

COLLECTION

COMPRENDRE POUR AGIR

Méthanisation

Incidences sur la biodiversité et ses habitats

Élisabeth Bro, Véronique de Billy



Pour citer cet ouvrage :

Élisabeth Bro, Véronique de Billy 2025. *Méthanisation.*

Incidences sur la biodiversité et ses habitats. Office français de la biodiversité, *Comprendre pour agir.*

Cet ouvrage est présenté sur le portail technique de l'Office français de la biodiversité :

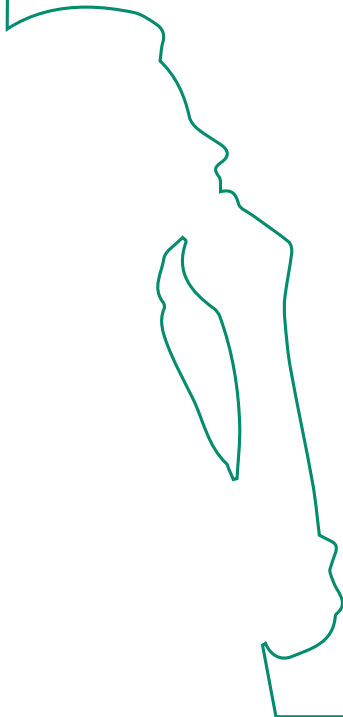
<https://professionnels.ofb.fr/fr/node/1967>

et référencé dans le portail documentaire partenarial Eau & Biodiversité :

www.documentation.eauetbiodiversite.fr

Méthanisation

Incidences sur la biodiversité et ses habitats



Élisabeth Bro, Véronique de Billy

RÉSUMÉ ET MOTS-CLEFS

Ce document présente une analyse des pressions sur l'environnement de la production de biogaz par méthanisation et propose une synthèse narrative des connaissances scientifiques concernant les incidences sur la biodiversité et ses habitats.

Les **pressions** potentielles identifiées concernent :

- les émissions nettes de gaz à effet de serre;
- les changements directs et/ou indirects de l'affectation ou de l'usage des sols (artificialisation de terres agricoles, pose de clôtures, modification des rotations et des assolements, mise en culture d'habitats semi-naturels);
- l'exploitation de ressources (matériaux, énergie, eau), ainsi que les mortalités non intentionnelles d'individus de faune sauvage occasionnées par le machinisme (récolte des cultures énergétiques, transport des intrants et des digestats);
- le risque de pollutions physico-chimique, biologique, sonore et lumineuse de l'air, des sols et de l'eau.

Toutes les pressions ne sont pas également documentées. Une caractérisation quantitative plus précise et systématique permettrait de les objectiver, d'autant plus que « la méthanisation » devrait plutôt être considérée au pluriel au vu de la diversité de typologie des unités en termes d'intrants, d'énergie produite, de puissance, etc. Ces informations permettraient d'orienter la R&D.

Les **incidences** de ces pressions, nouvelles ou additionnelles à celles déjà existantes, sur la biodiversité commencent à être mieux connues grâce à un corpus d'études récentes. Elles ont examiné plus particulièrement les incidences :

- de l'épandage des digestats sur la biomasse, l'abondance, la diversité et/ou l'activité des micro-organismes du sol, les nématodes et les vers de terre. La synthèse des résultats montre une variabilité des réponses dépendant de la nature des digestats et des conditions agro-pédo-climatiques. Les études doivent se poursuivre pour (1) comprendre les incidences sur les autres catégories d'organismes du sol dont le rôle fonctionnel est tout aussi important, et, pour (2) mieux appréhender les effets *in situ* sur les moyen et long termes;
- d'une modification d'assolement (en particulier une augmentation importante de la sole en maïs) sur diverses espèces d'oiseaux, de mammifères et d'invertébrés bio-indicatrices des milieux agricoles. Les études de modélisation spatiale mettent en évidence des effets variables (augmentation, stabilité, diminution) selon les espèces, le contexte agricole et paysager et les ressources considérées (sites d'alimentation, de reproduction);
- de la récolte des cultures à vocation énergétique qui entraîne un risque de mortalité de la faune sauvage, plus particulièrement au printemps (période de reproduction de nombreuses espèces).

Un retour de terrain est également capitalisé concernant les conséquences de déversements accidentels de digestats sur les sols et dans les milieux aquatiques (base ARIA).

Les incidences sur la biodiversité des autres pressions de la méthanisation n'ont pas été spécifiquement étudiées. Il existe cependant un socle de connaissances des incidences de ces pressions liées à d'autres activités humaines. Les résultats majeurs sont présentés en s'appuyant sur des études de synthèse. Les lecteurs et lectrices souhaitant davantage d'informations pourront se référer à la bibliographie citée.

À la lumière de cet état de l'art, finalisé en juin 2024, des **perspectives de suivis et d'études complémentaires** sont proposées ainsi qu'un **recueil recommandations** accompagnées de **guides de bonnes pratiques** permettant de limiter les pressions défavorables sur l'environnement et les habitats, et leurs incidences sur la biodiversité.

MOTS-CLEFS

- Artificialisation
- Biodiversité
- CIVE
- Changement d'usage des sols
- Digestat
- Eau
- Effluents d'élevage
- Énergie renouvelable
- Eutrophisation
- GES
- Machinisme
- Méthanisation
- Mortalité
- Pollutions
- Prairie
- Pratiques agricoles
- Risque sanitaire
- Sol
- Transport

SOMMAIRE

INTRODUCTION	6
MÉTHODE	26
PARTIE 1	
Pressions potentielles de la méthanisation sur l'environnement	28
1.1 Changement climatique. Émissions nettes de gaz à effet de serre	29
1.2 Changements de l'affectation ou de l'usage des sols	31
1.2.1 Artificialisation de terres agricoles	31
1.2.2 Pose de clôtures en milieu agricole	32
1.2.3 Modifications des rotations et des assolements	33
1.2.4 Mise en culture d'habitats semi-naturels	39
1.3 Exploitation directe des ressources	47
1.3.1 Besoins en matériaux et en énergie	47
1.3.2 Besoins en eau	47
1.3.3 Mortalités accidentelles de la faune sauvage	49
1.4 Risques de pollutions	50
1.4.1 Pollutions diffuses du sol et de l'eau	50
1.4.2 Pollutions accidentelles	57
1.4.3 Pollutions lumineuse, sonore, olfactive	58
1.4.4 Risques sanitaires	60
1.5 Risque de dissémination de plantes	67
PARTIE 2	
Incidences de la méthanisation sur la biodiversité	68
2.1 Incidences des modifications des rotations et des assolements	69
2.1.1 À l'échelle des parcelles	72
2.1.2 À l'échelle du paysage	76
2.1.3 Mise en culture d'habitats semi-naturels	79
2.2 Incidences des épandages de digestat	80
2.2.1 Incidence sur les organismes du sol	80
2.2.2 Incidence sur la flore	86
2.2.3 Incidence sur les organismes aquatiques	86
2.3 Incidences des récoltes	87
2.3.1 Mortalités par le machinisme	87
2.3.2 Ressources alimentaires	91
2.4 Autres incidences	92

SUIVIS ET ÉTUDES COMPLÉMENTAIRES	96
PARTIE 3	
Recommandations et guides de bonnes pratiques	98
3.1 Éviter / limiter les émissions de gaz à effet de serre	99
3.2 Éviter / limiter les changements d'affectation et d'usage des sols	99
3.3 Éviter / limiter l'exploitation des ressources	100
3.4 Éviter / limiter les risques de pollutions	101
3.5 Prévenir les risques sanitaires relatifs à la valorisation de sous-produits animaux	103
3.6 Prévenir le risque de propagation d'espèces exotiques envahissantes	104
ANNEXE	
Cas de pollutions accidentelles liées à des unités de méthanisation, répertoriés dans la base ARIA	105
BIBLIOGRAPHIE	108
ABRÉVIATIONS	130

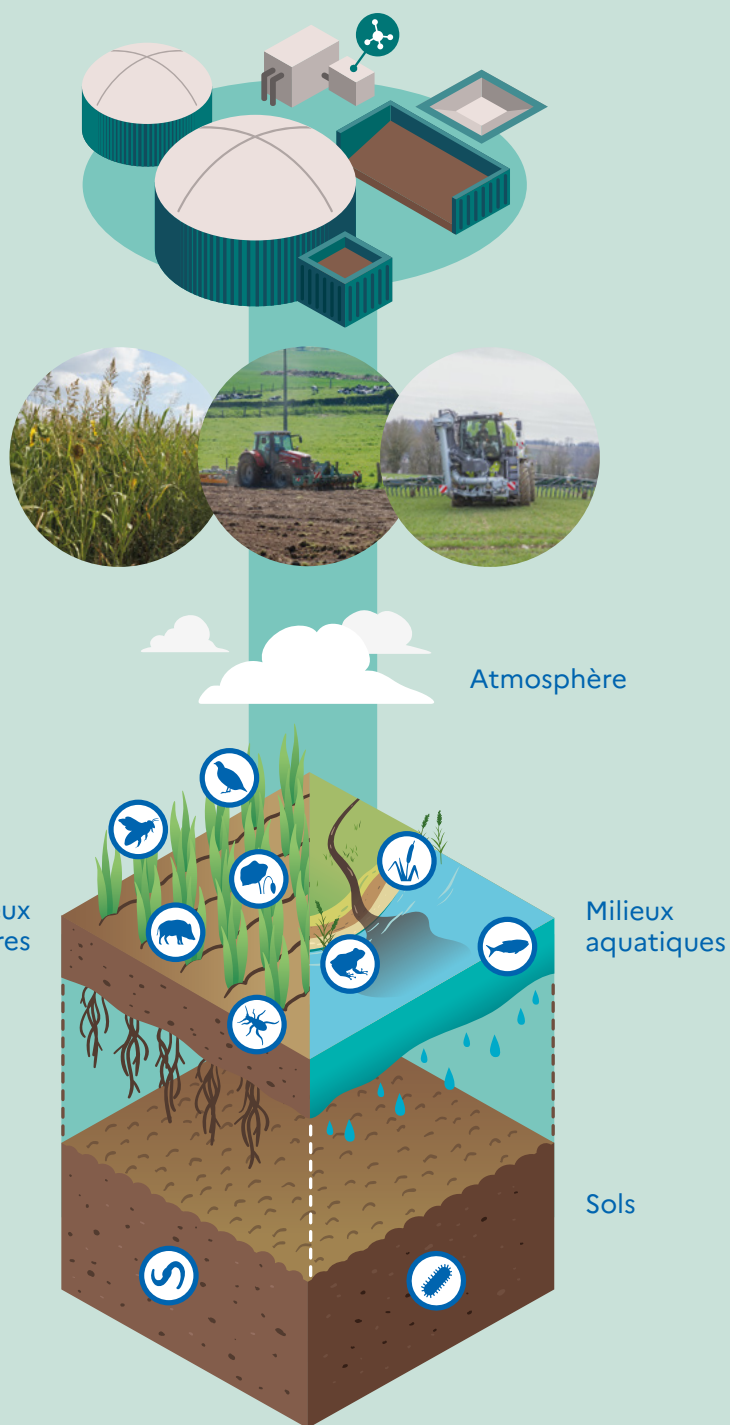


Illustration schématique de la relation entre méthanisation et biodiversité
Réalisation : Camille Dégardin

Des objectifs ambitieux de transition énergétique

En réponse aux nombreux constats du groupe d'experts intergouvernemental sur le climat (GIEC) alertant, encore dernièrement, sur l'augmentation persistante des émissions de gaz à effet de serre (GES) à l'échelle mondiale malgré le processus global de changement climatique (CC) qui en résulte et ses conséquences sur le vivant (IPCC/GIEC 2023), les politiques publiques visant à sortir de notre dépendance aux énergies fossiles et à déployer des mesures d'adaptation ou d'atténuation du CC sont accélérées aux niveaux international et national. Ainsi, suite aux différents plans et programmes établissant les grandes orientations d'action en matière de lutte contre le CC (par exemple Protocole de Kyoto 1997, accord de Paris 2017¹, pacte de Glasgow pour le climat 2021, etc.), les modalités d'action ont été précisées au sein des deux grandes familles de mesures que constituent les mesures d'adaptation au CC d'une part, et les mesures d'atténuation d'autre part. Parmi ces dernières, la transition énergétique vise à diversifier les sources de production de l'énergie tout en les décarbonant. Ainsi, le mix énergétique comprend un développement massif des énergies renouvelables (EnR) et s'accompagne d'un objectif de neutralité Carbone (C) pour 2050 (cf. Stratégies communautaires globales d'atténuation et d'adaptation au CC, dont pacte vert européen (Green Deal)²).

