs français. A l'inverse, les prairies temporaires ou artificielles sont semées pour une durée maximale de 6 ans et entrent dans une rotation culturale. Les espèces semées sont des légumineuses (trèfle, luzerne, lotier, etc.) et/ou des graminées (ray-grass, fétuque, dactyle, etc.), parfois associées en mélange. Cette biomasse est actuellement orientée vers l'alimentation animale, mais le « surplus » d'herbe représente un gisement valorisable, soit par combustion (fauche tardive), soit en méthanisation (fauche précoce). Les herbes de tonte des accotements, des talus et des aires d'autoroute peuvent également venir compléter ce gisement. D'après le rapport livré par France Stratégie, bien qu'aucune estimation précise n'existe pour ce gisement, le « surplus » d'herbe pourrait représenter des quantités importantes, mais pour le moment ce gisement est peu utilisé pour la production d'énergie pour différentes raisons technico-économiques (Mourjane & Fosse, 2021). Toujours d'après ce même rapport, la quantité de « surplus » d'herbe potentiellement mobilisable pour la production d'énergie, sans nuire aux activités d'élevage et tout en garantissant un bon maintien des prairies, serait de 10,56 millions de tonnes de matière sèche par an (Mourjane & Fosse, 2021). Enfin, plusieurs auteurs soulignent le fait que les espaces de biodiversité que sont les prairies permanentes ne peuvent être maintenus face à la croissance de la demande de surfaces agricoles que si ces dernières sont gérées de façon continue et durable (Dauber et al., 2012 ; Heinsoo et al., 2010).

1.7.6.1 Impacts sur le cycle du carbone : les stocks de carbone du sol

Les sols des prairies constituent des réserves de carbone importantes (Lal, 2004 ; Soussana et al., 2004), avec des valeurs qui atteignent 70 à 90 tC.ha⁻¹, soit un stock plus de deux fois supérieur à la moyenne des terres arables et proche des valeurs observées pour les sols des forêts en France (Soussana et al., 2004). Ces stocks dépendent de la nature de la prairie (permanente, naturelle, temporaire) et de son mode de gestion (pâturage, fauche), qui peuvent entraîner des flux de carbone différents. Le maintien ou la création d'espaces prairiaux permettrait donc de stocker du carbone dans les sols, tout en produisant de la biomasse pour les bioénergies (Soussana et al., 2004). L'introduction de prairies temporaires au sein d'une rotation culturale serait bénéfique pour le stockage de carbone dans les sols, ou du moins permettrait le maintien des stocks initiaux (Crème et al., 2020). Grâce à une approche de modélisation à haute résolution, Launay et al. (2021) ont montré que l'insertion de prairies temporaires dans les systèmes de culture actuels (0,68 Mha potentiellement concernés) permettrait une amélioration significative du bilan GES global ainsi qu'un stockage supplémentaire de carbone dans les sols de 466 kgC.ha⁻¹.an⁻¹. Les prairies permanentes représentent également des stocks de carbone élevés (85 tC.ha⁻¹ en moyenne) en faible augmentation (+110 kgC.ha⁻¹.an⁻¹ en moyenne ; Pellerin et al., 2021). Dans le cas d'une exploitation des prairies permanentes pour la production de biomasse dédiée aux bioénergies, une fertilisation azotée modérée ou encore une augmentation de la part des légumineuses, couplée à des coupes plus fréquentes, permettrait une augmentation de la biomasse produite et du stockage de carbone dans les sols (Pellerin et al., 2021). Ces observations sont néanmoins dépendantes du contexte pédoclimatique, du mode d'exploitation de l'herbe et de la durée de cette exploitation. Les prairies pâturées stockent plus de carbone dans les sols du fait de la part de végétation laissée par les animaux et du retour au sol effectué via les déjections. Les prairies fauchées sont comparativement moins stockantes que les prairies pâturées, avec des fluctuations liées au nombre et à la date des fauches (Pellerin et al., 2021). D'après Senapati et al. (2014), le stockage de carbone dans les sols des prairies fauchées est de seulement 230 kgC.ha⁻¹.an⁻¹ contre 1410 kgC.ha⁻².an⁻¹ pour les prairies pâturées. Malgré une augmentation des prélèvements au sein des prairies, la production additionnelle de biomasse permettrait de conserver leur rôle de stockage de carbone (Pellerin et al., 2021). La limite haute d'exportation de l'herbe des prairies est néanmoins importante à déterminer en fonction de chaque contexte pour garantir une gestion durable et ne pas dégrader ces espaces.

➔ Les prairies constituent des réservoirs de carbone importants, indispensables à conserver pour lutter contre le réchauffement climatique. De plus, les prairies sont des espaces capables de fournir de la biomasse tout en stockant du carbone dans le cadre d'une gestion adaptée.

1.7.6.2 Impacts sur le cycle de l'azote et la qualité de l'eau : la lixiviation des nitrates

L'azote est un élément nutritif limitant dans le cas de la production de biomasse par les prairies. Les fauches et les pâturages exportent de la biomasse riche en azote hors de la prairie. Sans apport par fertilisation, l'approvisionnement en azote se fait via la minéralisation de l'azote organique du sol apporté par les retours au sols (déjections animales, biomasse morte, etc.) et la fixation symbiotique

des légumineuses (Prochnow et al., 2009). Les prairies peuvent fonctionner de façon autonome après leur implantation, même si une fertilisation azotée est souvent effectuée pour les rendre plus productives (Fargione et al., 2009). Néanmoins, les prairies nécessitent globalement moins d'intrants comparées aux cultures annuelles dédiées aux bioénergies et encore moins comparées aux cultures annuelles dédiées à l'alimentation. En l'absence d'engrais ou pour des niveaux de fertilisation faibles (moins de 100 kg.ha⁻¹.an⁻¹) aucune lixiviation significative de nitrate n'est mesurée (Benoît & Simon, 2004). D'après la synthèse documentaire réalisée par Benoît & Simon (2004), les prairies présentent des effets majeurs et positifs sur les critères de qualité de l'eau et permettent de lutter notamment contre la pollution de l'eau par les nitrates. D'après les résultats d'une étude, la conversion des prairies en cultures annuelles (par ex. maïs) engendre des répercussions importantes sur les écosystèmes aquatiques, notamment du fait d'un taux de lixiviation de nitrate, 98 % supérieur dans le cas des cultures annuelles de maïs (Randall et al., 1997). De plus, l'apport d'engrais étant souvent modéré dans le cas des prairies, le risque d'émissions de gaz azotés est faible. La plupart des émissions peuvent avoir lieu au moment du retour au sol des digestats ou des effluents d'élevage, point qui est traité dans la partie 1.7.7. Enfin, Ceotto (2009) rappelle le fait que l'herbe de fauche représente un substrat riche en azote et que sa combustion peut libérer des composés réactifs dans l'atmosphère. De ce fait, son utilisation en méthanisation, permettant une restitution de l'azote aux parcelles agricoles, est à privilégier pour la production de bioénergie.

➔ **Les prairies nécessitent une fertilisation azotée modérée (voire inexistante) comparativement aux cultures annuelles alimentaires (ceci est d'autant plus vrai pour les prairies riches en légumineuses) et ne présentent pas de risques significatifs de lixiviation de nitrate.**

1.7.6.3 Impacts sur le cycle de l'eau

Sur la base d'un jeu de données récupérées en continu pendant 7 années consécutives, Ferchaud et al. (2015) ont mis en évidence un déficit hydrique pendant la saison de croissance plus important pour cultures prairiales pluriannuelles (fétuque et luzerne) que pour les plantes pérennes (miscanthus et switchgrass) ou annuelles (triticale et sorgho). Les deux cultures pluriannuelles testées ont montré une absorption d'eau importante à la fois dans les couches superficielles et profondes. Sur le même dispositif expérimental, Ferchaud & Mary (2016) ont montré que le drainage moyen annuel sur 7 ans étaient deux fois plus faible pour les cultures prairiales pluriannuelles que pour les cultures annuelles (64 vs 133 mm.an⁻¹), malgré une production de biomasse similaire. Les auteurs soulignent néanmoins que cet impact des cultures sur le drainage est très dépendant des conditions pédoclimatiques. Le taux de recharge des nappes (précipitations vs. évapotranspiration) d'une parcelle de prairie resterait néanmoins positif (Furet, 2011 ; Adane et al., 2018), inférieur aux taux de recharge observés avec certaines cultures annuelles, mais supérieurs à ceux de la plupart des forêts (Adane et al., 2018). Même si les prairies sont plus consommatrices d'eau que certaines cultures annuelles du fait de leur cycle phénologique long, ces dernières maintiennent une forte macroporosité au sein des sols (sols filtrants), permettant un bon transfert de l'eau excédentaire vers les couches inférieures (Granier, 2018). L'utilisation des sols a un impact important sur l'érosion de ces derniers et est étroitement lié à la

qualité des eaux de surface (Prochnow et al., 2009). Une couverture végétale dense et permanente permet de réduire l'érosion des sols en augmentant l'infiltration et en réduisant le ruissellement de surface (Fullen et al., 2006 ; Melville & Morgan, 2003 ; Fullen, 1998).

Les surfaces en herbe nécessitent souvent des apports en engrais modérés (surtout pour les légumineuses) et peu (voire pas) d'herbicides ou autres produits phytosanitaires une fois la phase d'implantation terminée, limitant par conséquent les sources de pollution des eaux (Fargione et al., 2009). De plus, l'insertion de prairies ou de bandes enherbées au sein des paysages agricoles constitue une option pertinente pour réduire les écoulements de surface et les pertes de sol (Benoît & Simon, 2004). Les prairies ont donc un impact positif sur la qualité de l'eau et permettent notamment de réduire la pollution liée au nitrate en contribuant à la diminution de la concentration en azote dans l'eau de ruissellement (Valin et al., 2015). Benoît & Simon (2004) plaident déjà en faveur de l'élaboration d'un plan général pour une infrastructure écologique à l'échelle de l'Europe, basé sur la mise en place de prairies.

D'après Rose et al. (2012), l'augmentation de la fréquence des fauches d'un facteur 3 n'a pas eu d'effet sur le bilan hydrique de prairies. En revanche, la fertilisation a permis d'augmenter la production de biomasse tout en augmentant de 20 à 30 % les prélèvements en eau. Les auteurs attirent donc l'attention sur l'importance des modes de gestion des prairies qui peuvent influencer de façon significative les bilans hydriques. Il est également important de souligner les résultats de certaines études concluant sur le fait que l'intensification de l'utilisation des prairies pourrait diminuer les impacts positifs de ces dernières sur l'érosion des sols (Bilotta et al., 2013).

→ Les prélèvements en eau des prairies temporaires sont relativement importants en période de croissance. Par contre, les prairies maintiennent et améliorent le caractère filtrant des sols. Enfin, elles participent à l'amélioration de la qualité de l'eau et à la réduction de l'érosion des sols.

1.7.6.4 *Impacts sur la biodiversité*

De nombreuses recherches ont étudié les impacts des prairies sur la biodiversité. Myers et al. (2012) ont par exemple montré que la composition des prairies déterminait les caractéristiques des habitats disponibles (notamment la richesse florale) et influençait la diversité des papillons. En moyenne, sur l'ensemble de la saison de croissance, les auteurs ont observé que les papillons étaient six fois plus abondants et deux fois plus riches en termes d'espèces dans les parcelles de prairies mixtes que dans les parcelles de monoculture de switchgrass. Une autre étude a clairement mis en évidence des populations bien plus importantes d'insectes auxiliaires (Coccinellidae, Dolichopodidae, etc.), notamment certaines espèces indigènes et parfois rares, au sein des prairies qu'au sein des autres cultures dédiées aux bioénergies (maïs et dans une moindre mesure switchgrass) (Werling et al., 2011). Les prairies sont également plus diversifiées en termes d'espèces végétales que des monocultures annuelles (maïs) et pérennes (switchgrass), et de ce fait elles abritent une plus grande diversité d'arthropodes (Werling et al., 2014) et notamment d'insectes pollinisateurs (Öckinger & Smith, 2007). Cette corrélation entre diversité floristique et diversité faunistique a également été mise en évidence

par Haddad et al. (2001). L'augmentation des populations d'auxiliaires au niveau des prairies représente un bénéfice environnemental pouvant s'étendre à l'échelle de l'ensemble des parcelles agricoles environnantes. Consécutivement, la faune des niveaux supérieurs des réseaux trophiques se trouve également impactés positivement, en termes de nombre d'individus et de diversité d'espèces. Ainsi, Sample (1989) a montré que la diversité des oiseaux était corrélée à la diversité floristique des prairies. Langhammer & Grimm (2020) ont quant à eux mis en évidence que l'augmentation de la diversité des cultures, par exemple par le biais de cultures énergétiques alternatives telles que des prairies mixtes, s'avère bénéfique pour le lièvre brun. Ainsi, bien que les monocultures de plantes pérennes comme le miscanthus ou le switchgrass soient bénéfiques pour la biodiversité comparativement aux cultures de maïs, les prairies diversifiées le sont plus encore (Fargione et al., 2009). Les résultats de simulations obtenus par Bennett et al. (2014) avec des modèles empiriques calibrés sur des données de terrain confirment ces observations. Les auteurs ont simulé deux scénarios dans lesquels 600 000 ha de cultures annuelles établies sur des sols marginaux étaient convertis, soit en prairies pérennes, soit en cultures annuelles dédiées aux bioénergies. Une réduction allant respectivement jusqu'à 71% pour l'abondance des abeilles et jusqu'à 28% pour leur diversité, a été mise en évidence dans le cas de la mise en place de cultures annuelles. En revanche, le remplacement des cultures annuelles sur sols marginaux par des prairies permettait d'augmenter jusqu'à 600% l'abondance des abeilles et de 53% leur diversité.

Les prairies constituent une palette variée d'habitats indispensables pour bon nombre d'espèces végétales et animales (Isselstein et al., 2005 ; Wellstein et al., 2007). Cette diversité d'habitats provient d'une combinaison entre les conditions pédoclimatiques et les modes de gestion appliqués. Le pâturage et la fauche créent des conditions très différentes, du fait de la sélection des variétés consommées par les animaux, du piétinement et de leurs déjections, agissant comme un vecteur de dissémination (Bilotta et al., 2007 ; Plantureux et al., 2005). Un pâturage extensif aurait un effet positif sur la diversité floristique des prairies alors que cette dernière diminuerait sous la pression d'un pâturage intensif. Dans le cas d'une prairie fauchée, une faible fréquence de récolte (1 à 2 fauches par an) aurait un effet positif sur la biodiversité alors qu'une fréquence de fauche supérieure pourrait entraîner une diminution de la faune et de la flore (Plantureux et al., 2005 ; Zechmeister et al., 2003 ; Collins et al., 1998). La fertilisation représente également un facteur de dérèglement pour les prairies car cette pratique modifie la disponibilité des nutriments, favorisant ainsi certaines plantes par rapport à d'autres, pouvant provoquer un déclin de la diversité floristique globale des prairies (Plantureux et al., 2005 ; Zechmeister et al., 2003 ; Isselstein et al., 2005 ; Collins et al., 1998). Le drainage, le réensemencement et l'application de produits phytosanitaires sont également des facteurs de dégradation des prairies naturelles.

Les études portant sur les impacts sur la biodiversité des prairies font donc consensus et montrent que les prairies offrent toute une série d'avantages environnementaux essentiels pour la biodiversité. La production de biomasse des prairies représente donc une alternative à la plantation de cultures dédiées aux bioénergies et permettrait de limiter les impacts sur la biodiversité (Hanssen et al., 2022 ; Sosa et al., 2019). De plus, plusieurs auteurs suggèrent que les niveaux élevés de biodiversité des

prairies semi-naturelles ne peuvent être maintenus que par l'utilisation continue de la biomasse produite, permettant ainsi de promouvoir la gestion durable de ces espaces (Dauber et al., 2012 ; Heinsoo et al., 2010). Machovina & Feeley (2017) ont montré qu'une fréquence de fauche annuelle, ou de deux fois par an, n'entraînait pas d'altération significative des propriétés, du fonctionnement et des services écosystémiques des communautés étudiées. De même, Jungers et al. (2015) et Questad et al. (2011) expliquent qu'une fauche intermittente raisonnée des prairies n'affecte pas la qualité des habitats de la faune sauvage. Au Brésil, certains auteurs ont néanmoins suggéré la réalisation d'un zonage écologique afin d'exclure certaines prairies jugées à très haut potentiel de biodiversité pour leur utilisation à des fins de production de biomasse-énergie (Hansson et al., 2019). L'introduction d'une prairie temporaire au sein d'une rotation culturale permettrait de limiter la prolifération d'adventices et des ravageurs de cultures, permettant ainsi la réduction des besoins en produits phytosanitaires (Valin et al., 2015). Dans la synthèse réalisée par Ale et al. (2019), la mise en place de prairies basées sur des mélanges indigènes nécessitant peu d'intrants, permettrait de développer un système de production de bioénergie durable, capable de fournir une large gamme de services écosystémiques et de restaurer des terres dégradées.

→ Les impacts positifs sur la biodiversité, induits par les prairies, font consensus. Ces impacts sont maximisés si la prairie présente une grande diversité floristique. Les prairies représentent une grande richesse d'habitats diversifiés favorable à la faune sauvage, aux insectes et à la diversification de la flore.

1.7.6.5 Conclusions et bonnes pratiques

Les prairies offrent de nombreux avantages environnementaux essentiels, tels que le stockage du carbone, la fonction d'habitat pour la faune sauvage et la préservation de la qualité des eaux. Les prairies de plantes diversifiées et indigènes sont à privilégier pour maximiser les services écosystémiques. La production de bioénergie à partir du surplus d'herbe de prairie, c'est-à-dire la part d'herbe restante non utilisée pour l'élevage, peut permettre le maintien des avantages générés par les prairies, voire même les accroître, si les conditions de gestion sont optimisées (Hanssen et al., 2022 ; Donnison & Fraser, 2016).

La gestion des récoltes apparaît comme un point clé pour la garantie des services écosystémiques fournis par les prairies. En effet, les fauches déterminent la structure de la végétation et donc le type d'habitat pour la faune sauvage. Comme détaillé précédemment, un nombre trop élevé de fauches peut avoir des impacts sur le stockage de carbone dans les sols et également sur la biodiversité. Mais Fargione et al. (2009) expliquent également que sans gestion périodique des prairies, les nouvelles pousses sont plus rares à cause d'une couverture trop épaisse. Les prairies sont alors moins productives et perdent leur valeur d'habitat pour une partie de la faune sauvage. La gestion des récoltes (calendrier et hauteur de fauche) doit donc être réfléchi au cas par cas en fonction des régions, des contextes pédoclimatiques et des espèces présentes au sein de la prairie. Le moment le moins impactant doit alors être choisi pour la fauche et doit, par exemple, tenir compte des périodes de nidification et des premières semaines après l'éclosion des couvées pour les oiseaux. Etant donné

la diversité des espèces qui peuvent être abritées au sein des prairies, le meilleur scénario de récolte consisterait probablement à échelonner les fauches dans l'espace et dans le temps afin de garantir une mosaïque diversifiée d'habitats, permettant à chaque espèce de disposer d'un habitat adapté (Hovick et al., 2015). Il faut ajouter à cela la prise en compte des conditions optimales de fauche de l'herbe pour la production de biogaz. En effet, le moment de la fauche impactera la qualité de l'herbe et donc le rendement méthane de cette dernière (Valin et al., 2015 ; Prochnow et al., 2009). L'optimisation du calendrier de fauche devient alors complexe et se retrouve à devoir intégrer de nombreux facteurs. Au vu de cela, des recherches supplémentaires sur le sujet ainsi que le design d'outils d'aide à la décision semblent nécessaires.

1.7.7 Le retour au sol des digestats de méthanisation

La digestion anaérobie est actuellement considérée comme une technologie intéressante pour la décarbonation de l'énergie et l'indépendance des agriculteurs vis-à-vis des engrais, nécessitant cependant une gestion appropriée des digestats produits pour assurer la durabilité de ce procédé. Le digestat d'une unité de méthanisation présente des qualités agronomiques certaines : ce produit résiduaire organique dispose d'une valeur fertilisante offerte par la présence de macro-éléments (azote, phosphore, potassium) et d'oligoéléments essentiels au développement des plantes, et d'une valeur amendante permettant l'entretien des fonctions du sol. Il est tout d'abord important de souligner la grande diversité des compositions physico-chimiques des digestats produits, résultant des mélanges de substrats utilisés (origine, qualité, quantité etc.), des paramètres opératoires du procédé de méthanisation (température, temps de séjour hydraulique) ainsi que du post-traitement (séparation de phase, compostage, etc.) appliqué (Guilayn et al., 2019). De ce fait, les effets agronomiques et les impacts environnementaux inhérents au retour au sol des digestats seront plus ou moins prononcés en fonction de leur typologie (Jimenez et al., 2020). Par exemple, les phases solides de digestats sont caractérisées par un fort potentiel amendant, avec un ratio C/N élevé et une teneur élevée en matière organique, contrairement aux phases liquides qui ont plutôt un potentiel fertilisant, car riches en NH_4 ou K_2O et plus pauvres en matière organique (Jimenez et al., 2019). Les conditions pédoclimatiques et les techniques d'épandage ont également un effet sur les impacts engendrés par l'application de digestat (Panuccio et al., 2021). Un épandage de digestat en fin d'été alors que les températures sont élevées, en période de sécheresse ou encore par temps venteux, favorisera les émissions azotées vers l'atmosphère (Bodèle & Manhes, 2018). Autre exemple, le projet MéthaPolSol a également permis de mettre en évidence des différences de taux de lixiviation du nitrate en fonction du type de sol ; la lixiviation s'est avérée plus importante sur des sols superficiels argilo-calcaire à cause de la faible réserve utile que sur des sols limoneux profonds.

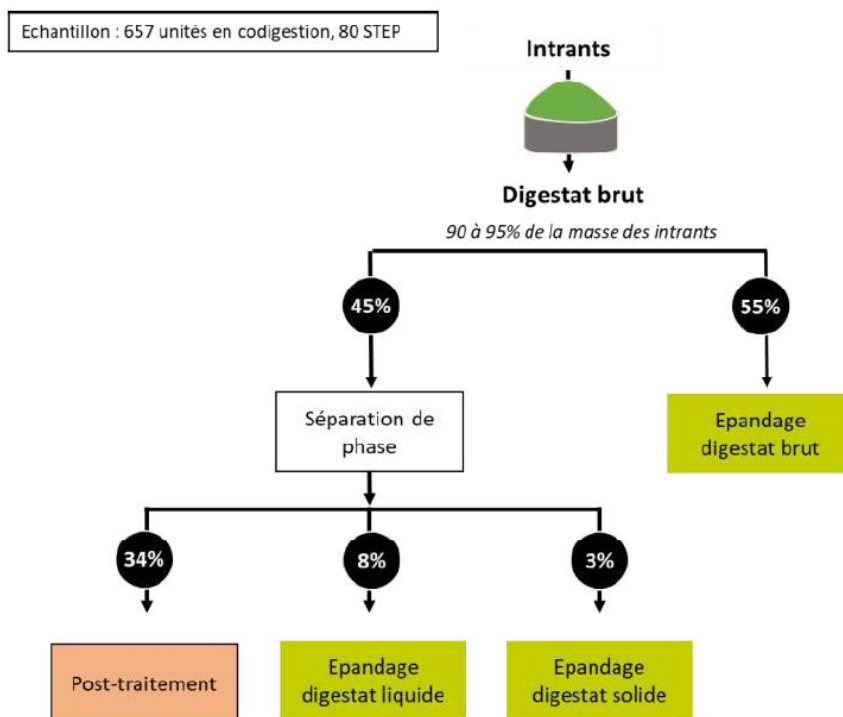


Figure 18 : Illustration du devenir des digestats en France (Source : ATEE, 2019).

1.7.7.1 Impacts sur le cycle du carbone : les stocks de carbone dans le sol et les émissions de méthane

L'épandage des digestats de méthanisation permet de retourner du carbone, et donc de la matière organique, au sol. Cette matière organique influence les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol et donc sa fertilité. La digestion anaérobie consomme une partie du carbone organique facilement accessible aux microorganismes, réduisant d'une part la proportion de carbone labile retournée au sol, et augmentant d'autre part la proportion de carbone stable se dégradant plus lentement dans les sols (Schouten et al., 2012 ; Béghin-Tanneau et al., 2019), et participant à la formation d'humus. Une étude a permis de montrer que l'apport de digestat solide de déchets agricoles sur des parcelles agricoles et des prairies, engendrait une augmentation du carbone organique et de la teneur en substances humiques mobiles du sol (Slepetiene et al., 2022). Thomsen et al. (2013) ont également observé que l'épandage de digestat obtenu à partir de biomasse végétale n'affectait pas la séquestration du carbone dans le sol sur le long terme par rapport à un retour au sol direct de cette même biomasse végétale. Concernant les CIVE, Levavasseur et al. (2022) ont montré, avec une approche de modélisation, que les systèmes avec cultures de CIVE et restitution de digestat permettaient un stockage de carbone plus important que les systèmes avec culture de couverture non récoltée. La contribution de l'apport des digestats au stockage de carbone dans les sols est liée à la quantité de carbone résiduel qu'ils contiennent. Cette quantité est très variable en fonction des différentes typologies de digestats et peut s'avérer très réduite dans certains cas (Levavasseur et al., 2022). En revanche, les auteurs ont rapporté une diminution de l'apport en carbone labile soutenant l'activité microbienne, la minéralisation et l'immobilisation de l'azote dans le sol. Lorsque la biomasse

végétale est épandue directement au sol, 86 % du carbone de cet apport passe sous forme de carbone labile dans le sol. Lorsque cette même biomasse végétale a d'abord été méthanisée avant d'être retournée au sol sous forme de digestat, sa contribution au stock de carbone labile du sol ne correspond plus qu'à 8 % du carbone initialement présent dans la biomasse végétale. Des résultats similaires ont été obtenus dans une autre étude réalisée au champ sur une durée de 25 années (Wentzel et al., 2015). Aucune différence significative sur le stock de carbone, le stock d'azote et le rapport C/N dans le sol n'a été relevée entre une fertilisation avec du lisier et avec un digestat obtenu avec ce même lisier. L'application du digestat a cependant réduit le rapport entre la biomasse microbienne du sol et le carbone organique, indiquant un apport réduit en carbone labile du digestat pour les microorganismes du sol par rapport au lisier brut. Des émissions de CH₄ vers l'atmosphère peuvent également avoir lieu lors du retour au sol des digestats. La plupart de ces émissions sont dues à l'échappement du méthane dissous dans le digestat, mais certaines conditions d'épandage peuvent favoriser une reprise du processus biologique de digestion anaérobie et ainsi conduire à des émissions supplémentaires (Wulf et al., 2002). La couverture étanche des espaces de stockage des digestats permettrait de réduire considérablement les pertes d'azote par rapport à une situation sans couverture avec par exemple une réduction de près de 90% pour des digestats issus de lisiers (WWF France, 2020).

→ Au vu de ces différentes études, la séquestration de carbone dans les sols semble variable et dépendante des situations étudiées : une séquestration supérieure est rapportée dans le cas des systèmes avec CIVE, une séquestration équivalente sur le long terme dans le cas d'un apport de biomasse végétale et de ses différents sous-produits digérés par des animaux et/ou en méthanisation, jusqu'à une séquestration très réduite pour certains digestats pauvres en matières sèches et organiques. En revanche, on observe une diminution significative de l'apport en carbone labile dans le cas de l'utilisation de digestat.

1.7.7.2 *Impacts sur le cycle de l'azote : azote minéral disponible et volatilisation du NH₃*

Le retour au sol des digestats de méthanisation permet également une fertilisation importante, avec notamment un apport élevé en azote minéral (Thomsen et al., 2013). Les effluents d'élevage disposent d'une quantité d'azote total dont une partie variable se trouve sous forme d'azote minéral, directement assimilable par les plantes. Le traitement de ces mêmes matières par digestion anaérobie permet d'augmenter la part d'azote efficace dans le digestat jusqu'à 78 % dans certains cas (Esnouf et al., 2021). Walsh et al. (2012) ont montré que le remplacement des engrais inorganiques par du digestat liquide peut maintenir ou améliorer les rendements des systèmes de prairie et réduire simultanément le potentiel de pertes de nutriments dans l'environnement. Cela peut également réduire la dépendance des agriculteurs à l'égard des engrais inorganiques (extérieurs à l'exploitation) et les coûts énergétiques et économiques associés à leur utilisation (Moinard, 2021). Sur les 31 exploitations agricoles (polyculture/élevage) étudiées dans le cadre du projet Méthalaë, les économies d'engrais azoté minéral réalisées grâce à l'utilisation du digestat ont été estimées à 19,5 kgN.ha⁻¹.an⁻¹, pour des apports de référence de 90 kgN.ha⁻¹ de surface agricole utile (ADEME et Solagro, 2018). Les

auteurs de cette même étude soulignent que ce changement de pratique fertilisante nécessite cependant un temps d'adaptation et de perfectionnement de la méthode d'épandage. Les digestats étant fortement concentrés en azote minéral ammoniacal et disposant d'un pH souvent élevé, le risque de volatilisation d'ammoniac est élevé (Moinard, 2021). Sans incorporation immédiate dans le sol, l'épandage des digestats peut entraîner des émissions élevées d'ammoniac par volatilisation, ce qui a des répercussions importantes sur leur valeur fertilisante et sur l'environnement, notamment l'acidification des sols, l'eutrophisation des écosystèmes et la pollution de l'air (précurseur de particules fines). Ces émissions de NH_3 ont également lieu lors de l'application d'engrais minéraux conventionnels ou de lisier ; Pan et al. (2016) estiment cette perte d'azote par volatilisation à 18% en moyenne, tout en soulignant que ce pourcentage peut être bien plus élevé dans le cas d'engrais à base d'urée. Plusieurs études ont mesuré des émissions de NH_3 suite à l'épandage de digestat supérieures aux émissions des engrais minéraux. Wolf et al. (2014) ont rapporté des pertes d'azote par volatilisation de l'ordre de 28% lors de l'épandage d'un digestat d'ensilage de maïs. Des résultats similaires ont été obtenus dans d'autres études, associant parfois ces pertes d'azote avec des baisses de rendement de certaines cultures (Quakernack et al., 2012). Les effluents d'élevage, comme le lisier de porc, peuvent aussi entraîner des émissions de NH_3 trois à six fois supérieures à celles des engrais minéraux (Chantigny et al., 2007). En revanche, le traitement par méthanisation de ce même lisier a permis de réduire les émissions de NH_3 d'une moyenne de 25% sur trois années d'étude. Les auteurs ont notamment attribué cette baisse des émissions à la diminution de la teneur en matière sèche du lisier grâce à la digestion anaérobie. La plus faible teneur en matière sèche de l'effluent permet une meilleure infiltration dans le sol, réduisant ainsi la période d'exposition de l'azote minérale à l'atmosphère. D'autres études ont montré que, malgré des changements marqués au niveau des propriétés du lisier, la digestion anaérobie n'a pas modifié de manière significative la proportion de l'azote perdue sous forme de NH_3 lors de son épandage (Chantigny et al., 2004). Les résultats du projet Méthalaie (45 exploitations agricoles étudiées) ont montré, en moyenne, une baisse de la volatilisation de NH_3 lors des étapes de stockage et d'épandage des digestats, par rapport à un scénario de gestion des effluents sans méthanisation (ADEME & Solagro, 2018). Néanmoins, les résultats étaient variables en fonction des exploitations avec 15 exploitations observant une volatilisation similaire et 2 exploitations présentant une augmentation de ces émissions. D'après plusieurs études, la méthode d'épandage des digestats a un impact considérable sur les émissions de NH_3 (Wulf et al., 2002 ; Maris et al., 2021 ; Zilio et al., 2021). Dans une première étude, un digestat provenant de déchets organiques a été appliqué par injection à 15 cm de profondeur, par comparaison avec un engrais synthétique (urée), pendant trois années consécutives. Les résultats ont montré des émissions de NH_3 similaires dans les deux cas, avec des émissions respectivement de $25,6 \text{ kgN.Ha}^{-1}$ (soit 12% de l'azote ammoniacal total dosé) pour le digestat et $24,8 \text{ kgN.Ha}^{-1}$ (13 % de l'azote ammoniacal total dosé) pour l'engrais à base d'urée (Zilio et al., 2021). Maris et al. (2021) rapportent, quant à eux, une diminution des émissions de NH_3 de 67 à 77% dans le cas d'un épandage du digestat par injection par rapport à un épandage en surface. Bien qu'en accord avec ces résultats, Wulf et al. (2002) ont néanmoins démontré que les bénéfices environnementaux (en termes d'équivalents CO_2) liés à la réduction de la volatilisation du NH_3 obtenue grâce à l'injection, pouvaient être largement compensés par une augmentation des émissions de N_2O . Enfin, les résultats du projet MéthaPoISol ont montré que les

émissions de NH_3 par volatilisation variaient en fonction de la typologie du digestat et que le digestat d'un méthaniseur alimenté par des biodéchets pouvait être 1,5 à 2 fois plus émetteur que les digestats d'origine agricole (effluent d'élevage, CIVE, résidus de culture ; Launay et al., 2020).