En Europe, cette transition est opérée dès la fin des années 1990 et ses objectifs ont été nettement augmentés et accélérés ces deux dernières années. En effet, outre l'atténuation du CC, les États membres de l'Union européenne (UE) doivent garantir leur souveraineté énergétique, favoriser leur compétitivité économique, maîtriser la demande et favoriser l'efficacité et la sobriété énergétiques, et ce, dans un contexte géopolitique instable.

Fin 2022, l'UE publie un règlement établissant un cadre en vue d'accélérer le déploiement des EnR (règlement UE 2022/2577 du Conseil du 22 décembre 2022) et actualise courant 2023 ses ambitions en matière de développement des EnR lors de la révision de la directive sur les énergies renouvelables – cf. directive RED III n° 2023/2413 du 18 octobre 2023 (Union européenne 2023), plan RePowerEU³ (Commission européenne 2022a, b), plan industriel du pacte vert (février 2023). Le 16 juin, un accord est conclu entre les 27 États membres de l'UE visant à augmenter de 10,5% la part initialement programmée d'EnR dans la consommation finale d'énergie d'ici 2030. L'objectif passe ainsi de 32,0% à 42,5%, avec l'ambition d'atteindre 45,0% lorsque possible, ce qui revient à presque doubler la part actuelle de production des EnR dans l'UE. Cet accord reconnaît également que « d'autres sources d'énergie sans fossile que les énergies renouvelables contribuent à atteindre la neutralité climatique d'ici 2050 »⁴. Un ensemble de mesures aux États membres de l'UE accompagne cet objectif, dont certaines à l'échelle de la planification territoriale et d'autres à celle des projets des EnR terrestres. Des zones d'accélération dites « go-to-areas » doivent notamment être délimitées, au sein desquelles les projets d'EnR pourront bénéficier de mesures de simplification et d'accélération des procédures d'instruction. En dehors de ces zones, l'instruction des projets sera accélérée, mais dans une moindre mesure.

1. En 2017 (et avant le retrait des États-Unis), l'accord de Paris sur le climat est signé par 195 pays sur les 197 que reconnaît l'Organisation des Nations unies. Il s'agit du premier accord universel sur le climat et le réchauffement climatique, acté le plus largement et le plus rapidement de l'histoire de l'humanité.
2. 2001 : directive 2001/77/CE du 27 septembre 2001 relative à la promotion de l'électricité produite à partir de EnR sur le marché intérieur de l'électricité ; 2009 : directive 2009/28/CE du Parlement européen et du Conseil (23/04) ; 2018 : règlement (UE) 2018/1999 du Parlement européen et du Conseil (11/12) ; 2019 : Green Deal Européen ; 2022 : règlement UE 2022/2577 du conseil du 22 décembre 2022 établissant un cadre en vue d'accélérer le déploiement des énergies renouvelables.
3. Le plan RePowerEU comprend quatre orientations d'action dont 1) la sobriété énergétique, 2) la substitution du gaz russe à d'autres combustibles fossiles, 3) la stimulation de l'énergie verte, et 4) le financement de nouvelles infrastructures telles que des gazoducs et des terminaux de gaz naturel liquéfié.
4. Cet accord cite implicitement le nucléaire et reconnaît son rôle dans la décarbonation de l'hydrogène aux objectifs de production très ambitieux.

En France, l'ambition est de déployer un système souverain, répondant à l'objectif de neutralité Carbone 2050 et basé sur une production localisée visant à exclure autant que possible les importations (Secrétariat général de la transition écologique 2023). Les mesures d'urgence du règlement européen du 22 décembre 2022 ont été reprises au sein de la loi relative à l'accélération de la production d'EnR promulguée le 10 mars 2023. Elle comprend notamment l'identification, par les communes, d'aires d'accélération des EnR (cf. article 15) dont certaines aires protégées sont exclues (parcs nationaux, réserves naturelles, etc.; Naturefrance 2023).

Des risques d'incidences non négligeables sur la biodiversité

Les EnR sont généralement considérées par beaucoup comme « propres » ou « vertes » car utilisant des ressources naturelles inépuisables (soleil, eau, vent, biomasse, chaleur terrestre) et émettant moins de GES⁵, de composés responsables de l'acidification des milieux ou de particules nocives pour la santé humaine que les énergies fossiles. Elles peuvent néanmoins générer des incidences environnementales notables, particulièrement lorsqu'elles sont implantées en milieux naturels voire agricoles. Les EnR peuvent en effet modifier les composantes chimiques, physiques ou biologiques des écosystèmes et altérer leurs fonctions écologiques⁶ et services écosystémiques associés⁷ (dont la production de ressources alimentaires). Nombre d'espèces végétales et animales sauvages sont susceptibles d'être concernées (poissons, oiseaux, mammifères, insectes, etc.), les EnR pouvant s'implanter sur tous les milieux naturels (milieux terrestres et marins; cours d'eau, lacs, zones humides).

Or, la biodiversité est dans un état alarmant (**Figure 1**). Selon l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, FAO 2019) et la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, IPBES 2019), une 6^e phase d'extinction massive de la biodiversité est en cours à l'échelle planétaire. L'humain, à l'origine de ce déclin, exerce en effet un ensemble de pressions sur les écosystèmes naturels ayant des conséquences directes ou indirectes sur les espèces ou leurs habitats. Les deux pressions considérées comme les plus préoccupantes à l'échelle mondiale par la communauté scientifique sont la modification de l'occupation et de l'usage des sols, et l'exploitation des ressources naturelles (Purvis et al. 2019, Pörtner et al. 2021, Hogue & Breon 2021, Caro et al. 2022⁸).

5. Estimation effectuée sur une base de 100 ans et une fois l'infrastructure construite.

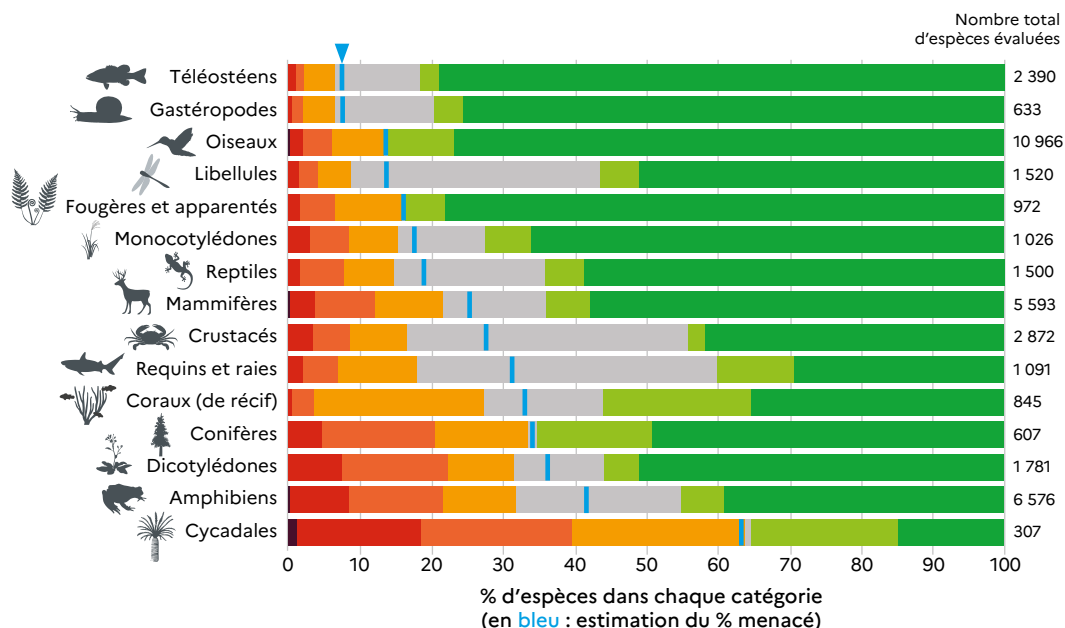
6. Cycles biogéochimiques, habitats, corridors écologiques, etc.

7. Régulation de phénomènes naturels – dont stockage du carbone, production de ressources, cadre de vie / bien-être.

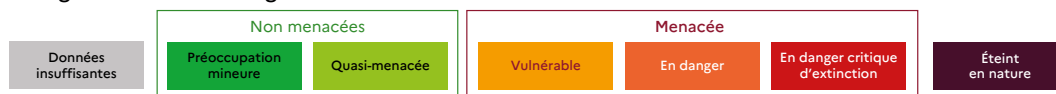
8. À noter que les pressions exercées par les pollutions, le développement des espèces exotiques envahissantes ou le CC sur la biodiversité sont également identifiées mais leur niveau d'importance varie entre auteurs (Caro et al. 2022, Pörtner et al. 2021, Hogue & Breon 2021).

Figure 1

Pourcentage d'espèces selon leur statut de conservation pour différents groupes taxonomiques à l'échelle mondiale



Catégories de la liste rouge de l'UICN



Source : IPBES 2019

Or, déployer les EnR implique justement, pour les territoires concernés, une consommation accrue du foncier et des ressources nécessaires à ces filières énergétiques (minérales, aquatiques, végétales, etc.; ADEME 2022, Durand & Eglin 2023); consommations qui pourraient, de fait, engendrer des menaces supplémentaires non négligeables sur :

- la biodiversité, si les modalités de déploiement territoriales des EnR prennent insuffisamment en compte les enjeux (e.g. Gibon et al. 2017, 2021; Luderer et al. 2019; ADEME 2019; Pörtner et al. 2021; Weber et al. 2023);
- le climat, compte tenu de l'interdépendance « climat/biodiversité ». Les écosystèmes naturels participent en effet à la régulation du climat, du fait des échanges d'énergie, d'eau et de matières entre la biosphère et l'atmosphère liés aux processus de photosynthèse et d'évapotranspiration des végétaux (captage et stockage de carbone; régulation de la température de l'air et de la pluviométrie). Ainsi, le CC participe à l'érosion de la biodiversité, qui, une fois altérée, perd sa capacité à réguler le climat (Pörtner et al. 2021, Hayman et al. 2024).

Cette boucle de rétroaction où le CC et l'érosion de la biodiversité s'intensifient mutuellement ne saurait perdurer et il importe de veiller à ce que l'atténuation du CC par la décarbonation de la production énergétique ne nuise pas à la biodiversité par ailleurs (**Figure 2**).

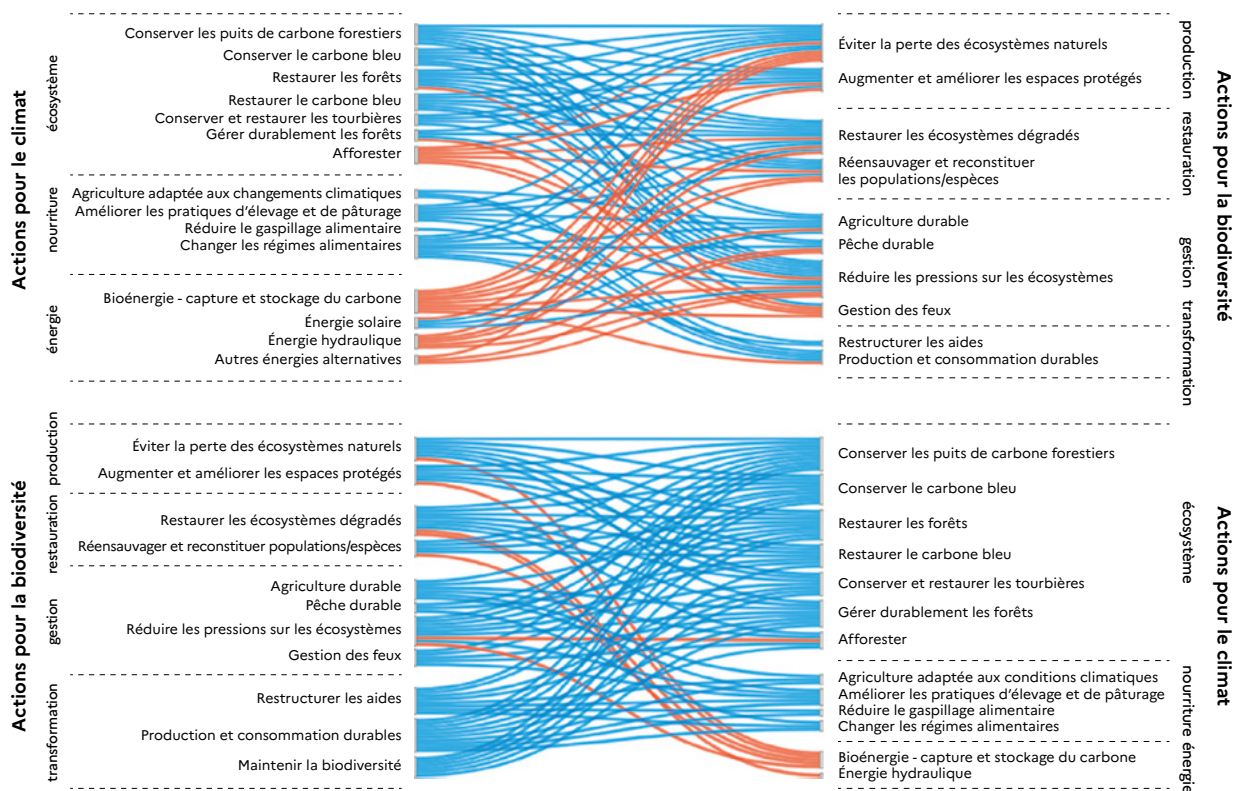
Politique de l'État relative à la préservation de la biodiversité