→ Du fait de la minéralisation d'une partie de l'azote au cours de la méthanisation, le retour au sol des digestats permet la substitution d'une partie des engrais azotés, avec néanmoins des pertes de NH_3 par volatilisation souvent supérieures aux engrais minéraux (ou équivalentes aux engrais à base d'urée). En revanche, le procédé de méthanisation semble réduire les émissions de NH_3 dans le cas du retour au sol de certains effluents d'élevage. La mise en application de bonnes pratiques apparaît comme indispensable pour la durabilité de la filière.

1.7.7.3 Impacts sur le cycle de l'azote : les émissions de N_2O

Le protoxyde d'azote (N_2O) est émis principalement pendant les processus de dénitrification (transformation du NO_3^- en N_2) et de nitrification (transformation du NH_4^+ en NO_3^-). La proportion de ces deux processus dépend de la disponibilité de leurs substrats respectifs (Hénault et al., 2012) et du carbone organique labile présent dans le sol (Thomsen et al., 2013). Au cours d'essais d'incubation de sols réalisés en laboratoire, les digestats obtenus à partir de lisier porcin et de fumier bovin ont montré des émissions de N_2O de l'ordre de 1% de l'azote total appliqué ; soit des émissions similaires à celles observées avec les lisiers et fumiers non digérés (Cayuela et al., 2010). D'autres études réalisées au champ ont mis en évidence une diminution des émissions de N_2O lors de l'application d'un digestat, par comparaison avec la restitution de son substrat brut. Par exemple, Schouten et al. (2012) ont montré que le retour au sol d'un digestat obtenu à partir de fumier permettait d'augmenter la quantité d'azote minéral, tout en réduisant par quatre les émissions de N_2O par rapport à l'épandage de fumier brut sur un sol limoneux (0,9% contre 4,0%). Dans une autre étude, le traitement par digestion anaérobie du lisier porcin a eu pour effet de diminuer de moitié les émissions de N_2O lors du retour au sol du digestat par comparaison avec le produit brut (Chantigny et al., 2007). La digestion anaérobie apparaît alors comme une solution environnementalement moins impactante pour la gestion des effluents d'élevage de type lisier et fumier. De plus, les émissions de N_2O se sont avérées 38% plus faibles lors de la restitution d'un digestat obtenu après récolte et digestion anaérobie des résidus de culture et de la culture de couverture (mélange de trèfle et de graminées), par rapport au broyage et à l'incorporation directe de cette même biomasse (Möller & Stinner, 2009). Ces différences d'émissions peuvent s'expliquer par des niveaux plus faibles de carbone labile dans le digestat par rapport à la culture de couverture incorporée. A l'inverse, plusieurs études ont rapporté des niveaux d'émission de N_2O plus élevés dans le cas du retour au sol des digestats. L'augmentation de ces émissions a été observée lors de la restitution d'un digestat de lisier bovin sur un sol riche en carbone, comme par exemple au niveau d'une parcelle de prairie (Eickenscheidt et al., 2014). Dans cette situation, le carbone labile n'étant pas limitant pour le processus de dénitrification, l'apport d'un digestat riche en azote produit des émissions de N_2O plus importantes que l'épandage du lisier brut. Dietrich et al. (2020) sont également arrivés à la conclusion qu'une fertilisation avec du digestat, liquide ou solide, pouvait augmenter les émissions de N_2O lorsqu'elle était effectuée sur des sols riches

en nutriments et en matière organique. D'autres études ont examiné la variabilité des émissions de N₂O lors de l'épandage de matières fertilisantes en fonction du type de sol. Pelster et al. (2012) ont montré que, par rapport aux engrais à base d'azote minéral, l'application de fumier n'augmente le flux de N₂O que dans les sols à faible teneur en carbone. Du fait de la grande diversité des digestats et des sols agricoles, il semble difficile d'identifier une tendance cohérente dans les résultats des travaux comparant les émissions de N₂O liées au retour au sol des digestats à celles de leurs substrats d'origine (Launay et al., 2022).

➔ Le retour au sol des digestats de méthanisation génère des émissions conséquentes de N₂O. La quantité de ces émissions semble dépendante de la teneur en azote et en carbone du digestat et du sol sur lequel a lieu l'épandage. Le différentiel d'émissions, par rapport aux engrais minéraux et aux effluents non digérés, nécessite d'être mieux étudié.

1.7.7.4 Impacts sur le cycle de l'azote et la qualité de l'eau : lixiviation de nitrate

La lixiviation de nitrate se produit lors des périodes de ruissellement et contribue à la pollution des eaux de surface et souterraines. Ce phénomène a lieu lorsque la teneur en azote minérale est élevée au moment des épisodes pluvieux (en automne par exemple pour les régions au climat tempéré). Le digestat, comme n'importe quel autre fertilisant, peut engendrer ce phénomène de lessivage de nitrate si ce dernier est appliqué de façon excessive, à des périodes non adaptées, ou encore si les pratiques culturales ne sont pas optimisées (par ex., absence de culture de couverture). D'après Matsunaka et al. (2006) l'utilisation de digestat comme engrais ne semble pas augmenter, à court terme, les risques de lixiviation de nitrates, si toutefois la dose d'azote apportée par le digestat est calculée selon les besoins de la culture et que ce dernier est appliqué lorsque les risques de lixiviation sont faibles. Après épandage de digestat sur des surfaces de prairie, des analyses d'eau ont montré que le potentiel de perte de nitrate par lixiviation était plus faible que celui d'autres engrais azotés minéraux (Walsh et al., 2012). Cependant, des études ont montré que l'épandage de digestats obtenus après méthanisation de certains substrats, pouvait générer plus de pertes de nitrate par lixiviation que l'épandage des substrats bruts. Grâce à une étude réalisée avec des lysimètres et avec un système de drainage au champ, Schwager et al. (2015) ont en effet montré que le retour au sol des digestats de fumier engendrait 15 à 49% plus de lixiviation annuelle de nitrate que le retour au sol du fumier brut. Ces différences seraient notamment dues à une meilleure infiltration du digestat dans le sol qui permet de minimiser les pertes de NH₃ par volatilisation. La plus grande quantité d'azote minéral dans les sols ayant reçu du digestat aurait donc entraîné des pertes de nitrates plus importantes. En ce qui concerne les digestats de biodéchets, ces derniers étant fortement concentrés en azote minéral, les phénomènes de volatilisation de NH₃ et de lixiviation des nitrates peuvent être amplifiés par rapport aux autres types de digestats (Launay et al., 2020). Néanmoins, certains auteurs ont rapporté que les pertes par lixiviation au cours de l'hiver, suite à l'épandage de digestat de biodéchets, étaient similaires à celles observées pour le lisier de porc, mais beaucoup plus importantes que celles observées avec du fumier ou du compost (Nicholson et al., 2017). L'ensemble des études insiste sur le fait que le moment d'application est crucial pour minimiser le lessivage du nitrate. De plus, le taux de lixiviation dépend

grandement du type de sol. Launay et al. (2020) ont par exemple montré des quantités de nitrates lixiviés allant du simple au double entre un sol limoneux profond et un sol argilo-calcaire superficiel. Ces différences étaient majoritairement dues à la plus faible réserve utile du sol argilo-calcaire. Ces mêmes auteurs ont également insisté sur le fait que l'implantation d'une CIVE d'été pouvait réduire le taux de lixiviation de 17% à 0,2% de l'azote total apporté par les digestats.

→ Les études présentent des résultats variables quant à l'importance des pertes de nitrate par lixiviation suite au retour au sol des digestats. Le risque de lixiviation est certain, comme pour tout fertilisant. Le moment d'application, la couverture des sols et le type de sol semblent être les paramètres les plus impactants sur le taux de lixiviation des nitrates lors du retour au sol des digestats.

1.7.7.5 *Impacts sur la capacité de rétention en eau des sols et le ruissellement*

Les doses moyennes de digestat ($30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) apportées aux parcelles agricoles correspondent à la restitution d'un millimètre d'eau (Launay et al., 2022). Cet apport n'aura donc aucune influence sur les besoins en eau des cultures. En revanche, certaines études ont montré que l'apport de matière organique fourni par le digestat permettait d'augmenter la capacité de rétention d'eau des sols, les rendant moins dépendant de l'irrigation (Riding et al., 2015). La matière organique apportée par le digestat réduit la densité du sol, augmente la conductivité hydraulique et donc réduit le ruissellement de l'eau (Beni et al., 2012). Cependant, Eden et al. (2017) ont montré que les apports de matière organique (pas spécifiquement par les digestats) doivent être très conséquents pour observer des effets significatifs sur la réserve utile des sols.

1.7.7.6 *Impacts sur la biodiversité*

Par rapport au retour au sol des effluents d'élevage ou des résidus de cultures bruts, les digestats issus de la méthanisation correspondent à des apports de matière organique « pré-digérée », appauvrie en carbone labile. En effet, une partie de la dégradation de la matière organique n'est plus réalisée par la micro- et macrofaune du sol, mais par des écosystèmes microbiens anaérobies dans les réacteurs de méthanisation. Ces changements de composition de la matière organique restituée au sol pourraient avoir des impacts sur la biodiversité des sols.

Karimi et al. (2022) ont examiné les impacts de l'épandage des digestats sur la microflore du sol à partir de 56 articles explorant 23 paramètres microbiens. Les auteurs expliquent que près de la moitié des articles ne rapportent pas de différence significative entre un apport de digestat et un apport de matière organique fertilisante non digérée. Des effets négatifs ont cependant été observés dans 7% des études expérimentales, rendant l'hypothèse de l'absence de risques écologiques des digestats sur les sols impossible à écarter. A l'inverse, si l'on s'intéresse aux études comparant les effets des digestats à ceux d'autres engrais organiques, 26% ont révélé une stimulation plus élevée des communautés microbiennes et 17% une stimulation moindre. D'autres auteurs s'accordent à dire que l'utilisation de digestat aurait des effets bénéfiques sur l'activité microbienne des sols mais seulement

par comparaison avec l'utilisation d'engrais minéraux ou en l'absence de fertilisation (García-Sánchez et al., 2015 ; Launay et al., 2022). Dans le cas de comparaisons avec des matières organiques fertilisantes non digérées, les résultats seraient plus contrastés voire divergents (Ernst et al., 2008 ; Gómez-Brandón et al., 2016 ; Hupfauf et al., 2016 ; Risberg et al., 2017). Néanmoins, la majorité des études s'accordent à dire que l'ajout de digestat induirait des modifications de la structure des communautés microbiennes du sol (García-Sánchez et al., 2015 ; Gómez-Brandón et al., 2016) avec notamment un effet positif sur leur diversité (Sapp et al., 2015). L'augmentation de l'activité microbienne des sols ainsi que les changements de structure des communautés microbiennes suite à l'épandage de digestat ne résultent pas d'un apport de microorganismes car les microorganismes anaérobies présents dans le digestat ne persistent pas dans le sol (Stumpe et al., 2012 ; Coelho et al., 2020). Ces changements seraient plutôt liés à la qualité du carbone mis à disposition par le digestat : la quantité restreinte de carbone labile présente dans le digestat aurait un impact sur la structure des communautés bactériennes du sol (Chen et al., 2012). Concernant les champignons présents dans le sol, l'apport de digestat ne semble pas avoir d'effet sur la croissance des populations fongiques, mais pourrait avoir un effet négatif sur la structure de ces communautés (Wentzel & Joergensen, 2016). Les effets observés sur la microflore du sol avec l'utilisation de digestat auraient tendance à s'estomper sur le long terme si les applications ne sont pas répétées dans le temps (Launay et al., 2022).

Peu d'études se sont penchées sur les impacts de l'apport de digestat sur la macrofaune du sol, mais les quelques études disponibles présentent des résultats divergents. Une étude réalisée sur 2 ans a permis d'observer une augmentation de 150 % de l'abondance des vers de terre dans des parcelles traitées avec des digestats ou des effluents de bovins, par rapport aux parcelles fertilisées avec des engrais chimiques (Moinard et al., 2021). Une autre étude, réalisée sur 3 ans, rapporte que l'épandage de digestat peut avoir un effet positif sur l'abondance des vers de terre dans les sols par comparaison avec une fertilisation réalisée avec des engrais chimiques (Koblenz et al., 2015). La communauté de vers est fortement influencée par l'application de digestat, avec notamment une diminution de l'abondance de l'espèce *Aporrectodea rosea* et une augmentation de celle de *Aporrectodea caliginosa*. En revanche, cette même étude a montré que l'effet positif du digestat sur les vers de terre était plus modéré que celui d'un lisier brut. De même, Sizmur et al. (2017) et Frøseth et al. (2014) ont démontré que les taux de croissance des vers de terre étaient positivement corrélés avec la valeur calorifique de l'amendement et que, par conséquent, les substrats bruts comme les pailles ou les résidus de culture avaient un effet plus prononcé que les fumiers, les composts ou bien encore que les digestats. En revanche, d'autres études ont mis en évidence une augmentation de la mortalité des vers de terre suite à l'application de digestats. Ainsi, une expérience de terrain a montré que 6 mois après la dernière application de digestat de déchets alimentaires, le nombre de vers de terre était de 32 % à 60 % inférieur à celui observé après l'ajout d'autres matières organiques (Rollett et al., 2021). Ces différences s'expliqueraient par la combinaison d'une charge élevée en ammonium et d'une faible charge en matières organiques labiles qui entraînerait une mise en compétition pour leur alimentation des microorganismes et des vers de terre (Ernst et al., 2008). Moinard et al. (2021) ont rapporté une mortalité allant de 0,5 à 2% des vers de terre adultes à la surface du sol quelques heures après l'épandage de digestat liquide et de lisier de bovins (18 à 24 t.ha⁻¹), certainement due à la toxicité de

l'ammonium. L'application de fortes quantités de fumier et de fumier digéré a également entraîné une augmentation de la mortalité des vers de terre, avec cependant un effet plus faible avec le fumier digéré, ce qui était contraire aux attentes des auteurs du fait de la concentration en ammonium plus élevée au sein du digestat (Johansen et al., 2015). De plus, Ross et al. (2017) ont rapporté des effets différents de l'apport de digestat composté en fonction des espèces de vers considérées. Ils ont observé un effet positif sur *Eisenia fetida* avec une augmentation de 25% de la masse des individus, alors que les vers de l'espèce *Aporrectodea caliginosa* évitaient majoritairement le produit.

Enfin, la variabilité des facteurs expérimentaux (type de sol, typologie du digestat, pratiques culturales, etc.) pourrait expliquer une partie de la divergence des résultats des différentes études (Sadet-Bourgeteau et al., 2020). Les auteurs des différentes études soulignent qu'un approfondissement des connaissances concernant les impacts de l'apport de digestat sur la microfaune des sols, notamment sur le long terme, est nécessaire pour une meilleure compréhension des impacts et des phénomènes impliqués.

→ Peu d'études des effets à long terme du digestat sur la biodiversité des sols existent et les résultats disponibles sont variés. L'apport de digestat a des effets certains sur la structure des communautés microbiennes, mais un effet variable sur leur activité. Les études sur la macrofaune du sol concernent uniquement les vers de terre (*Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*, *Lumbricus terrestris*) et rapportent également des résultats divergents. L'apport de digestat semble générer une augmentation de la mortalité à court terme, comme pour les effluents d'élevage chargés en ammonium. Pour des durées d'étude de 2 à 3 ans, certaines études montrent un effet bénéfique des apports de digestat sur les populations de vers de terre.

1.7.7.7 Bonnes pratiques et anticipation de nouveaux risques

Sur la base des différentes études présentées, les impacts environnementaux liés au retour au sol des digestats de méthanisation sont encore sujets à débat. Certains de ces impacts, notamment ceux liés au cycle de l'azote (émissions d'ammoniac et lixiviation de nitrate), sont inhérents aux différentes matières fertilisantes utilisées en agriculture et peuvent être réduits par l'adoption de pratiques agricoles adéquates (Riva et al., 2016 ; Maris et al., 2021 ; Zilio et al., 2021). Le choix du matériel d'épandage (enfouisseur direct, pendillards, etc.) et de la période d'épandage (proche de la période de fort besoin en azote minéral des cultures) sont deux paramètres clés dans la limitation des émissions azotées. Il est aussi nécessaire de tenir compte des paramètres physico-chimiques du sol (pH, type de sol etc.), des besoins de la culture et des conditions climatiques (température, vent, précipitations dans les 24h suivant l'apport, etc.). La réduction des impacts environnementaux liés aux émissions azotées est souvent corrélée à la réduction des nuisances olfactives (Riva et al., 2016 ; Zilio et al., 2021), souvent rapportées comme un frein important à l'acceptabilité de la méthanisation. La précision de la quantité d'azote apportée est également essentielle et passe par une meilleure connaissance de ces matières hautement variables. Un guide des bonnes pratiques a récemment été publié, qui recense de façon exhaustive les solutions de limitation des impacts environnementaux négatifs (Carton et al., 2021). Plusieurs méthodes de caractérisation et de prédiction des propriétés

physico-chimiques de ces matières ont été développées (ISMO : Norme XP U44-162, ISBAMO ; Jimenez et al., 2015) ou sont en cours de développement (Bareha, 2018 ; Zennaro et al., 2022), dans le but d'optimiser leur retour au sol. D'autres risques de pollution sont également à surveiller et à approfondir comme le risque de pollution des sols par des microplastiques potentiellement présents dans les digestats issus de biodéchets (Li et al., 2020 ; Yang et al., 2022), ou bien encore la problématique de l'antibiorésistance générée par l'apport de digestats produits à partir d'effluents d'élevage ou de boues de STEP contenant des résidus d'antibiotiques (Zhang et al., 2021).

1.7.8 Synthèse des impacts environnementaux de la filière méthanisation

La méthanisation est une technologie efficace pour l'atténuation des émissions de GES en se substituant, d'une part aux énergies fossiles et en permettant, d'autre part, une meilleure gestion des effluents d'élevage et de la fertilisation des cultures. Différentes sources de biomasses peuvent être techniquement utilisées pour la production de biogaz, mais elles ne sont pas toutes équivalentes en termes d'impacts environnementaux et de réduction des émissions de GES.

Concernant les impacts environnementaux liés à l'utilisation des cultures annuelles, des cultures pérennes et des résidus de culture, ces derniers sont les mêmes que pour la production de biocarburants (Cf. partie 1.6). Le cadre législatif limitant l'introduction de cultures annuelles principales dans les méthaniseurs, leur utilisation reste, pour le moment, marginale dans cette filière. Les cultures pérennes récoltées précocement et les résidus de cultures ne sont actuellement pas utilisés pour l'alimentation des méthaniseurs, mais cette voie de valorisation énergétique reste possible dans le futur.

La filière méthanisation se développe actuellement autour des Cultures Intermédiaires à Vocation Énergétique (CIVE). Bien que la majeure partie de la biomasse aérienne des CIVE soit exportée de la parcelle pour la méthanisation, l'introduction des CIVE présente un intérêt pour les stocks de carbone du sol, du fait de rendements en biomasse élevés et donc de retours au sol de carbone aérien et racinaire. L'introduction des CIVE semble également avoir un effet positif sur la gestion de l'azote, au moins par rapport à une situation en sol nu. Les CIVE réduisent le phénomène de lixiviation du nitrate et d'émission de N₂O en absorbant l'azote minéral disponible pendant l'interculture. Par rapport à une culture intermédiaire restituée, les CIVE réduisent la disponibilité en azote pour la culture suivante, mais permettent d'éviter l'asynchronie entre la minéralisation des résidus et l'absorption de l'azote par la culture suivante, via le retour au sol du digestat contenant de l'azote directement utilisable par les plantes. De plus, les CIVE présentent un intérêt certain dans la réduction du ruissellement et de l'érosion des sols. Cependant, l'allongement de leur période de culture dans le but de maximiser les rendements risque d'engendrer une diminution des réserves en eau des sols pour les cultures suivantes et de limiter la recharge des nappes souterraines. Les CIVE ont des effets positifs sur la biodiversité, potentiellement similaires à ceux observés pour des cultures intermédiaires, avec cependant des questions concernant l'intensité de ces effets, du fait de l'export de la biomasse aérienne et de modes de conduite plus ou moins intensifs. Enfin, ces changements de système de culture sont encore récents et des recherches supplémentaires sont indispensables pour approfondir l'analyse des impacts éventuels des CIVE sur les cycles carbone-azote-eau et sur la biodiversité, ainsi que celle de la capacité d'adaptation de ces cultures aux différents contextes pédoclimatiques, dans le but d'affiner les conditions de durabilité de cette filière.

Les herbes de fauche issues des prairies représentent une source de biomasse utilisable en méthanisation, bien qu'actuellement utilisées uniquement pour l'alimentation animale. Les sols de prairies constituent des réservoirs de carbone importants, indispensables à maintenir pour l'atténuation du changement climatique. Dans des conditions de gestion adaptées, ces espaces permettraient de fournir de la biomasse pour la production de bioénergie tout en stockant du carbone. De plus, certaines prairies, incluant des légumineuses par exemple, ne nécessitent qu'une faible fertilisation azotée et ne présentent pas de risques significatifs de lixiviation de nitrate. Les besoins en

eau des prairies temporaires sont relativement importants en période de croissance. Par contre, les prairies maintiennent et améliorent le caractère filtrant des sols. Enfin, elles participent à l'amélioration de la qualité de l'eau et à la réduction de l'érosion des sols. Leurs impacts positifs sur la biodiversité font consensus. Ces impacts sont maximisés si la prairie présente une grande diversité floristique. Les prairies représentent une grande diversité d'habitats, favorable à la faune sauvage, aux insectes et à la diversification de la flore. La gestion des récoltes apparaît comme un point clé pour la garantie des services écosystémiques fournis par les prairies.

La filière méthanisation produit des digestats qui permettent de diminuer la dépendance des agriculteurs vis-à-vis des engrais de synthèse, mais qui nécessitent une gestion appropriée pour limiter les impacts environnementaux de leur retour au sol. Ces impacts sont de même nature qualitative que ceux liés à l'épandage d'effluents d'élevage. La méthanisation de matières organiques entraîne une diminution de la quantité de carbone labile présent au final dans le digestat, mais ne semble pas impacter la séquestration de carbone dans les sols sur le long terme. Le retour au sol des digestats de méthanisation permet la substitution d'une partie des engrais azotés. Comme tout fertilisant, le retour au sol des digestats entraîne des pertes de NH_3 par volatilisation souvent supérieures ou égales à celles produites par les engrais minéraux, des émissions conséquentes de N_2O ainsi que des pertes de nitrate par lixiviation. La mise en application de bonnes pratiques et la prise en compte des conditions pédoclimatiques apparaissent comme indispensables pour limiter ces impacts et assurer la durabilité de la filière. Il existe à ce jour peu d'études à long terme concernant les effets du digestat sur la biodiversité des sols et les résultats obtenus sont variables. L'apport de digestat semble avoir des effets certains sur la structure des communautés microbiennes mais un effet variable sur leur activité. Les études sur la macrofaune du sol concernent uniquement les vers de terre et rapportent également des résultats variables. L'apport de digestat semble générer une augmentation de la mortalité à court terme, comme pour les effluents d'élevage chargés en ammonium, alors que certaines études montrent un effet bénéfique sur 2 à 3 ans des apports de digestat sur les populations de vers de terre. D'autres risques de pollution sont également à surveiller et à approfondir comme le risque de pollution des sols par des microplastiques potentiellement présents dans les digestats issus de biodéchets, ou bien encore la problématique de l'antibiorésistance générée par l'apport de digestats produits à partir d'effluents d'élevage ou de boues de STEP chargées résidus d'antibiotiques.

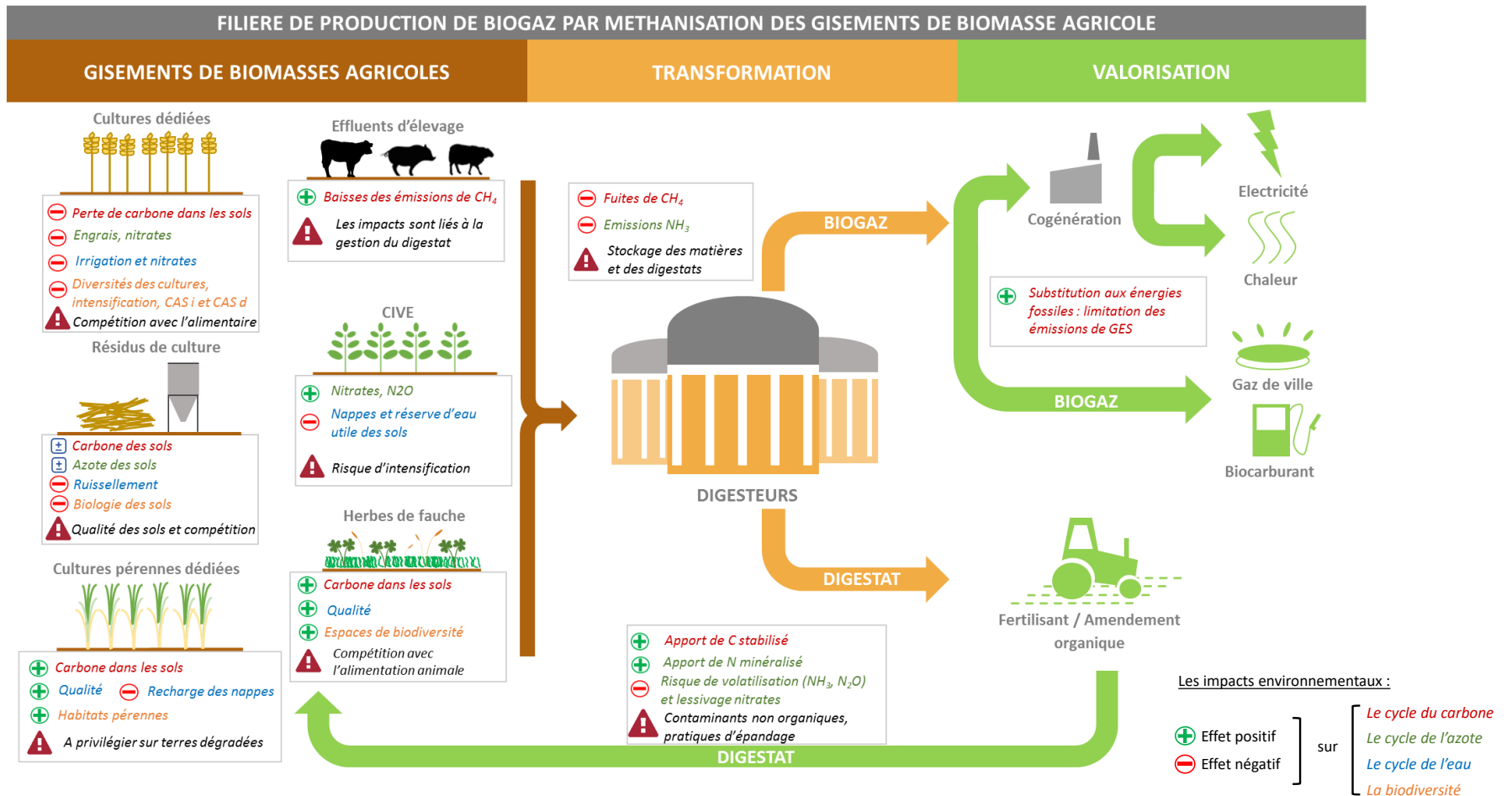


Figure 19 : Schéma de synthèse des impacts environnementaux liés à la production et à l'utilisation de différentes biomasses pour la production de biogaz par méthanisation.

Note : Le schéma de synthèse ci-dessus propose une représentation globale mais simplifiée des résultats du rapport. Les impacts environnementaux indiqués sont uniquement qualitatifs et n'ont pas vocation à comparer les différents gisements de biomasse entre eux.

Troisième partie - Enjeux technico-économiques et sociétaux

1 Nature des enjeux

L'analyse des enjeux technico-économiques et sociétaux liés à la mobilisation accrue de la biomasse pour des usages énergétiques repose sur plusieurs facteurs qui sont, sans ordre hiérarchique :

- La multiplicité des usages des biomasses et l'imbrication de ce volet énergétique dans les stratégies industrielles classiques des producteurs de biomasse : alimentation humaine et/ou animale, matière...
- La multiplicité des politiques publiques ayant pour base les usages ou les effets de l'exploitation de la biomasse : alimentaire, agricole, forestière, énergétique, biodiversité, climatique (neutralité carbone)...
- Le caractère non-linéaire des effets et des réponses des systèmes de production, des filières et des marchés aux évolutions des prélèvements. En effet, de nombreuses stratégies de valorisation énergétique de la biomasse reposent sur la mobilisation de produits ou de co-produits faiblement valorisés par les filières classiques. Dans ces conditions initiales favorables, les valorisations énergétiques rencontrent peu de résistance. Les contraintes associées aux filières n'apparaissent que lorsque l'on réalise la transition de situations marginales à des pratiques systématiques qui devront s'organiser dans le cadre de nouveaux équilibres économiques. Les phénomènes de compétition, les politiques publiques, les stratégies de filières, les mécanismes de marchés tentent de s'articuler, produisant de nouveaux équilibres et potentiellement des tensions.
- La dépendance des filières productrices de biomasse aux conditions pédoclimatiques, à certains services écosystémiques et à l'état de la biodiversité.
- La sensibilité politique, économique et sociétale d'éléments de « patrimoine immatériel » associés à des espaces producteurs ou potentiellement producteurs de biomasse : paysages agricoles, forêts...

Afin de simplifier l'approche, l'analyse a été organisée selon trois axes :

- Faisabilité : l'hypothèse de prélèvement est-elle réaliste ?
- Acceptabilité : l'hypothèse de prélèvement ou d'accroissement des prélèvements est-elle acceptable ou compatible avec les contraintes, les besoins, les attentes des parties prenantes des filières sollicitées ?
- Attractivité : l'hypothèse de prélèvement ou d'accroissement des prélèvements est-elle suffisamment attractive pour que les acteurs des filières de production engagent les efforts, les adaptations et les investissements nécessaires à la réalisation des prélèvements ?

Pour simplifier la présentation de cette analyse nous allons traiter séparément le secteur bois-forêt et le secteur agricole car ils fonctionnent avec des impératifs techniques et socio-économiques différents. Parmi les différences, nous pouvons notamment évoquer les trois points suivants :

- Le secteur bois-forêt a des cycles de production plus longs que le secteur agricole, qui est potentiellement plus réactif vis-à-vis des évolutions de la demande. Les questions de planification et d'adaptation au changement climatique sont donc abordées différemment.
- La dimension valorisation énergétique est présente historiquement dans les mécanismes de production de valeur du secteur forestier, alors que les usages énergétiques de la biomasse agricole sont émergents à l'échelle de l'histoire culturelle de l'agriculture.
- Les évolutions des paysages forestiers sont un sujet socialement plus sensible que ceux des paysages agricoles ; *a contrario* la compétition entre les usages pour les ressources forestières n'intègre pas la question très sensible de la concurrence alimentaire.

Pour ces deux secteurs, nous avons analysé successivement les ressources documentaires sur : la faisabilité des prélèvements, c'est-à-dire les limites physiques et techniques à la réalisation des prélèvements ; les effets du changement climatique sur les disponibilités des ressources ; l'impact et les effets de la consommation des ressources et de leurs évolutions ; les effets du commerce et des échanges ; les effets des stratégies économiques.

2 Faisabilité des prélèvements

2.1 Secteur bois-forêt

Dans le secteur forestier, un facteur critique et limitant de toute stratégie d'accroissement des prélèvements de biomasse pour des usages énergétiques est la faisabilité physique, la disponibilité technique des quantités de biomasse prévues au titre de la stratégie retenue. La faisabilité physique questionne la capacité de l'outil industriel forestier à réaliser des objectifs de prélèvement, la mobilisation de la biomasse forestière nécessitant des capacités techniques, logistiques et industrielles, lourdes et spécifiques, dont le dimensionnement implique une certaine visibilité. La disponibilité technique questionne la quantité de biomasse forestière disponible annuellement dans des conditions forestières et économiques acceptables.

Deux études récentes explorent les critères de faisabilité de l'intensification des prélèvements (France Stratégie, juillet 2021 et I4CE, février 2022). Ces études s'inscrivent dans une logique de contextualisation des scénarios de prélèvement proposés par trois études récentes et dont le périmètre est national (IGN-FCBA, 2019 ; BIPE-FBCA, 2019 ; INRA-IGN, 2017). Ces études projettent leurs résultats jusqu'à l'horizon 2050 et intègrent les composantes économiques et techniques de la problématique. Ces documents sont construits autour de scénarios d'ambition croissante allant d'un scénario tendanciel, correspondant à une évolution régulière des pratiques forestières, sans mesure d'incitation économique particulière, à des scénarios décrits comme très ambitieux et intensifs. Dans leurs analyses, les deux études croisent les scénarios de production et d'offre avec des scénarios de demande, pour intégrer les effets dans le temps des décalages entre les ressources disponibles et les débouchés potentiels pour le bois.

Deux autres études confrontent l'offre disponible en forêt française selon le type de gestion à différents scénarios de demande, caractérisant les décalages quantitatifs et qualitatifs entre la ressource disponible et les débouchés possibles du bois :

- Disponibilités forestières pour l'énergie et les matériaux à l'horizon 2035, IGN-FCBA, 2016 - Étude dénommée ci-après « IGN-FCBA », et sa mise à jour en 2019 « Réévaluation de la ressource et de la disponibilité en bois d'oeuvre des essences feuillues et conifères en France »
- Étude prospective : évolution de la demande finale du bois dans la construction, la rénovation et l'aménagement des bâtiments, BIPE-FCBA, 2019

Ces études considèrent des scénarios très variables pour les volumes de prélèvements de biomasse forestière. Les scénarios s'étendent jusqu'à la décennie 2040-2050. Ils sont basés sur des modèles de gestion forestière très différents et intègrent les pratiques de gestion les plus intensives. Les volumes projetés pour 2050 vont de 50 Mm³, qui correspond au maintien des prélèvements actuels, jusqu'à 100 Mm³, soit un doublement.

Les scénarios qui considèrent les modes de gestion les plus extensifs proposent une stabilisation de volumes récoltés autour de 50 Mm³. D'autres proposent un taux de prélèvement constant qui correspondrait à environ 50% de l'accroissement naturel. Cette seconde approche conduit à une hausse progressive des prélèvements qui accompagne la croissance des forêts. Dans cette seconde approche, les volumes atteignent 70 Mm³, sauf dans le scénario ECOS du rapport Fern-Canopée (Fern-Canopée, 2020) qui projette une réduction des volumes à 40 Mm³ en 2050.

Les options de gestion les plus intensives envisagent de capter une part croissante du taux d'accroissement biologique, jusqu'à absorber l'essentiel de la croissance organique de la forêt. Les volumes projetés vont de 89 Mm³/an dans INRAE-IGN, 95 Mm³/an dans Fern-Canopée et 117 Mm³/an dans BICAFF15. Cela correspond, pour ces approches très intensives, à approximativement un doublement des volumes récoltés en 2050. Si les trajectoires de ces scénarios convergent, elles sont structurellement très différentes. Fern-Canopée et INRAE-IGN proposent une augmentation progressive du taux de prélèvement jusqu'en 2050, selon les scénarios BICAFF, ce taux plafonne en 2030 puis décroît, l'accroissement de la récolte reposant sur une mobilisation accélérée et transitoire du stock sur pied.

Limites économiques des scénarios intensifs

Les stratégies intensives sont susceptibles d'être limitées dans leur déploiement par des contraintes physiques et économiques. L'étude INRAE-IGN pointe comme facteurs limitants à la réalisation des scénarios les plus intensifs : les prix bas du bois-énergie associés à des coûts de mobilisation élevés ; une forêt française très morcelée ; des ressources dispersées et peu accessibles, souvent détenues par des propriétaires faiblement impliqués donc peu sensibles aux politiques incitatives.

L'outil de modélisation *French Forest Sector Model* (FFSM), utilisé par l'étude INRA-IGN n'est pas conçu pour simuler les niveaux de prélèvements des scénarios les plus intensifs. Pour intégrer de tels scénarios, les auteurs de l'étude ont modifié plusieurs paramètres de FFSM :

- La capacité de réaction des gestionnaires forestiers (sensibilité au marché et moindre aversion au risque).
- Une offre de bois dépendant positivement de l'évolution du stock forestier.

En complément, des mesures économiques de soutien ont été intégrées : « les subventions directes à la consommation et à la production de produits bois » et des « mesures structurelles », visant à réduire notamment les coûts de la transformation et du transport. Cependant, malgré la mobilisation de ces facteurs et un niveau de subvention élevé (6 Mds € à l'horizon 2050, dont 40% orientés vers la consommation, 30% sur l'offre forestière et 26% sur la transformation), les auteurs de l'étude INRAE-IGN et l'outil FFSM n'ont obtenu que des niveaux de prélèvement proches de leurs scénarios « Dynamiques territoriales », soit 70 Mm³. Ce niveau de prélèvements implique donc déjà des transformations significatives pour la filière : amélioration et optimisation des coûts de production ; évolution de l'outil de transformation ; accroissement et diversification des débouchés. L'ensemble doit être accompagné d'un dispositif d'aide publique important. Un niveau de prélèvement annuel supérieur à 80 Mm³ montre les limites du modèle. Cela s'explique notamment par la difficulté d'intégrer des évolutions trop importantes dans les structures de production, de transformation et de consommation. Des évolutions sont indispensables pour que le scénario intensification INRAE-IGN puisse se réaliser. Parmi les évolutions nécessaires, nous pouvons citer : un niveau élevé d'investissement dans les outils industriels de la filière ; le développement et la diversification des usages du bois, spécialement dans les usages à fort coefficient de substitution ; des changements majeurs dans les habitudes de consommation. Ces résultats tiennent plus à l'ampleur des transformations nécessaires qu'aux limites de l'outil FFSM. Ils soutiennent toutefois l'hypothèse que des changements structurels sont nécessaires pour réaliser de hauts niveaux de prélèvement.

Globalement, les études et les scénarios convergent pour définir un spectre qui se décompose en trois zones :

- Une première zone, en deca de 60 Mm³, pour laquelle les objectifs prélèvements sont accessibles avec des options de gestion forestières diversifiées.
- Au-delà de 60 Mm³, seules les stratégies de gestion intensives permettent d'atteindre les objectifs, à condition qu'elles soient combinées avec des mesures de soutien conséquentes et des adaptations importantes des filières.
- Au-delà de 80 Mm³ seules les stratégies de gestion intensives les plus agressives en ce qui concerne le rythme des prélèvements, combinées à des évolutions majeures de l'outil industriel et de l'organisation des filières, permettraient d'atteindre les objectifs, à condition d'être massivement soutenues économiquement et accompagnées politiquement. Cet éventuel soutien politique et économique, s'il permettrait d'envisager d'atteindre ce niveau de prélèvement, ne changerait rien

aux risques écosystémiques associés à ces stratégies de gestion qui contribueraient très probablement à dégrader les écosystèmes forestiers.

Il existe un consensus sur la faisabilité technique de prélèvements accrus de biomasses forestières. Cependant, au-delà d'un seuil de 60 Mm³ par an, les prélèvements deviennent difficiles techniquement, et au-delà de 80 Mm³ il y a une fragilisation critique de la ressource.

2.2 Secteur agricole

Les facteurs conditionnant la faisabilité technique et les enjeux technico-économiques associés à un accroissement des prélèvements de biomasses agricole, sont structurellement différents de ceux anticipés pour la biomasse forestière, notamment parce que les filières agricoles reposent sur des cycles de production plus courts, donc potentiellement plus réactifs. Ainsi, lorsque les filières réalisent leurs équilibres, l'intégralité de la biomasse produite sur une saison est utilisée dans un intervalle de temps court.

Selon les données Agreste 2020, la surface agricole utilisée française (SAU) est estimée à 28,6 millions d'hectares en 2019, soit 48 % du territoire métropolitain. Cette SAU se divise entre terres arables (17,9 Mha), cultures permanentes (1 Mha) et surfaces toujours en herbe (9,7 Mha). Le détail des 17,9 Mha de terres arables françaises au niveau métropolitain est présenté sur la **Figure 21**.

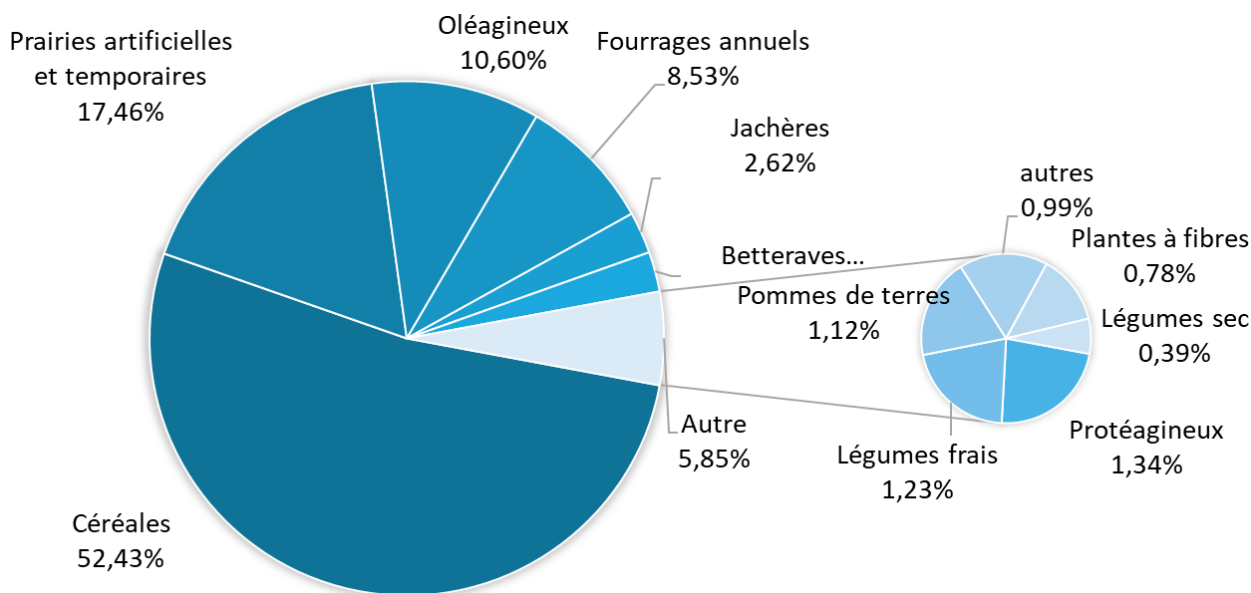


Figure 20 : Répartition de la SAU française, à partir des données de France Stratégie (2021).

Le secteur agricole français produit une grande diversité de biomasses (**Figure 22**) ; dans le cadre de notre analyse, il est pratique de catégoriser ces biomasses selon leur type (cultures annuelles, cultures dédiées, résidus) ou leur usage principal. La valorisation de la biomasse est le socle productif de

nombreuses industries avec leurs technologies de conversion et de valorisation ; il est toutefois encore possible de proposer des grandes catégories d'usage de ces biomasses :

- Alimentation (humaine et animale)
- Biomatériaux (textiles, bâtiment, industrie)
- Chimique (molécules, fractions)
- Agronomique (retour au sol)
- Énergétique (chaleur, biogaz, électricité)

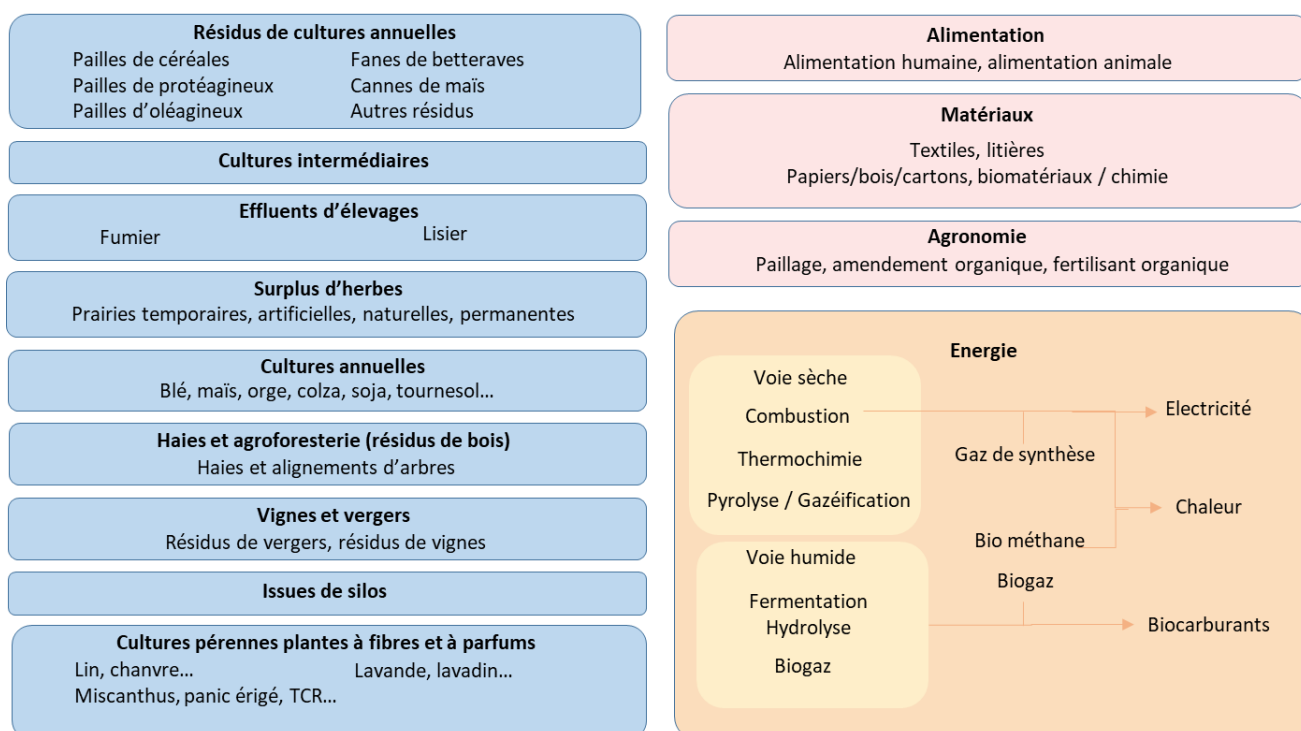


Figure 21 : Schéma de distribution ressources-usages, d'après France Stratégie (2020).

Dans le cadre de la bioéconomie, les usages diversifiés ou en cascade d'une même culture, d'une même récolte ou de l'ensemble des fractions d'une biomasse récoltée sont la norme. La culture de colza fournit une fraction protéique (le tourteau) pour l'alimentation animale, une fraction lipidique pour l'alimentation humaine, les biocarburants et la chimie. Pour les cultures annuelles de céréales, le grain est destiné à l'alimentation humaine ou animale, la paille pour un usage matière (litière animale), l'énergie ou un retour au sol pour des besoins agronomiques.

La valorisation de la biomasse est l'un des piliers culturel et pratique des activités agricoles. Elle permet d'optimiser les efforts d'extraction des ressources et de compléter les revenus agricoles. Le développement de la bioéconomie a accompagné la diversification des usages de la biomasse. La multiplication des débouchés, et donc des clients potentiels, produit logiquement des tensions sur les prix et des concurrences sur les usages, alimentant potentiellement des conflits d'usage. Le principe

d'une hiérarchie des usages est important pour « maximiser la valeur des produits et atteindre une meilleure efficacité globale d'un point de vue de l'utilisation des ressources, en prenant en compte l'ensemble des étapes de la chaîne de valeur et de transformation » (**Figure 23**) (Stratégie Nationale de Mobilisation de la Biomasse , 2017)

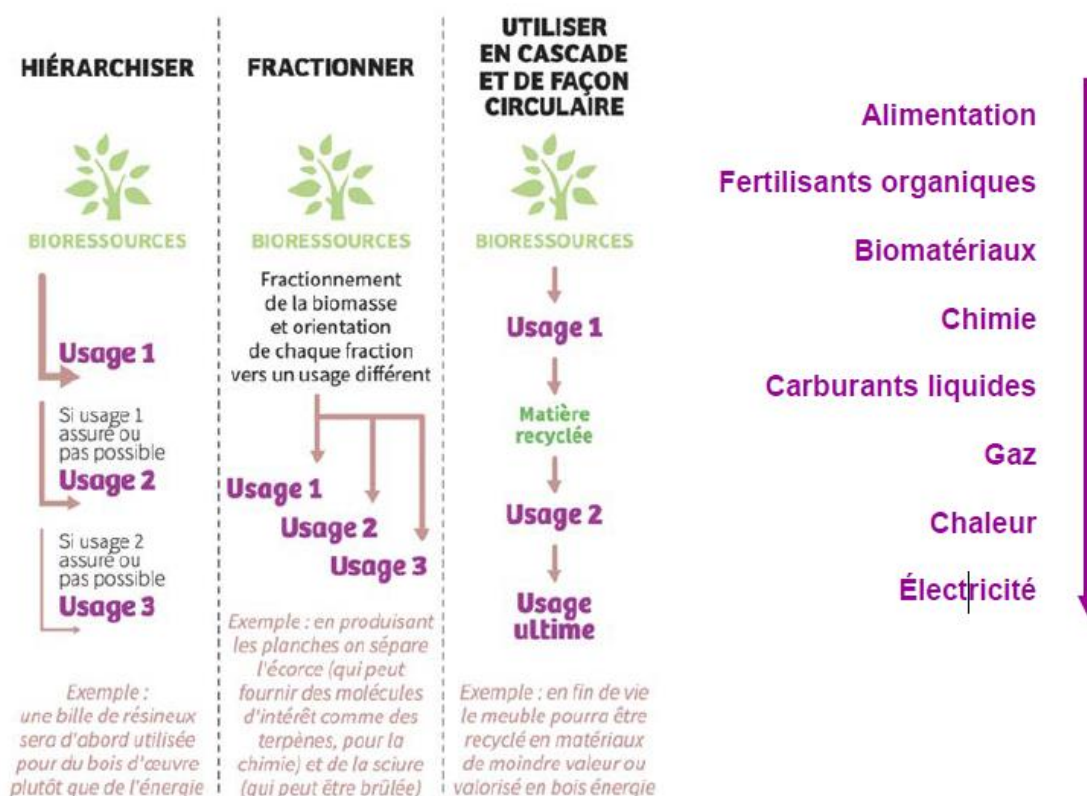


Figure 22 : Représentation de la cascade des usages. Stratégie nationale bioéconomie (2017).

L'ensemble des filières agricoles s'est approprié une ou plusieurs combinaisons d'usages adaptées à chaque type de culture, et fréquemment, le système est optimisé selon le contexte local. Par conséquent, même si l'agriculture française produit des grandes quantités de biomasse, il n'existe pas vraiment de stock résiduel de biomasses inexploitées.

Dans des perspectives purement techniques et économiques, il est possible d'envisager un accroissement de la quantité de biomasse à vocation énergétique. Il faut cependant prendre en considération les conséquences des altérations des équilibres d'usages au sein d'une filière et les éventuels conflits associés, que ces conflits portent sur les produits (solutions dites de 1^e génération) ou sur l'usage des ressources agronomiques (sols, eau, intrants...). La seule ligne rouge, notamment positionnée par les ONG, concerne les usages alimentaires qui doivent demeurer la priorité des politiques agricoles. Il est donc possible d'accroître la quantité de biomasse destinée à des usages

énergétiques, soit en modifiant les cascades d'usages de la biomasse, soit en augmentant les quantités de biomasse produites.

→ **Il existe un consensus sur la possibilité technique d'accroître les prélèvements de biomasses agricoles à vocation énergétique, notamment dans le cadre d'une optimisation des cascades d'usages dans les filières. Cependant, une politique ambitieuse dans ce domaine nécessitera une augmentation de la quantité de biomasse produite, et potentiellement des impacts environnementaux associés à cette évolution. Dans ce contexte, il sera important d'accorder une attention particulière aux conflits d'usages sur les ressources.**

3 Effets et impacts du changement climatique

Les activités agricoles et forestières ont une dépendance naturelle au climat ; ces activités sont donc parmi celles les plus rapidement et directement affectées par le changement climatique. L'ensemble des paramètres climatiques qui conditionnent la sensibilité des activités productrices de biomasse sera altéré : pluviosité, température, accroissement des aléas (inondations, sécheresses, vague de froid ou de chaleur, tempêtes...). Les conséquences modélisées sont principalement négatives, avec des effets délétères sur les rendements, la qualité des productions mais également, et cela est plus critique à moyen et long terme, la qualité des sols et les fonctions écosystémiques sur lesquelles reposent ces industries.

3.1 Secteur bois-forêt, une intégration complexe du changement climatique

Le changement climatique affectera le secteur forestier selon deux facteurs. Le premier est celui de la croissance (quels seront les effets de l'évolution du climat sur la production brute), le second est la mortalité des arbres. Ces deux facteurs sont la résultante d'éléments complexes, d'effets parfois contradictoires et difficiles à simuler. L'évolution des pratiques de gestion peut, selon les contextes et les choix des exploitants, amplifier, atténuer ou renverser les changements prévisibles. (Agence Européenne pour l'Environnement, 2016, 2017).

Il n'y a pas de consensus dans la littérature sur l'ampleur et l'orientation de ces changements (I4CE, février 2022). L'étude BiCaFF n'intègre pas ces paramètres dans ses modèles. Les études INRAE-IGN et Fern-Canopée font des propositions/hypothèses.

L'étude INRAE-IGN modélise une production brute stable, dans un contexte climatique dégradé mais compensé par une croissance des surfaces forestières. L'étude Fern-Canopée anticipe également une production biologique brute stable. Ces prévisions reposent sur la compensation de l'effet dopant du surcroît de CO₂ par l'effet délétère d'une hausse des températures ; cet équilibre tient également au fait que les scénarios climatiques du GIEC (GIEC, 2014) varient peu dans la période considérée 2020-2050.

Les études convergent sur un scénario de mortalité aggravée. L'étude INRAE-IGN projette un accroissement de la mortalité annuelle de 0,13% pour les feuillus et 0,76% pour les résineux selon le scénario le plus pessimiste du GIEC. En 2050, dans l'hypothèse climatique aggravée (scénario RCP 8.5) la production décroît de l'ordre de 20% par rapport à la production actuelle dans le scénario d'intensification et de 23% dans le scénario extensif.

L'étude Fern-Canopée projette une hausse du taux de mortalité sous l'effet du changement climatique avec un évolution critique dans le cadre du scénario climatique le plus négatif (RCP 8.5). Elle insiste sur le très fort impact des modes de gestion forestière sur cette mortalité. Le mode de gestion est, dans les conclusions de cette étude, le facteur cardinal dans l'évolution de la mortalité.

Considérer la production biologique brute comme stable dans le temps peut être pris comme un compromis, une position équilibrée ; des paramètres multiples peuvent l'influencer, la modérer ou la compenser. Cela explique pourquoi, sans désaccords majeurs, les prévisions d'INRAE-IGN, BiCaFF et Fern-Canopée projettent une forme de stabilité, très dépendante d'un scénario climatique médian.

La mortalité demeure une variable critique pour l'estimation de l'évolution de la production forestière dans le cadre du changement climatique. Même en excluant les phénomènes catastrophiques (incendies, tempêtes, invasions de ravageurs...) dont les effets et les conséquences sont difficiles à modéliser, les modèles restent fragiles et les auteurs recommandent un suivi et une mise à jour régulière de ce paramètre.

Dans une approche plus globale, intégrant modélisation sectorielle (forêt-bois) et climatique, Delacote et al. (2020) estiment que la mortalité associée au changement climatique l'emportera sur les gains de croissance, que les tensions sur les ressources agricoles pourraient limiter les déprises agricoles et limiter l'expansion des surfaces forestières et qu'en raison de l'augmentation de la taille moyenne des arbres la croissance en volume tendrait à se réduire au fil du temps. Globalement, les auteurs concluent que le secteur forestier peut contribuer à la compensation des émissions nationales de carbone, mais que ce potentiel est fragilisé par le changement climatique et que les gestions forestières intensives peuvent contribuer à accroître cette fragilité. Ils insistent également sur la fragilité des approches de modélisation combinant plusieurs modèles.

→ Il y a consensus dans la littérature sur les effets négatifs du changement climatique sur les massifs forestiers, même si les auteurs ne s'accordent pas sur l'ampleur de ces effets. Les auteurs insistent sur une fragilisation critique des massifs ayant potentiellement des conséquences catastrophiques sur le capital forestier. Il y a consensus sur la nécessité de déployer des stratégies d'adaptation des massifs forestiers mais pas de consensus sur la nature de ces stratégies.

3.2 Secteur agricole

Le principal effet attendu du changement climatique sur les productions végétales est une baisse des rendements (GIEC, 2018). Plusieurs facteurs permettent d'envisager cette diminution : le stress hydrique, la multiplication des jours de chaleur extrême, la prolifération d'insectes ou d'agents pathogènes (virus, bactéries, champignons...) sur des cultures fragilisées par les aléas climatiques (Deutsch et al., 2018).

Il est possible que la hausse des niveaux de CO₂ produise un effet fertilisant sur les cultures dans des conditions particulières, mais cet effet ne semble pas en mesure de compenser les prévisions d'aléas négatifs (Drake et al., 1997). Par ailleurs, cette hausse pourrait s'accompagner d'une altération de la qualité des produits agricoles, notamment une baisse des teneurs en protéines ou en oligo-éléments essentiels (Myers et al., 2014 ; Smith & Myers, 2018).

Pour les cultures annuelles, le changement climatique pèsera également sur la variabilité des rendements en quantité et en qualité, fragilisant les filières. La variabilité accrue rendra la planification des récoltes complexe et augmentera à la fois les risques de pénuries et de surproductions. Les travaux de groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2014) et ceux de Müller & Robertson appuient cette hypothèse (Müller et al., 2014).

La disparité des effets se fera sentir au niveau territorial, avec tendanciellement des effets légèrement positifs au Nord et négatifs au Sud, à cause des pressions combinées de sécheresses et de températures anormalement élevées. Les meilleures chances d'atténuation des effets du changement climatique reposent essentiellement sur des changements de pratiques agricoles qui auront mécaniquement des impacts sur les rendements et l'offre des biomasses agricoles.

→ Il y a consensus dans la littérature sur les effets négatifs du changement climatique sur la productivité agricole, ainsi que sur l'augmentation potentielle des aléas climatiques (sécheresses, inondations...). Une adaptation des pratiques agricoles sera nécessaire pour maintenir la production alimentaire. Dans ce contexte de tensions, l'intégration des cultures à vocation énergétique est envisageable, mais elle demeurera tributaire des performances des productions alimentaires.

4 Effets et impacts du changement des pratiques

La mobilisation accrue de biomasse pour des usages énergétiques implique une augmentation des volumes de biomasse produits et l'identification de ressources en biomasse actuellement sous-exploitées, ou pour le moins, insuffisamment valorisées. La conjonction de ces deux facteurs est essentielle si l'on souhaite éviter les conflits d'usages. Cela implique qu'une stratégie de mobilisation accrue de la biomasse, si elle souhaite éviter ou contenir les tensions sur les ressources ou les co-produits, nécessite un accroissement de la production de biomasse.

4.1 Secteur bois-forêt

Dans le cas de la filière forestière, considérant l'inertie associée à des cycles de production longs, l'impératif d'une démarche d'adaptation fait consensus dans la littérature scientifique (IGN-FCBA ; INRA-IGN ; Fern-Canopee). De plus, il y a également consensus sur la nécessité de préserver les 4 fonctions de la forêt : production de bois (bois d'œuvre, bois d'industrie, bois énergie) ; fonction environnementale : protection de la biodiversité ; fonction sociale : paysage, accueil du public... ; fonction de protection contre les risques naturels (ONF, dossier de presse).

La forêt jouera un rôle majeur dans la réalisation des objectifs d'atténuation des effets du changement climatique et d'énergies renouvelables. Cependant, le secteur forestier est à la croisée de nombreuses politiques et stratégies gouvernementales dont les objectifs divergent parfois (Rapport Cattelot).

La reconnaissance des 4 fonctions de la forêt, les stratégies nationales pour la biodiversité, la mobilisation de la biomasse, la bioéconomie... forment une superposition d'objectifs, de politiques, d'outils qui s'additionnent plus qu'ils ne se complètent. L'ensemble produit un paysage complexe dans lequel les acteurs peinent à définir une stratégie optimale, qui permettrait la concrétisation de l'ensemble des objectifs, associée à un modèle économique durable pour les propriétaires de forêts.

Les propriétaires de forêts, parce qu'ils contrôlent l'accès à la ressource, occupent une position stratégique dans cette transition. La mobilisation accrue de biomasse passe par l'implication des propriétaires forestiers, particulièrement les propriétaires privés non industriels, car ils détiennent l'essentiel des réserves. Si un tiers des forêts est difficile à exploiter en raison du relief, la faiblesse de la gestion des forêts privées (74% de l'ensemble), dont seulement un tiers applique une gestion active, entrave la dynamique amont de la filière. Historiquement, l'implication de ces acteurs est le facteur limitant des politiques forestières en France (Cour des comptes 2020).

Banos et al. (2022) ont analysé les jeux d'acteurs en réponse aux politiques d'incitation sur le massif forestier aquitain. Les acteurs dominants de la filière aquitaine (l'industrie papetière et les grandes coopératives forestières) sont plutôt résistants aux évolutions structurelles, notamment l'intégration des pratiques de préservation de la biodiversité. Les acteurs dominants de la filière utilisent les politiques en faveur du bois-énergie comme un levier pour promouvoir des méthodes classiques de production intensive (Banos et al, 2022).

Arnoud et al. (2022), dans une étude réalisée dans le massif forestier vosgien, insistent sur la nécessité d'impliquer l'ensemble des porteurs d'enjeux pour obtenir des effets significatifs sur les évolutions des pratiques forestières (Figure 24) ; la mobilisation de biomasse forestière pour l'énergie ne fait pas exception (Arnoud et al, 2022).

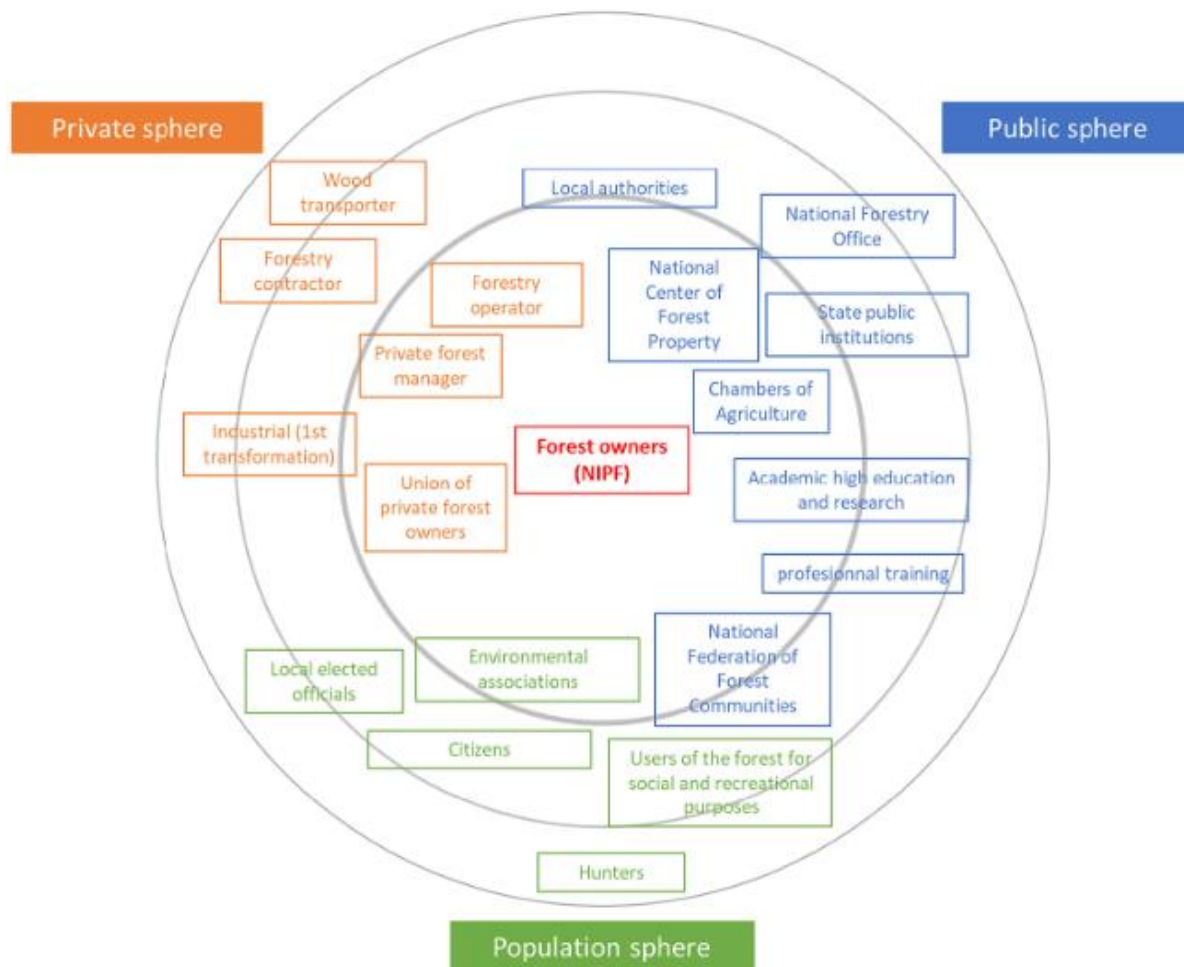


Figure 23 : Schéma d'implication des acteurs ; Source Centre National de la Propriété Forestière, les chiffres clefs de la forêt privée 2021.