Afin d'enrayer le déclin massif de la biodiversité, la France s'est engagée à l'échelle internationale, communautaire et nationale à engager une politique de reconquête de la biodiversité, dont les objectifs sont de :

- préserver les milieux naturels (Stratégie nationale de transition écologique vers un développement durable 2015-2020), *via* notamment la non-dégradation supplémentaire de l'état écologique et chimique des masses d'eaux superficielles et souterraines (directive-cadre européenne sur l'eau (DCE) 2000), la non-dégradation de l'état des milieux marins (directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) 2008), le maintien en bon état de conservation des espèces protégées ou des habitats d'intérêt communautaire (directive habitat/faune/flore (DHFF) 1992, directive oiseaux (DO) 2009, Stratégie nationale pour les aires protégées (SNAP) 2030) et la restauration de la nature (règlement du Parlement européen et du Conseil, 12 juillet 2023);
- stopper l'érosion de la biodiversité dans les territoires, en faisant un enjeu positif pour les décideurs, en maîtrisant les pressions d'origine humaine sur les milieux naturels et les espèces, et en améliorant l'efficacité des politiques de préservation de la biodiversité (Stratégies nationales pour la biodiversité (SNB) 2011-2020 et 2020-2030, Plan biodiversité 2018);
- préserver et renforcer la capacité des territoires à fournir et à bénéficier des services écosystémiques fournis par la biodiversité, en visant notamment le maintien de la capacité de résilience des territoires et des écosystèmes associés (Stratégie nationale de transition écologique (SNTE) vers un développement durable 2015-2020, Stratégie nationale bas-carbone (SNBC), Plan national d'adaptation au changement climatique (PNACC) 2018-2022).

Figure 2

Diagramme illustrant les effets (positifs, en bleu, et négatifs, en orange) des actions visant à atténuer le changement climatique sur les actions visant à atténuer la perte de biodiversité (en haut), et des actions visant à atténuer la perte de biodiversité sur les actions visant à atténuer le changement climatique (en bas)



Source : Pörtner et al. 2021

Concilier transition énergétique et préservation de la biodiversité

Au regard de la forte dynamique de développement des EnR sur le territoire, et de leurs risques d'incidences sur la biodiversité, de nombreuses inquiétudes sont apparues quant aux conséquences du développement de ces filières en milieux naturels. Nombre d'organisations non gouvernementales ou d'instances scientifiques alertent régulièrement, à l'international comme en France, les États et partenaires institutionnels sur le nécessaire déploiement d'EnR « durables », intégrant les enjeux de préservation de la biodiversité ; et proposent des solutions visant à concilier l'objectif de la neutralité carbone avec celui de la reconquête de la biodiversité (FRB 2017 ; Meletiou et al. 2019 ; Pörtner et al. 2021 ; WWF 2019, 2023a, b ; FNE 2019, 2020, 2022).

En France, la conciliation des deux politiques sectorielles de transition énergétique et de reconquête de la biodiversité, toutes deux composantes de la transition écologique, est inscrite à l'article L. 110.3 du code de l'environnement⁹. Ainsi, nombre de plans et programmes nationaux comprennent des dispositions ou mesures visant à respecter concomitamment les objectifs de neutralité carbone¹⁰, de zéro perte nette de biodiversité¹¹ et de zéro artificialisation nette¹². À titre d'exemples :

- en 2018, le Plan biodiversité dispose dans son action 31 d'accompagner « quatre filières prioritaires (bâtiments et matériaux, agro-alimentaire, énergie, chimie) pour qu'elles réduisent significativement leur empreinte biodiversité sur toute la chaîne de production et d'approvisionnement » ;
- en 2022, la SNB 2030 comprend les mesures 5.3 « renforcer les prises en compte des enjeux de protection de la biodiversité dans les projets d'installations de production d'énergie », 7.4 « encourager une meilleure prise en compte de la biodiversité dans les projets des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) » (comprenant les filières d'exploitation de la biomasse et de l'éolien terrestre et offshore) et 10.2 « mettre en œuvre l'observatoire de l'éolien en mer et créer son équivalent pour le terrestre, avec un volet ultramarin » ;
- la loi 2023-175 relative à l'accélération de la production d'énergies renouvelables du 10 mars 2023 (Légifrance 2023a) comprend plusieurs articles visant à mieux intégrer la biodiversité dans le déploiement des EnR :
 - article 15 : prise en compte des aires inscrites à la SNAP dans l'identification des aires d'accélération des EnR terrestres par les collectivités ;
 - article 20 : mise en place d'un Observatoire des EnR et de la biodiversité, visant à réaliser un état des lieux de la connaissance des incidences des énergies renouvelables sur la biodiversité, les sols et les paysages, des moyens d'évaluation de ces incidences et des moyens d'amélioration de cette connaissance (Légifrance 2024a) ;
 - article 93 : financement, par les développeurs d'EnR, de projets de protection ou de sauvegarde de la biodiversité. Ce financement peut être réalisé par des versements à l'OFB (à hauteur de 15 % de l'ensemble du financement prévu), les 85 % restant étant versés aux collectivités (communes ou EPCI). Les fonds versés à l'OFB sont destinés, le cas échéant, à financer exclusivement des actions s'inscrivant dans le cadre des plans nationaux d'action opérationnels pour la conservation ou le rétablissement des espèces menacées, prévus à l'article L. 411-3 du code de l'environnement.

En parallèle, le Président de la république a lancé le 8 septembre 2022 le Conseil national de la refondation « Climat et Biodiversité » qui vise à accompagner et accélérer l'adaptation et la résilience des Français comme des territoires. Au total, quatre ateliers thématiques consacrés aux problématiques de transport, de logement, de biodiversité et de mix énergétique organisent ces réflexions.

9. Art. L. 110.3 du code de l'environnement : « [...] La stratégie nationale et les stratégies régionales pour la biodiversité contribuent à l'intégration des objectifs de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité dans les politiques publiques ainsi qu'à la cohérence de ces dernières en ces matières » https://www.legifrance.gouv.fr/loda/article_lc/LEGIARTI000038846830.

10. Décret 2020 ; stratégie nationale bas-carbone.

11. Art. L. 110-1 du code de l'environnement https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000022494168/2010-07-14.

12. Maîtrise de la consommation des espaces naturels, agricoles et forestiers (actions 10 et 11 du Plan biodiversité).

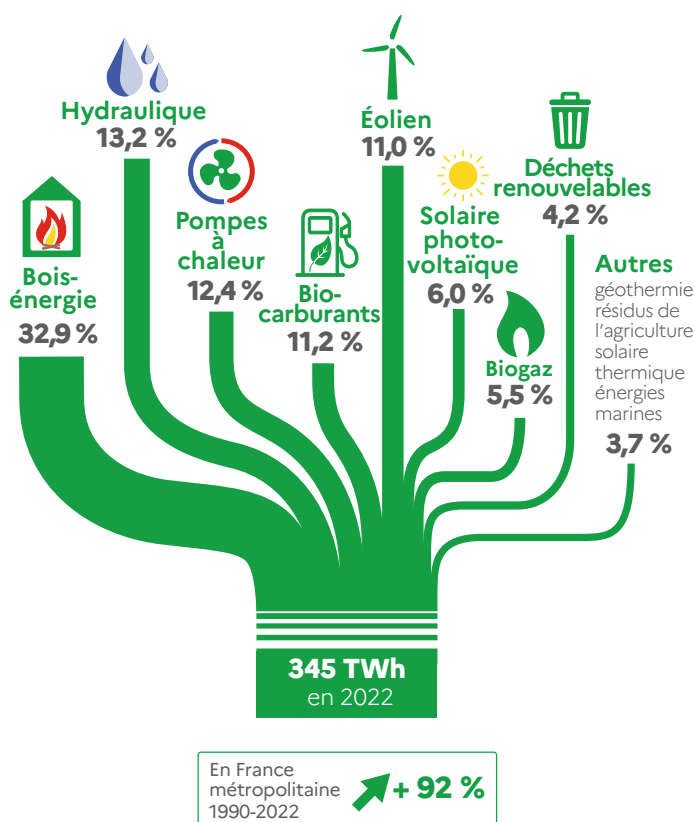
Le cas du biogaz

— Une énergie « couteau suisse » en plein essor

Parmi toutes les sources d'EnR, la biomasse représente la première source d'énergie primaire consommée en France : en 2022, 33 % sont issues du bois-énergie, 11 % des biocarburants, 5,5 % du biogaz et 4 % des déchets (Figure 3).

Figure 3

Part des différentes sources d'EnR dans la consommation d'énergie primaire en 2022 (France entière)



Source : SDES 2023a

La filière biogaz présente de nombreux avantages, dont celui de produire différentes formes d'énergie (gaz, chaleur, électricité, carburant) de manière fiable et flexible. Issu de la méthanisation, le biogaz¹³ est stockable et réinjectable. Il permet en cela de pallier l'approvisionnement intermittent des autres EnR et d'augmenter la part du renouvelable dans le réseau de distribution du gaz naturel. Cette faculté à produire différents types d'énergie fait passer

13. Principalement du méthane (CH₄, 60 %), du dioxyde de carbone (CO₂, 40 %) et de la vapeur d'eau (H₂O); mais également en quantité variable ou à l'état de trace de l'ammoniac (NH₃), du sulfure d'hydrogène (SH₂), du monoxyde de carbone (CO), du dioxygène (O₂), du diazote (N₂), des composés dits organiques volatiles (COV) et hydrocarbures polyaromatiques (HPA) (AFSSET 2008). La composition du biogaz est susceptible de varier selon les intrants utilisés, les procédés de méthanisation, mais aussi la température, le temps de séjour hydraulique, etc. (ADEME 2021a).



Unité de méthanisation en bordure de route de campagne
© E. Bro / OFB

le biogaz pour le « couteau suisse » des EnR ; et apparaît pour la France, comme une « *source d'énergie particulièrement intéressante pour d'une part, décarboner la consommation de gaz ; et d'autre part, relocaliser sa production en France* » qui constitue « *un atout indéniable pour notre transition et souveraineté énergétiques* » (Sénat 2021).

Fin 2023, l'ADEME & Observ'ER (2024) recensaient un parc de 1 724 unités opérationnelles de méthanisation¹⁴ sur l'ensemble du territoire métropolitain, dont 1 218 unités à la ferme, 47 en couverture de fosse et 213 centralisées (aussi appelées « territoriales »¹⁵), soit 85 % de l'ensemble des unités¹⁶. Le nombre d'unités et la production d'énergie ont fortement augmenté depuis le début des années 2010 (**Tableau 1**). L'énergie issue du biogaz se répartissait en 2022 en 24 % d'électricité, 37 % de chaleur produite seule ou en cogénération, et 46 % de biométhane directement injecté dans le réseau de gaz. Ces proportions ont évolué ces dernières années en faveur du biométhane, avec une hausse de +61 % de la puissance injectée dans les réseaux entre 2021 et 2022 (SDES 2023a) répondant ainsi à la programmation pluriannuelle de l'énergie (PPE) 2019-2028 qui a fixé un objectif de production de 6 TWh en 2023 et de 14-22 TWh pour 2028. À cette fin, la filière bénéficie de mécanismes de soutien par l'État (SDES 2023a, cf. appel d'offres de la Commission de régulation de l'énergie portant sur la réalisation et l'exploitation d'unités de production de biométhane injecté dans un réseau de gaz naturel). La production de biométhane injectée dans le réseau de gaz naturel est ainsi passée de 0,7 TWh en 2018 à 9,1 TWh en 2023 (ADEME & Observ'ER 2019-2024), représentant 1,4 % de la consommation primaire de gaz naturel en 2023 (SDES 2024). Les chiffres du 1^{er} trimestre 2024 font état de 858 projets en attente (d'une puissance cumulée de 13,9 TWh/an) ainsi que de 13 unités de pyrogazéification (puissance de 736 GWh/an) (SDES 2024).