➔ L'adaptation des pratiques du secteur forestier est une nécessité au-delà de l'augmentation de son potentiel de production énergétique. Cependant, le pilotage par les politiques publiques du secteur forestier est une tâche difficile. Il est notamment peu sensible aux initiatives politiques, à l'exception de la frange la plus productive des exploitants forestiers.

4.2 Secteur agricole

Le système agricole français traverse une phase de réorganisation profonde de ses pratiques. L'ambition centrale est de réaliser, de la manière la plus ordonnée, la transition des modes de production conventionnels vers des pratiques plus durables comme l'agroécologie. Ces évolutions ont pour objectif d'améliorer les interactions avec les milieux naturels et de contribuer à leur préservation (fonctions écologiques et services écosystémiques), mais également de réduire l'empreinte globale

des activités agricoles (émissions de GES directes ou indirectes) et les atteintes à la biodiversité, notamment par la limitation des intrants (pesticides et engrais).

Plusieurs approches sont envisagées pour atteindre ces objectifs : diversification des cultures, l'évolution et l'optimisation des rotations, renouveau de la polyculture élevage, agroforesterie, développement des couverts végétaux, réduction et gestion des émissions de l'élevage... Ces évolutions sont soutenues par des politiques publiques diverses, comme la politique agricole commune (PAC) qui finance l'intégration de la composante environnementale de la performance agricole avec des aides directes, dont le paiement est conditionné par la réalisation d'actions spécifiques : création ou gestion d'infrastructures agroécologiques, maintien des prairies permanentes, réduction des doses d'intrants... (Wesel et al, 2014).

L'intégration progressive de ces pratiques aura des conséquences sur les rendements et sur la disponibilité de certaines biomasses (principalement alimentaires). En effet, selon certains auteurs une baisse des rendements agricoles est prévisible dans le cadre de la généralisation des pratiques agroécologiques (IDDRI, Poux et al, 2018). Cette baisse des rendements pourrait avoir des conséquences directes sur la disponibilité de certaines ressources agricoles pour des usages énergétiques. Toutefois, il n'y pas consensus sur ce point (voir par exemple Beillouin et al., 2021). Les pratiques agroécologiques favorisant également un retour au sol d'une part importante de la biomasse, l'intégration des usages agronomiques doit également être prise en compte dans l'équation de disponibilité de la biomasse.

Cependant, leur adoption pourrait aussi favoriser certaines ressources spécifiques : cultures intermédiaires, haies, prairies pour les usages énergétiques. L'hypothèse d'une baisse des rendements en biomasse n'intègre pas les évolutions des techniques de l'agroécologie qui pourraient émerger dans le cadre de sa généralisation. L'augmentation des ressources spécifiques associées à ces pratiques constitue un levier important pour la réalisation d'objectifs nécessitant un usage accru de la biomasse énergie.

Dans la planification d'une transition vers l'agroécologie, il faut également considérer que cette transformation comprend une période de restauration des fonctions écosystémiques dégradées par les pratiques conventionnelles, notamment celles du sol. Durant cette période de restauration, l'agroécologie ne pourra pas pleinement produire son potentiel complet.

Le développement de l'agriculture biologique est également dynamique et pèsera sur la disponibilité des produits et co-produits agricoles. C'est un mode de production excluant la plupart des produits de synthèse et les OGM, et contraignant l'usage d'engrais. En 2019, selon l'Agence Bio (Agence française de développement de l'agriculture biologique), plus de 8,5 % de la surface agricole est concerné par la production biologique, avec toutefois des taux de conversion variables en fonction des spécificités agricoles et régionales (France Stratégie, 2021). Ce développement s'inscrit dans le cadre du plan Ambition Bio 2022 qui visait à convertir 15 % de la surface agricole au bio d'ici à 2022. Le développement de ces pratiques pourrait avoir des conséquences sur la disponibilité des biomasses,

notamment alimentaires. Les rendements de l'agriculture biologique sont fréquemment inférieurs à ceux des pratiques intensives et conventionnelles. Les écarts constatés sont encore plus marqués pour les secteurs avec des pratiques intensives très optimisées. L'impact est identique pour les filières d'élevage, avec des variations en fonction des espèces, mais une tendance négative dans tous les cas. Dans le cas des grandes cultures, les effets seraient particulièrement marqués puisque les baisses anticipées, sur la base des écarts déjà constatés, sont de l'ordre de 50% pour le blé tendre, le maïs, l'orge et le colza (Guyomard et al., 2013), une étude plus récente (Alvarez et al, 2022) estime cet écart à 25% avec des extrêmes à 30%.

Une transition marquée vers l'agriculture biologique pour les productions céréalières aurait pour conséquence une baisse significative des rendements et de la production. Parallèlement, la production totale de biomasse sur une exploitation peut être améliorée en activant d'autres leviers, par exemple la diversification des rotations et leur allongement qui fait partie de l'itinéraire de transition et permet une production supplémentaire de légumineuses. L'intégration de ces cultures dans les rotations permet de compenser les déficits anticipés (Stratégie nationale sur les protéines végétales, 2020). Cependant, sans évolution de la consommation, la transition vers l'agriculture biologique devrait conduire à une augmentation des surfaces cultivées pour compenser les pertes de production (France Stratégie, 2021).

Pour les filières d'élevage, le mouvement vers les pratiques biologiques limite les volumes et complique la collecte des effluents d'élevage qui sont plutôt des produits des exploitations intensives de ruminants ou de monogastriques.

→ **Les évolutions en cours dans le secteur agricole, dans le cadre de la transition agroécologique, pourraient avoir un effet négatif sur la productivité et donc sur la disponibilité de certaines biomasses principalement alimentaires. Par contre, l'émergence de cultures spécifiques dans le cadre des pratiques agroécologiques (cultures intermédiaires, haies...) aura un impact positif sur la disponibilité de la biomasse. Le bilan global de la transition n'est pas chiffré.**

5 Impact de la consommation et de ses évolutions

5.1 Secteur bois-forêt

Dans la filière bois-forêt, il existe une hiérarchie des usages bien installée : bois d'œuvre, puis bois d'industrie, enfin bois-énergie. Le bois-énergie se décompose en auto-consommé et produits connexes issus de la transformation du bois.

Volumes et répartitions du bois consommés en France

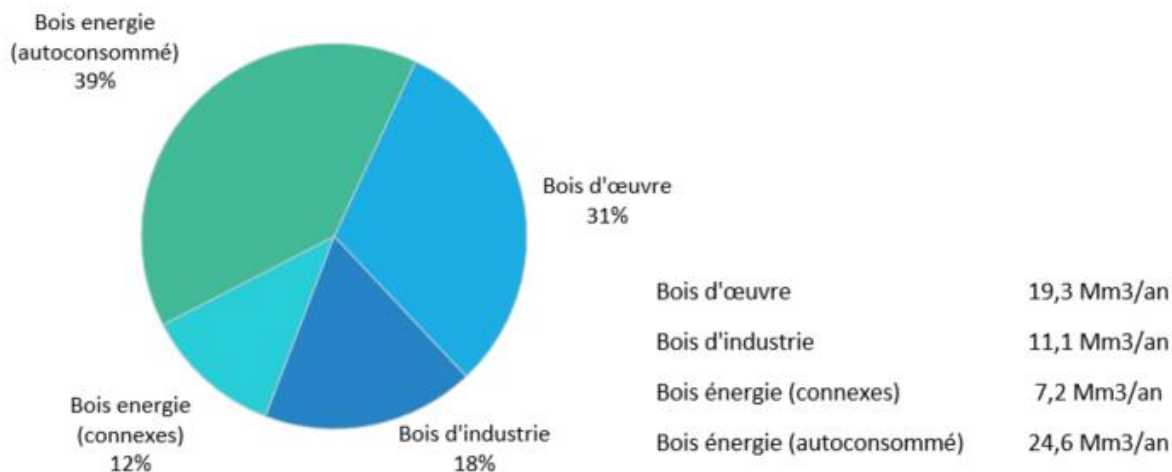


Figure 24 : Volumes de bois consommées, à partir des données (Maaf, IGN, 2016).

Le bois-énergie auto-consommé est le poste le plus important, mais il fonctionne sur un modèle autonome, en dehors des filières commerciales. Son développement répondrait à des leviers différents. Les trois autres usages partagent la même ressource, cela implique que la croissance d'un des usages doit être corrélée aux autres dans des proportions assez rigides. Il existe une certaine porosité entre les usages, mais elle est limitée. Dans le modèle de l'industrie forestière, les ratios entre bois d'œuvre, bois d'industrie et bois-énergie sont peu flexibles (Figure 26). Cela implique que si l'on souhaite accroître l'usage du bois-énergie qui correspond à la valorisation économique la plus faible, il est nécessaire de développer la demande en bois d'œuvre et d'industrie sous peine de déséquilibrer les filières. La stabilité économique des filières dépend plus des volumes de bois d'œuvre commercialisés que de ceux du bois-énergie. Un déclassement du bois représente une perte de valeur pour la filière ; une augmentation de la demande en bois-énergie ne suffirait pas à impulser une augmentation des prélèvements (Cours des comptes 2020).

La filière forêt-bois

SOURCE : DGPE, DONNÉES 2019.

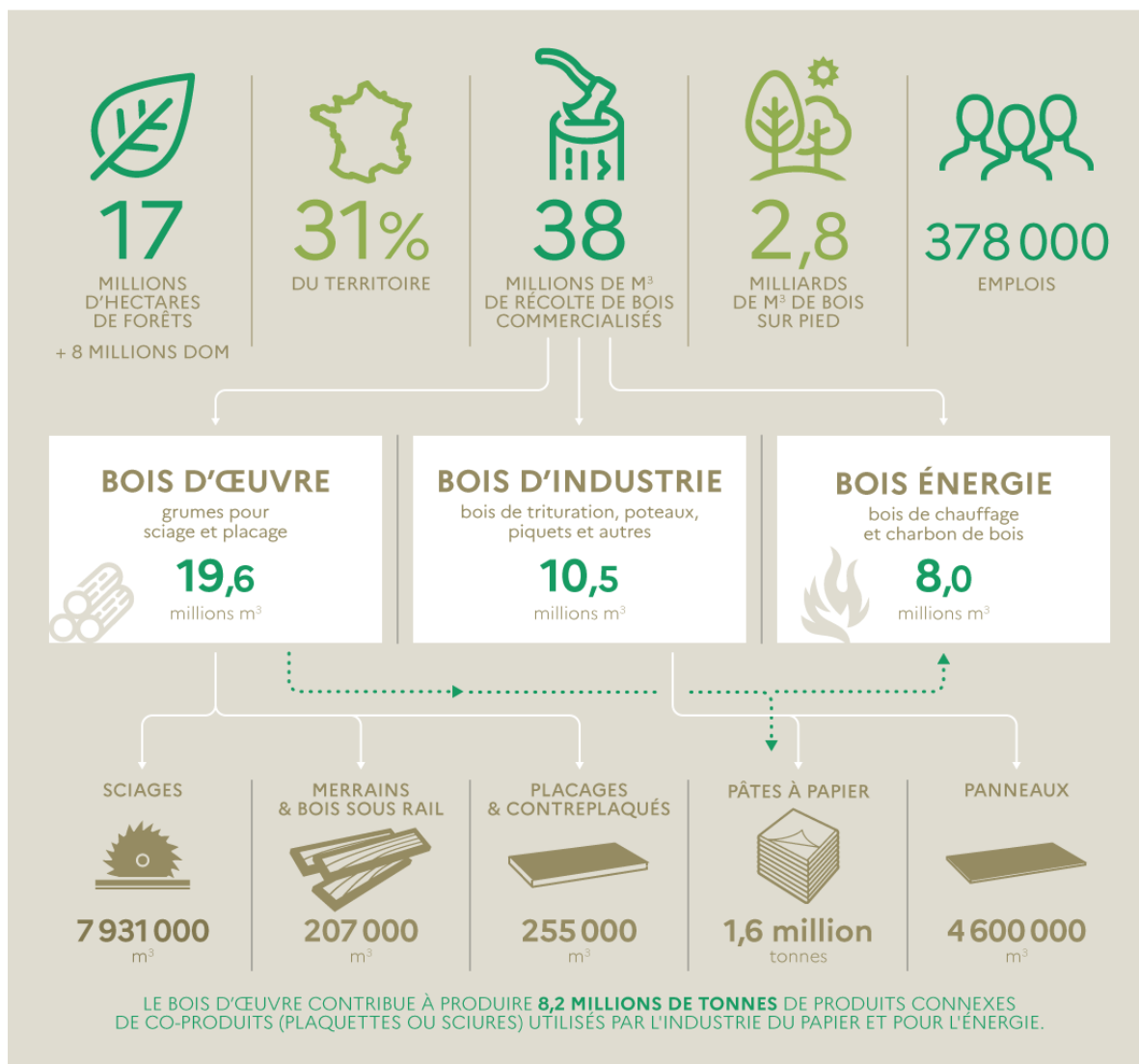


Figure 25 : Chiffres clés de la filière commerciale bois (source : Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2019).

→ L'accroissement de l'usage énergétique du bois, dans le cadre de la filière bois-forêt, ne peut pas se faire sans une augmentation des usages en bois d'œuvre et en bois d'industrie. Il existe une certaine souplesse dans la répartition de la ressource entre les différents usages mais les marges de manœuvre sont économiquement contraintes.

5.2 Secteur agricole

Les transitions en cours du système alimentaire français vers un modèle durable et souverain sont au cœur de nombreuses politiques publiques. Cette transformation radicale, orientée à la fois par des stratégies amont (évolution de la production) et aval (évolution de la consommation), produit un paysage dynamique difficile à lire et à prédire. Or, la production de biomasse alimentaire dominant les orientations des stratégies et politiques agricoles, la production et la disponibilité de la biomasse à destination énergétique dépendra de ces évolutions complexes.

Deux scénarios reconnus posent les bases d'une transition réalisée : Afterres2050 de Solagro et TYFA de l'IDDRI.

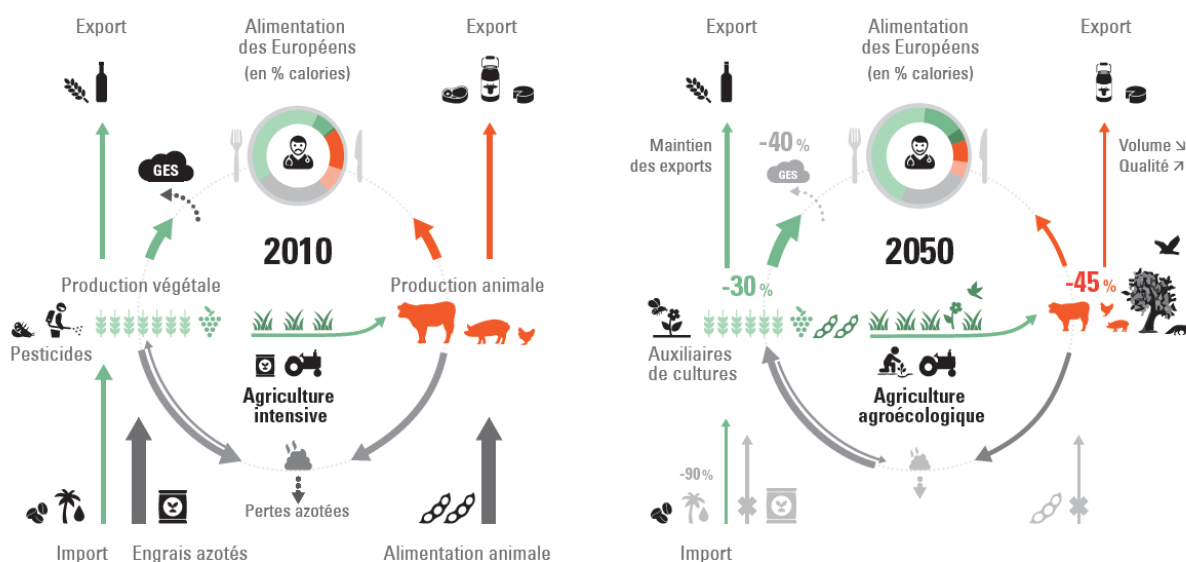


Figure 26 : Schéma de synthèse du scénario Aafterres 2050 de Solagro.

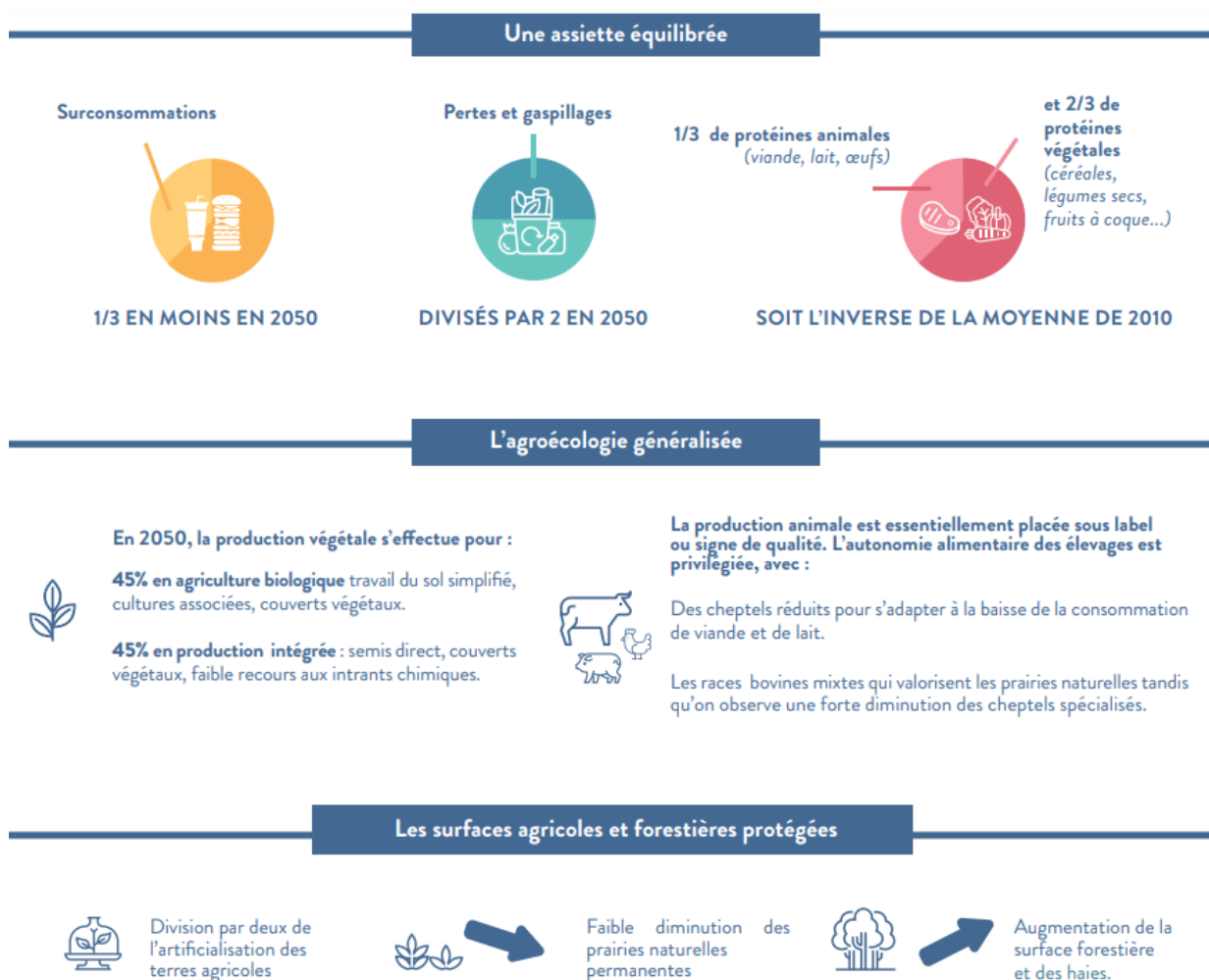


Figure 27 : Schéma de synthèse du scénario TYFA de l'IDDRI.

Ces deux scénarios, fréquemment cités, reposent sur des types d'évolutions qui, si elles sont envisageables tendanciellement, demeurent ambitieuses en terme de taux de réalisation dans l'intervalle de temps considéré. Le premier type d'évolution correspond à des transformations des pratiques agricoles évoquées précédemment. Le second type relève des comportements alimentaires des Français.

Si ces scénarios se réalisaient, ils se traduiraient par des évolutions spectaculaires et des déstabilisations majeures pour de nombreuses filières agroalimentaires. Leurs auteurs proposent ces transformations importantes car elles sont nécessaires dans le cadre d'une intégration des enjeux du changement climatique dans la politique alimentaire. Un exemple emblématique est l'évolution de la consommation de protéines. Les deux scénarios proposent une inversion des proportions protéines végétales/protéines animales dans le régime alimentaire national (2/3-1/3). Ce changement a des conséquences en cascade sur les productions agricoles à l'échelle nationale : une diminution drastique des productions animales, un accroissement des surfaces dédiées à la production de protéagineux,

une réduction très importante des surfaces dédiées aux fourrages, une baisse des importations de protéines (soja), une baisse de la disponibilité des effluents d'élevage... Le solde des changements d'affectation des surfaces agricoles est complexe à estimer, il est possible cependant qu'une partie des surfaces libérées en prairie puissent être exploitées directement par les filières énergétiques.

Actuellement, la France importe près d'un quart des protéines végétales utilisées pour l'alimentation animale, et près de la moitié des matières riches en protéines, principalement sous forme de soja. La stratégie de « souveraineté protéinique » vise à limiter la vulnérabilité des élevages, notamment en ce qui concerne leur approvisionnement en protéines végétales. La réintroduction des légumineuses et la relocalisation de l'alimentation animale ont pour but de mieux s'adapter aux contraintes climatiques futures. D'ici à 2028, la demande d'aliments de substitution pourrait doubler, entraînant un doublement de la superficie consacrée aux légumineuses et une augmentation totale de 500 000 hectares de la superficie de production de protéines. Selon les dernières statistiques agricoles, la superficie plantée en légumineuses a déjà été multipliée par six en vingt ans ce qui témoigne d'une dynamique déjà établie.

Si elles sont difficiles à quantifier, les évolutions des pratiques alimentaires pèseront de manière critique sur les équilibres agro-industriels et, par conséquent, sur la disponibilité des biomasses pour des usages énergétiques. S'il est possible d'imaginer des synergies entre les transitions alimentaires et énergétiques, il existe un tropisme naturel pour le secteur agricole à s'aligner sur le rythme de la transition alimentaire.

➔ **Les scénarios de transitions alimentaires analysés sont ambitieux en ce qui concerne l'ampleur et le rythme des évolutions. Ils convergent sur le constat que la transition alimentaire aura un effet positif sur la disponibilité de ressources agricoles qui pourraient être mobilisées pour les usages énergétiques. Cependant, l'ampleur et le rythme de la transition alimentaire sont difficiles à prévoir et indirectement connectés à la transition énergétique.**

6 Effets du commerce et des échanges

Dans le cadre de son étude sur l'opportunité de relocaliser les activités de la filière forêt-bois, I4CE estime le déficit commercial de l'ensemble à 6 milliards d'euros (I4CE, 2019). Ce déficit commercial est en croissance sur les dernières années. La dynamique des exportations de la filière est défavorable : les exportations de bois brut (grumes) croissent, ainsi que les importations de produits transformés ou semi-transformés (sciages, placages...). L'outil industriel de première transformation du bois n'est pas adapté à son marché, l'industrie de deuxième transformation doit importer des sciages et des bois élaborés. Le déficit commercial résultant est principalement attribuable à la baisse de production industrielle en France des matériaux de construction, du papier-carton et de l'ameublement (Cour des comptes, 2020 ; Figure 28).

Dans un contexte de réduction des émissions des GES et de réduction du déficit commercial, la relocalisation des activités industrielles présenterait le double avantage de limiter les émissions et de réduire le déficit commercial.

Commerce extérieur de la France, filière forêt-bois par type de produit (2003-2018)

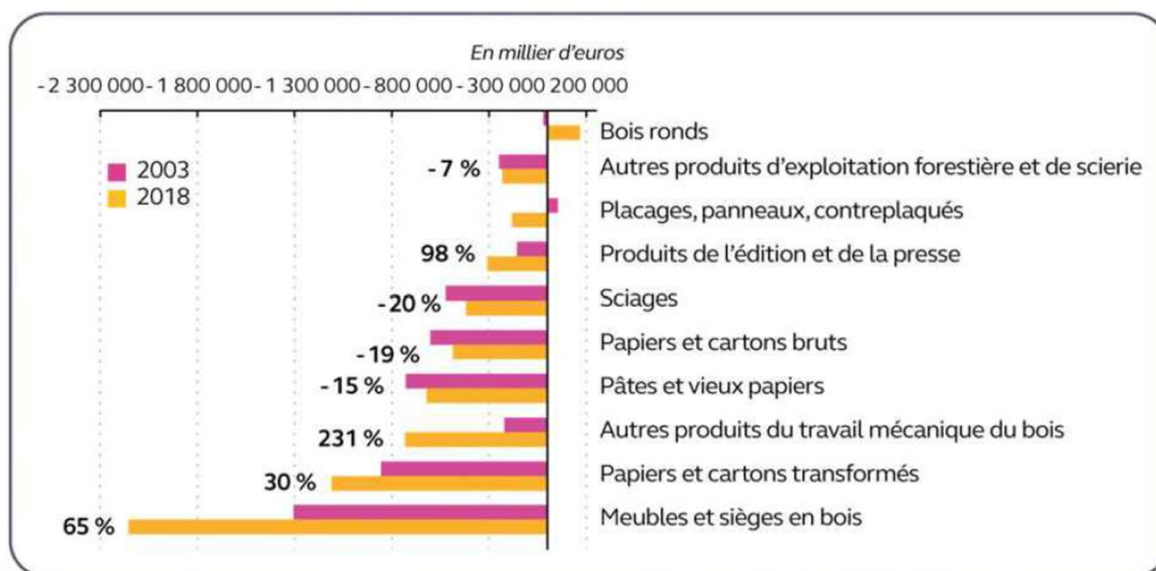


Figure 28 : Chiffres Cour des comptes, données Agreste, DGDDI.

Le bois-énergie regroupe à la fois le bois utilisé par les ménages (appareils indépendants de chauffage type inserts, poêles, ainsi que les chaudières dans les maisons et les immeubles collectifs), les chaufferies biomasse dans l'industrie, l'agriculture, le collectif et le tertiaire, ainsi que la chaleur renouvelable produite par les cogénérations biomasse. Le bois-énergie est aujourd'hui la première énergie renouvelable en France, et représente à lui seul 33% de la production d'énergie renouvelable. Il a un rôle majeur à jouer dans la transition énergétique de la France.

L'objectif principal de production de la filière bois reste le bois d'œuvre et non le bois-énergie, car il donne la priorité aux usages les plus rémunérateurs. Il est donc important pour l'ensemble de la filière de maintenir un équilibre économique dans l'exploitation de la ressource forestière.

Dans le cadre d'une stratégie d'augmentation de la récolte de biomasse forestière associée à des usages énergétiques, la position du bois énergie dans la hiérarchie des usages doit être pleinement intégrée. Le développement des usages du bois énergie (à l'exception notable de l'autoconsommation) devrait être associé à un développement des autres formes d'usages du bois sous peine de déséquilibrer le modèle économique de la filière.

De plus, la part importante des produits connexes issus de la transformation du bois dans les usages énergétiques est un problème au regard de l'organisation de la filière. La faible densité économique

des produits connexes issus de la transformation du bois et des "petits bois" tend à favoriser une valorisation énergétique locale pour limiter les coûts logistiques. La position d'exportateur de bois brut prive la France de l'opportunité de valoriser énergétiquement les co-produits de la transformation d'une biomasse produite sur son sol. La relocalisation des industries de transformation du bois permettrait d'accroître les volumes de produits connexes issus de la transformation du bois disponibles. L'étude I4CE chiffre, selon les scénarios, entre 133 000 et 543 000 tep/an de ressources énergétiques supplémentaires, et cela, sans modifier la consommation de produits (I4CE, 2019).

➔ **La tendance de la filière bois-forêt à exporter du bois brut et à importer des produits finis ou semi-finis pèse négativement sur la disponibilité des produits connexes issus de la transformation du bois qui représentent un réservoir prometteur pour le bois-énergie dans le contexte d'un usage local. La relocalisation des industries de transformation est un levier qui fait consensus.**

7 Effets des stratégies économiques

7.1 Secteur bois-forêt

Filière économique majeure en France, avec 60 Md€ de chiffre d'affaires et 440 000 emplois, la filière forestière est déstabilisée par les enjeux multiples qui la traversent (économique, environnementaux et sociaux). La fonction économique qui soutenait les autres fonctions (25 Md€ de valeur ajoutée) est fragilisée, produisant des tensions sur l'ensemble des évolutions des usages. La mobilisation accrue de la biomasse forestière pour l'énergie intervient dans un contexte économique difficile pour la filière. Les usages énergétiques étant le troisième et dernier élément d'une cascade d'usages (bois d'œuvre - bois d'industrie - bois énergie), il est difficile de les considérer isolément dans le cadre d'une politique forestière nationale (Cour des comptes 2020).

Depuis au moins 20 ans, la filière bois-forêt française souffre d'un déficit de compétitivité amplifié par un manque d'investissement. La situation s'explique par une déconnexion entre l'offre et la demande en bois à l'échelle nationale. La ressource forestière potentielle n'est que partiellement mobilisée (seul 50% de l'accroissement annuel est récolté). Si 30 à 35 % de la forêt française est difficilement exploitable pour des raisons géographiques (relief, isolement...), l'autre fraction est également sous-exploitée en raison de son morcellement et de l'absence de plan de gestion. Ce phénomène est très marqué dans la forêt privée qui représente 74% de la surface, et dont seulement un tiers des parcelles disposent d'un plan de gestion durable (Cour des comptes, 2020). La croissance de la forêt française masque la fragilité de son renouvellement : les plantations et la régénération naturelle sont en recul depuis 20 ans. Les modes de commercialisation du bois, combinés aux incertitudes sur l'évolution des stocks, font naître des inquiétudes sur la disponibilité en bois d'œuvre à moyen terme. Le déficit commercial (7 Md€), né du déséquilibre entre production et outils de transformation, pèse indirectement sur la mobilisation des produits connexes issus de la transformation du bois pour un usage énergétique. L'industrie de première transformation étant insuffisamment adaptée au marché national, l'industrie de deuxième transformation doit importer des sciages et des bois élaborés.

Dans le contexte du changement climatique, la fragilité de la filière forestière est problématique. La forêt est un outil puissant au service de la réalisation des engagements nationaux de neutralité carbone. La forêt est un puits de carbone et les usages du bois permettent de substituer l'usage de matériaux émissifs. La stratégie nationale, qui repose sur une gestion active de la forêt, une amélioration des peuplements et une mobilisation accrue des produits forestiers, conjugue enjeux climatiques et développement économique de la filière bois. Un équilibre dynamique positif pour la filière est donc essentiel pour la réalisation des objectifs de neutralité carbone (Cour des comptes, 2020).

Une sollicitation accrue des ressources forestières, et donc un développement de sa fonction économique, devra prendre en compte ses autres fonctions : qualité de l'air ou de l'eau, biodiversité, paysage, usages récréatifs (randonnée, promenade, chasse...). La forêt fournit beaucoup de services écosystémiques en dehors de la production de biomasse. Ces aménités environnementales sont peu ou pas monétisées. Paradoxalement, le plus simple à monétiser de ces services est la captation de carbone, mais l'usage énergétique de la biomasse minore cette contribution. Ce paradoxe s'exprime plus largement : si globalement l'usage du bois est perçu favorablement par l'opinion publique, cette même opinion publique considère la forêt comme un espace à préserver pour ses fonctions récréatives ou environnementales.