14. Une unité de méthanisation comprend une plateforme de stockage pour les intrants, un ou plusieurs digesteurs (abritant le processus de digestion anaérobie), un ou plusieurs post digesteurs (stockage du digestat), des locaux techniques, des postes d'épuration, de purification et d'injection du biométhane ou de cogénération. La plateforme permet également la circulation des engins de transport et de manutention.

15. Ces unités sont souvent d'une puissance plus élevée et traitent plusieurs catégories de gisements, en particulier des biodéchets.

16. Les autres unités de méthanisation traitent d'autres ressources : 112 des boues de stations d'épuration des eaux usées (STEP ou STEU), 16 des déchets ménagers et 118 des déchets industriels (principalement dans le secteur de l'agroalimentaire mais aussi pharmaceutique, chimique ou issus de la papeterie). Sont également recensées 161 installations ISDN (gaz de décharge).

Tableau 1

Évolution du nombre d'unités de méthanisation en France et de l'énergie produite

		Électricité (cogénération)	Chaleur seule (chaudière)	Biométhane (injection)	Source
2010	Nombre d'unités	73	130	2	ADEME & Observ'ER (2022)
	Puissance ou capacité totale	29 MW		570 Nm³/h	
	Part d'énergie produite par le biogaz (%)	~ 60	~ 40	< 0,5	SDES (2019)
2018	Nombre d'unités	496	142	63	ADEME & Observ'ER (2022)
	Puissance ou capacité totale	147 MW		10 427 Nm³/h	
	Part d'énergie produite par le biogaz (%)	35	65	3	SDES (2019)
2023	Nombre d'unités	850	193	685	ADEME & Observ'ER (2024)
	Puissance ou capacité totale	262 MW		108 055 Nm³/h	
	Part d'énergie produite par le biogaz (%)	24 *	37 *	46 *	SDES (2023a)
	Part dans la consommation nationale (%)	0,7	0,6	1,4	SDES (2024)
	Production totale d'énergie	3 TWh	4,4 TWh	9,1 TWh PCS	ADEME & Observ'ER (2024)
Prospective Transition(s) 2050		2,5 TWh	1,33 TWh	142 TWh	ADEME (2021b)

* chiffres de 2022

TWh : terrawattheure (énergie fournie pendant une heure). MW : mégawatt (puissance électrique).

Nm³ : normo mètre cube (représente 1 m³ de gaz à la pression atmosphérique), PCS = pouvoir calorifique supérieur.

Place de la France au sein de l'Europe en matière de développement de la filière méthanisation

Selon l'Agence internationale de l'énergie (IEA), les EnR représentaient 15 % de la production d'énergie en Europe en 2019 (19 % de la consommation finale), 60 % venant de la biomasse, 6 % du biogaz. L'association européenne du biogaz recensait plus de 19 500 unités en Europe à la fin 2019 (EBA 2020) contre environ 10 000 en 2010 (Achinas *et al.* 2017). Concernant le biométhane, le nombre d'unités recensées avoisinait le millier en 2021 (GFC 2021). La France se situe parmi les pays européens ayant le plus développé la filière, au côté de l'Allemagne, de l'Italie, de la Suède, des Pays-Bas, du Danemark, et du Royaume-Uni (GFC 2021, Sénat 2021).

Perspectives de développement de la filière méthanisation

À l'échelle de l'Union européenne, le plan REPowerEU prévoit un plan d'action spécial pour augmenter la production de biométhane jusqu'à 35 milliards de m³ d'ici à 2030 (Commission européenne 2022, CE-SWD) – la production actuelle étant de 191 TWh (GFC 2022), soit 16-21 milliards de m³. Ce plan est doté d'un fonds d'investissement de 37 milliards d'euros.

En France, ces objectifs se déclinent dans la Stratégie française pour l'énergie et le climat et la Programmation pluriannuelle de l'énergie. La PPE 2 (2019-2028) fixait un objectif de production de biogaz de 24 à 32 TWh en 2028 selon les scénarios envisagés (14 à 22 TWh en injection dans le réseau, SDES 2023a), la PPE 3 (2024-2033) prévoit de la rehausser à 50 TWh en 2030 (MTE/PPE3).

En 2021, FranceAgrimer (2022) estimait la biomasse actuellement nécessaire à la méthanisation agricole à la ferme et centralisée pour les unités opérationnelles et en attente (soit total d'environ 1 900 unités) à 42 millions de tonnes (Mt) de matière brute (MB), et un gisement disponible de 196 à 210 Mt MB (dont > 70% de matières résiduelles). Ces chiffres montrent le potentiel en termes de développement de la filière méthanisation (Sénat 2021). L'approvisionnement à partir de gisements de types déchets et résidus est préconisé pour éviter la compétition avec l'alimentation et les problèmes de foncier (Sénat 2021). La valorisation des déchets biodégradables introduite par la loi du 10 février 2020 contre le gaspillage et pour l'économie circulaire (article L541-21-1 du code de l'environnement) devrait permettre de mobiliser un nouveau gisement dans ce sens (Solagro 2022). Toutefois, les estimations des gisements pour la production de biométhane prévoient presque toutes une contribution importante des cultures dédiées (CIVE et cultures principales, SIA-Partners 2023) et la planification de la transition écologique en cours prévoit effectivement une mobilisation accrue de la biomasse de type CIVE (ces dernières représenteraient 28% du potentiel énergétique dans le scénario dit « agro-écologie » de France Stratégie 2023).

En outre, les perspectives de nouvelles technologies telle que la gazéification, qui devraient être bientôt opérationnelles (IEA 2020, GFC 2021), permettront d'exploiter de la biomasse lignocellulosique pour produire du biogaz (World biogas 2020, SIA Partners 2023), en renfort de la méthanisation.

— La méthanisation de la biomasse agricole

Au sein de la filière biogaz, la méthanisation de la biomasse agricole est accélérée par l'État qui souhaite développer un « modèle français de la méthanisation agricole » (Plan méthanisation autonomie azote, PMAA 2013). Les objectifs sont de favoriser le développement de la méthanisation agricole collective de taille intermédiaire, d'apporter un complément de revenus pour les agriculteurs, de valoriser l'azote et d'ancrer la production d'énergie renouvelable dans les territoires, dans une perspective d'agriculture durable et de souveraineté énergétique.

Sur le plan qualitatif, la méthanisation a été historiquement développée pour produire de l'énergie en valorisant les déchets ou résidus (effluents d'élevage, déchets municipaux/domestiques ou des industries agro-alimentaires, résidus de culture non utilisés en élevage pour la litière ou d'alimentation¹⁷) ayant des pouvoirs méthanogènes intéressants (Achinas et al. 2017, Lallement et al. 2023). Mais l'utilisation de cultures à vocation énergétique (CVE) se développe. Elles peuvent s'implanter en tant que :

- culture principale dans la rotation agricole, au sens de l'arrêté du 6 août 2022 (Légifrance 2022a)¹⁸. La culture est alors dénommée *culture principale* et/ou *culture dédiée*;
- culture intercalée entre deux cultures principales. Elle est alors dénommée *culture intermédiaire à vocation énergétique* (dite « CIVE »).

La filière est en cours de structuration, notamment en ce qui concerne le suivi des intrants dont les couverts végétaux cultivés (**Tableau 2**). D'après ces documents, et sans que cela soit nécessairement exhaustif, les couverts végétaux utilisés pour la méthanisation sont :

- des cultures annuelles, majoritairement des céréales en hiver (seigle, orge, triticale, avoine), cultivées pures ou en mélange entre elles et/ou avec des légumineuses (méteils, par exemple ray-grass et trèfle), fèveroles ; et, en été, du maïs, du sorgho, de l'avoine, du tournesol (**Tableau 2** : AAMF 2021, Carton & Levavasseur 2022, Launay et al. 2022). Des couverts spécifiques en mélange sont également implantés (par exemple, mélange tournesol-niger-sorgho/moha, AAMF 2020);
- des couverts permanents comme des prairies (CRA Grand Est 2021, DREAL Bretagne & AILE 2022) ou pérennes comme de la silphie (> 3 000 ha en 2021 à valorisation en méthanisation et fourrage bovin, Mehekour 2021) mais leur exploitation est *a priori* plus limitée. Le panic érigé (le « switchgrass » nord-américain) récolté en vert est également exploité pour la méthanisation (CRA Normandie 2013).

Le développement des CVE s'explique du fait de leur rendement élevé à la fois en termes de biomasse par hectare (Marsac et al. 2020, ARVALIS 2021, Pichon & Riberolles 2020)¹⁹ et de biogaz par tonne de matière. Elles présentent un pouvoir méthanogène bien supérieur aux effluents d'élevage (Ashina et al. 2017, FNR 2020). Leur utilisation est donc stratégique car elles consolident l'autonomie de fonctionnement du méthaniseur et limitent le recours aux coproduits agroindustriels ou soutes de biodéchets (Carton & Levavasseur 2022). Parmi les différentes cultures, le maïs présente le meilleur rendement en biogaz (200-220 Nm³/tonne de matière fraîche) après les huiles/grasses (800-1 200) et devant les lisiers et fumiers (10-100) (Achinas et al. 2017). Ceci explique son succès dans le développement de la méthanisation

17. Effluents d'élevage : fumiers et lisiers bovins, porcins, de volailles, ovins, caprins et équins; résidus de grandes cultures : pailles de céréales à paille (blé, orge, avoine, seigle, triticale), cannes (tiges, feuilles, rafles, spathes) de maïs grain, pailles d'oléagineux (colza, tournesol, soja); issues de silos (céréales à paille, maïs, oléagineux); coproduits des industries agroalimentaires végétales et animales : amidonnerie, féculerie, meunerie, semoulerie, betterave sucrière, transformation de légumineuses, vinification, distillerie végétale, industrie laitière, abattage-découpe (ADEME 2013, FranceAgrimer 2022).

18. Élargissement de la définition par rapport à celle de la déclaration auprès de la PAC (MASA 2023).

19. Qui varie toutefois selon les conditions pédoclimatiques, les dates de semis et de récolte, la fertilisation et en termes de biogaz par tonne de matière (Arvalis 2021, Achinas et al. 2017).



Exemples de cultures à vocation énergétique

D'hiver : ❶ mélange de seigle d'hiver et de triticale, ❷ orge d'hiver et seigle de printemps. D'été : ❸ maïs, ❹ couvert pluri-spécifique incluant du tournesol, du sorgho et des légumineuses. Pérenne : ❺ silphie, et ❻ panic érigé
© E. Bro / OFB

en grandes cultures comme en zone d'élevage, en France comme en Allemagne (Graß *et al.* 2013, von Cossel *et al.* 2020) ou en Italie (Negri *et al.* 2014, Tamburini *et al.* 2020b).

Sur le plan quantitatif, les effluents d'élevage représentaient 55 % de la biomasse digérée par les méthaniseurs à l'échelle métropolitaine²⁰ en 2018-2020, suivis par les CIVE (13 %), les cultures principales dédiées (5,5 %) et les résidus de grandes cultures (2 %) (FranceAgrimer 2022). Ces « rations » varient toutefois entre régions et entre méthaniseurs au sein d'une même région, selon les spécificités locales, qu'elles soient spécialisées dans l'élevage (les effluents d'élevage sont alors majoritaires) ou en grandes cultures (où les CVE représentent une part significative) (**Tableau 2** : DREAL Bretagne & AILE 2022, CRA Grand Est 2021, ADEME & APCA 2022, Carton & Levavasseur 2022). Ainsi, la biomasse issue des cultures à vocation énergétique peut représenter jusqu'à plus des trois quarts de l'approvisionnement d'un méthaniseur (Carton & Levavasseur 2022).