→ La filière bois-forêt est dans une situation économique difficile et le capital forestier est menacé par le changement climatique. La prise en compte croissante des services écosystémiques et socioculturels des espaces forestiers rend nécessaire un niveau élevé de concertation pour construire une stratégie de développement durable pour un secteur important de l'économie française. Dans ce contexte, la mobilisation accrue du bois pour des usages énergétiques n'est pas un des axes dominants de la réflexion des acteurs.

7.2 Secteur agricole

Si la dynamique d'une augmentation de la production de biomasse agricole pour des usages énergétiques, dont celui de développer de nouvelles formes de biomasses pour ces usages, doit être analysée en premier lieu dans une perspective environnementale (bilan d'émissions, stockage carbone, rendement énergétique, fertilité des sols, biodiversité...), dans une approche pragmatique, elle doit également être considérée selon des perspectives techniques (capacités de récolte, surfaces, rendements, disponibilité de la main d'œuvre...), économiques (rentabilité, coûts de production, solvabilité...) et finalement sociales (emploi, acceptabilité...). Ces trois dernières dimensions sont primordiales dans une démarche d'accélération des prélèvements de biomasse, mais leur intégration est complexe, considérant la fragilité des données disponibles, la diversité et l'imbrication des facteurs considérés. Les initiatives en faveur d'une mobilisation de la biomasse pour des usages énergétiques sont souvent associées à une augmentation et une diversification des revenus des exploitants. Cette diversification a pour objectif de stabiliser et viabiliser le modèle économique des exploitations. Un des objectifs est de limiter l'exposition aux risques des exploitants sur des marchés volatiles et souvent

globalisés. Il est également important de prendre en compte les inquiétudes envers des évolutions qui détourneraient les exploitations agricoles de la production alimentaire.

La démarche de diversification du secteur agricole vers des marchés énergétiques a pour effet potentiel de lier, dans les arbitrages des exploitants, des productions alimentaires et non-alimentaires. Une conséquence envisageable dans le contexte d'une hausse des prix de l'énergie pourrait être la baisse de la production alimentaire (France Stratégie, 2021). Une baisse de production alimentaire risque, à court ou moyen terme, de provoquer une hausse des prix. Le développement des usages alimentaires de la biomasse risque d'accroître la volatilité des prix agricoles et les tensions alimentaires. Le développement d'un lien, même ténu, entre deux marchés (l'énergie et l'alimentation) ayant une faible élasticité de la demande et des tendances spéculatives, doit être considéré avec attention. Une autre dépendance indirecte existe entre ces marchés, le secteur agricole étant lui-même déjà dépendant des coûts énergétiques pour la production d'intrants et la logistique (France Stratégie, 2021).

La mobilisation accrue de la biomasse pour usage énergétique nécessitera des investissements qui ne seront consentis que si un retour positif peut être envisagé, sur une période suffisamment longue, pour permettre aux exploitants de se projeter dans un scénario d'investissement et de conversion. La définition de la dynamique des coûts est une étape indispensable à la définition de la rentabilité. Les coûts opérationnels comprennent les coûts agronomiques (semences, engrais, produits phytosanitaires, machines, carburants), auxquels s'ajoutent les coûts du travail et les coûts financiers (capitaux, foncier... ; France Stratégie, 2021).

Dans une logique économique, la marge correspond à la différence entre le prix de vente et la somme des coûts. La production de biomasse n'étant pas une activité classique d'extraction de ressources, elle s'inscrirait dans le schéma de production d'une exploitation agricole. Il est également important de considérer les effets sur l'ensemble de l'activité. L'insertion d'une nouvelle culture dans la rotation a des effets qui peuvent être négatifs (perte de rendement) ou positifs (un couvert permanent peut réduire les besoins en intrants, y compris l'usage de produits phytosanitaires). Le chiffrage de ces effets dépend très fortement du modèle de l'exploitation et de la situation pédoclimatique. Les pratiques intensives tendent, en théorie, à faire diminuer le coût par unité de surface. Les conditions climatiques influencent la production agricole et donc la disponibilité des ressources, les aléas éventuels jouant un rôle critique sur le prix d'équilibre des exploitants (RMT Biomasses et territoires, 2016).

Des éléments important à intégrer dans les coûts de production sont ceux associés au stockage et au transport. Les biomasses agricoles sont produites de manière extensive et diffuse. Elles se caractérisent également par leur saisonnalité forte, qui est une caractéristique singulière dans les marchés de l'énergie. Le caractère diffus des productions agricoles plaide pour un usage local, mais cela représente une évolution critique dans la construction d'une filière énergétique et nécessite des investissements spécifiques et des coûts additionnels. Un maillage plus serré des infrastructures permettrait de contenir les coûts de transport. Ce constat plaide en faveur d'une vision territoriale, décentralisée de la stratégie industrielle de valorisation énergétique.

Pour le stockage, il existe des solutions connues dans le monde agricole qui permettraient une conservation dans des conditions techniquement acceptables avec un surcoût : silo vertical, hangar, dalle de béton sous bâche... Ces équipements nécessitent des investissements pour des coûts moyens allant de 5 à 20 €/t selon les volumes et les conditions choisies (ADEME et GRDF, 2018). Ces estimations de coûts devront être affinées en fonction des biomasses, des technologies de conversion énergétiques et des conditions locales.

Ainsi, dans le cas de la méthanisation, les coûts de transport de matière première peuvent atteindre 15% des coûts d'exploitation, à comparer à l'achat de matière première qui, selon les configurations, varie entre 6 et 22% (CRE, 2019).

La mobilisation de la biomasse agricole est donc principalement freinée par ses coûts qui demeurent très supérieurs à ceux des énergies fossiles. À titre de comparaison, la CRE (Commission de régulation de l'énergie) estimait en 2018 ces coûts de production entre 90 et 100 € / MWh, donc très supérieurs à ceux du gaz naturel qui étaient de 25€ / MWh, hors coûts carbone et hors contexte de la guerre en Ukraine qui a conduit à une hausse spectaculaire des prix du gaz sur les marchés européens à des niveaux insoutenables économiquement.

La valorisation énergétique de la biomasse agricole implique des coûts d'investissements élevés et une rentabilité à long terme difficile à prédire. Pour encourager l'utilisation de la biomasse énergie et atteindre les objectifs ambitieux de la politique pluriannuelle de l'énergie, plusieurs dispositifs financiers et incitatifs ont été mis en place : subventions, tarifs d'achats, amortissement, simplifications réglementaires... Une part importante de ces mesures repose sur le tarif d'achat du biogaz.

Ce mécanisme de soutien à l'investissement, qui propose des contrats à long terme avec priorité à la réinjection, a un effet structurant sur la filière. L'incitation à la réinjection favorise les installations de grandes dimensions au détriment d'unités plus modestes (MAA, 2020 ; France Stratégie, 2021).

L'homogénéisation des modèles de la méthanisation favoriserait les producteurs de biomasses disposant de volumes importants comme les céréaliers qui, avec l'incorporation des cultures intermédiaires dans leurs rotations, disposeraient de tels volumes. Par contre, les éleveurs ou les exploitations agricoles qui ne disposeraient que de volumes limités verraient leur rentabilité baisser.

L'avantage accordé aux grosses installations s'inscrit dans une tendance qui voit les acteurs non-agricoles occuper une part croissante de l'activité, essentiellement à cause des contraintes techniques de la distribution du gaz. Ce tropisme favorable aux grosses installations défavorise les installations de taille modeste adaptées aux réalités de la démographie agricole.

Ces premiers éléments confirment l'importance d'une cohérence socio-économique dans les stratégies de mobilisation des biomasses agricoles. Néanmoins, il n'existe pas de référentiel qui permette de déterminer la criticité et l'effet de l'ensemble des facteurs à considérer pour établir une

politique optimale (type de valorisation, nature du gisement, capacité technologique, foncier disponible, proximité du réseau, capacité économique du porteur, situation géographique...).

Cependant, pour réaliser une politique ambitieuse de mobilisation des biomasses, le développement d'une stratégie d'accompagnement socio-économique sera nécessaire. Envisager une mobilisation accrue de la biomasse pour des usages énergétiques nécessitera de fournir, aux acteurs des filières agricoles impliquées, des assurances sur des retours économiques suffisants et durables. Une sécurisation de ces revenus contribuerait au développement, à l'échelle souhaitée, de nouvelles pratiques de valorisation non-alimentaires de la biomasse.

➔ **La mobilisation de ressources agricoles pour produire de l'énergie peut entraîner des arbitrages défavorables à la production alimentaire et impacter l'acceptabilité de la démarche. Les coûts de production et d'investissement dans les équipements de valorisation énergétique de la biomasse (centrales thermiques, méthaniseurs...) sont des cycles longs si on les compare aux cycles des rotations agricoles. L'équilibre entre capacité de production de biomasses et capacité de valorisation énergétique est le facteur clef du développement des filières. La réalisation de cet équilibre dépend autant de la politique agricole que de la politique énergétique.**

8 Enjeux technico-économiques : synthèse

L'analyse *a priori* des enjeux technico-économiques et sociétaux liés à la mobilisation accrue de la biomasse pour des usages énergétiques est complexe. Cette situation s'explique par la multiplicité des facteurs concernés qui sont, sans ordre hiérarchique : la sensibilité et la fragilité des services écosystémiques mobilisés, la multiplicité des usages des biomasses, la place de l'énergie dans la chaîne de valeur des filières et la multiplicité des politiques publiques ayant pour objet la biomasse : alimentaire, agricole, agronomique, forestière, énergie, biodiversité, carbone...

De nombreuses stratégies de valorisation énergétique de la biomasse reposent sur l'utilisation d'excédents de produits agricoles, de coproduits ou de ressources supplémentaires permises par une transformation de certaines pratiques agricoles. Dans des conditions initiales favorables, les valorisations énergétiques rencontrent peu de résistance sociétale à leur déploiement. Les contraintes n'apparaissent que lorsque l'on réalise la transition d'un régime opportuniste à un régime volontariste. Les phénomènes de compétition, les politiques publiques, les stratégies de filières, les mécanismes de marchés, tentent de s'articuler, et génèrent des déséquilibres et des résistances. Sur un autre plan, les valeurs sociales, culturelles, voire symboliques, associées aux espaces producteurs de biomasses : paysages, forêts... ajoutent des facteurs de tensions sociologiques à une situation déjà difficile.

Au-delà des analyses et des scénarios, deux constats s'imposent :

- Il n'y a pas d'excédents pérennes de biomasses disponibles en attente d'une valorisation énergétique ; la mobilisation accrue de la biomasse pour ces usages implique une sollicitation

supplémentaire de services écosystémiques déjà fragilisés par les pratiques conventionnelles et potentiellement menacés par le changement climatique.

- Une mobilisation accrue de la biomasse pour des usages énergétiques nécessite des modèles industriels pour la production et la transformation de biomasse, et des modèles économiques pour sécuriser les revenus et les investissements des acteurs des filières. Cependant, même dans une configuration industrielle et économique favorable, il est difficile d'envisager durablement des niveaux de prélèvements dépassant certains seuils. Ces limites critiques pour l'environnement ne dépendent pas de critères socio-économiques, mais d'une combinaison de facteurs écosystémiques et pédoclimatiques locaux. L'identification et la qualification de ces seuils sont essentielles pour définir les niveaux de prélèvement durables et permettre un dialogue éclairé entre les parties prenantes.

Bibliographie et références

Références : impacts environnementaux associés à la mobilisation des biomasses agricoles

- Abad, J., Hermoso De Mendoza, I., Marín, D., Orcaray, L., & Santesteban, L. G. (2021). Cover crops in viticulture. A systematic review (1): Implications on soil characteristics and biodiversity in vineyard. *Oeno One*, 55(1), 295–312. <https://doi.org/10.20870/OENO-ONE.2021.55.1.3599>
- Abalos, D., Rittl, T. F., Recous, S., Thiébeau, P., Topp, C. F. E., van Groenigen, K. J., Butterbach-Bahl, K., Thorman, R. E., Smith, K. E., Ahuja, I., Olesen, J. E., Bleken, M. A., Rees, R. M., & Hansen, S. (2022). Predicting field N₂O emissions from crop residues based on their biochemical composition: A meta-analytical approach. *Science of the Total Environment*, 812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152532>
- Adamiade, V., Arrouays, D., Baranger, E., Bartoli, M., Boizard, H., Brisson, N., Capowiez, Y., Chanzy, A., Chaplain, V., Cousin, I., Cosenza, P., Cui, K., Debuissou, S., Labreuche, J., Bas, C. Le, Mary, B., Mumen, M., Ranger, J., Tabbagh, A., ... Tessier, D. (2011). Dégradation physique des sols agricoles et forestiers liée au tassement : principaux résultats du projet GESSOL-ADD DST. 18(3), 187–200.
- Adane, Z. A., Nasta, P., Zlotnik, V., & Wedin, D. (2018). Impact of grassland conversion to forest on groundwater recharge in the Nebraska Sand Hills. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 15, 171–183.
- ADEME. (2010). Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France. 1–23.
- ADEME. (2018). Un mix de gaz 100 % renouvelable en 2050? Etude de faisabilité technico-économique. p.22. <http://www.ademe.fr/synthese-etude>
- ADEME, Deloitte Développement Durable Association d'Initiatives Locales pour l'Energie et l'Environnement (AILE), & Alterra Wageningen. (2017). Mobilisation de la biomasse agricole. <http://www.ademe.fr/mediatheque>
- ADEME & Solagro. (2018). La méthanisation, levier de l'agroécologie, Synthèse des résultats du programme MéthaLAE. 1–17.
- J. Jimenez, D. Patureau, H. Carrere, R. Girault, J.-M., Commandre, A. Tremier, J.-P., Delgènes, E. Latrille, V. Rossard, D. Ollivier, S. Houot (2020). Concept-Dig, Outil d'aide à La Conception de Filière Pour La Valorisation Agronomique Des Digestats.
- Ale, S., Femeena, P. V., Mehan, S., & Cibin, R. (2019). Environmental impacts of bioenergy crop production and benefits of multifunctional bioenergy systems. *Bioenergy with Carbon Capture and Storage: Using Natural Resources for Sustainable Development*, 195–217. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816229-3.00010-7>
- Alonso-Ayuso, M., Gabriel, J. L., & Quemada, M. (2014). The kill date as a management tool for cover cropping success. *PLoS ONE*, 9(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109587>

- Alvarez, R., Steinbach, H. S., & De Paepe, J. L. (2017). Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 170, 53–65. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.03.005>
- Amigues, J., Debaeke, P. P., Itier, B. B., Gilles, G., Seguin, B., Tardieu, F. F., Thomas, A., Amigues, J., Debaeke, P. P., Itier, B. B., Lemaire, G. G., & Seguin, B. (2021). L'agriculture à un risque accru de manque d'eau . Expertise scientifique collective.
- Auber, A., Roucaute, M., Togola, A., & Caquet, T. (2011). Structural and functional effects of conventional and low pesticide input crop-protection programs on benthic macroinvertebrate communities in outdoor pond mesocosms. *Ecotoxicology*, 20(8), 2042–2055. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0747-5>
- Avalakki, U. K., Strong, W. M., & Saffigna, P. G. (1995). Measurements of gaseous emissions from denitrification of applied nitrogen-15. II. effects of temperature and added straw. *Australian Journal of Soil Research*, 33(1), 89–99. <https://doi.org/10.1071/SR9950089>
- Bareha, Y. (2018). Modélisation des processus de transformation de l'azote en digestion anaérobie: Application à l'optimisation de la valorisation des digestats. December 2018, 273.
- Bastian, F., Bouziri, L., Nicolardot, B., & Ranjard, L. (2009). Impact of wheat straw decomposition on successional patterns of soil microbial community structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(2), 262–275. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.024>
- Battaglia, M., Thomason, W., Fike, J. H., Evanylo, G. K., von Cossel, M., Babur, E., Iqbal, Y., & Diatta, A. A. (2021). The broad impacts of corn stover and wheat straw removal for biofuel production on crop productivity, soil health and greenhouse gas emissions: A review. *GCB Bioenergy*, 13(1), 45–57. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12774>
- Beaumelle, L., Auriol, A., Grasset, M., Pavy, A., Thiéry, D., & Rusch, A. (2021). Benefits of increased cover crop diversity for predators and biological pest control depend on the landscape context. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(3), 1–12. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12086>
- Béghin-Tanneau, R., Guérin, F., Guiresse, M., Kleiber, D., & Scheiner, J. D. (2019). Carbon sequestration in soil amended with anaerobic digested matter. *Soil and Tillage Research*, 192(April), 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.024>
- Belboom, S. (2013). Évaluation de l'impact environnemental de la production de bioéthanol à partir de canne à sucre, betterave ou froment par analyse du cycle de vie. Présentation.
- Beline, F., Couvert, A., Quelen, F. De, Girault, R., & Houot, S. (2021). La méthanisation agricole en France : contribution à la transition agroécologique ou opportunité énergétique ?
- Ben Aoun, W., Gabrielle, B., & Gagnepain, B. (2015). The importance of land use change in the environmental balance of biofuels. *Efficiency and Sustainability in Biofuel Production: Environmental and Land-Use Research*, 3–32. <https://doi.org/10.1051/ocl/2013027>

- Beni, C., Servadio, P., Marconi, S., Neri, U., Aromolo, R., & Diana, G. (2012). Anaerobic digestate administration: Effect on soil physical and mechanical behavior. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43(5), 821–834. <https://doi.org/10.1080/00103624.2012.648359>
- Benoit, M. (2014). Les fuites d'azote en grandes cultures céréalières : Lixiviation et émissions atmosphériques dans des systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France) : Lixiviation et émissions atmosphériques dans les systèmes biologiques et conventionnels du bassin de la Seine (France). *Sciences de la Terre*. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI
- Benoît, P., Chatelet, A., Générmont, S., Giamberini, L., Mougin, C., Nguyen, C., Patureau, D., Pourcher, A.-M., Rychen, G., Smolders, E., Topp, E., & Viguié, C. (2014). Chapitre 4 : Conséquences de l'épandage de Mafor en termes de contamination de l'environnement. *Valorisation Des Matières Fertilisantes d'origine Résiduaire Sur Les Sols à Usage Agricole Ou Forestier*, 568–772.
- Bera, T., Inglett, K. S., Inglett, P. W., Vardanyan, L., Wilkie, A. C., O'Connor, G. A., & Reddy, K. R. (2021). Comparing first- and second-generation bioethanol by-products from sugarcane: Impact on soil carbon and nitrogen dynamics. *Geoderma*, 384(October 2020), 114818. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114818>
- Bessou, C., Ferchaud, F., Gabrielle, B., & Mary, B. (2011). Biofuels, Greenhouse Gases and Climate Change. In *Sustainable Agriculture (Vol. 2)*. <https://doi.org/10.1051/agro>
- Bispo, A., Gabrielle, B., Makowski, D., Akkari, M. El, Barbottin, A., Bellassen, V., Bessou, C., Dumas, P., Gaba, S., Bispo, A., Gabrielle, B., Makowski, D., Akkari, M. El, & Bamière, L. (2017). Effets environnementaux des changements d'affectation des sols liés à des réorientations agricoles, forestières, ou d'échelle territoriales : une revue critique de la littérature scientifique. 238.
- Bispo, A., Gabrielle, B., Makowski, D., & Réchauchère, O. (2018). *Sustainable Agriculture Reviews 30 : Environmental impact of land use change in agricultural systems*. In Springer International Publishing (Vol. 30).
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2009). Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28(3), 139–163. <https://doi.org/10.1080/07352680902776507>
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A., & Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107(6), 2449–2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- Blank, P. J., Sample, D. W., Williams, C. L., & Turner, M. G. (2014). Bird communities and biomass yields in potential bioenergy grasslands. *PLoS ONE*, 9(10), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109989>
- Bodèle, C., & Manhes, C. (2018). Essai pluriannuel d'épandage de digestat : premiers résultats d'azote : volatilisation et valorisation par les cultures. *graph 1*, 1–2.
- Börjesson, P., & Berglund, M. (2006). Environmental systems analysis of biogas systems-Part I: Fuel-

cycle emissions. Biomass and Bioenergy, 30(5), 469–485.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.014>

Börjesson, P., & Berglund, M. (2007). Environmental systems analysis of biogas systems-Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy*, 31(5), 326–344. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.01.004>

Boulamanti, A. K., Donida Maglio, S., Giuntoli, J., & Agostini, A. (2013). Influence of different practices on biogas sustainability. *Biomass and Bioenergy*, 53, 149–161. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.02.020>

Brooke, R., Fogel, G., Glaser, A., Griffin, E., & Johnson, K. (2009). Corn ethanol and wildlife: how are policy- and market-driven increases in corn plantings affecting habitat and wildlife? A project submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science of Natural Resources and Environment at the University of Michigan

Buijs, N. A., Siewers, V., & Nielsen, J. (2013). Advanced biofuel production by the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. *Current Opinion in Chemical Biology*, 17(3), 480–488. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2013.03.036>

Cai, Z., Laughlin, R. J., & Stevens, R. J. (2001). Nitrous oxide and dinitrogen emissions from soil under different water regimes and straw amendment. *Chemosphere*, 42(2), 113–121. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00116-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00116-8)

Calvin, K., Cowie, A., Berndes, G., Arneith, A., Cherubini, F., Portugal-Pereira, J., Grassi, G., House, J., Johnson, F. X., Popp, A., Rounsevell, M., Slade, R., & Smith, P. (2021). Bioenergy for climate change mitigation: Scale and sustainability. *GCB Bioenergy*, 13(9), 1346–1371. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12863>

Camargo, J. A., Pereira, N., Cabello, P. R., & Teran, F. J. C. (2009). Viabilidade da aplicação do método respirométrico de bartha para a análise da atividade microbiana de solos sob aplicação de vinhaça. *Engenharia Ambiental*, 6, 264–271.

Cara, S. De, Goussebaile, A., Gâteau, R., Levert, F., Quemener, J., Bruno, V., Bureau, J.-C., Gabrielle, B., & Gohin, A. (2012). Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants. Rapport Final ADEME Réalisé Par l'INRA Contrat 10-60-C0039, 1–96.

Carlsson, G., Mårtensson, L. M., Prade, T., Svensson, S. E., & Jensen, E. S. (2017). Perennial species mixtures for multifunctional production of biomass on marginal land. *GCB Bioenergy*, 9(1), 191–201. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12373>

Carmo, J. B. do, Filoso, S., Zotelli, L. C., De Sousa Neto, E. R., Pitombo, L. M., Duarte-Neto, P. J., Vargas, V. P., Andrade, C. A., Gava, G. J. C., Rossetto, R., Cantarella, H., Neto, A. E., & Martinelli, L. A. (2013). Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *GCB Bioenergy*, 5(3), 267–280. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01199.x>

- Carton, S., Bulcke, Q., Bes de Berc, L., Christ, F., Flamin, C., Levvasseur, F., Mélix, M., Tristant, D., Vrignaud, G., & Talpin, J. (2021). L'utilisation des digestats en agriculture. Les bonnes pratiques à mettre en oeuvre.
- Carton, S., & Levvasseur, F. (2022). Performances agronomiques et environnementales de la méthanisation agricole dans un contexte de grandes cultures céréalières (sans élevage) et recommandations de bonnes pratiques. Rapport. 84. <https://agriculture.gouv.fr/performances-agronomiques-et-environnementales-de-la-methanisation-agricole-dans-un-contexte-de>
- Carvalho, J. L. N., Nogueirol, R. C., Menandro, L. M. S., Bordonal, R. de O., Borges, C. D., Cantarella, H., & Franco, H. C. J. (2017). Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. *GCB Bioenergy*, 9(7), 1181–1195. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12410>
- Catt, J. A., Howse, K. R., Christian, D. G., Lane, P. W., Harris, G. L., & Goss, M. J. (1998). Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-93: The effect of straw incorporation. *Journal of Agricultural Science*, 131(3), 309–319. <https://doi.org/10.1017/S0021859698005905>
- Cayuela, M. L., Oenema, O., Kuikman, P. J., Bakker, R. R., & van Groenigen, J. W. (2010). Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. *GCB Bioenergy*, 2, 201–213. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01055.x>
- Cerril, C. C., Bernoux, M., Feller, C., de Camposl, D. C., de Luca, E. F., & Eschenbrenner, V. (2004). Sucre et sequestration du carbone sugarcane and carbon sequestration. *Academie D'Agriculture de France*, 17, 1–15.
- Chantigny, M. H., Angers, D. A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D., & Côté, D. (2007). Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality*, 36(6), 1864–1872. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0083>
- Chantigny, M. H., Rochette, P., Angers, D. A., Massé, D., & Côté, D. (2004). Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig dlurry. *Soil Science Society of America Journal*, 68(1), 306–312. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.3060>
- Chauvat, M., Perez, G., Hedde, M., & Lamy, I. (2014). Establishment of bioenergy crops on metal contaminated soils stimulates belowground fauna. *Biomass and Bioenergy*, 62, 207–211. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.042>
- Chaves, B., Redin, M., Giacomini, S. J., Schmatz, R., Léonard, J., Ferchaud, F., & Recous, S. (2021). The combination of residue quality, residue placement and soil mineral N content drives C and N dynamics by modifying N availability to microbial decomposers. *Soil Biology and Biochemistry*, 163(September). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108434>
- Chen, R., Blagodatskaya, E., Senbayram, M., Blagodatsky, S., Myachina, O., Dittert, K., & Kuzyakov, Y. (2012). Decomposition of biogas residues in soil and their effects on microbial growth kinetics and enzyme activities. *Biomass and Bioenergy*, 45, 221–229.

<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.06.014>

Chen, Y., Ale, S., Rajan, N., & Munster, C. (2017). Assessing the hydrologic and water quality impacts of biofuel-induced changes in land use and management. *GCB Bioenergy*, 9(9), 1461–1475. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12434>

Chenu, C., Angers, D. A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., & Balesdent, J. (2019). Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188(May 2018), 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>

Christofoletti, C. A., Escher, J. P., Correia, J. E., Marinho, J. F. U., & Fontanetti, C. S. (2013). Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. *Waste Management*, 33(12), 2752–2761. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.005>

Chuda, A., & Ziemiński, K. (2021). Digestate mechanical separation in industrial conditions: Efficiency profiles and fertilising potential. *Waste Management*, 128, 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.049>

Cibin, R., Trybula, E., Chaubey, I., Brouder, S. M., & Volenec, J. J. (2016). Watershed-scale impacts of bioenergy crops on hydrology and water quality using improved SWAT model. *GCB Bioenergy*, 8(4), 837–848. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12307>

Coelho, J. J., Hennessy, A., Casey, I., Bragança, C. R. S., Woodcock, T., & Kennedy, N. (2020). Biofertilisation with anaerobic digestates: A field study of effects on soil microbial abundance and diversity. *Applied Soil Ecology*, 147(August 2019), 103403. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103403>

Constantin, J., Beaudoin, N., Laurent, F., Cohan, J. P., Duyme, F., & Mary, B. (2011). Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil*, 341(1–2), 137–154. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0630-9>

Cossel, M. Von, Wagner, M., Lask, J., Magenau, E., Bauerle, A., Cossel, V. Von, Warrach-Sagi, K., Elbersen, B., Staritsky, I., van Eupen, M., Iqbal, Y., Jablonowski, N. D., Happe, S., Fernando, A. L., Scordia, D., Cosentino, S. L., Wulfmeyer, V., Lewandowski, I., & Winkler, B. (2019). Prospects of bioenergy cropping systems for a more social-ecologically sound bioeconomy. In *Agronomy* (Vol. 9, Issue 10). <https://doi.org/10.3390/agronomy9100605>

Couturier, C., Charru, M., Doublet, S., & Pointereau, P. (2016). Le scénario Afterres 2050. Solagro, www.after.fr.

Cramer, M., Rinas, M., Kotzbauer, U., & Tränckner, J. (2019). Surface contamination of impervious areas on biogas plants and conclusions for an improved stormwater management. *Journal of Cleaner Production*, 217, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.087>

Dauber, J., Jones, M. B., & Stout, J. C. (2010). The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *GCB Bioenergy*, 2(6), 289–309. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01058.x>

- de Pedro, L., Perera-Fernández, L. G., López-Gallego, E., Pérez-Marcos, M., & Sanchez, J. A. (2020). The effect of cover crops on the biodiversity and abundance of ground-dwelling arthropods in a Mediterranean pear orchard. *Agronomy*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/agronomy10040580>
- Decocq, G., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., De Frenne, P., De Smedt, P., Deconchat, M., Diekmann, M., Ehrmann, S., Giffard, B., Mifsud, E. G., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Lenoir, J., Liira, J., Moldan, F., Prokofieva, I., Rosenqvist, L., ... Wulf, M. (2016). Ecosystem services from small forest patches in agricultural landscapes. *Current Forestry Reports*, 2(1), 30–44. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0028-x>
- Deconchat, M., Brockerhoff, E. G., & Barbaro, L. (2009). Effects of surrounding landscape composition on the conservation value of native and exotic habitats for native forest birds. *Forest Ecology and Management*, 258(SUPPL.), 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.003>
- Delgado, J. A. (2010). Crop residue is a key for sustaining maximum food production and for conservation of our biosphere. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65(5), 111–116. <https://doi.org/10.2489/jswc.65.5.111A>
- Demissie, Y., Yan, E., & Wu, M. (2017). Hydrologic and water quality impacts of biofuel feedstock production in the Ohio River Basin. *GCB Bioenergy*, 9(12), 1736–1750. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12466>
- Diaz-Chavez, R., Berndes, G., Neary, D., Elia Neto, A., & Fall, M. (2011). Water quality assessment of bioenergy production. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 5(4), 445–463. <https://doi.org/10.1002/bbb>
- Diekötter, T., Kadoya, T., Peter, F., Wolters, V., & Jauker, F. (2010). Oilseed rape crops distort plant-pollinator interactions. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 209–214. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01759.x>
- Dietrich, M., Fongen, M., & Foereid, B. (2020). Greenhouse gas emissions from digestate in soil. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 9(1), 1–19. <https://doi.org/10.30486/IJROWA.2020.1885341.1005>
- Dorin, B., & Gitz, V. (2009). Écobilans de biocarburants : une revue des controverses. *Natures Sciences Sociétés*, 347(2008), 337–347.
- Dornburg, V., Faaij, a., Verweij, P., Langeveld, H., Wester, P., Meeusen, M. J. G., Banse, M. a. H., Ros, J., Smout, F., Aiking, H., Londo, M., Mozaffarian, H., & Smekens, H. (2008). Biomass Assessment: Global biomass potentials and their links to food, water, biodiversity, energy modelling and economy - Supporting document: Inventory and analysis of existing studies. October 2015, 209. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/500102014.pdf>
- Drewniak, B. A., Mishra, U., Song, J., Prell, J., & Kotamarthi, V. R. (2015). Modeling the impact of agricultural land use and management on US carbon budgets. *Biogeosciences*, 12(7), 2119–2129. <https://doi.org/10.5194/bg-12-2119-2015>

- Eden, M., Gerke, H., & Houot, S. (2017). Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water : a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37, 1–21. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0419-9>
- Eickenscheidt, T., Freibauer, A., Heinichen, J., Augustin, J., & Drösler, M. (2014). Short-term effects of biogas digestate and cattle slurry application on greenhouse gas emissions affected by N availability from grasslands on drained fen peatlands and associated organic soils. *Biogeosciences*, 11(22), 6187–6207. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6187-2014>
- El Akkari, M., Réchauchère, O., Bispo, A., Gabrielle, B., & Makowski, D. (2018). A meta-analysis of the greenhouse gas abatement of bioenergy factoring in land use changes. *Scientific Reports*, 8(1), 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26712-x>
- El Akkari, M., Fradj, N. B., Gabrielle, B., & Djomo, S. N. (2023). Spatially-explicit environmental assessment of bioethanol from miscanthus and switchgrass in France. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, 100059.
- Ernst, G., Müller, A., Göhler, H., & Emmerling, C. (2008). C and N turnover of fermented residues from biogas plants in soil in the presence of three different earthworm species (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*, *Aporrectodea caliginosa*). *Soil Biology and Biochemistry*, 40(6), 1413–1420. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.12.026>
- Esnouf, A., Brockmann, D., & Cresson, R. (2021). Analyse du cycle de vie du biométhane issu de ressources agricoles - Rapport d'ACV. *Chimie Verte, INRAE Transfert*, 170pp. <https://doi.org/10.51257/a-v1-g5500>
- Everaars, J., Frank, K., & Huth, A. (2014). Species ecology and the impacts of bioenergy crops: An assessment approach with four example farmland bird species. *GCB Bioenergy*, 6(3), 252–264. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12135>
- Farlin, J., Gallé, T., & Bayerle, M. (2017). Contamination des eaux souterraines par les produits phytosanitaires ou leurs produits de dégradation. *Techniques Sciences Méthodes*, 10, 59–67. <https://doi.org/10.1051/tsm/201710059>
- Ferchaud, F. (2015). Étude des bilans d'eau, d'azote et de carbone dans des agrosystèmes dédiés à la production de biomasse en fonction des espèces et des pratiques culturales. *Agronomie. Institut Des Sciences et Industries Du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech), Français*, tel-01322724.
- Ferchaud, F., Boissy, J., Mouny, J.-C., Duparque, A., Marsac, S., & Chenu, C. (2022). *Projet CE-CARB : cultures énergétiques et stockage de carbone dans les sols. Rapport final. 125. 125 pages.*
- Ferchaud, F., & Mary, B. (2016). Drainage and nitrate leaching assessed during 7 years under perennial and annual bioenergy crops. *Bioenergy Research*, 9(2), 656–670. <https://doi.org/10.1007/s12155-015-9710-2>
- Ferchaud, F., Peyrard, C., Léonard, J., Gréhan, E., & Mary, B. (2020). Large variations in N₂O fluxes from