En France, la législation prévoit que les méthaniseurs soient approvisionnés par des cultures principales dans une proportion maximale de 15 % du tonnage brut total des intrants (voir le décret pour les détails; Légifrance 2016, 2022a). L'herbe issue des prairies permanentes et des zones tampon enherbées bénéficie d'un régime dérogatoire.

Aujourd'hui, la cartographie des unités montre une répartition plus homogène des unités de méthanisation, liée au déploiement de la filière en zones de grandes cultures (SINOE-déchets).

²⁰. Il n'est pas recensé d'installation de méthanisation en Outre-mer dans le bilan de l'ADEME au 31 décembre 2021 (ADEME & Observ'ER 2022).

Tableau 2

Approvisionnements moyens en biomasse pour la méthanisation en France métropolitaine et en régions (en % du tonnage annuel)

Echelle géographique	Année des données	Effluents d'élevage	CIVE	Culture principale	Résidus de culture et autres matières agricoles	Déchets	Nombre d'unités	Source
France métropolitaine	2018-2020	55	13	5,5 (maïs fourrage et ensilage)	2 (pailles)		-	France-Agrimer (2022) - ONRB
	2019 & 2021	69 40		5 / co-génération 3 / injection	7 2	19 27	84 (enquête PRODIGE)	ADEME & APCA (2022)
Ile-de-France	2022	7,1	20,6 (été) 18,8 (hiver)	2,7	27,4 (issues de silo, pulpe de betterave)	22	61 (43 agricoles)	AREC (2024)
Normandie	2020	47,1	6,2	2,6	6,8 (autres matières agricoles)	29,2	12	Métha Normandie (2021)
Centre-Val de Loire	2022						59	Terralto (2022)
Pays de la Loire	2020	52,8	2,7	2,6	2,2		82	DREAL Pays de la Loire et al. (2022)
Bretagne	2020	62,2	2 – 7,6 (dont « herbe issue de prairies permanentes »)	3,3 – 7,8 (maïs, « herbe »)			118 (106 agricoles)	DREAL Bretagne & AILE (2022)
AURA	2018	73,2	5,6		2,1		39 (agricoles)	ADEME & Région AURA (2019)
Grand Est	2020	67 34	6,3 4	10,7 / unités à la ferme 8 / unités centralisées			175 (/214)	DREAL Grand Est (2021)
Grand Est	2020		5 - 29 (CIVE + ensilage d'herbe)	0 - 16 (maïs ensilage)			6	CRA Grand Est (2021)

— Des interrogations voire des oppositions

Parallèlement à cet essor, le développement de cette filière énergétique suscite des inquiétudes voire des oppositions assez vives de par la multiplication des méthaniseurs (syndrome « Not In My Backyard », dit NIMBY), leur dimensionnement de plus en plus souvent industriel, et les pollutions générées (Vetter 2021), mais également par la compétition potentielle que son développement pourrait générer avec d'autres usages et besoins en foncier (Tokgoz 2019). Certaines enquêtes constatent en effet une tendance à la baisse de l'autonomie alimentaire en fourrage (ADEME & Solagro 2018), qui même si elle s'avère contextuelle, pourrait se confirmer avec l'augmentation de la fréquence et de la durée des épisodes de sécheresse. FranceAgrimer (2022) relève à la lecture des données de l'Observatoire national des ressources en biomasse (ONRB), un risque de tensions sur certains approvisionnements en biomasse des méthaniseurs, à surveiller compte tenu du développement à venir de la filière.

En 2021, le Sénat fait le constat de nombreuses préoccupations quant au bilan carbone de cette filière à l'échelle de l'ensemble de son cycle de vie, et aux risques de modification de l'usage et de l'occupation des sols, de surexploitation des ressources naturelles (eau notamment), de pollutions chimiques par les méthaniseurs et les digestats, et de concurrence avec l'alimentation animale et humaine. Il s'interroge *in fine* sur l'équilibre entre les externalités positives et négatives de cette filière énergétique.

— Conditions du déploiement

Certains de ces risques, notamment les impacts sur la biodiversité, les sols et la qualité de l'air, sont rapidement identifiés à l'échelle européenne (Commission européenne 2016, Forsell et al. 2016) comme française (SNMB, Sénat 2021) et donnent lieu à des dispositions visant à concilier l'exploitation énergétique de la biomasse agricole avec les autres politiques communautaires dont celles relatives à l'alimentation, le climat, l'eau et la biodiversité.

Sur le plan financier, la taxonomie verte (règlement UE 2020/852²¹) qui vise à mesurer et rendre transparente la part « verte » des activités d'une entreprise ou d'un produit financier, intègre des conditions de qualification des filières énergétiques « vertes » dont certaines sont relatives à l'utilisation durable et à la protection des ressources aquatiques et marines, à la prévention et à la réduction de la pollution ou à la protection et à la restauration de la biodiversité et des écosystèmes (articles 12, 14 et 15 respectivement). Parmi les critères permettant de considérer une activité économique comme causant un préjudice important, l'article 17 évoque à titre d'exemples :

- l'augmentation notable des émissions de polluants dans l'air, l'eau ou le sol, par rapport à la situation antérieure au lancement de l'activité ;
- les activités fortement préjudiciables au bon état et à la résilience d'écosystèmes ; ou préjudiciables à l'état de conservation des habitats et des espèces, y compris ceux qui présentent un intérêt pour l'Union européenne.

Sur le plan technique, les directives européennes sur les énergies renouvelables, RED I (2009), RED II (2018) puis RED III (2023), soumettent les biocarburants puis les bioénergies à des exigences de durabilité de la biomasse utilisée, de réduction des émissions de GES et d'efficacité énergétique. Ces dispositions nécessitent la mise en place d'une traçabilité dédiée dite « RED II » pour démontrer le bon respect de ces exigences. Celles-ci entrent en vigueur en France en 2023

21. Règlement (UE) 2020/852 du Parlement européen et du conseil du 18 juin 2020 sur l'établissement d'un cadre visant à favoriser les investissements durables et modifiant le règlement (UE) 2019/208 : <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020R0852&from=F>.

(Ordonnance et Décret 2021²², arrêtés ministériels 2023, Guide MTE/DGEC du système national de durabilité 2021). L'origine de la matière première, le type de produit utilisé, sa quantité et le pays d'origine doivent être renseignés. De même, il convient de vérifier que l'approvisionnement en biomasse engendre un impact limité sur la biodiversité, le stockage de carbone des terres, la pérennité globale des puits de carbone concerné, etc. (articles L. 281-5 à L. 281-10 du code de l'énergie).

Ainsi, la biomasse agricole n'est pas considérée comme « durable » au sens de RED III si elle provient de terres considérées comme de grande valeur en termes de biodiversité ou présentant un important stock de carbone ou ayant le caractère de tourbières²³; le principe étant que de telles catégories de terres sont assimilables à des « no go areas » ou « zones interdites » et n'ont *a priori* pas vocation à être exploitées pour la bioénergie.

En complément, la Stratégie nationale de mobilisation de la biomasse (SNMB), qui doit veiller à son articulation avec la SNBC et la SNB²⁴, considère comme obligatoire la prise en compte de « l'état actuel des ressources et les enjeux environnementaux de cette mobilisation » et rappelle que les pressions exercées par l'exploitation des écosystèmes afin de produire de la biomasse à usage énergétique « dépendent fortement des scénarii de développement de ces usages, de la localisation et du dimensionnement des unités nouvelles, et des modes d'exploitation de ces ressources ». Les enjeux de préservation des sols et de la biodiversité sont considérés comme majeurs. À cette fin, elle prévoit ou recommande la mise en place d'un ensemble de mesures, dont :

- promouvoir les pratiques culturales sans labour dans la mesure où cela se traduit par une hausse de la matière organique du sol;
- prévoir un rapportage de l'usage des produits phytopharmaceutiques (PPP);
- sensibiliser les acteurs au compactage des sols et promouvoir les bonnes pratiques culturales;
- surveiller d'autant plus les effets de l'exploitation accrue de la biomasse agricole [...], lorsque ces pratiques concernent des zones sensibles du point de vue de la biodiversité : zonages réglementaires et zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF); territoires accueillant des enjeux relatifs à la biodiversité remarquable (espèces protégées) ou particulièrement vulnérables (zones humides); trames vertes et bleues dont haies bocagères ou sous-trame forestière identifiée dans les stratégies régionales de cohérence écologique.

22. Ordonnance n° 2021-235 du 3 mars 2021 portant transposition du volet durabilité des bioénergies de la 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; Décret n° 2021-1903 du 30 décembre 2021 pris pour l'application de l'ordonnance n° 2021-235 du 3 mars 2021 relative à la durabilité des bioénergies.

23. Toutefois les biocarburants, bioliquides et combustibles ou carburants issus de biomasse agricole produits à partir de matières premières provenant des catégories de terres mentionnées aux 1^o, 2^o et 3^o peuvent, dans des conditions définies par décret en Conseil d'État, en fonction de l'atteinte limitée portée à ces terres, être regardés comme satisfaisant aux critères de durabilité et de réduction des émissions de gaz à effet de serre. La qualification des terres mentionnées au présent article s'apprécie à compter du 1^{er} janvier 2008, selon des modalités définies par décret en Conseil d'État.

24. La stratégie nationale de mobilisation de la biomasse (SNMB) doit s'articuler avec la stratégie nationale bas carbone (SNBC) et la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) conformément à la cohérence des politiques publiques prévue à l'article L. 110.3 du code de l'environnement.

— Un enjeu de connaissance scientifique des incidences et des solutions

Les enjeux de développement de la connaissance scientifique des incidences de l'exploitation de la biomasse agricole à des fins énergétiques sur la biodiversité, les sols, l'eau et l'air, et des solutions pour y remédier, apparaissent également comme hautement stratégiques et sont rappelés tant au sein de la SNMB (RCP 1 pour les cultures pérennes à usage non alimentaire par exemple) que par le Sénat (mesures 47 et 48, Sénat 2021). En effet, tous constatent de fortes incertitudes sur les incidences de l'exploitation énergétique de la biomasse agricole sur l'environnement et souhaiteraient pouvoir vérifier l'équilibre entre les externalités positives et négatives de cette filière.

Or, peu d'études scientifiques ou même de suivis au cas par cas ont été menés à ce sujet. Des travaux antérieurs ont bien été réalisés, mais apportent un éclairage insuffisant, compte tenu soit :

- de leur ancienneté au regard de la situation actuelle et des questions qu'elle soulève concernant, par exemple, les incidences de cette filière sur la biodiversité et les paysages (Campbell & Doswald 2009, Gasparatos *et al.* 2017);
- de leur périmètre élargi, englobant toutes les EnR (Moorman *et al.* 2019, Jager *et al.* 2021, Niang & Goffaux 2022), la partie consacrée à la biomasse étant alors nécessairement réduite;
- de leur focus sur la biomasse toutes origines confondues (bois, agricole, algale) et à une échelle mondiale (Núñez-Regueiro *et al.* 2021, Tudge *et al.* 2021), ou plutôt ciblé sur la biomasse ligno-cellulosique (Donnison *et al.* 2021, Winberg *et al.* 2023); études au sein desquelles les cas décrits et étudiés sont différents de la situation rencontrée en France (FranceAgrimer 2022 et ADEME & Observ'ER 2022 pour la méthanisation, MTECT-MTE 2022 pour les biocarburants);
- d'une analyse de la biomasse agricole en tant qu'usage en biocarburants (Campbell & Doswald 2009, Otto 2019), au sein de laquelle les incidences de ces cultures de 1^{re} (maïs, colza, soja, palmier, canne à sucre) et 2^e génération (graminées pérennes) sont relativement bien documentées mais pour qui les implantations et les pratiques agricoles associées à la méthanisation présentent des spécificités (cultures énergétiques, dates des récoltes, épandage de digestat);
- de l'analyse des incidences du biogaz sur les bilans de GES, la biodiversité du sol et l'agronomie, l'eau mais pas la biodiversité de façon plus globale (e.g. Heiker *et al.* 2021, Kolb *et al.* 2021, Launay *et al.* 2022, Karimi *et al.* 2022, AILE 2023).