- bioenergy crops according to management practices and crop type. *Atmosphere*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/ATMOS11060675>
- Ferchaud, F., Vitte, G., Machet, J. M., Beaudoin, N., Catterou, M., & Mary, B. (2016). The fate of cumulative applications of N-labelled fertiliser in perennial and annual bioenergy crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 223, 76–86. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.030>
- Ferchaud, F., Vitte, G., & Mary, B. (2016). Changes in soil carbon stocks under perennial and annual bioenergy crops. *GCB Bioenergy*, 8(2), 290–306. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12249>
- Ferrarini, A., Serra, P., Almagro, M., Trevisan, M., & Amaducci, S. (2017). Multiple ecosystem services provision and biomass logistics management in bioenergy buffers: A state-of-the-art review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 73(December 2016), 277–290. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.052>
- Fletcher, R. J. J., Robertson, B. A., Evans, J., Doran, P. J., Alavalapati, J. R. R., & Schemske, D. W. (2011). Biodiversity conservation in the era of biofuels: risks and opportunities. 161–168. <https://doi.org/10.1890/090091>
- FRCA Picardie, & COOPENERGIE® Picardie. (2008). Exporter des pailles sans risque pour l'état organique des sols. Guide de décision à la parcelle. 12.
- Frøseth, R. B., Bakken, A. K., Bleken, M. A., Riley, H., Pommeresche, R., Thorup-Kristensen, K., & Hansen, S. (2014). Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy*, 52(3), 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.006>
- Fuess, L. T., & Garcia, M. L. (2014). Implications of stillage land disposal: A critical review on the impacts of fertigation. *Journal of Environmental Management*, 145, 210–229. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.003>
- Furet, M. (2011). Bilan hydrique de la nappe de la Crau: prairies sèches, validation d'un modèle d'irrigation, étude piézométrique (Doctoral dissertation, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse (UAPV), Avignon, FRA.).
- Gabrielle, B., Bamière, L., Caldes, N., De Cara, S., Decocq, G., Ferchaud, F., Loyce, C., Pelzer, E., Perez, Y., Wohlfahrt, J., & Richard, G. (2014). Paving the way for sustainable bioenergy in Europe: Technological options and research avenues for large-scale biomass feedstock supply. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 33, 11–25. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.01.050>
- Gabrielle, Benoît, & Gagnaire, N. (2008). Life-cycle assessment of straw use in bio-ethanol production: A case study based on biophysical modelling. *Biomass and Bioenergy*, 32(5), 431–441. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.10.017>
- Gabrielle, Benoît, Gagnaire, N., Massad, R. S., Dufossé, K., & Bessou, C. (2014). Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource*

- Technology, 152, 511–518. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- García-Sánchez, M., Siles, J. A., Cajthaml, T., García-Romera, I., Tlustoš, P., & Száková, J. (2015). Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities. *European Journal of Soil Biology*, 71, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.08.004>
- Gardiner, M. A., Tuell, J. K., Isaacs, R., Gibbs, J., Ascher, J. S., & Landis, D. A. (2010). Implications of Three Biofuel Crops for Beneficial Arthropods in Agricultural Landscapes. 6–19. <https://doi.org/10.1007/s12155-009-9065-7>
- Garnier, P., Néel, C., Aita, C., Recous, S., Lafolie, F., & Mary, B. (2003). Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science*, 54(3), 555–568. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00499.x>
- Gevers, J., Høye, T. T., Topping, C. J., Glemnitz, M., & Schröder, B. (2011). Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. *GCB Bioenergy*, 3(6), 472–482. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01104.x>
- Ghysels, S., Ronsse, F., Dickinson, D., & Prins, W. (2019). Production and characterization of slow pyrolysis biochar from lignin-rich digested stillage from lignocellulosic ethanol production. *Biomass and Bioenergy*, 122(January 2018), 349–360. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.040>
- GIEC, (2019) : Résumé à l'intention des décideurs, Changement climatique et terres émergées : rapport spécial du GIEC sur le changement climatique, la désertification, la dégradation des sols, la gestion durable des terres, la sécurité alimentaire et les flux de gaz à effet de serre dans les écosystèmes terrestres. [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (dir. publ.)].
- Gómez-Brandón, M., Juárez, M. F., & Zangerle, M. (2016). Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties : A comparative study with compost and vermicompost. *Journal of Hazardous Materials*, 302, 267–274. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.067>
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J. P., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., ... Zhou, F. (2021). Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? In *Global Change Biology* (Vol. 27, Issue 2). <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- Guilayn, F., Jimenez, J., Martel, J., Rouez, M., Crest, M., & Patureau, D. (2019). First fertilizing-value typology of digestates : A decision-making tool for regulation. *Waste Management*, 86, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.01.032>
- Gunnarsson, A., Lindén, B., & Gertsson, U. (2011). Biodigestion of plant material can improve nitrogen

- use efficiency in a red beet crop sequence. *HortScience*, 46(5), 765–775. <https://doi.org/10.21273/hortsci.46.5.765>
- Hao, X., Chang, C., Carefoot, J. M., Janzen, H. H., & Ellert, B. H. (2001). Nitrous oxide emissions from an irrigated soil as affected by fertilizer and straw management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1–3), 1–8. <https://doi.org/10.1023/A:1012603732435>
- Harrison, T., & Berenbaum, M. R. (2013). Moth diversity in three biofuel crops and native prairie in Illinois. *Insect Science*, 20(3), 407–419. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7917.2012.01530.x>
- Heaton, E. A., Dohleman, F. G., Miguez, A. F., Juvik, J. A., Lozovaya, V., Widholm, J., Zabortina, O. A., McIsaac, G. F., David, M. B., Voigt, T. B., Boersma, N. N., & Long, S. P. (2010). Miscanthus. A promising biomass crop. *Advances in Botanical Research*, 56(C), 75–137. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381518-7.00003-0>
- Helms, J. A., Ijelu, S. E., Wills, B. D., Landis, D. A., & Haddad, N. M. (2020). Ant biodiversity and ecosystem services in bioenergy landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 290(November 2019), 106780. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106780>
- Hénault, C., Gossel, A., Mary, B., Roussel, M., & LéOnard, J. (2012). Nitrous oxide emission by agricultural soils: A review of spatial and temporal variability for mitigation. *Pedosphere*, 22(4), 426–433. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60029-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60029-0)
- Henneron, L., Bernard, L., Hedde, M., Pelosi, C., Villenave, C., Chenu, C., Bertrand, M., Girardin, C., & Blanchart, E. (2015). Fourteen years of evidence for positive effects of conservation agriculture and organic farming on soil life. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), 169–181. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0215-8>
- Hof, C., Voskamp, A., Biber, M. F., Böhning-Gaese, K., Engelhardt, E. K., Niamir, A., Willis, S. G., & Hickler, T. (2018). Bioenergy cropland expansion may offset positive effects of climate change mitigation for global vertebrate diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(52), 13294–13299. <https://doi.org/10.1073/pnas.1807745115>
- Hossard, L., Guichard, L., Pelosi, C., & Makowski, D. (2017). Lack of evidence for a decrease in synthetic pesticide use on the main arable crops in France. *Science of the Total Environment*, 575, 152–161. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.008>
- Houot, S., Pons, M. N., & Pradel, M. (2014). Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. *Expertise Scientifique Collective INRA-CNRS-Irstea*, 1–108.
- Huang, Y., Rickerl, D. H., & Kephart, K. D. (1996). Recovery of deep-point injected soil nitrogen-15 by switchgrass, alfalfa, ineffective alfalfa, and corn. *Journal of Environmental Quality*, 25(6), 1394–1400. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500060033x>
- Hupfauf, S., Bachmann, S., Fernández-Delgado Juárez, M., Insam, H., & Eichler-Löbermann, B. (2016). Biogas digestates affect crop P uptake and soil microbial community composition. *Science of the*

- Total Environment, 542, 1144–1154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.025>
- Immerzeel, D. J., Verweij, P. A., van der Hilst, F., & Faaij, A. P. C. (2014). Biodiversity impacts of bioenergy crop production: A state-of-the-art review. *GCB Bioenergy*, 6(3), 183–209. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12067>
- Jambo, S. A., Abdulla, R., Mohd Azhar, S. H., Marbawi, H., Gansau, J. A., & Ravindra, P. (2016). A review on third generation bioethanol feedstock. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 65, 756–769. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.07.064>
- Jimenez, J., Aemig, Q., Doussiet, N., Steyer, J. P., Houot, S., & Patureau, D. (2015). A new organic matter fractionation methodology for organic wastes: Bioaccessibility and complexity characterization for treatment optimization. *Bioresource Technology*, 194, 344–353. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.037>
- Jimenez, J., Grigatti, M., Boanini, E., Patureau, D., & Bernet, N. (2020). The impact of biogas digestate typology on nutrient recovery for plant growth : Accessibility indicators for first fertilization prediction. *Waste Management*, 117, 18–31. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.052>
- Johansen, A., Pommeresche, R., Riley, H., & Loes, A.-K. (2015). Anaerobic digestion of animal manure - implications for crop yields and soil biota in organic farming. “Nordic View to Sustainable Rural Development”, Proceedings of the 25th NJF Congress, Riga, Latvia, 16-18 June 2015, 97–102.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.-P., Souchère, V., & Tournebize, J. (2012). Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires - Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. 404.
- Justes, E., & Richard, G. (2017). Contexte , concepts et définition des cultures intermédiaires multi-services To cite this version : HAL Id : hal-01770348. *Innovations Agronomiques*, 62, 1–15.
- Karimi, B., Sadet-Bourgeteau, S., Cannavacciuolo, M., Chauvin, C., Flamin, C., Haumont, A., Jean-Baptiste, V., Reibel, A., Vrignaud, G., & Ranjard, L. (2022). Impact of biogas digestates on soil microbiota in agriculture: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(5), 3265–3288. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01451-8>
- Kiesel, A., & Lewandowski, I. (2017). Miscanthus as biogas substrate – cutting tolerance and potential for anaerobic digestion. *GCB Bioenergy*, 9(1), 153–167. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12330>
- Koblenz, B., Tischer, S., Rücknagel, J., & Christen, O. (2015). Influence of biogas digestate on density, biomass and community composition of earthworms. *Industrial Crops and Products*, 66, 206–209. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.12.024>
- Kumar, S., & Viswanathan, L. (1991). Production of biomass, carbon dioxide, volatile acids, and their interrelationship with decrease in chemical oxygen demand, during distillery waste treatment by bacterial strains. *Enzyme and Microbial Technology*, 13(2), 179–187. [https://doi.org/10.1016/0141-0229\(91\)90176-B](https://doi.org/10.1016/0141-0229(91)90176-B)

- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4), 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Laroche, B., Thorette, J., & Lacassin, J. (2006). L'artificialisation des sols: pressions urbaines et inventaire des sols. *Étude Et Gestion Des Sols*, 13(1), 223–236. http://de992.ispfr.net/afes/egs/EGS_13_3_laroche.pdf
- Launay, C. (2022). Quels services écosystémiques rendus par les CIVE ? Résultats d'expérimentation et de simulation. Présentation Au Salon SPACE.
- Launay, C., Crépeau, M., Girault, R., Levavasseur, F., & Houot, S. (2020). Projet Méthapolsol. Impacts de l'introduction de méthaniseurs dans un territoire sur les stratégies de fertilisation des cultures et leurs conséquences sur les dynamiques du carbone et de l'azote dans les sols : cas de la plaine de Versailles. Journées Recherche Innovation (JRI) 8-10 September 2020 in Toulouse.
- Launay, C., Hermet, L., Houot, S., Frédéric, S., & Constantin, J. (2022). Quels services écosystémiques rendus par les CIVEs ? Résultats d'expérimentations et de simulations Contexte. Présentation Aux JRI.
- Launay, C., Houot, S., Frédéric, S., Girault, R., Levavasseur, F., Marsac, S., & Constantin, J. (2022). Incorporating energy cover crops for biogas production into agricultural systems: benefits and environmental impacts. *A review Agronomy for Sustainable Development*, 42(4). <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00811-6>
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., & Rossi, J. P. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42(SUPPL. 1). <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002>
- Leenhardt, S. (coord. .), Mamy, L. (coord. .), Pesce, S. (coord. .), Sanchez, W. (coord. .), Achard, A., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudouin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Bertrand, C., Bertrand, C., Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumot, A., ... Tournebize, J. (2022). Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse Du Rapport d'ESCo, INRAE - Ifremer (France), 136. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00771/88322/>
- Leibtag, E. (2008). Corn records near record high, but what about food costs? *Amber Waves*, 10–15. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.123990>
- Lesur, C., Bazot, M., Bio-Beri, F., Mary, B., Jeuffroy, M. H., & Loyce, C. (2014). Assessing nitrate leaching during the three-first years of *Miscanthus × giganteus* from on-farm measurements and modeling. *GCB Bioenergy*, 6(4), 439–449. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12066>
- Levavasseur, F., Le Roux, C., Kouakou, P., Jean-Baptiste, V., & Houot, S. (2022). High nitrogen availability but limited potential carbon storage in anaerobic digestates from cover crops. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 22(3), 2891-2896.
- Levavasseur, F., Kouakou, P. K., Constantin, J., Cresson, R., Ferchaud, F., Girault, R., Jean-Baptiste, V.,

- Lagrange, H., Marsac, S., Pellerin, S., & Houot, S. (2022). Energy cover crops for biogas production increase soil organic carbon stocks: A modeling approach. *GCB Bioenergy*, October, 1–15. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13018>
- Levavasseur, F., Martin, L., Boros, L., Carozzi, M., Martin, P., & Houot, S. (2023). Land cover changes with the development of anaerobic digestion for biogas production in France. October 2022, 630–641. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13042>
- Li, L., Geng, S., Li, Z., & Song, K. (2020). Effect of microplastic on anaerobic digestion of wasted activated sludge. *Chemosphere*, 247. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.125874>
- Liu, Y. Y., & Haynes, R. J. (2011). Origin, nature, and treatment of effluents from dairy and meat processing factories and the effects of their irrigation on the quality of agricultural soils. In *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* (Vol. 41, Issue 17). <https://doi.org/10.1080/10643381003608359>
- Lüker-Jans, N., Simmering, D., & Otte, A. (2017). The impact of biogas plants on regional dynamics of permanent grassland and maize area—The example of Hesse, Germany (2005–2010). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 241, 24–38. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.023>
- Madejón, E., López, R., Murillo, J. M., & Cabrera, F. (2001). Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: Effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84(1), 55–65. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00191-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00191-2)
- Malone, R. W., Obrycki, J. F., Karlen, D. L., Ma, L., Kaspar, T. C., Jaynes, D. B., Parkin, T. B., Lence, S. H., Feyereisen, G. W., Fang, Q. X., Richard, T. L., & Gillette, K. (2018). Harvesting fertilized rye cover crop: Simulated revenue, net energy, and drainage nitrogen loss. *Agricultural & Environmental Letters*, 3(1), 170041. <https://doi.org/10.2134/ael2017.11.0041>
- Maria de Aquino, A., Ferreira da Silva, R., Mercante, F. M., Fernandes Correia, M. E., de Fátima Guimarães, M., & Lavelle, P. (2008). Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. *European Journal of Soil Biology*, 44(2), 191–197. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.05.001>
- Maris, S. C., Capra, F., Ardeni, F., Boselli, R., Pochintesta, D., Beone, G. M., Tabaglio, V., & Fiorini, A. (2021). The interaction between types of cover crop residue and digestate application methods affects ammonia volatilization during maize cropping season. *Journal of Environmental Quality*, 50(2), 504–512. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20205>
- Marsac, S., Heredia, M., Bazet, M., Delaye, N., Trochard, R., Lagrange, H., Quod, C., & Sanner, E.-A. (2019). Optimisation de la mobilisation de CIVE pour la méthanisation dans les systèmes d'exploitation. 1, 73. <http://www.cairn.info/revue-presence-africaine-2010-1-page-441.htm>
- Mary, B., Saffih, K., Duparque, A., & Tomis, V. (2009). Préserver le stock de carbone du sol. *Perspectives agricoles*, 354, 6.

- Mary, Bruno, Clivot, H., Blaszczyk, N., Labreuche, J., & Ferchaud, F. (2020). Soil carbon storage and mineralization rates are affected by carbon inputs rather than physical disturbance: Evidence from a 47-year tillage experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 299(April), 106972. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106972>
- Matsunaka, T., Sawamoto, T., Ishimura, H., Takakura, K., & Takekawa, A. (2006). Efficient use of digested cattle slurry from biogas plant with respect to nitrogen recycling in grassland. *International Congress Series*, 1293, 242–252. <https://doi.org/10.1016/j.ics.2006.03.016>
- Mclsaac, G. F., David, M. B., & Mitchell, C. A. (2010). Miscanthus and switchgrass production in Central Illinois: Impacts on hydrology and inorganic nitrogen leaching. *Journal of Environmental Quality*, 39(5), 1790–1799. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0497>
- Meemken, E. M., & Qaim, M. (2018). Organic agriculture, food security, and the environment. *Annual Review of Resource Economics*, 10(March), 39–63. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-023252>
- Meixner, K., Fuchs, W., Valkova, T., Svardal, K., Loderer, C., Neureiter, M., Bochmann, G., & Drosig, B. (2015). Effect of precipitating agents on centrifugation and ultrafiltration performance of thin stillage digestate. *Separation and Purification Technology*, 145, 154–160. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.03.003>
- Menandro, L. M. S., de Moraes, L. O., Borges, C. D., Cherubin, M. R., Castioni, G. A., & Carvalho, J. L. N. (2019). Soil macrofauna responses to sugarcane straw removal for bioenergy production. *Bioenergy Research*, 12(4), 944–957. <https://doi.org/10.1007/s12155-019-10053-2>
- Meyer, N., Bergez, J. E., Constantin, J., Belleville, P., & Justes, E. (2020). Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management. *Agricultural Water Management*, 231(December 2019), 105998. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105998>
- Meyer, N., Bergez, J. E., Constantin, J., & Justes, E. (2019). Cover crops reduce water drainage in temperate climates: A meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 39(1). <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>
- Mitchell, R., Webb, J., & Harrison, R. (2001). Crop residues can affect N leaching over at least two winters. *European Journal of Agronomy*, 15(1), 17–29. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00088-5)
- Moinard, V. (2021). Consequences of the anaerobic co-digestion of cattle effluents in a crop livestock farm on carbon and nitrogen cycles. Combination of experimentation and of modelling at the farm scale.
- Moinard, V., Redondi, C., Etiévant, V., Savoie, A., Duchene, D., Pelosi, C., Houot, S., & Capowiez, Y. (2021). Short- and long-term impacts of anaerobic digestate spreading on earthworms in cropped soils. *Applied Soil Ecology*, 168(July). <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104149>

- Moletta, R., & Verstraete, W. (2011). La méthanisation dans la problématique énergétique et environnementale'. *La méthanisation* (2e ed.), 1.
- Möller, K., & Stinner, W. (2009). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy*, 30(1), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.06.003>
- Monlau, F., Sambusiti, C., Ficara, E., Aboulkas, A., Barakat, A., & Carrère, H. (2015). New opportunities for agricultural digestate valorization: Current situation and perspectives. *Energy and Environmental Science*, 8(9), 2600–2621. <https://doi.org/10.1039/c5ee01633a>
- Moraes, B. S., Triolo, J. M., Lecona, V. P., Zaiat, M., & Sommer, S. G. (2015). Biogas production within the bioethanol production chain: Use of co-substrates for anaerobic digestion of sugar beet vinasse. *Bioresource Technology*, 190, 227–234. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.089>
- Muench, S., & Guenther, E. (2013). A systematic review of bioenergy life cycle assessments. *Applied Energy*, 112, 257–273. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.06.001>
- Muhammad, I., Wang, J., Sainju, U. M., Zhang, S., Zhao, F., & Khan, A. (2021). Cover cropping enhances soil microbial biomass and affects microbial community structure: A meta-analysis. *Geoderma*, 381(April 2020), 114696. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114696>
- Muñoz, I., Flury, K., Jungbluth, N., Rigarlsford, G., Canals, L. M., & King, H. (2014). Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(1), 109–119. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0613-1>
- Murphy, C. W., & Kendall, A. (2015). Life cycle analysis of biochemical cellulosic ethanol under multiple scenarios. *GCB Bioenergy*, 7(5), 1019–1033. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12204>
- Navarro, A. R., Del, M., & Rubio, M. C. (2000). Bio-concentration of vinasse from the alcoholic fermentation of sugar cane molasses. *Waste Management*, 20(7), 581–585. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(00\)00026-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(00)00026-X)
- Nehring, R. F., Vialou, A., Erickson, K. W., & Sandretto, C. L. (2011). Assessing economic and environmental impacts of ethanol production on fertilizer use in corn production. *Journal of Gender, Agriculture and Food Security*, 1(3), 1–22.
- Neukirchen, D., Himken, M., Lammel, J., Czypionka-Krause, U., & Olf, H.-W. (1999). Spatial and temporal distribution of the root system and root nutrient content of an established *Miscanthus* crop. *European Journal of Agronomy*, 11, 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2005.03.011>
- Niang, M. D., & Goffaux, R. (2021). État de l'art des connaissances sur les incidences des infrastructures de production d'énergie renouvelable sur la biodiversité. FRB - Synthèse Bibliographique.
- Nsanganwimana, F., Pourrut, B., Mench, M., & Douay, F. (2014). Suitability of *Miscanthus* species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *Journal of Environmental Management*, 143, 123–134.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.027>

Núñez-Regueiro, M. M., Siddiqui, S. F., & Fletcher Jr, R. J. (2021). Effects of bioenergy on biodiversity arising from land-use change and crop type. *Conservation Biology*, 35(1), 77–87. <https://doi.org/10.1111/cobi.13452>.This

ONRB, & FranceAgriMer. (2020). Évaluation des ressources agricoles et agroalimentaires disponibles en France. https://www.franceagrimer.fr/content/download/66147/document/DON-ONRB-2020_VF3.pdf

Ouattara, M. S., Laurent, A., Ferchaud, F., Berthou, M., Borujerdi, E., Butier, A., Malvoisin, P., Romelot, D., & Loyce, C. (2021). Evolution of soil carbon stocks under *Miscanthus × giganteus* and *Miscanthus sinensis* across contrasting environmental conditions. *GCB Bioenergy*, 13(1), 161–174. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12760>

Pan, B., Lam, S. K., Mosier, A., Luo, Y., & Chen, D. (2016). Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 232, 283–289. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.019>

Panuccio, M. R., Romeo, F., Mallamaci, C., & Muscolo, A. (2021). Digestate application on two different soils: Agricultural benefit and risk. *Waste and Biomass Valorization*, 12(8), 4341–4353. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01318-5>

Parsaee, M., Kiani Deh Kiani, M., & Karimi, K. (2019). A review of biogas production from sugarcane vinasse. *Biomass and Bioenergy*, 122(January), 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.034>

Pathak, H., Joshi, H. C., Chaudhary, A., Chaudhary, R., Kalra, N., & Dwiwedi, M. K. (1999). Soil amendment with distillery effluent for wheat and rice cultivation. *Water, Air, and Soil Pollution*, 113(1–4), 133–140. <https://doi.org/10.1023/A:1005058321924>

Pedroli, B., Elbersen, B., Frederiksen, P., Grandin, U., Heikkilä, R., Krogh, P. H., Izakovičová, Z., Johansen, A., Meiresonne, L., & Spijker, J. (2013). Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity? - Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. *Biomass and Bioenergy*, 55, 73–86. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.054>

Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Darroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., ... Réchauchère, O. (2021). Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? 232. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3149-2>

Pelosi, C., Toutous, L., Chiron, F., Dubs, F., Hedde, M., Muratet, A., Ponge, J. F., Salmon, S., & Makowski, D. (2013). Reduction of pesticide use can increase earthworm populations in wheat crops in a European temperate region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 181, 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.003>

- Pelster, D. E., Chantigny, M. H., Rochette, P., Angers, D. A., Rieux, C., & Vanasse, A. (2012). Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 427–435. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0261>
- Pertl, A., Mostbauer, P., & Obersteiner, G. (2010). Climate balance of biogas upgrading systems. *Waste Management*, 30(1), 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.08.011>
- Peyrard, C., Ferchaud, F., Mary, B., Gréhan, E., & Léonard, J. (2017). Management practices of *Miscanthus × giganteus* strongly influence soil properties and N₂O emissions over the long term. *Bioenergy Research*, 10(1), 208–224. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9796-1>
- Philip Robertson, G., Hamilton, S. K., Del Grosso, S. J., & Parton, W. J. (2011). The biogeochemistry of bioenergy landscapes: Carbon, nitrogen, and water considerations. *Ecological Applications*, 21(4), 1055–1067. <https://doi.org/10.1890/09-0456.1>
- Pietrzak, D., Kania, J., Malina, G., Kmiecik, E., & Wątor, K. (2019). Pesticides from the EU first and second watch lists in the water environment. *Clean - Soil, Air, Water*, 47(7). <https://doi.org/10.1002/clen.201800376>
- Pinay, G., Gascuel, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Le Moal, M., Levain, A., Etrillard, C., Moatar, F., Pannard, A., & Souchu, P. (2018). L'eutrophisation - Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. *Collection Matière à débattre et décider*. 179. <https://www.quae-open.com/produit/91/9782759227587/l-eutrophisation>
- Poepflau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J., & Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17(7), 2415–2427. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012a). Environmental impacts of biogas deployment - Part I: Life Cycle Inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, 24, 168–183. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.039>
- Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012b). Environmental impacts of biogas deployment - Part II: Life Cycle Assessment of multiple production and utilization pathways. *Journal of Cleaner Production*, 24, 184–201. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.030>
- Pointereau, P., Bochu, J., Couturier, C., Arnal, A., & Giorgis, S. (2009). Les impacts environnementaux et paysagers des nouvelles productions énergétique sur les parcelles et bâtiments agricoles. Rapport final. Étude Réalisée Pour Le Compte Du Ministère de l'Agriculture et de La Pêche Par SOLAGRO et Agence Paysages, 151 pages.
- Portilho, I. I. R., Borges, C. D., Costa, A. R., Salton, J. C., & Mercante, F. M. (2011). Resíduos da cultura da cana-de-açúcar e seus efeitos sobre a fauna invertebrada epigeica. *Semina: Ciências Agrárias*, 32(3), 959–970. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2011v32n3p959>
- Powers, S. E., Ascough, J. C., Nelson, R. G., & Larocque, G. R. (2011). Modeling water and soil quality

- environmental impacts associated with bioenergy crop production and biomass removal in the Midwest USA. *Ecological Modelling*, 222(14), 2430–2447. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.024>
- Powlson, D. S., Glendining, M. J., Coleman, K., & Whitmore, A. P. (2011). Implications for soil properties of removing cereal straw: Results from long-term studies. *Agronomy Journal*, 103(1), 279–287. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0146s>
- Prechsl, U. E., Wittwer, R., van der Heijden, M. G. A., Lüscher, G., Jeanneret, P., & Nemecek, T. (2017). Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops: Life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming field experiment. *Agricultural Systems*, 157(June), 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.011>
- Projet SRC+. (2014). Critères de durabilité et recommandations pour les taillis à courte rotation. IEE/13/574.
- Quakernack, R., Pacholski, A., Techow, A., Herrmann, A., Taube, F., & Kage, H. (2012). Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.030>
- RECITAL Projet. (2021). Les conditions de durabilité des CIVE. Webinaire Du 16 / 03 / 2021, 2021.
- Riau, V., Burgos, L., Camps, F., Domingo, F., Torrellas, M., Antón, A., & Bonmatí, A. (2021). Closing nutrient loops in a maize rotation. Catch crops to reduce nutrient leaching and increase biogas production by anaerobic co-digestion with dairy manure. *Waste Management*, 126, 719–727. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.006>
- Riding, M. J., Herbert, B. M. J., Ricketts, L., Dodd, I., Ostle, N., & Semple, K. T. (2015). Harmonising conflicts between science, regulation, perception and environmental impact: The case of soil conditioners from bioenergy. *Environment International*, 75, 52–67. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.025>
- Risberg, K., Cederlund, H., Pell, M., Arthurson, V., & Schnürer, A. (2017). Comparative characterization of digestate versus pig slurry and cow manure – Chemical composition and effects on soil microbial activity. *Waste Management*, 61, 529–538. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.016>
- Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., Tambone, F., D'Imporzano, G., & Adani, F. (2016). Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of the Total Environment*, 547, 206–214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.156>
- Roberts, T., Ortel, C., Hoegenauer, K., Wright, H., & Durre, T. (2018). Understanding Cover Crops. 8. <http://www.uaex.edu>
- Rollett, A. J., Bhogal, A., Scullion, J., Nicholson, F. A., Taylor, M. J., & Williams, J. R. (2021). The effect of

- field application of food-based anaerobic digestate on earthworm populations. *Soil Use and Management*, 37(3), 648–657. <https://doi.org/10.1111/sum.12615>
- Ross, C. L., Wilken, V., Krück, S., Nielsen, K., Sensel-Gunke, K., & Ellmer, F. (2017). Assessing the impact of soil amendments made of processed biowaste digestate on soil macrofauna using two different earthworm species. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 63(14), 1939–1950. <https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1316380>
- Roth, A. M., Sample, D. W., Ribic, C. A., Paine, L., Undersander, D. J., & Bartelt, G. A. (2005). Grassland bird response to harvesting switchgrass as a biomass energy crop. *Biomass and Bioenergy*, 28(5), 490–498. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.11.001>
- Rowe, R. L., Street, N. R., & Taylor, G. (2009). Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(1), 271–290. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2007.07.008>
- Sadet-Bourgeteau, S., Maron, P.-A., & Ranjard, L. (2020). Que sait-on vraiment de l'impact des digestats de méthanisation sur la qualité biologique des sols agricoles ? *Agronomie, Environnement et Sociétés*, 0–4. <https://doi.org/10.54800/euq752>
- Saffih-Hdadi, K., & Mary, B. (2008). Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(3), 594–607. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>
- Samson, M.-élie, Gillespie, A., & Samson, M.-élie. (2021). Conservation des sols en grandes cultures : dynamique du carbone et de l'azote dans les sols.
- Sanchez, W., Mamy, L., Leenhardt, S., & Pesce, S. (2022). Produits phytopharmaceutiques et biodiversité: les liaisons dangereuses. *The Conversation*.
- Santana, V. S., & Machado, F. R. C. (2008). Photocatalytic degradation of the vinasse under solar radiation. *Catalysis Today*, 133–135(1–4), 606–610. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2007.12.131>
- Sapp, M., Harrison, M., Hany, U., Charlton, A., & Thwaites, R. (2015). Comparing the effect of digestate and chemical fertiliser on soil bacteria. *Applied Soil Ecology*, 86, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.004>
- Sayed, E. T., Wilberforce, T., Elsaid, K., Rabaia, M. K. H., Abdelkareem, M. A., Chae, K. J., & Olabi, A. G. (2021). A critical review on environmental impacts of renewable energy systems and mitigation strategies: Wind, hydro, biomass and geothermal. *Science of the Total Environment*, 766, 144505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144505>
- Schipanski, M. E., Barbercheck, M., Douglas, M. R., Finney, D. M., Haider, K., Kaye, J. P., Kemanian, A. R., Mortensen, D. A., Ryan, M. R., Tooker, J., & White, C. (2014). A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*, 125, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004>

- Schouten, S., van Groenigen, J. W., Oenema, O., & Cayuela, M. L. (2012). Bioenergy from cattle manure? Implications of anaerobic digestion and subsequent pyrolysis for carbon and nitrogen dynamics in soil. *GCB Bioenergy*, 4(6), 751–760. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01163.x>
- Schwager, E. A., Guelph, C., & Schwager, E. A. (2015). Nitrous Oxide Emissions and Nitrate Leaching from Spring-and Fall-Applied Digestate, Raw Dairy Manure and Urea. (Doctoral dissertation, University of Guelph).
- Scordia, D., Testa, G., & Cosentino, S. L. (2014). Perennial grasses as lignocellulosic feedstock for second-generation bioethanol production in mediterranean environment. *Italian Journal of Agronomy*, 9(2), 84–92. <https://doi.org/10.4081/ija.2014.581>
- Seitz, D., Fischer, L. M., Dechow, R., Wiesmeier, M., & Don, A. (2022). The potential of cover crops to increase soil organic carbon storage in German croplands. *Plant and Soil*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05438-w>
- Sénat. (2019). La filière française des biocarburants. Rapport d'information N° 136 (2019-2020) Du 20 Novembre 2019 - Par M. Pierre CUYPERS, Fait Au Nom de La Commission Des Affaires Économiques.
- Sénat. (2021). la méthanisation dans le mix énergétique : enjeux et impacts. Rapport d'information N° 872 (2020-2021) Du 29 Septembre 2021- Par M. Daniel SALMON, Fait Au Nom de La Mission d'information.
- Shackelford, G. E., Kelsey, R., & Dicks, L. V. (2019). Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. *Land Use Policy*, 88(August), 104204. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104204>
- Sharma, P., Singh, A., Kahlon, C. S., Brar, A. S., Grover, K. K., Dia, M., & Steiner, R. L. (2018). The role of cover crops towards sustainable soil health and agriculture—A review paper. *American Journal of Plant Sciences*, 09(09), 1935–1951. <https://doi.org/10.4236/ajps.2018.99140>
- Silgram, M., & Chambers, B. J. (2002). Effects of long-term straw management and fertilizer nitrogen additions on soil nitrogen supply and crop yields at two sites in eastern England. *Journal of Agricultural Science*, 139(2), 115–127. <https://doi.org/10.1017/S0021859602002435>
- Sizmur, T., Martin, E., Wagner, K., Parmentier, E., Watts, C., & Whitmore, A. P. (2017). Milled cereal straw accelerates earthworm (*Lumbricus terrestris*) growth more than selected organic amendments. *Applied Soil Ecology*, 113, 166–177. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.12.006>
- Slepetiene, A., Kochiieru, M., Jurgutis, L., Mankeviciene, A., Skersiene, A., & Belova, O. (2022). The effect of anaerobic digestate on the soil organic carbon and humified carbon fractions in different land-use systems in Lithuania. *Land*, 11(1). <https://doi.org/10.3390/land11010133>
- Soti, P. G., Rugg, S., & Racelis, A. (2016). Potential of cover crops in promoting mycorrhizal diversity and soil quality in organic farms. *Journal of Agricultural Science*, 8(8), 42.