Les débats étant de ce fait insuffisamment éclairés, tant sur le plan stratégique que technique (Sénat 2021), ce travail commencé en 2021 vise à :

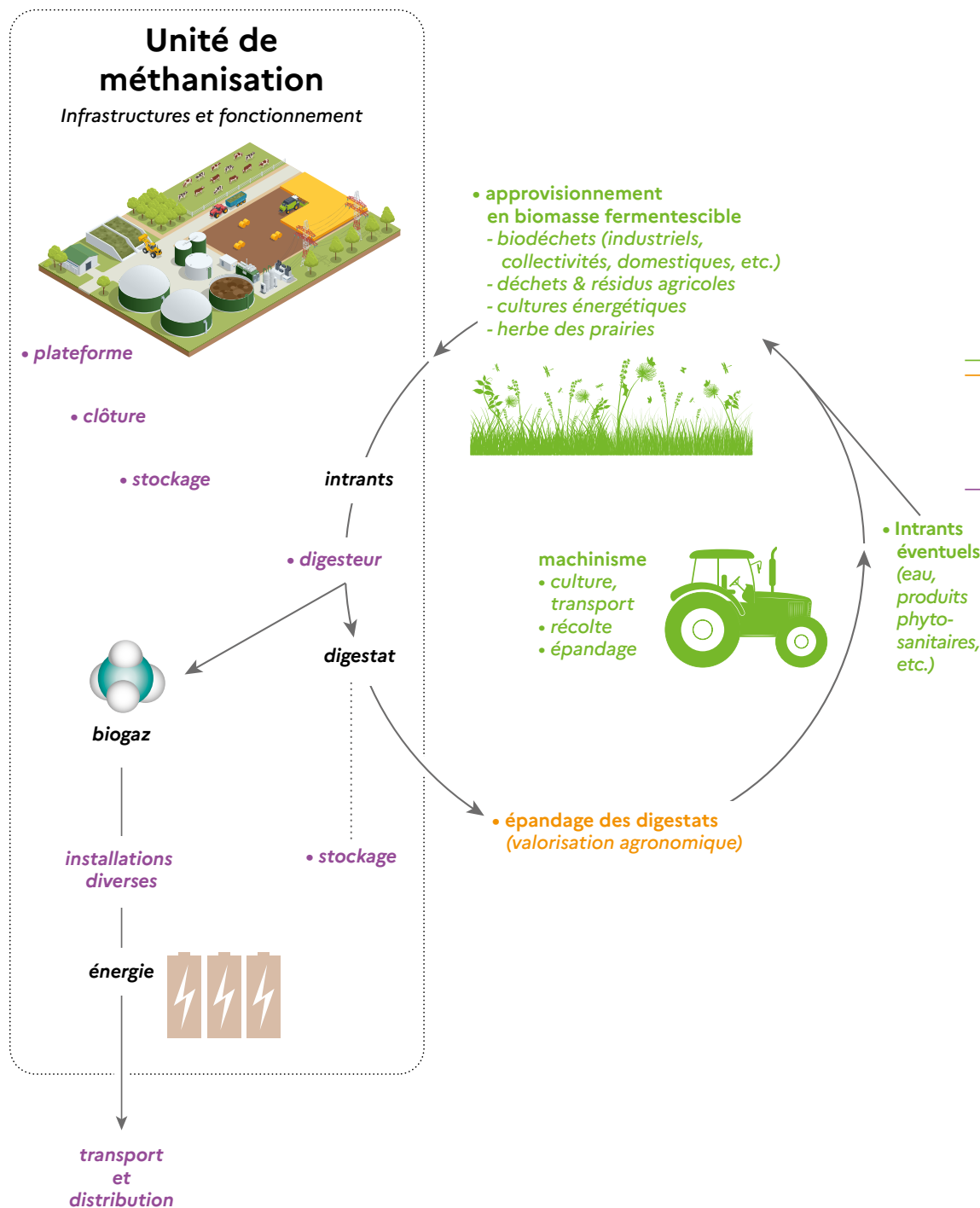
1. fournir un état des lieux de la production de biogaz;
2. décrire et caractériser les pressions sur l'environnement de cette filière (un rappel du cadre réglementaire est proposé sous forme d'encadrés);
3. dresser un état des lieux de la connaissance scientifique et technique des incidences connues de ces pressions sur la biodiversité;
4. identifier les besoins d'études et de suivis complémentaires.

Les parties 2 et 3 constituent le cœur de ce travail (**Figure 4**) et visent à amorcer une réflexion sur les solutions de conciliation du développement de la production de biogaz et de préservation de la biodiversité en milieu agricole.

Il s'inscrit en complémentarité des travaux de synthèse prélistés et d'une étude commandée en 2022 par la Direction générale de l'énergie et du climat (DGEC) et le Commissariat général au développement durable (CGDD) à l'INRAE & INRAE-transfert relative aux impacts environnementaux (sur les cycles du carbone, de l'azote et de l'eau, et sur la biodiversité (avec un focus sur celle du sol)), technico-économiques et sociétaux de la mobilisation accrue de biomasse pour la production d'énergie en France à l'horizon 2050 (INRAE Transfert 2023).

Figure 4

Schéma listant les pressions potentielles liées à l'implantation et au fonctionnement d'une unité de méthanisation, au transport et au stockage des intrants et des digestats (en violet) ainsi qu'aux pratiques agricoles associées (culture de biomasse (en vert), épandage de digestat (en orange)) pouvant avoir une incidence sur les habitats terrestres et aquatiques et la biodiversité qu'ils hébergent.



Pressions potentielles

Changement climatique

- bilan net des émissions de GES
- stockage de C dans les sols

Changement d'affectation et d'usage des terres

- artificialisation, cloisonnement
- modification des rotations & assolements
- évolution d'habitats semi-naturels

Pollution

- lumineuse, sonore, olfactive
- chimique
- biologique
- physique

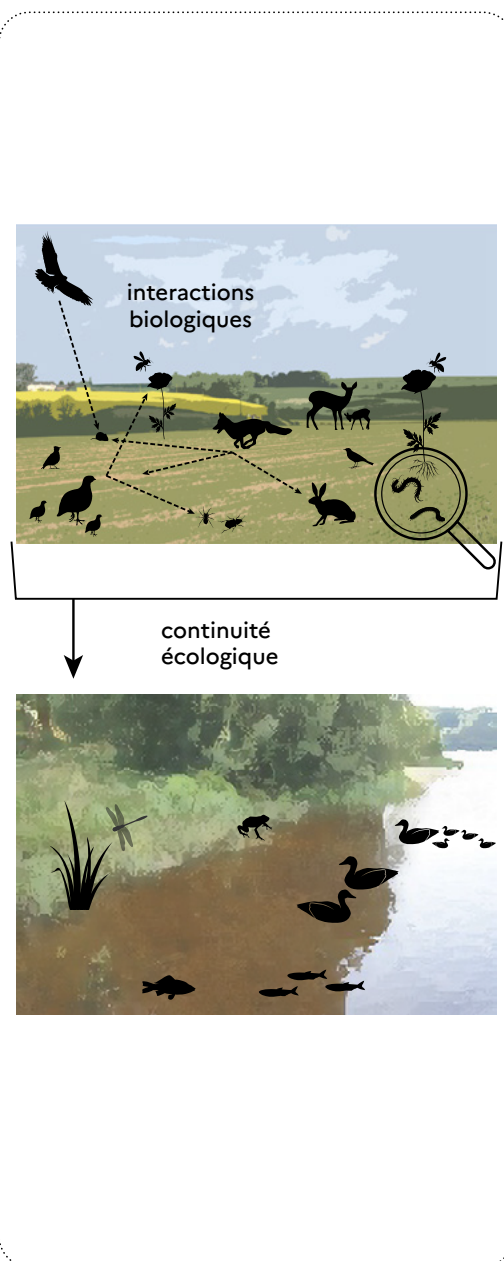
Exploitation des ressources

- sol
- énergie
- ressources minérales
- eau
- atteintes non intentionnelles aux individus

Espèces exotiques envahissantes

- dissémination de propagules

Incidences sur les habitats et la biodiversité



Méthode

— Périmètre des recherches

Ce travail de synthèse et d'analyse réalisé dans cette étude cible les effets de la méthanisation sur l'environnement (compartiments sol, eau, air) et la biodiversité (**Figure 4**). Le terme « la méthanisation » comprend ici :

- la construction et le fonctionnement de l'unité de méthanisation (voir note 14, p. 14);
- son approvisionnement – en particulier en cas de production dédiée de biomasse agricole (cultures énergétiques, pratiques agricoles et récoltes);
- le transport de la biomasse et du digestat;
- l'épandage des digestats.

Pour apporter un éclairage pertinent sur le sujet, une caractérisation des pressions associées à la construction et au fonctionnement d'une unité de méthanisation, ainsi que des intrants mobilisés par la filière française pour la méthanisation a été réalisée au préalable. Concernant les intrants, une attention particulière a été portée aux CVE, cette production dédiée de biomasse étant en essor dans un contexte agricole de grandes cultures et suscitant de multiples interrogations.

— Méthode d'expertise

Différentes méthodes d'expertise peuvent être déployées selon les objectifs fixés et les moyens humains, financiers et temporels disponibles, comme décrit dans le guide produit par la FRB (Navarro et al. 2020). Celle mobilisée pour cette étude s'apparente à celle dite « Évaluation rapide des faits avérés ». Il s'agit d'une « méthodologie structurée par étapes pour rassembler de manière exhaustive, évaluer et synthétiser de manière critique les données de recherche existantes (littérature scientifique et littérature grise), inspiré initialement de la revue systématique mais avec des aspects simplifiés ou omis afin de produire des informations dans un court laps de temps ». Moins exhaustive et reproductible que la revue, elle autorise néanmoins le porter à connaissance, l'avis et la recommandation (Navarro et al. 2020).

— Ressources utilisées

Lors de cette étude, la recherche de documents a été conduite selon deux approches complémentaires.

La première a consisté à faire une prospection de la littérature scientifique à l'aide de l'outil Web of Science (WoS) sur les thèmes centraux. Les mots-clefs ont été recherchés dans ce qui caractérise la thématique (le « topic » dans le WoS), à savoir les trois rubriques « titre », « mots-clefs » et « résumé ». Aucun filtre n'a été appliqué sur la localisation géographique. En revanche, la prospection a été faite pour les travaux de 2005 à début 2023. L'équation de recherche initiale a balayé les documents référencés sur la biomasse énergétique et la biodiversité dans leurs généralités ((TS = (biodiversity) OR TS = (wildlife) OR TS = (mammal) OR TS = (bird) OR TS = (reptile) OR TS = (amphibian) OR TS = (insect)) AND (TS = (energy crop) OR TS = (bioenergy) OR TS = (biogas) OR TS = (biomethane)) AND PY = (2005-2023)), pour un résultat de 2 146 références.

Le sujet étant vaste, il a été segmenté en filtrant par thématique : *Ecology* (268 documents), *Biodiversity conservation* (107), *Zoology* (45), *Ornithology* (24), et également *Environmental Sciences* (513) et *Energy fuels* (440) qui présentaient le plus grand nombre de documents.

Une lecture rapide des titres et des résumés a conduit à un second filtrage concernant la biomasse énergétique. En effet, les mots-clefs « bioénergie » ou « culture énergétique » recouvrent

une diversité de biomasses dont les biocarburants de 1^{re} (maïs, colza, soja) et 2^e génération (graminées pérennes) ou le bois-énergie issu des forêts, des taillis à courte rotation ou des haies. Ces sujets relativement bien documentés ne sont pas transposables en tant que tels au cas de la méthanisation qui présente des spécificités. Certaines études n'ont cependant pas été complètement exclues du fait de certaines similitudes (cas par exemple de certaines cultures annuelles telles que le maïs) ou de perspectives technologiques permettant de produire du biogaz à partir de biomasse lignocellulosique. Par ailleurs, le double mot «energy crop» a conduit à sélectionner des travaux de biologie menés, par exemple, sur les besoins énergiques d'animaux ou les caractéristiques énergétiques de graines, sujets n'entrant pas dans le périmètre de cette étude.

L'équation de recherche simplifiée a alors conduit à 251 documents. Ceux au cœur du sujet ont été lus en entier et en détail afin de connaître plus précisément les résultats mais également le contexte général et méthodologique, permettant une analyse circonstanciée voire critique des résultats présentés (cas par exemple de suivis ornithologiques sur des micro-parcelles expérimentales ou réalisés sur une seule année, ne permettant pas d'asseoir les résultats sur des bases suffisamment robustes pour être extrapolables).