<https://doi.org/10.5539/jas.v8n8p42>

- Souza, R. A., Telles, T. S., Machado, W., Hungria, M., Filho, J. T., & Guimarães, M. de F. (2012). Effects of sugarcane harvesting with burning on the chemical and microbiological properties of the soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 155, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.012>
- Stumpe, B., Werner, S., Jung, R., Heinze, S., Jüschke, E., Strippel, C., & Marschner, B. (2012). Organic carbon dynamics and enzyme activities in agricultural soils amended with biogas slurry, liquid manure and sewage sludge. *Agricultural Sciences*, 03(01), 104–113. <https://doi.org/10.4236/as.2012.31014>
- Styles, D., Yesufu, J., Bowman, M., Pryor Williams, A., Duffy, C., & Luyckx, K. (2022). Climate mitigation efficacy of anaerobic digestion in a decarbonising economy. *Journal of Cleaner Production*, 338(December 2021), 130441. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130441>
- Sumfleth, B., Majer, S., & Thrän, D. (2020). Recent developments in low iluc policies and certification in the EU biobased economy. *Sustainability (Switzerland)*, 12(19), 1–34. <https://doi.org/10.3390/su12198147>
- Tejada, M., García-Martínez, A. M., & Parrado, J. (2009). Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *Catena*, 77(3), 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.01.004>
- Tejada, M., Gonzalez, J. L., García-Martínez, A. M., & Parrado, J. (2008). Application of a green manure and green manure composted with beet vinasse on soil restoration: Effects on soil properties. *Bioresource Technology*, 99(11), 4949–4957. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.026>
- Thompson, W., & Meyer, S. (2013). Second generation biofuels and food crops: Co-products or competitors? *Global Food Security*, 2(2), 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2013.03.001>
- Thomsen, I. K., & Christensen, B. T. (1998). Cropping system and residue management effects on nitrate leaching and crop yields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 68(1–2), 73–84. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00134-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00134-5)
- Thomsen, I. K., Olesen, J. E., Møller, H. B., Sørensen, P., & Christensen, B. T. (2013). Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Tonitto, C., David, M. B., & Drinkwater, L. E. (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112(1), 58–72. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>
- Tribouillois, H., Cohan, J. P., & Justes, E. (2016). Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. *Plant and Soil*, 401(1–2), 347–364. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2734-8>

- Tribouillois, H., Constantin, J., & Justes, E. (2018). Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Global Change Biology*, 24(6), 2513–2529. <https://doi.org/10.1111/gcb.14091>
- Vaisman L. (2018). La paille : concurrences et complémentarités des usages du gisement agricole en Ile-de-France. IAU ÎdF.
- Valdés, A., Lenoir, J., De Frenne, P., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., Cousins, S. A. O., Deconchat, M., De Smedt, P., Diekmann, M., Ehrmann, S., Gallet-Moron, E., Gärtner, S., Giffard, B., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Le Roux, V., Liira, J., ... Decocq, G. (2020). High ecosystem service delivery potential of small woodlands in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 4–16. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13537>
- Vanloocke, A., Bernacchi, C. J., & Twine, T. E. (2010). The impacts of *Miscanthus × giganteus* production on the Midwest US hydrologic cycle. *GCB Bioenergy*, 2, 180–191. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01053.x>
- Vertès, F., Simon, J.-C., Laurent, F., & Besnard, A. (2007). Prairies et qualité de l' eau . Evaluation des risques de lixiviation d' azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192(February), 423–440. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01460833/>
- Von Cossel, M., Lewandowski, I., Elbersen, B., Staritsky, I., Van Eupen, M., Iqbal, Y., Mantel, S., Scordia, D., Testa, G., Cosentino, S. L., Maliarenko, O., Eleftheriadis, I., Zanetti, F., Monti, A., Lazdina, D., Neimane, S., Lamy, I., Ciadamidaro, L., Sanz, M., ... Alexopoulou, E. (2019). Marginal agricultural land low-input systems for biomass production. *Energies*, 12(16). <https://doi.org/10.3390/en12163123>
- von Haden, A. C., Kucharik, C. J., Jackson, R. D., & Marín-Spiotta, E. (2019). Litter quantity, litter chemistry, and soil texture control changes in soil organic carbon fractions under bioenergy cropping systems of the North Central U.S. *Biogeochemistry*, 143(3), 313–326. <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00564-7>
- Walsh, J. J., Jones, D. L., Edwards-Jones, G., & Williams, A. P. (2012). Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175(6), 840–845. <https://doi.org/10.1002/jpln.201200214>
- Weiss, C. P., Gentry, W. W., Brauer, C. L., McCollum, F. T., Cole, N. A., & Jennings, J. S. (2016). Effects of feeding isolated nutritional components in distillers grains on growing cattle performance. *Journal of Animal Science*, 94(suppl_2), 174–175. <https://doi.org/10.2527/msasas2016-373>
- Wentzel, S., & Joergensen, R. G. (2016). Effects of biogas and raw slurries on grass growth and soil microbial indices. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179(2), 215–222. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400544>
- Wentzel, S., Schmidt, R., Piepho, H. P., Semmler-Busch, U. & Joergensen, R. G. (2015). Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming. *Applied Soil Ecology*, 96, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.015>

- Wilkie, A. C., Riedesel, K. J. & Owens, J. M. (2000). Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 19(2), 63–102. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(00\)00017-9](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(00)00017-9)
- Wolf, U., Fuß, R., Höppner, F. & Flessa, H. (2014). Contribution of N₂O and NH₃ to total greenhouse gas emission from fertilization: Results from a sandy soil fertilized with nitrate and biogas digestate with and without nitrification inhibitor. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100(1), 121–134. <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9631-z>
- Wu, Y., Zhao, F., Liu, S., Wang, L., Qiu, L., Alexandrov, G. & Jothiprakash, V. (2018). Bioenergy production and environmental impacts. *Geoscience Letters*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s40562-018-0114-y>
- Wulf, S., Maeting, M. & Clemens, J. (2002). Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading. *Journal of Environmental Quality*, 31(6), 1795–1801. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1795>
- WWF France. (2020). Méthanisation agricole, quelles conditions de la durabilité de la filière en France ? 44 pp.
- Yang, Z., Lü, F., Hu, T., Xu, X., Zhang, H., Shao, L., Ye, J., & He, P. (2022). Occurrence of macroplastics and microplastics in biogenic waste digestate: Effects of depackaging at source and dewatering process. *Waste Management*, 154, 252–259. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.10.018>
- Yu, Y., Loiskandl, W., Kaul, H. P., Himmelbauer, M., Wei, W., Chen, L. & Bodner, G. (2016). Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems. *Journal of Hydrology*, 538, 667–676. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.060>
- Zennaro, B., Marchand, P., Latrille, E., Thoisy, J. C., Houot, S., Girardin, C., Steyer, J. P., Béline, F., Charnier, C., Richard, C., Accarion, G. & Jimenez, J. (2022). Agronomic characterization of anaerobic digestates with near-infrared spectroscopy. *Journal of Environmental Management*, 317. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115393>
- Zhang, Y., Zheng, Y., Zhu, Z., Chen, Y., & Dong, H. (2021). Dispersion of Antibiotic Resistance Genes (ARGs) from stored swine manure biogas digestate to the atmosphere. *Science of the Total Environment*, 761, 144108. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144108>
- Zilio, M., Pigoli, A., Rizzi, B., Geromel, G., Meers, E., Schoumans, O., Giordano, A. & Adani, F. (2021). Measuring ammonia and odours emissions during full field digestate use in agriculture. *Science of the Total Environment*, 782, 146882. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146882>

Références : impacts environnementaux associés à la mobilisation de la biomasses forestière et agro-forestière

- Aalde, H., P. Gonzalez, M. Gytarsky, T. Krug, W. Kurz, et al. (2006). Forest land. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4 (Agriculture, Forestry and Other Land Use). IPCC, Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan, on behalf of the IPCC, pp. 1–
- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L., Fernandez, I. (1998). Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioScience* 48, 921–934. <https://doi.org/10.2307/1313296>
- Adams, M.B., Burger, J.A., Jenkins, A.B., Zelazny, L. (2000). Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests. *For. Ecol. Manag.* 138, 301–319.
- ADEME, X. Logel, J. Lhotellier, B. De Caevel, C. Alexandre, S. Cousin, E. Vial, AL. Dubilly, M. Buitrago, M. Durand, E. Machefaux, J. Mousset. (2022). Analyse du Cycle de Vie du bois énergie collectif et industriel – Synthèse. 48 pages
- ADEME.2020. Filières gazéification, analyses des états de l'art et recommandations
- ADEME. 2015. Forêt et atténuation du changement climatique
- Achat, D.L., Martel, S., Picart, D., Moisy, C., Augusto, L., Bakker, M.R., Loustau, D. (2018). Modelling the nutrient cost of biomass harvesting under different silvicultural and climate scenarios in production forests. *Forest Ecology and Management* 429, 642–653. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.047>
- Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., Augusto, L. (2015a). Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Sci Rep* 5, 15991. <https://doi.org/10.1038/srep15991>
- Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L. (2015b). Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348, 124–141. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042>
- Ahamer, G. (2022). Why biomass fuels are principally not carbon neutral. *Energies* 15, 9619. <https://doi.org/10.3390/en15249619>
- Aherne, J., Posch, M., Forsius, M., Lehtonen, A., Härkönen, K. (2012). Impacts of forest biomass removal on soil nutrient status under climate change: a catchment-based modelling study for Finland. *Biogeochemistry* 107, 471–488. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9569-4>
- Akujärvi, A., Shvidenko, A., Pietsch, S.A. (2019). Modelling the impacts of intensifying forest management on carbon budget across a long latitudinal gradient in Europe. *Environ. Res. Lett.* 14, 034012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaf766>

- Angima, S D, M K O'Neill, et D E Stott. s. d. « On-Farm Assessment of Contour Hedges for Soil and Water Conservation in Central Kenya ».
- ATEE association technique energie environnement, le club de pyrogazéification, PYROGAZÉIFICATIONBIOMASSE, DÉCHETS NON RECYCLABLES. (2022).
- Archaux, F., Paillet, Y. (2017). Biodiversité et naturalité anthropique.
- André, F., Jonard, M., Ponette, Q. (2010). Biomass and nutrient content of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) stem and branches in a mixed stand in southern Belgium. *Science of The Total Environment* 408, 2285–2294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.040>
- Antoine d'Amécourt , Les chiffres de la forêt privée française édition. (2021)
- Aubert, M., Hedde, M., Decaëns, T., Margerie, P., Alard, D., Bureau, F. (2005). Facteurs contrôlant la variabilité spatiale de la macrofaune du sol dans une hêtraie pure et une hêtraie-charmaie. *Comptes Rendus Biologies* 328, 57–74. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2004.10.008>
- Augusto, L., Meredieu, C., Bert, D., Trichet, P., Porté, A., Bosc, A., Lagane, F., Loustau, D., Pellerin, S., Danjon, F., Ranger, J., Gelpe, J. (2008). Improving models of forest nutrient export with equations that predict the nutrient concentration of tree compartments. *Ann. For. Sci.* 65, 808–808. <https://doi.org/10.1051/forest:2008059>.
- Augusto, L., Achat, D.L., Bakker, M.R., Bernier, F., Bert, D., Danjon, F., Khelifa, R., Meredieu, C., Trichet, P. (2015). Biomass and nutrients in tree root systems-sustainable harvesting of an intensively managed *Pinus pinaster* (Ait.) planted forest. *GCB Bioenergy* 7, 231–243. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12127>.
- Augusto L., Pousse N., Legout A., Seynave I., Jabiol B., Levillain J. (2018). INSENSE : Indicateurs de SENSibilité des Ecosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse. Livret terrain de diagnostic. 23 pages. [livret de terrain INSENSE].
- Aust, W.M., Blinn, C.R. (2004). Forestry best management practices for timber harvesting and site preparation in the eastern United States: An overview of water quality and productivity research during the past 20 years (1982–2002). *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 4, 5–36. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000012828.33069.f6>
- Bas, Y., Renard, M., Jiguet, F. (2009). Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134, 143–147. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.06.006>
- Bang-Andreasen, T., Anwar, M.Z., Lanzén, A., Kjøller, R., Rønn, R., Ekelund, F., Jacobsen, C.S. (2020). Total RNA sequencing reveals multilevel microbial community changes and functional responses to wood ash application in agricultural and forest soil. *FEMS Microbiology Ecology* 96, fiae016. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiae016>

- Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C. M., Crowther, T.W. (2019). The global tree restoration potential. *Science* 365, 76–79.
- Baum, S., Bolte, A., Weih, M. (2012). High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 4, 728–738. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01162.x>
- Baxter, D.A., Sage, R.B., Hall, D.O. (1995). A methodology for assessing gamebird use of short rotation coppice. *Biomass and Bioenergy*, 10, Nos 5/6, pp. 301-306. 1996.
- Bellassen, V., Luysaert, S. (2014). Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times. *Nature* 506, 153–155. <https://doi.org/10.1038/506153a>
- Belnap, J. (2006). The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrol. Process.* 20, 3159–3178. <https://doi.org/10.1002/hyp.6325>
- Berhongaray, G., Ceulemans, R. (2015). Neglected carbon pools and fluxes in the soil balance of short-rotation woody biomass crops. *Biomass and Bioenergy* 73, 62–66. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.12.002>
- Berg, A. (2002). Breeding birds in short-rotation coppices on farmland in central Sweden – the importance of *Salix* height and adjacent habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 90 (3):265–276
- Bessaad, A. (2020). Les récoltes intensives de bois-énergie : risque environnemental et gain économique. *Sciences agricoles. Université d'Orléans, Français. NNT : 2020ORLE3055. Tel 03686958*
- Bessaad, A., Terreaux, J.-P., Korboulewsky, N. (2021). Assessing the land expectation value of even-aged vs coppice-with-standards stand management and long-term effects of whole-tree harvesting on forest productivity and profitability. *Annals of Forest Science* 78, 57. <https://doi.org/10.1007/s13595-021-01071-2>
- Bishaw, B., Neufeldt, H., Mowo, J., Abdelkadir, A., Muriuki, J., Dalle, G., Assefa, T., Guillozet, K., Kassa, H., Dawson, I., Luedeling, E., Mbow, C. (2013). In: Davis, C.M., Bernart, B., Dmitriev, A. (Eds.), *Farmers' Strategies for Adapting to and Mitigating Climate Variability and Change Through Agroforestry in Ethiopia and Kenya*. Forestry Communications Group, Oregon State University Corvallis, Oregon
- Boggs, J., Sun, G., Domec, J.-C., McNulty, S., Treasure, E. (2015). Clearcutting upland forest alters transpiration of residual trees in the riparian buffer zone: Clearcutting Forest Alters Transpiration of Riparian Buffer Trees. *Hydrol. Process.* 29, 4979–4992. <https://doi.org/10.1002/hyp.10474>
- Bonneau, M. (1995). Fertilisation des forêts dans les pays tempérés : théorie, bases du diagnostic, conseils pratiques, réalisations expérimentales. École Nationale du Génie Rural et des Forêts (ENGREF), Nancy

- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K.A., Dolman, P.M. (2011). Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation* 144, 1790–1798. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.017>
- Bouget, C., Lassauce A., and Jonsell M. (2012). Effects of fuelwood harvesting on biodiversity — a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 42,1421-1432.
- Bowman, U., Turnbull, J. (1997). Integrated biomass energy systems and emission of carbon dioxide. *Biomass Bioenergy*. 13:333-343
- Cacot, E., Eisner, N., Charnet, F., Rantien, C., Ranger, J. (2006). La récolte raisonnée des rémanents en forêt, Connaître pour agir. Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, Association forêt cellulose, Institut du développement forestier, Union de la coopération forestière française, Institut national de la recherche agronomique.
- Carnet, C. (1978). Étude des sols et de leur régime hydrique en région granitique en Bretagne : une approche du rôle du bocage, in : *Biologiques*, U.S. (Ed.), Thèse de l'Université de Rennes, 235 p.
- Campbell, I., Doeg, T. (1989). Impact of timber harvesting and production on streams: A review. *Mar. Freshwater Res.* 40, 519. <https://doi.org/10.1071/MF9890519>
- Campbell, John L., Harmon, Mark E , and Mitchell Stephen R. (2012). Can fuel-reduction treatments really increase forest carbon storage in the western US by reducing future fire emissions?. *Front Ecol Environ* 2012; 10(2): 83–90, doi:10.1890/110057
- Campbell, S.P., Frair, J.L., Gibbs, J.P., Volk, T.A. (2012). Use of short-rotation coppice willow crops by birds and small mammals in central New York. *Biomass and Bioenergy* 47, 342–353. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.026>
- Cardinael, R., Umulisa, V., Toudert, A., Olivier, A., Bockel, L., Bernoux, M. (2018). Revisiting IPCC Tier 1 coefficients for soil organic and biomass carbon storage in agroforestry systems. *Environ. Res. Lett.* 13, 124020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaeb5f>
- Choiński, B., Szatyłowicz, E., Zgłobicka, I., Joka Ylidiz, M. (2022). A Critical Investigation of Certificated Industrial Wood Pellet Combustion: Influence of Process Conditions on CO/CO2 Emission. *Energies* 16, 250. <https://doi.org/10.3390/en16010250>
- Christian, D.P., Niemi, G.J., Hanowski, J.M., Collins, P. (1994). Perspectives on biomass energy tree plantations and changes in habitat for biological organisms. *Biomass and Bioenergy* 6, 31–39. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(94\)90082-5](https://doi.org/10.1016/0961-9534(94)90082-5)
- Christian, D.P., Hoffman, W., Hanowski, J.M., Niemi, G.J., Beyea, J. (1998). Bird and mammal diversity on woody biomass plantations in North America. *Biomass and Bioenergy* 14, 395–402. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)10076-9](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)10076-9)
- Ciais, P.C., Sabine, G., Bala, L., Bopp, V., Brovkin, J., Canadell, A., Chhabra, R., DeFries, J., Galloway, M.,

- Heimann, C., Jones, C., Le Quéré, R.B., Myneni, S. Piao and P. Thornton. (2013). Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. Clarke, Nicholas, Lars Pødenphant Kiær, O. Janne Kjønnaas, Teresa G. Bárcena, Lars Vesterdal, Inge Stupak, Leena Finér, et al. (2021). « Effects of Intensive Biomass Harvesting on Forest Soils in the Nordic Countries and the UK: A Meta-Analysis ». *Forest Ecology and Management* 482 (février): 118877. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118877>
- Cowie, A.L., Smith, P., Johnson, D. (2006). Does soil carbon loss in biomass production systems negate the greenhouse benefits of bioenergy?. (Special Issue: Efficient use of biomass for mitigating climate change). *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11(5/6): 979-1002
- CRREF, 2022 expertise collective sur les coupes rases
- Cruz, N.C., Silva, F.C., Tarelho, L.A.C., Rodrigues, S.M. (2019). Critical review of key variables affecting potential recycling applications of ash produced at large-scale biomass combustion plants. *Resources, Conservation and Recycling* 150, 104427. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104427>
- Cruz-Paredes, C., Bang-Andreasen, T., Christensen, S., Ekelund, F., Frøsløv, T.G., Jacobsen, C.S., Johansen, J.L., Mortensen, L.H., Rønn, R., Vestergård, M., Kjølner, R. (2021). Bacteria Respond Stronger Than Fungi Across a Steep Wood Ash-Driven pH Gradient. *Front. For. Glob. Change* 4, 781844. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.781844>
- Cuellare, M.A., Allaire, S.E., Lange, S.F., Bradley, R.I., Parsons, W.F.J., Rivest, D., Cogliastro, A. (2017). Greenhouse gas dynamics in a tree-based intercropping system compared with an organic conventional system. *Can. J. Soil Sci.* 97, 382–393
- D. Boulday – Ceden F. Marcovecchio – LDAR Synthèse - Etude RECORD n°14-0913/1A, Valorisation des cendres issus de la combustion de biomasse revue des gisements et des procédés associés. (2016)
- Da Costa, T.P., Quinteiro, P., Tarelho, L.A.C., Arroja, L., Dias, A.C. (2020). Life cycle assessment of woody biomass ash for soil amelioration. *Waste Management* 101, 126–140. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.006>
- Davis, S.C., Hessler, A.E., Scott, C.J., Adams, M.B., Thomas, R.B. (2009). Forest carbon sequestration changes in response to timber harvest. *Forest Ecology and Management* 258, 2101–2109. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.009>.
- Dauber, J., Jones, M.B., Stout, J.C. (2010). The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity: BIOMASS CROPS AND BIODIVERSITY. *GCB Bioenergy* 2. 289–309. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01058.x>
- Déglise, X. (1982). Les conversions thermo-chimiques du bois. *Rev. For. Fr.* 249. <https://doi.org/10.4267/2042/21577>

- Delarze, R., Ciardo, F. (2002). Rote Liste-Arten in Pappelplantagen. Informationsblatt Forschungsbereich Wald WSL Birmensdorf 9:3-4
- Denardou, A., Hervé, J.-C., Dupouey, J.-L., Bir, J., Audinot, T., Bontemps, J.-D. (2017). L'expansion séculaire des forêts françaises est dominée par l'accroissement du stock sur pied et ne sature pas dans le temps. *Rev. For. Fr.* 319. <https://doi.org/10.4267/2042/67864>
- Del Campo, A.D., Otsuki, K., Serengil, Y., Blanco, J.A., Yousefpour, R., Wei, X. (2022). A global synthesis on the effects of thinning on hydrological processes: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 519, 120324. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120324>.
- Dimitriou, I., Busch, G., Jacobs, S., Schmidt-Walter, P., Lamersdorf, N. (2009). A review of the impacts of Short Rotation Coppice cultivation on water issues.
- DIRECTIVE (UE) 2018/2001 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 11 décembre 2018 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables.
- Di Prima, S., Bagarello, V., Angulo-Jaramillo, R., Bautista, I., Cerdà, A., del Campo, A., González-Sanchis, M., Iovino, M., Lassabatere, L., Maetzke, F. (2017). Impacts of thinning of a Mediterranean oak forest on soil properties influencing water infiltration. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 65, 276–286. <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0016>.
- Dung, B.X., Gomi, T., Miyata, S., Sidle, R.C., Kosugi, K., Onda, Y. (2012). Runoff responses to forest thinning at plot and catchment scales in a headwater catchment draining Japanese cypress forest. *Journal of Hydrology* 444–445, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.040>
- Elrys, A.S., Uwiragiye, Y., Zhang, Y., Abdel-Fattah, M.K., Chen, Z., Zhang, H., Meng, L., Wang, J., Zhu, T., Cheng, Y., Zhang, J., Cai, Z., Chang, S.X., Müller, C. (2022). Expanding agroforestry can increase nitrate retention and mitigate the global impact of a leaky nitrogen cycle in croplands. *Nat Food* 4, 109–121. <https://doi.org/10.1038/s43016-022-00657-x>
- Ethelberg-Findsen, D., Rønn, R., Ekelund, F. (2021). Wood Ash Application Reduces Bryophyte Cover and Changes Species Composition in a Norway Spruce (*Picea abies*) Plantation.
- Esquiaqui, L., de Oliveira Miranda Santos, S.D.F., Ugaya, C.M.L. (2023). A systematic review of densified biomass products life cycle assessments. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04752-1>
- Feliciano, D., Ledo, A., Hillier, J., Nayak, D.R. (2018). Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions? *Agric. Ecosyst. Environ.* 254, 117–129.
- Fernández, M.J., Barro, R., Pérez, J., Ciria, P. (2020). Production and composition of biomass from short rotation coppice in marginal land: A 9-year study. *Biomass and Bioenergy* 134, 105478. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105478>.
- Fielding, J.A.H., Hawks, B.S., Aust, W.M., Bolding, M.C., Barrett, S.M. (2022). Estimated Erosion from

- Clearcut Timber Harvests in the Southeastern United States. *Forest Science* 68, 334–342. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxac013>
- Filyushkina, A., Strange, N., Löf, M., Ezebilo, E.E., Boman, M. (2018). Applying the Delphi method to assess impacts of forest management on biodiversity and habitat preservation. *Forest Ecology and Management* 409, 179–189. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.022>
- Fischer, B.M.C., Manzoni, S., Morillas, L., Garcia, M., Johnson, M.S., Lyon, S.W. (2019). Improving agricultural water use efficiency with biochar – A synthesis of biochar effects on water storage and fluxes across scales. *Science of The Total Environment* 657, 853–862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.312>.
- Fox, T.R. (2000). Sustained productivity in intensively managed forest plantations. *Forest Ecology and Management* 138, 187–202. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00396-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00396-0)
- Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quéré, C., Myneni, R.B., Piao, S., Thornton, P. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change. (2013). The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P.M. Midgley. — Cambridge (United Kingdom) ; New York (NY, USA) : Cambridge University Press, 2013.*
- Garrett, L.G., Smaill, S.J., Beets, P.N., Kimberley, M.O., Clinton, P.W. (2021). Impacts of forest harvest removal and fertiliser additions on end of rotation biomass, carbon and nutrient stocks of *Pinus radiata*. *Forest Ecology and Management* 493, 119161. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119161>
- Gebhardt, A. (2007). Impact of charcoal production activities on soil profiles: the micromorphological point of view. *archeosciences* 127–136. <https://doi.org/10.4000/archeosciences.833>.
- Ghazavi, G., Thomas, Z., Hamon, Y., Marie, J.C., Corson, M., Merot, P. (2008). Hedgerow impacts on soil-water transfer due to rainfall interception and root-water uptake, *Hydrological Processes*, n° 22, p. 4723-473.
- Godlewska, P., Schmidt, H.P., Ok, Y.S., Oleszczuk, P. (2017). Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresource Technology* 246, 193–202. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>.
- Gonzalo, B., Melanie, S.V., Laura, S., Broeckx, IA. JANSSENS and REINHART CEULEMANS.2017. Soil carbon and belowground carbon balance of a short-rotation coppice: assessments from three different approaches. *GCB Bioenergy*. (2017). 9, 299–313, doi: 10.1111/gcbb.12369.
- Giuntoli, J., Barredo, J.I., Avitabile, V., Camia, A., Cazzaniga, N.E., Grassi, G., Jasinevičius, G., Jonsson, R., Marelli, L., Robert, N., Agostini, A., Mubareka, S. (2022). The quest for sustainable forest bioenergy: win-win solutions for climate and biodiversity. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 159, 112180. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112180>.

- Goodlass, G., Green, M., Hilton, B., McDonough, S. (2007): Nitrate leaching from short-rotation coppice. *Soil Use Manage.* 23, 178–184.
- González, I., Sixto, H., Rodríguez-Soalleiro, R., Cañellas, I., Fuertes, A., Oliveira, N. (2022). How can leaf-litter from different species growing in short rotation coppice contribute to the soil nutrient pool? *Forest Ecology and Management* 520, 120405. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120405>.
- Grelle, A., Hedwall, P.-O., Strömngren, M., Håkansson, C., Bergh, J. (2023). From source to sink – recovery of the carbon balance in young forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 330, 109290. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2022.109290>
- GRIMALDI, C., FOSSEY, M., THOMAS, Z., FAUVEL, Y., MEROT, P. (2012), Nitrate attenuation in soil and shallow groundwater under a bottomland hedgerow in a European farming landscape, *Hydrological Processes*, n° 26, p. 3570-3578.
- Grogan, P.; Matthews, R. A Modelling Analysis of the Potential for Soil Carbon Sequestration under Short Rotation Coppice Willow Bioenergy Plantations. (2003). *Soil Use and Management.* 18 (3), 175–183. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2002.tb00237.x>.
- Heath, Sacha K., Candan U. Soykan, Karen L. Velas, Rodd Kelsey, et Sara M. Kross. (2017). « A bustle in the hedgerow: Woody field margins boost on farm avian diversity and abundance in an intensive agricultural landscape ». *Biological Conservation* 212 (août): 153-61. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.031>.
- Harris, Z.M.; Alberti, G.; Viger, M.; Jenkins, J.R.; Rowe, R.; McNamara, N.P.; Taylor, G. (2017). Land-use change to bioenergy: Grassland to short rotation coppice willow has an improved carbon balance. *GCB Bioenergy*, 9, 469–484.
- Harris, N.L., Gibbs, D.A., Baccini, A., Birdsey, R.A., De Bruin, S., Farina, M., Fatoyinbo, L., Hansen, M.C., Herold, M., Houghton, R.A., Potapov, P.V., Suarez, D.R., Roman-Cuesta, R.M., Saatchi, S.S., Slay, C.M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A. (2021). Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nat. Clim. Chang.* 11, 234–240. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>
- Hervé J.C., Bontemps J.-D., Leban J.M., Saint-André L., Véga C. (2016). Évaluation des ressources forestières pour la bioéconomie : quels nouveaux besoins et comment y répondre ? Communication au Carrefour de la recherche agronomique « Une bioéconomie basée sur le bois », Nancy, 8 décembre 2016, 28 p.
- Himes, A.J., Turnblom, E.C., Harrison, R.B., Littke, K.M., Devine, W.D., Zabowski, D., Briggs, D.G. (2014). Predicting Risk of Long-Term Nitrogen Depletion Under Whole-Tree Harvesting in the Coastal Pacific Northwest. *Forest Science* 60, 382–390. <https://doi.org/10.5849/forsci.13-009>.
- Holden, J., R.P. Grayson, D. Berdeni, S. Bird, P.J. Chapman, J.L. Edmondson, L.G. Firbank, et al. (2019). « The Role of Hedgerows in Soil Functioning within Agricultural Landscapes ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 273 (mars): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.027>.
- Hurteau, M.D., North, M. (2010). Carbon recovery rates following different wildfire risk mitigation

treatments. *Forest Ecology and Management* 260, 930–937.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.015>.

Huang, J., Lacey, S. T., et Ryan, P. J. Impact of forest harvesting on the hydraulic properties of surface soil. *Soil Science*. (1996). vol. 161, no 2, p. 79-86.

IGN, Inventaire forestier, 2022.