Puis des recherches ciblées ont été réalisées sur les sujets suivants, spécifiques ou non à la méthanisation, mais identifiés comme des pressions nouvelles ou supplémentaires :

- les analyses de cycle de vie concernant les émissions de gaz à effet de serre : TS = (LCA) AND TS = (biogas) AND TS = (GHG) AND PY = (2005-2023); 172 documents;
- les effets des digestats sur les sols : TS = (biogas) AND TS = (digestate) AND (TS = (soil) OR TS = (water) OR TS = (biodiversity) OR TS = (earthworm) OR TS = (micro*) OR TS = (nitro*)) AND PY = (2005-2023); 1 507 documents;
- la mortalité due au machinisme – récoltes et collisions routières : (TS = (wildlife) OR TS = (bird) OR TS = (mammal)) AND (TS = (roadkill) OR TS = (road-kill) OR TS = (mortalit*) OR TS = (casualt*)) AND (TS = (biogas) OR TS = (bioenergy)).
- les pollutions lumineuses (light pollution), sonore (noise pollution) et olfactive = (odo(u)r pollution) : TS = ("X") AND TS = (biodiversity) AND (TS = (biogas) OR TS = (bioenergy)).

Lorsqu'aucun article n'existait avec l'ensemble de la combinaison de mots-clefs demandée, la recherche a été élargie en les retirant les mots-clefs « biogas » et « bioenergy ». Pour ces sujets, la lecture s'est focalisée sur quelques synthèses récentes (filtre : « document types → review article »), triées par pertinence (filtre : « sorted by → relevance », publiées depuis 2015) mais les articles primaires n'ont pas nécessairement été lus du fait de l'existence de ces méta-analyses. Les documents publiés en français par l'INRAE (digestats), l'INRAE-Transfert (ACV) et l'OFB (Centre de ressources Trame Verte & Bleue hébergeant la page « Trame noire », OFB (1)) ainsi que les expertises collectives telles que « MAFOR » (2014), « Eutrophisation » (2017) et « Pesticides » (2022) font également partie des ressources documentaires utilisées.

La seconde approche a consisté à rechercher certains documents cités dans les articles identifiés précédemment. Ce type de complément de recherche est particulièrement facilité par les suggestions de lectures proposées par le WoS (« Related records ») ainsi que par l'accès aux références citées mis à disposition par les éditeurs sur leur site web. Cela a élargi le périmètre de certaines lectures mais enrichi les réflexions relatives aux domaines technique, agronomique/agricole, sanitaire, réglementaire ou de l'accidentologie industrielle.

Des compléments ont enfin été apportés lors des révisions du document (par exemple, des mises à jour des chiffres clés parus en été 2024 et les publications d'études françaises).

Pressions potentielles de la méthanisation sur l'environnement



Méthaniseur agricole et panneaux solaires photovoltaïques
© Ph. Massit / OFB

Changement climatique. Émissions nettes de gaz à effet de serre

L'utilisation de biogaz en substitution à une énergie d'origine fossile et la valorisation du digestat en tant que matière fertilisante en substitution d'azote minéral visent à réduire les émissions de GES de ces filières. Le stockage d'effluents d'élevage, la culture de biomasse, le fonctionnement du méthaniseur, le stockage et l'épandage du digestat, etc. peuvent cependant générer certains GES (Esnouf *et al.* 2021, 2023; Malet *et al.* 2023).

Le bilan des flux évités et générés – les émissions nettes – a été quantifié *via* des analyses de cycle de vie (ACV²⁵, e.g. Bacenetti *et al.* 2016, Hijazi *et al.* 2016, Aziz *et al.* 2019, Esteves *et al.* 2019, Ingrao *et al.* 2019, Esnouf *et al.* 2021 (**Figure 5**), Kolb *et al.* 2021) ou autres exercices de modélisation (ADEME & Solagro 2018, Tamburini *et al.* 2020a, Carton & Levvasseur 2022).

Plusieurs auteurs attirent l'attention sur la grande variabilité des résultats obtenus (Börjesson & Berglund 2006, Ingrao *et al.* 2019, Kolb *et al.* 2021, Malet *et al.* 2023).

Une première raison est d'ordre méthodologique, ce qui appelle donc à la prudence lors de l'interprétation des résultats. En effet, les modèles utilisés varient en termes de structure (Heiker *et al.* 2021, Jewashi *et al.* 2020) et de recensement des flux – par exemple concernant les pertes fugitives de méthane, le stockage du carbone dans le sol ou la végétation, les pratiques et les systèmes culturels, etc. (Bacenetti *et al.* 2016, Roos & Ahlgren 2018, Esteves *et al.* 2019, Kolb *et al.* 2021, Malet *et al.* 2023, Peter *et al.* 2017, Esnouf *et al.* 2023).

La seconde raison est d'ordre contextuel. Il apparaît en effet que le bilan net des émissions de GES varie d'une unité à l'autre, pouvant être « négatif » (émissions évitées) mais également « positif » (émissions générées), ou neutre (Malet *et al.* 2023). Plusieurs facteurs déterminants ont été identifiés :

- du type d'énergie produite à partir du biogaz – l'injection est reportée comme plus performante que la cogénération (Ingrao *et al.* 2019, Malet *et al.* 2023);
- de la puissance des unités – les petites unités seraient plus performantes que les grosses (Heiker *et al.* 2021);
- du type d'approvisionnement des méthaniseurs – les CVE n'apportent pas le même bénéfice que des résidus de culture, effluents d'élevage ou biodéchets (Börjesson & Berglund 2006, Bacenetti *et al.* 2014, 2016, Møller *et al.* 2022, Hijazi *et al.* 2016, Ingrao *et al.* 2019, Tamburini *et al.* 2020a, b);
- des changements d'usage ou d'affectation du sol associés à une production dédiée de biomasse – ils peuvent avoir plus ou moins d'impacts selon qu'il s'agit d'une insertion de CVE dans une rotation de cultures annuelles ou au contraire d'un retournement de prairie ou de déforestation (Tamburini *et al.* 2020b);
- du mode de stockage du digestat – émissions de CO₂ et de N₂O²⁶ lorsqu'il est à ciel ouvert (Møller 2015, Ingrao *et al.* 2019, Malet *et al.* 2023);

25. L'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil qui permet d'évaluer de manière globale (multicritère) des impacts environnementaux. L'analyse recense et quantifie, tout au long de la vie d'un produit ou d'une infrastructure, les flux physiques de matière et d'énergie du « berceau à la tombe ». L'ACV a fait l'objet d'une normalisation internationale ISO (ADEME 2018).

26. Le pouvoir de réchauffement global à 100 ans (PRG100) de l'oxyde nitreux, N₂O, est de 273 kg CO₂ eq./kg (IPCC/GIEC 2021); celui du CO₂, pris comme référence, est fixé à 1. Le PRG100 du CH₄ est de 27,2 ou 29,8 kg CO₂ eq./kg respectivement pour le CH₄ biogénique et fossile.

- du stockage du carbone dans le sol – dépendant de leur capacité de stockage, du rendement des CVE comparativement à un sol nu ou un autre couvert végétal (Malet et al. 2023, Levavasseur et al. 2023a);
- de l'équipement, du fonctionnement et de l'entretien des méthaniseurs (fuites fugitives de méthane, torchage; Esnouf et al. 2023, Malet et al. 2023).

En outre, le système pris comme référence est déterminant dans l'estimation des émissions de GES évitées ou générées par la méthanisation. En effet, si le potentiel de réduction des émissions de GES par la production de biométhane en substitution du gaz naturel fossile fait consensus, il s'avère plus relatif dans un contexte d'électricité plus décarbonée (e.g. Malet et al. 2023).

Les explosions constituent une source accidentelle d'émission locale de GES – CO₂ et CH₄ (MTECT/BARPI 2023).

Figure 5

Résultats de l'analyse du cycle de vie du biométhane issu de ressources agricoles

Cette analyse intègre 16 critères relatifs à divers processus atmosphériques (n°1-5, dont le changement climatique incluant le bilan C et les émissions de GES), à la santé humaine (n°6-7), à l'épuisement de différentes ressources dont l'eau (n°8-10), à l'évolution qualitative des milieux aquatiques et terrestres dont l'eutrophisation (n°11-15), et à l'usage des sols (n°16). Les résultats sont présentés pour deux scénarios, « Culture » (approvisionnement reposant sur des CVE) et « Élevage » (approvisionnement reposant sur des effluents), relativement à leur référence (même modèle agricole mais sans méthanisation, base 100). La méthanisation apporte un bénéfice pour un critère lorsque sa valeur est inférieure à 100, un désavantage dans le cas contraire.

* valeurs > 500, bornées à 180 pour ne pas écraser l'échelle.

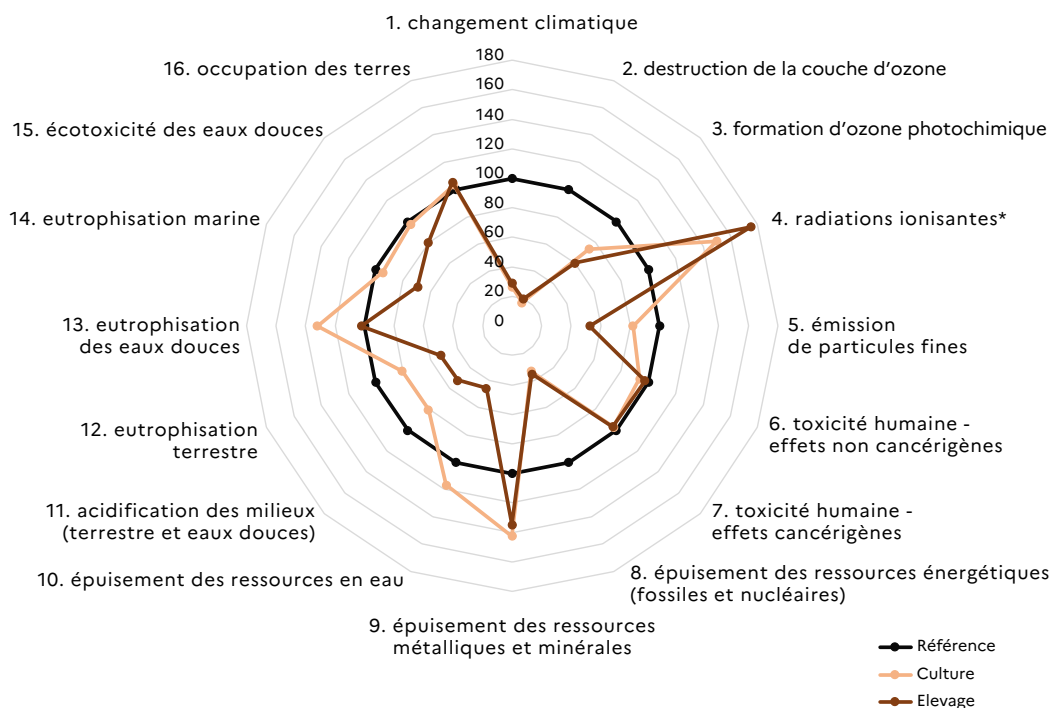


Figure originale d'après les données de Esnouf et al. (2021)

Changements de l'affectation ou de l'usage des sols

1.2.1 Artificialisation de terres agricoles

En France, métropole et outre-mer, près de 23 000 hectares d'espaces naturels, agricoles ou forestiers (ENAF) sont encore artificialisés en moyenne chaque année depuis 2012-2013 (Observatoire national de l'artificialisation).

La loi de lutte contre le dérèglement climatique et le renforcement de la résilience face à ses effets (loi n° 2021-1104 du 22 août 2021, dite *Climat et résilience*, Légifrance 2021a) entend lutter contre l'artificialisation des sols. Elle fixe l'objectif d'une « consommation totale d'espace observée à l'échelle nationale [...] inférieure à la moitié de celle observée sur les dix années précédant cette date [la promulgation de la présente loi] » (article 191), afin d'atteindre l'objectif national de zéro artificialisation nette des sols en 2050 inscrit au plan biodiversité interministériel présenté par le gouvernement à l'été 2018. Elle définit l'artificialisation nette comme « le solde de l'artificialisation et de la renaturation des sols constatées sur un périmètre et sur une période donnés » et l'artificialisation des sols comme « l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage » (article 192). Cette définition est complétée par le décret n° 2023-1096 du 27 novembre 2023 relatif à l'évaluation et au suivi de l'artificialisation des sols (Légifrance 2023b). Les surfaces artificialisées sont notamment celles « imperméabilisées en raison d'un bâti ou d'un revêtement » et celles « partiellement ou totalement perméables dont les sols sont stabilisés et compactés ou recouverts de matériaux minéraux ».