Jiang, M., Medlyn, B.E., Drake, J.E., Duursma, R.A., Anderson, I.C., Barton, C.V.M., Boer, M.M., Carrillo, Y., Castañeda-Gómez, L., Collins, L., Crous, K.Y., De Kauwe, M.G., dos Santos, B.M., Emmerson, K.M., Facey, S.L., Gherlenda, A.N., Gimeno, T.E., Hasegawa, S., Johnson, S.N., Kännaste, A., Macdonald, C.A., Mahmud, K., Moore, B.D., Nazaries, L., Neilson, E.H.J., Nielsen, U.N., Niinemets, Ü., Noh, N.J., Ochoa-Hueso, R., Pathare, V.S., Pendall, E., Pihlblad, J., Piñeiro, J., Powell, J.R., Power, S.A., Reich, P.B., Renchon, A.A., Riegler, M., Rinnan, R., Rymer, P.D., Salomón, R.L., Singh, B.K., Smith, B., Tjoelker, M.G., Walker, J.K.M., Wujeska-Klaue, A., Yang, J., Zaehle, S., Ellsworth, D.S. (2020). The fate of carbon in a mature forest under carbon dioxide enrichment. *Nature* 580, 227–231. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2128-9>

Johnson, C.E., Johnson, A.H., Siccama, T.G. (1991). Whole-tree clear-cutting effects on exchangeable cations and soil acidity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 502–508. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020035x>.

Jones, H.S., Garrett, L.G., Beets, P.N., Kimberley, M.O., Oliver, G.R. (2008). Impacts of Harvest Residue Management on Soil Carbon Stocks in a Plantation Forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 1621–1627. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0333>.

Joseph, S., Cowie, A.L., Van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M.L., Graber, E.R., Ippolito, J.A., Kuzyakov, Y., Luo, Y., Ok, Y.S., Palansooriya, K.N., Shepherd, J., Stephens, S., Weng, Z. (Han), Lehmann, J. (2021). How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. *GCB Bioenergy* 13, 1731–1764. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12885>

Kahle Petra and Janssen Manon. (2020). Impact of short-rotation coppice with poplar and willow on soil physical properties. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2020, 183, 119–128. DOI: 10.1002/jpln.201900443

Khanal, S., Parajuli, P.B. (2013). Evaluating the Impacts of Forest Clear Cutting on Water and Sediment Yields Using SWAT in Mississippi. *JWARP* 05, 474–483. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2013.54047>

Kim, Natalie, Shaun A. Watmough, et Norman D. Yan. (2022). « Wood Ash Amendments as a Potential Solution to Widespread Calcium Decline in Eastern Canadian Forests ». *Environmental Reviews* 30 (4): 485-500. <https://doi.org/10.1139/er-2022-0017>.

Kim, D-G., Thomas, A.D., Pelster, D., Rosenstock, T.S., Sanz-Cobena, A. (2016). Greenhouse gas emissions from natural ecosystems and agricultural lands in sub-Saharan Africa: synthesis of available data and suggestions for further research. *Biogeosciences* 13, 4789–4809.

- Kimsey, M., Page-Dumroese, D., Coleman, M. (2011). Assessing Bioenergy Harvest Risks: Geospatially Explicit Tools for Maintaining Soil Productivity in Western US Forests. *Forests* 2, 797–813. <https://doi.org/10.3390/f2030797>.
- Kolb, T.E., Agee, J.K., Fulé, P.Z., McDowell, N.G., Pearson, K., Sala, A., Waring, R.H. (2007). Perpetuating old ponderosa pine. *Forest Ecology and Management* 249, 141–157. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.002>.
- Korboulewsky N., Bilger I., Bastien J.-C., Cacot E., Colinot A., Dhote J.-F., Dumas Y., Gosselin M., Renaud J.-P., Rosa J. (2022). PSDR4 DEFIFORBOIS - Développement et durabilité de la filière forêt-bois en région Centre-Val de Loire. *Innovations Agronomiques* 86, 345-362. <http://doi.org/10.17180/ciag-2022-vol86-art29>
- Kovář, P., Vaššová, D., Hrabalíková, M. (2011). Mitigation of surface runoff and erosion impacts on catchment by stone hedgerows. *Soil Water Res.* 6, 153–164. <https://doi.org/10.17221/31/2011-SWR>
- Landmann, G., Gosselin, F., Bonhême, I. (2009). Bio 2: biomasse et biodiversité forestières augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière, implications pour la biodiversité et les ressources naturelles. Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer Ecofor, La Défense Paris.
- Landmann, Guy, David Achat, Maryse Bigot, Christophe Bouget, Vincent Boulanger, Anne-Sophie Cabral, Emmanuel Cacot, et al. (2015). « Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité. Synthèse de l'étude RESOBIO. » <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3313.7361>.
- Landmann G., Augusto L., Pousse N., Gosselin M., Cacot E., Deleuze C., Bilger I., Amm A., Bilot N., Boulanger V., Leblanc M., Legout. A., Pitocchi S., Renaud J.-P., Richter C., Saint-André L., Schrepfer L., Ulrich E. (2018). Recommandations pour une récolte durable de biomasse forestière pour l'énergie - Focus sur les menus bois et les souches. Paris : ECOFOR, Angers : ADEME, 50 pages.
- Leakey, R. (1998). Agroforestry for Biodiversity in Farming Systems, in: Qualset, C., Collins, W. (Eds.), *Biodiversity in Agroecosystems, Advances in Agroecology*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420049244.ch8>.
- Leturcq, P. (2020). Empreinte carbone de la forêt et de l'utilisation de son bois. *Rev. For. Fr* 72, 525–537. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2020.5348>.
- Lewis, S.L., Wheeler, C.E., Motchard, E.T.A., Koch, A. (2019). Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature*, 568, pp. 25-28.
- Li, Yongfu, Hu, S., Chen, J., Müller, K., Li, Yongchun, Fu, W., Lin, Z., Wang, H. (2018). Effects of biochar application in forest ecosystems on soil properties and greenhouse gas emissions: a review. *Journal of Soils and Sediments* 18, 546–563. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1906-y>
- Livingstone, D., Smyth, B.M., Lyons, G., Foley, A.M., Murray, S.T., Johnston, C. (2022). Life cycle

- assessment of a short-rotation coppice willow riparian buffer strip for farm nutrient mitigation and renewable energy production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 158, 112154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112154>.
- Liu, W., Xue, K., Hu, R., Zhou, J., Van Nostrand, J.D., Dimitrou, J., Giagnoni, L., Renella, G. (2022). Long-Term Effects of Soil Remediation with Willow Short Rotation Coppice on Biogeographic Pattern of Microbial Functional Genes. *Microorganisms* 10, 140. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10010140>
- Maillard, F., Leduc, V., Bach, C., Reichard, A., Fauchery, L., Saint-André, L., Zeller, B., Buée, M. (2019). Soil microbial functions are affected by organic matter removal in temperate deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry* 133, 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.02.015>
- Mäkipää, R., Linkosalo, T., Komarov, A., Mäkelä, A. (2015). Mitigation of climate change with biomass harvesting in Norway spruce stands: are harvesting practices carbon neutral? *Can. J. For. Res.* 45, 217–225. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0120>.
- Mäkipää, R., Abramoff, R., Adamczyk, B., Baldy, V., Biryol, C., Bosela, M., Casals, P., Curiel Yuste, J., Dondini, M., Filipek, S., Garcia-Pausas, J., Gros, R., Gömöryová, E., Hashimoto, S., Hassegawa, M., Immonen, P., Laiho, R., Li, H., Li, Q., Luyssaert, S., Menival, C., Mori, T., Naudts, K., Santonja, M., Smolander, A., Toriyama, J., Tupek, B., Ubeda, X., Johannes Verkerk, P., Lehtonen, A. (2023). How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. *Forest Ecology and Management* 529, 120637. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120637>
- Maresca, A., Hyks, J., Astrup, T.F. (2017). Recirculation of biomass ashes onto forest soils: ash composition, mineralogy and leaching properties. *Waste Manag.* 70, 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.008>.
- Matušík, J., Hnátková, T., Kočí, V. (2020). Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: A review. *Journal of Cleaner Production* 259, 120998. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120998>.
- McIntyre, B.D., Riha, S.J., Ong, C.K. (1997). Competition for water in a hedge-intercrop system. *Field Crops Research* 52, 151–160. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(96\)01062-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(96)01062-3)
- Mémento FCBA. (2018). La récolte de bois énergie des ménages en forêt est une estimation
- Merino, A., Balboa, M.A., Rodriguez Soalleiro, R., Gonzalez, J.G.A. (2005). Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe
- Ministère de la transition énergétique, Chiffres clés des énergies renouvelables, Septembre 2022
- Moragues-Saitua, L., Arias-González, A., Blanco, F., Benito-Carnero, G., Gartzia-Bengoetxea, N. (2023). Effects of biochar and wood ash amendments in the soil-water-plant environment of two temperate forest plantations. *Front. For. Glob. Change* 5, 878217. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.878217>

- Morandin, L.A., Long, R.F., Kremen, C. (2016). Pest Control and Pollination Cost–Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *J Econ Entomol* 109, 1020–1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>
- Mortensen, L.H., Cruz-Paredes, C., Qin, J., Rønn, R., Vestergård, M. (2020). Effect of ash application on the decomposer food web and N mineralization in a Norway spruce plantation. *Sci. Total Environ.* 715, 136793 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136793>.
- Montero, G., San Miguel, A., Cañellas, I. (1998). Systems of mediterranean silviculture ‘La dehesa’. In: Jiménez Díaz, R.M., Lamo de Espinos, J. (Eds.), *Agricultura Sostenible*. Mundi Prensa, Madrid, pp. 519–554.–160. [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(96\)01062-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(96)01062-3)
- Musule, R., Bonales-Revuelta, J., Mwampamba, T.H., Gallardo-Alvarez, R.M., Masera, O., García, C.A. (2022). Life Cycle Assessment of Forest-Derived Solid Biofuels: a Systematic Review of the Literature. *BioEnergy Research* 15, 1711–1732. <https://doi.org/10.1007/s12155-021-10346-5>
- Nair, P.K.R., B.M. Kumar and V.D. Nair. (2009). Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172:10–23.
- Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., Curtis, P.S. (2009). Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma* 153, 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.012>.
- Neary, D.G., Ryan, K.C., DeBano, L.F. (2005). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water (No. RMRS-GTR-42-V4)*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ft. Collins, CO. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4>
- Njakou Djomo, S., Ac, A., Zenone, T., De Groot, T., Bergante, S., Facciotto, G., Sixto, H., Ciria Ciria, P., Weger, J., Ceulemans, R. (2015). Energy performances of intensive and extensive short rotation cropping systems for woody biomass production in the EU. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41, 845–854. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.08.058>
- Ojanen, P., Minkkinen, K. (2019). The dependence of net soil CO₂ emissions on water table depth in boreal peatlands drained for forestry. *Mires and Peat* 1–8. <https://doi.org/10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1751>
- Oni, B.A., Oziegbe, O., Olawole, O.O. (2019). Significance of biochar application to the environment and economy. *Annals of Agricultural Sciences* 64, 222–236. <https://doi.org/10.1016/j.aosas.2019.12.006>
- Quimet, R., Duchesne, L., Tremblay, S. (2021). Long-Term Soil Fertility and Site Productivity in Stem-Only and Whole-Tree Harvested Stands in Boreal Forest of Quebec (Canada). *Forests* 12, 583. <https://doi.org/10.3390/f12050583>
- P. Udawatta, R., Rankoth, L., Jose, S. (2019). Agroforestry and Biodiversity. *Sustainability* 11, 2879. <https://doi.org/10.3390/su11102879>

- Pacaldo RS, Volk TA, Briggs RD. (2013). No significant differences in soil organic carbon contents along a chronosequence of shrub willow biomass crop fields. *Bio-mass and Bioenergy*, 58, 136–142.
- Palma, J.H.N., Graves, A.R., Bunce, R.G.H., Burgess, P.J., de Filippi, R., Keesman, K.J., van Keulen, H., Liagre, F., Mayus, M., Moreno, G., Reisner, Y., Herzog, F. (2007). Modeling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119, 320–334. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.021>
- Papageorgiou, A., Azzi, E.S., Enell, A., Sundberg, C. (2021). Biochar produced from wood waste for soil remediation in Sweden: Carbon sequestration and other environmental impacts. *Science of The Total Environment* 776, 145953. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145953>
- Paré, D., Rochon, P., Brais, S. (2002). Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. *Ecol. Indic.* 1, 293–311. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00026-2](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00026-2).
- Pandey, V.C., Singh, N. (2010). Impact of fly ash incorporation in soil systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.013>.
- Pavlidis, G.; Tsihrintzis, V.A. (2018). Environmental benefits and control of pollution to surface water and groundwater by agroforestry systems: A review. *Water Resour. Manag.*, 32, 1–29.
- Pelkonen, P. (2001). Woody biomass as an energy source: challenges in Europe, Joensuu, Finland, 25-28 September 2000. European Forest Institute, Joensuu, Finland.
- Puits de carbone : l'ambition de la France est-elle réaliste ? Analyse de la Stratégie Nationale Bas-Carbone 2 institute for climate economy février 2022.
- Ranger, J., Marques, R., Colin-Belgrand, M., Flammang, N., Gelhaye, D. (1995). The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Franco) stand studied using a chronosequence approach. *Forest Ecology and Management* 72, 167–183. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03469-D](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03469-D).
- Roach, J., Berch, S.M. (2014). A compilation of forest biomass harvesting and related policy in Canada. Province of British Columbia, Victoria [British Columbia].
- Renewable and Sustainable Energy Reviews journal homepage: www.elsevier.com/locate/rser
 Technological prospecting in the production of charcoal: A patent study Thaisa Rodriguesa, Aldo Braghini Junior. (2019). <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.04.080>.
- Repo, A., Känkänen, R., Tuovinen, J.-P., Antikainen, R., Tuomi, M., Vanhala, P., Liski, J. (2012). Forest bioenergy climate impact can be improved by allocating forest residue removal. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 4, 202–212. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01124.x>
- Repo, A., Bottcher, H., Kindermann, G., Liski, J. (2015). Sustainability of forest bioenergy in Europe: Land-use-related carbon dioxide emissions of forest harvest residues. *GCB Bioenergy* 7 (4) 877-887. [10.1111/gcbb.12179](https://doi.org/10.1111/gcbb.12179).

- Richardson, John S and Beraud Salome. (2014). Effects of riparian forest harvest on streams: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 2014, 51, 1712–1721. *Journal of Applied Ecology* 2014, 51, 1712–1721. doi: 10.1111/1365-2664.12332.
- Roach, J., Berch, S.M. (2014). A compilation of forest biomass harvesting and related policy in Canada. Province of British Columbia, Victoria [British Columbia].
- Röder, M., Whittaker, C., Thornley, P. (2015). How certain are greenhouse gas reductions from bioenergy? Life cycle assessment and uncertainty analysis of wood pellet-to-electricity supply chains from forest residues. *Biomass and Bioenergy* 79, 50–63. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.03.030>
- Romdhane, L., Ebinezer, L.B., Panozzo, A., Barion, G., Dal Cortivo, C., Radhouane, L., Vamerli, T. (2021). Effects of Soil Amendment With Wood Ash on Transpiration, Growth, and Metal Uptake in Two Contrasting Maize (*Zea mays* L.) Hybrids to Drought Tolerance. *Front. Plant Sci.* 12, 661909. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.661909>.
- Roux, Alice, Antoine Colin, Jean-François Dhôte, et Bertrand Schmitt. (2020). Filière forêt-bois et atténuation du changement climatique. éditions Quae. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3121-8>.
- Saunders. (2018). Guide to Using Wood Ash as an Agricultural Soil Amendment . Extension Field Specialist, Food & Agriculture
- Saint Andre, Marc Buee, Michael Aubert, Claudine Richter, Christine Deleuze, et al. RESPIRE - Récolte des menus bois en forêt - Potentiel, Impact, Indicateurs et remédiations par épandage de cendres de bois. [Rapport de recherche] ADEME. (2019).
- Sandström, J., Bernes, C., Junninen, K., Löhmus, A., Macdonald, E., Müller, J., Jonsson, B.G. (2019). Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *J Appl Ecol* 56, 1770–1781. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13395>
- Sanchez-Reinoso, A.D., Ávila-Pedraza, E.A., Restrepo, H. (2020). Use of Biochar in agriculture. *Acta biol. Colomb.* 25, 327–338. <https://doi.org/10.15446/abc.v25n2.79466>.
- Schmidt, HP., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J, Bucheli, T.D., Sánchez Monedero, M.A., Cayuela, M.L. (2021). Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>
- Schmidt-Walter, P., Lamersdorf, N.P. (2012). Biomass Production with Willow and Poplar Short Rotation Coppices on Sensitive Areas—the Impact on Nitrate Leaching and Groundwater Recharge in a Drinking Water Catchment near Hanover, Germany. *Bioenerg. Res.* 5, 546–562. <https://doi.org/10.1007/s12155-012-9237-8>.
- Scott, D.A., Dean, T.J. (2006). Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass Bioenergy, Proceedings of the 4th annual workshop of IEA Bioenergy Task 31 “Sustainable Production Systems for*

- Bioenergy: Forest Energy in Practice," September 2004, Garpenberg, Sweden and Gran, Norway 30, 1001–1010. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.12.014>.
- Sedjo, R., Tian, X. (2012). Does Wood Bioenergy Increase Carbon Stocks in Forests? *Journal of Forestry* 110, 304–311. <https://doi.org/10.5849/jof.11-073>.
- Sgarbossa, A., Boschiero, M., Pierobon, F., Cavalli, R., Zanetti, M. (2020). Comparative Life Cycle Assessment of Bioenergy Production from Different Wood Pellet Supply Chains. *Forests* 11, 1127. <https://doi.org/10.3390/f11111127>.
- Shi, L.L., Feng, W.T., Xu, J.C., Kuzyakov, Y. (2018). Agroforestry systems: meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degrad. Dev.* 29, 3886–3897.
- Shah, N.W., Baillie, B.R., Bishop, K., Ferraz, S., Högbom, L., Nettles, J. (2022). The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management* 522, 120397. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397>.
- Skousen, J., Yang, J.E., Lee, J.-S., Ziemkiewicz, P. (2013). Review of fly ash as a soil amendment. *Geosystem Engineering* 16, 249–256. <https://doi.org/10.1080/12269328.2013.832403>.
- Soimakallio, S., Böttcher, H., Niemi, J., Mosley, F., Turunen, S., Hennenberg, K.J., Reise, J., Fehrenbach, H. (2022). Closing an open balance: The impact of increased tree harvest on forest carbon. *GCB Bioenergy* 14, 989–1000. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12981>
- Stephens SL, Moghaddas JJ, Edminster C, Fiedler CE, Haase S, Harrington M, Keeley JE, Knapp EE, McIver JD, Metlen K, Skinner CN, Youngblood A. Fire treatment effects on vegetation structure, fuels, and potential fire severity in western U.S. forests. *Ecol Appl.* (2009). Mar;19(2):305-20. doi: 10.1890/07-1755.1. PMID: 19323192.
- Sterman, J., Moomaw, W., Rooney-Varga, J.N., Siegel, L. (2022). Does wood bioenergy help or harm the climate? *Bulletin of the Atomic Scientists* 78, 128–138. <https://doi.org/10.1080/00963402.2022.2062933>.
- Stoddard, J. L. (1994). Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen. In *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, volume 237 of *Advances in Chemistry*, pages 223–284. American Chemical Society.
- Stupak, I., Asikainen, A., Jonsell, M., Karlton, E., Lunnan, A., Mizaraitė, D., Pasanen, K., Pärn, H., Raulund-Rasmussen, K., Röser, D., Schroeder, M., Varnagiryte, I., Vilkryste, L., Callesen, I., Clarke, N., Gaitnieks, T., Ingerslev, M., Mandre, M., Ozolincius, R., Saarsalmi, A., Armolaitis, K., Helmisaari, H.-S., Indriksons, A., Kairiukstis, L., Katzensteiner, K., Kukkola, M., Ots, K., Ravn, H.P., Tamminen, P. (2007). Sustainable utilisation of forest biomass for energy—Possibilities and problems: Policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries. *Biomass and Bioenergy* 31, 666–684. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.06.012>.
- Ter-Mikaelian, M.T., Colombo, S.J., Chen, J. (2015). The Burning Question: Does Forest Bioenergy

- Reduce Carbon Emissions? A Review of Common Misconceptions about Forest Carbon Accounting. *Journal of Forestry* 113, 57–68. <https://doi.org/10.5849/jof.14-016>.
- Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T. (2016). Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 230, 150–161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>.
- Turner, J., Lambert, M.J. (1986). Effects of forest harvesting nutrient removals on soil nutrient reserves. *Oecologia* 70, 140–148. <https://doi.org/10.1007/BF00377124>.
- Udawatta, R.P., Kremer, R.J., Adamson, B.W., Anderson, S.H. (2008). Variations in soil aggregate stability and enzyme activities in a temperate agroforestry practice. *Appl. Soil Ecol.* 39, 153–160.
- Valade, A., Luysaert, S., Vallet, P., Njakou Djomo, S., Jesus Van Der Kellen, I., Bellassen, V. (2018). Carbon costs and benefits of France's biomass energy production targets. *Carbon Balance Manage* 13, 26. <https://doi.org/10.1186/s13021-018-0113-5>.
- Vanneste, T., Govaert, S., De Kesel, W., Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Meeussen, C., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B.J., Hedwall, P., Heinken, T., Helsen, K., Kapás, R.E., Lenoir, J., Liira, J., Lindmo, S., Litza, K., Naaf, T., Orczewska, A., Plue, J., Wulf, M., Verheyen, K., De Frenne, P. (2020). Plant diversity in hedgerows and road verges across Europe. *J Appl Ecol* 57, 1244–1257. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13620>
- Vanbeveren, S.P.P., Ceulemans, R. (2019). Biodiversity in short-rotation coppice. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 111, 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.012>.
- Verstraeten, A., Neiryneck, J., Cools, N., Roskams, P., Louette, G., De Neve, S., Sleutel, S. (2017). Multiple nitrogen saturation indicators yield contradicting conclusions on improving nitrogen status of temperate forests. *Ecological Indicators* 82, 451–462. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.034>
- Viaud, V., Thomas, Z. (2019). Une réflexion sur l'état des connaissances des fonctions du bocage pour l'eau dans une perspective de mobilisation pour l'action: *Sciences Eaux & Territoires* Numéro 30, 32–37. <https://doi.org/10.3917/set.030.0032>.
- Viaud, V., Kunnemann, T. (2021). Additional soil organic carbon stocks in hedgerows in crop-livestock areas of western France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 305, 107174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107174>.
- Wahren, A., Richter, F., Julich, S., Jansen, M., Feger, K.-H. (2015). The Influence of More Widespread Cultivation of Short Rotation Coppice on the Water Balance: From the Site to the Regional Scale.
- Walter, K., Don, A., Flessa, H. (2015). No general soil carbon sequestration under Central European short rotation coppices. *GCB Bioenergy* 7, 727–740. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12177>.
- Warmiński, K., Stolarski, M.J., Gil, Ł., Krzyżaniak, M. (2021). Willow bark and wood as a source of bioactive compounds and bioenergy feedstock. *Industrial Crops and Products* 171, 113976.

<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2021.113976>.

- Wang, C., Chang, Y., Zhang, L., Pang, M., Hao, Y. (2017). A life-cycle comparison of the energy, environmental and economic impacts of coal versus wood pellets for generating heat in China. *Energy* 120, 374–384. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.11.085>
- Wang, D., Li, C., Parikh, S.J., Scow, K.M. (2019). Impact of biochar on water retention of two agricultural soils – A multi-scale analysis. *Geoderma* 340, 185–191. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.012>
- Weih, M., Karacic, A., Munkert, H., Verwijst, T., Diekmann, M. (2003). Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden). *Basic and Applied Ecology* 4, 149–156. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00157>
- Weih, M., Van Bussel, L. (2006). Effect of root and leaf allocation on soil carbon sequestration potential of *Salix* bioenergy plantations in Sweden. In: Proc. COST E38 workshop Woody Root Processes, revealing the hidden half, Sede Boqer, Israel, 4-8 Feb. 2006, p. L2
- Winders, T. M., M. L. Jolly-Breithaupt, H. C. Wilson, J. C. MacDonald, G. E. Erickson, and A. K. Watson. 2019. Evaluation of the effects of biochar on diet digestibility and methane production from growing and finishing steers. *J. Anim. Sci.* 97:138
- Xiang, L., Liu, S., Ye, S., Yang, H., Song, B., Qin, F., Shen, M., Tan, C., Zeng, G., Tan, X. (2021). Potential hazards of biochar: The negative environmental impacts of biochar applications. *Journal of Hazardous Materials* 420, 126611. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126611>

Références : impacts technico-économiques et sociétaux associés à la mobilisation de la biomasses agricoles, agro-forestière et forestière

(France stratégie,2021) La biomasse agricole quelles ressources pour quel potentiel énergétique? de France Stratégie juillet 2021

(I4CE février 2022) Puits de carbone l'ambition de la France est-elle réaliste ? Analyse de la Stratégie Nationale Bas Carbone 2 de I4CE février 2022

(IGN-FCBA) Disponibilités forestières pour l'énergie et les matériaux à l'horizon 2035, IGN-FCBA, mise à jour en 2019 « Réévaluation de la ressource et de la disponibilité en bois d'œuvre des essences feuillues et conifères en France

BIPE-FCBA, 2019, Étude prospective : évolution de la demande finale du bois dans la construction, la rénovation et l'aménagement des bâtiments, BIPE-FCBA, 2019

(INRA-IGN, 2017) Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique ? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050

(Fern-Canopée) Gestion forestière et changement climatique, une nouvelle approche de la stratégie nationale d'atténuation, Gaëtan du Bus de Warnaffe , Sylvain Angerand (Fern-Canopée) Janvier 2020

(BICAFF, Ademe 2017) Bilan carbone de la ressource forestière française, Projection du puits de carbone de la filière forêt-bois française et incertitude sur ses déterminants (ADEME) mars 2017

(FFSM), FFSM : un modèle de la filière forêts-bois française qui prend en compte les enjeux forestiers dans la lutte contre le changement climatique, Sylvain Caurla, Philippe Delacote Inra science scoiales, 2013,4/2012

(Agreste 2020), Statistiques agricoles annuelles, 2018-2019 coll «Chiffres et données » n°2 mai

(Stratégie Nationale bioéconomie), Une stratégie de bioéconomie pour la France : enjeux et vision, p36

(Stratégie Nationale de Mobilisation de la Biomasse, 2017), Stratégie Nationale de Mobilisation de la Biomasse (2017)

Changement Climatique

(AEE, 2017) Agence européenne pour l'environnement (2017), Climate Change, Impacts and

Vulnerability in Europe

- (AEE, 2016) EEA Report vol. 1/2017, 424 p. Carleton T. A. et Hsiang S. M. (2016), « Social and economic impacts of climate », Science, vol. 353, n° 6304, septembre.
- (Müller et al) Müller C. et Robertson R. D. (2014), « Projecting future crop productivity for global economic modeling », Agricultural Economics, vol. 45, n° 1, décembre.
- (Drake et al, 1997) Drake B. G., González-Meler M. A. et al. (1997), « More efficient plants: a consequence of rising atmospheric, CO₂ », Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, vol. 48, p. 609-639
- (Meyers et al, 2014), Myers SS, Zanobetti A, Kloog I, Huybers P, Leakey AD, Bloom AJ, Carlisle E, Dietterich LH, Fitzgerald G, Hasegawa T, Holbrook NM, Nelson RL, Ottman MJ, Raboy V, Sakai H, Sartor KA, Schwartz J, Seneweera S, Tausz M, Usui Y. Increasing CO₂ threatens human nutrition. Nature. 2014 Jun 5;510(7503):139-42. doi: 10.1038/nature13179.
- (Smith & Meyers, 2018), Smith, M.R., Myers, S.S. Impact of anthropogenic CO₂ emissions on global human nutrition. Nature Clim Change 8, 834–839
- (Deutsch et al 201_) Deutsch C. A., Tewksbury J. J. et al. (2018), « Increase in crop losses to insect pests in a warming climate », Science, vol. 361, n° 6405, août, p. 916-919.
- GIEC (2014), Changement climatique 2014 : rapport de synthèse. Contribution des groupes de travail I, II et III au cinquième rapport du GIEC, 161 p.
- (Delacote et al. 2020), The Loop Effect: How Climate Change Impacts the Mitigation Potential of the French Forest Sector. Philippe Delacote, Antonello Lobianco, Sylvain Caurla, Jean-Daniel Bontemps, Anna Lungarska, et al.. Journal of Forest Economics, 2021, 36 (3), pp.201-264.

Changement des pratiques

- (Rapport Cattelot) La forêt et la filière bois à la croisée des chemins : l'arbre des possibles, rapport parlementaire par Anne-Laure Cattelot, Députée du Nord juillet 2020
- (I4CE février 2022) Puits de carbone l'ambition de la France est-elle réaliste ? Analyse de la Stratégie Nationale Bas Carbone 2 de I4CE février 2022
- (IGN-FCBA) Disponibilités forestières pour l'énergie et les matériaux à l'horizon 2035, IGN-FCBA, mise à jour en 2019 « Réévaluation de la ressource et de la disponibilité en bois d'oeuvre des essences

feuillues et conifères en France

BIPE-FCBA, 2019, Étude prospective : évolution de la demande finale du bois dans la construction, la rénovation et l'aménagement des bâtiments, BIPE-FCBA, 2019

(INRA-IGN, 2017) Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique ? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050

(Fern-Canopée) Gestion forestière et changement climatique, une nouvelle approche de la stratégie nationale d'atténuation, Gaëtan du Bus de Warnaffe , Sylvain Angerand (Fern-Canopée) Janvier 2020.

(Banos et al, 2022) Engaging or resisting? How forest-based industry and private forest owners respond to bioenergy policies in Aquitaine (Southwestern France), *Forest Policy and Economics*, vol 144, November 2022

(Arnoud et al, 2022, Embedding non-industrial private forest owners in forest policy and bioeconomy issues using a Living Lab concept, *Forest Policy and Economics*, vol 139, June 2022

Source Centre National de la Propriété Forestière, les chiffres clefs de la forêt privée 2021

(ONF, dossier de presse) , Programme régional de la forêt et du bois 2016-2026 (PRFB), adaptation régionale des orientations et objectifs du Programme national de la forêt et du bois (PNFB

(Wesel et al) Wesel A., Casagrande M. et al. (2014), « Agroecological practices for sustainable agriculture. A review », *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 34, septembre, p.1-20.

(IDDRI, Poux et al), Poux X., Aubert P.-M. et al. (2018), « Une Europe agroécologique en 2050 : Une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine », *IDDRI Study*, n° 09/18, septembre

(Beillouin et al, 2021) Beillouin D., Ben-Ari T., Malézieux E., Seufert V., Makowski D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Glob. Change Biol.*, 27, 4697–4710

(Guyomard et al, 2013), Vers des agricultures à hautes performances. Analyse des performances de l'agriculture biologique, Commissariat général à la stratégie et à la prospective, vol. 1, septembre, 372 p.

(Alvarez et al, 2022), Alvarez R., 2022. Comparing Productivity of Organic and Conventional Farming Systems: A Quantitative Review, *Archives of Agronomy and Soil Science*, 68:14, 1947-1958 (Stratégie nationale sur les protéines végétales, 2020), Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (2020), « Stratégie nationale sur les protéines végétales »

(France stratégie,2021) La biomasse agricole quelles ressources pour quel potentiel énergétique? de France Stratégie juillet 2021 p 35

Consommation et évolutions

(Maaf, IGN, 2016) Indicateurs de gestion durable des forêts

(Cour des comptes, 2020) La structuration de la filière forêt-bois, ses performances économiques et environnementales, mai 2020

Scénario Afterres2050, Christian Couturier, Madeleine Charru, Sylvain Doublet, Philippe Pointereau – Solagro (2016)

TYFA (Ten Years for Agroecology) Scénario, Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine Enseignements d'une modélisation du système alimentaire européen Xavier Poux (AScA, Iddri), Pierre-Marie Aubert (Iddri)

Effets des stratégies économiques

(Cour des comptes 2020) La structuration de la filière forêt-bois, ses performances économiques et environnementales= mai 2020

(France stratégie,2021) La biomasse agricole quelles ressources pour quel potentiel énergétique? de France Stratégie juillet 2021

(RMT Biomasses et territoires, 2016), Optimisation des filières logistiques biomasses agricole

(ADEME et GRDF, 2018) ADEME et GRDF, Un mix de gaz 100% renouvelable en 2050 ? Etude de faisabilité technico-économique

(CRE,2019), Comité de prospective de la CRE (2019), le verdissement du gaz

(MAA,2020), Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (2020), « Revenus issus de la méthanisation agricole dans un contexte de développement de l'injection »- Analyse n°153