Les équipements de l'unité de méthanisation (incluant les infrastructures de stockage de la biomasse, du biogaz et des digestats; d'épuration et d'injection; de circulation des engins



Vue aérienne d'une unité de méthanisation
© Ph. Massit / OFB

motorisés, etc.) sont construits sur des plateformes techniques dont la surface est imperméabilisée ou stabilisée. Selon les données de l'enquête PRODIGE (ADEME & APCA 2022), l'emprise de ces plateformes est en moyenne de 1,1 ha pour les unités en cogénération (variant de 0,5 à 2,5 ha avec la puissance de l'unité) et de 2,2 ha pour les unités en injection (variant de 1,1 à 4 ha). Or si les unités en cogénération sont le plus souvent à la ferme, celles en injection sont en majorité localisées dans la plaine à l'écart des bâtis des fermes (ADEME & APCA 2022). Des plateformes de stockage déporté de digestat peuvent venir s'ajouter à cette surface. L'aménagement éventuel des voies d'accès existantes, voire la création de nouvelles routes, peut également artificialiser des surfaces de sols. L'intégrité des sols est également impactée par les équipements de transport de l'énergie (lignes électriques, canalisations de gaz).

Ces infrastructures contribuent donc, à leur échelle et en effet cumulatif, au grignotage des espaces agricoles²⁷. Esnouf et al. (2021) estiment cette consommation de surface à +3,5% et +5,5% pour la méthanisation agricole basée respectivement sur les cultures et sur l'élevage, par rapport au système de référence sans méthanisation (**Figure 5**).

Les perspectives d'évolution selon les scénarios de la prospective Transitions 2050 de l'ADEME de la surface dite « incompatible avec un usage NAF » associée à la méthanisation sont évaluées à environ 24 000 ha à l'horizon 2050, et ce quel que soit le scénario envisagé – de « frugal, S1 » à « pari réparateur, S4 » (ADEME 2021b, Durand & Eglin 2023).

1.2.2 Pose de clôtures en milieu agricole

Les unités de méthanisation sont protégées des intrusions par des clôtures généralement en grillage qui entourent la plateforme de quelques hectares. De par leur rôle de barrière, ces grillages constituent des obstacles pour la faune sauvage, voire peuvent être source de discontinuités et contribuer à la fragmentation du milieu.



²⁷ Dans son rapport aux ministres chargés de la Transition écologique, de la Cohésion des territoires, et de la Ville et du Logement en 2019, France stratégie note, d'une part, que 24% des constructions réalisées entre 2005 et 2013 l'ont été par mitage, et d'autre part que « pour le mitage, le deuxième déterminant après le logement individuel est la construction de bâtiments agricoles, qui représente 23% des constructions en mitage » (Fosse 2019).

1.2.3 Modifications des rotations et des assolements

Rotations

Les CVE d'hiver sont semées en automne (septembre-octobre), pour être récoltés au printemps (d'avril à début juin) (ARVALIS 2021, AAMF 2021). Elles peuvent être suivies la même année d'une culture alimentaire (maïs grain ou ensilage, haricots, etc.), d'une autre culture énergétique (maïs, sorgho, mélange spécifique, etc.). Les CVE d'été sont semés soit au printemps, juste après la récolte des CVE d'hiver, soit en début d'été par exemple après des pois de conserve récoltés début juin ou après une orge récoltée fin juin, voire après un blé les années où les récoltes sont précoces (début juillet) (Marsac et al. 2020, AAMF et al. 2021, Carton & Levavasseur 2022; **Figure 6**). Ces dates moyennes varient selon l'insertion dans les rotations, les variétés culturales, les conditions pédoclimatiques locales ou encore certaines situations météorologiques impactant les récoltes ou les possibilités de travaux agricoles (sécheresses, pluies persistantes) (ARVALIS 2021, 2022).

L'insertion des CVE dans les rotations peut s'opérer en culture principale, en culture intermédiaire entre deux cultures principales (Marsac et al. 2021, Carton & Levavasseur 2022) ou en double production, c'est-à-dire lorsque deux CVE se succèdent sur une même parcelle lors d'une campagne agricole. La succession céréales d'hiver-maïs est typiquement observée en grandes cultures, en France (Carton & Levavasseur 2022) comme chez certains autres pays grands producteurs de biogaz (Allemagne, Italie; SDES 2023a). Ces deux cultures se combinent bien d'un point de vue agronomique et agricole et produisent un bon rendement en termes de biomasse (Graß et al. 2013).

Dans un contexte de polyculture-élevage et sous condition de respect des obligations réglementaires applicables, des prairies permanentes sont parfois retournées (et perdent leur statut) pour introduire une rotation avec des prairies temporaires de 1, 2, 3 ans (méteils, ray-grass, trèfle, etc.) pour approvisionner les vaches et/ou le méthaniseur (ADEME & Solagro 2018, Cadiou 2023).

L'introduction de C(IV)Es conduit souvent à une augmentation de la durée des rotations par l'ajout de nouvelles cultures, mais ce n'est pas systématique (ADEME & Solagro 2018, Cadiou 2023); cela dépend des choix opérés par les agriculteurs.

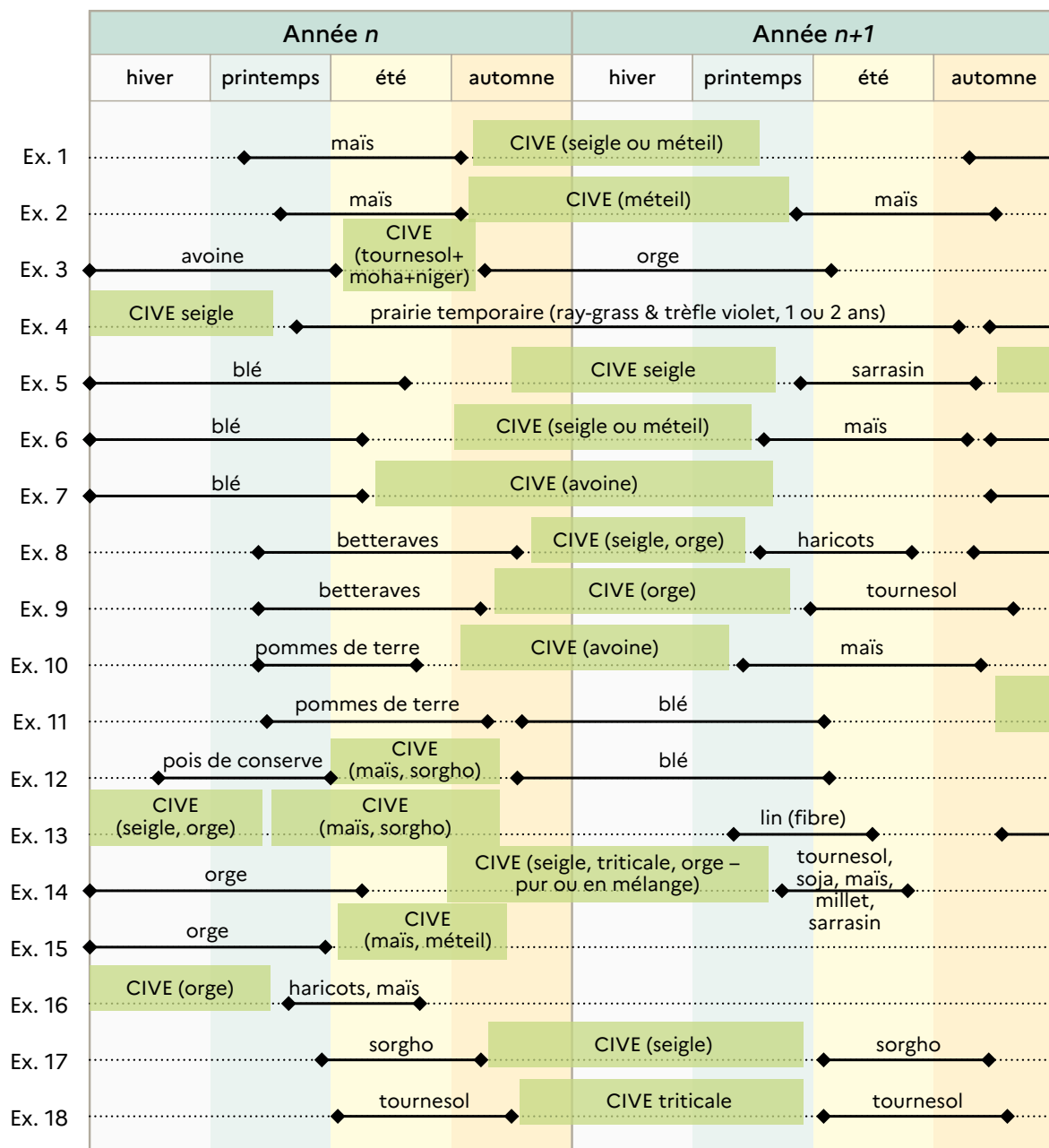
Ces choix sont guidés par une multiplicité de critères (AAMF 2021, Carton & Levavasseur 2022, Cadiou 2023) :

- stratégiques : autonomie de l'approvisionnement du méthaniseur avec des intrants issus de la ferme et des associés/voisins, ou à l'inverse approvisionnement extérieur issu du territoire privilégié pour ne pas toucher à la production alimentaire de la ferme;
- économiques : valorisation de la période d'interculture avec une CIVE d'été, culture d'une biomasse très méthanogène;
- agronomiques : introduction de fabacées, allongement et diversification de la rotation (conversion en AB);
- techniques vis-à-vis de la méthanisation : choix des espèces à valorisation énergétique pour ne pas apporter trop de viscosité ou de gras à la ration des méthaniseurs;
- d'opportunités (existence de contrats avec un industriel (pour la culture de pois, de haricots), récolte très précoce de blé permettant le semis d'une CIVE d'été).

Le choix de la culture par les agriculteurs est guidé en premier lieu par son rendement en biomasse; les autres critères étant la production de méthane, la simplicité de la culture, la précocité des récoltes, et le coût (AAMF et al. 2021).

Figure 6

Exemples d'insertion de cultures annuelles à valorisation énergétique (en vert) dans des rotations culturales, observés dans différents contextes agricoles d'élevage ou de grandes cultures associant céréales et oléoprotéagineux, cultures sarclées ou industrielles



Sources : AAMF 2021, Carton et al. 2022, Cadiou 2023, Bro obs. pers.

Les périodes entre les cultures peuvent être gérées de différentes manières : chaumes ou cannes sur pied, déchaumés, repousses, CIPAN (couverts semés, repousses, etc.), labour et sol laissé nu.

Année $n+2$				Année $n+3$			
hiver	printemps	été	automne	hiver	printemps	été	automne
blé				maïs			
blé				orge de printemps ou avoine			
CIVE triticale		prairie temporaire (trèfle violet, 1 an)					
blé							
blé							
blé							
betteraves							
pommes de terre							
CIVE (seigle, orge)		CIVE (maïs, sorgho)		betteraves			
betteraves							
blé							

Qualité des sols

Les modifications des pratiques culturales (dont l'épandage de digestats) et du machinisme peuvent entraîner des altérations des caractéristiques physico-chimiques et structurales des sols.

Le machinisme agricole induit par la récolte d'une CVE est susceptible de compacter le sol (Augustin *et al.* 2020). Dans le même temps, l'introduction d'une CIVE dans la rotation apporte des bénéfices agronomiques et environnementaux par rapport à un sol nu en interculture²⁸ (Launay *et al.* 2022, Levavasseur *et al.* 2023a). En effet, un couvert végétal limite l'érosion du sol par le vent et la pluie, ainsi que l'évaporation de l'eau du sol (mais induit de la transpiration par les plantes). Il favorise l'activité biologique dans le sol, ce qui améliore sa porosité et son rôle d'« éponge » grâce à une meilleure infiltration de l'eau en surface et à une plus grande capacité de rétention.

L'épandage de digestats est également susceptible de modifier les propriétés des sols en termes de pH, de quantité et de nature d'azote et de carbone, etc. (Launay *et al.* 2022, Karimi *et al.* 2022, Carton & Levavasseur 2022, INRAE & INRAE-Transfert 2023). Cette pratique présente un potentiel de contamination par divers polluants et déchets selon les intrants utilisés (cf. ci-dessous).



La nature des couverts et les pratiques agricoles influencent les caractéristiques physico-chimiques et biologiques du sol.
© E. Bro / OFB

²⁸. Dans les zones définies comme vulnérables au regard de la directive n°91/676/CEE dites Nitrates, une couverture végétale (CIPAN, culture dérobée, etc.) doit être maintenue en interculture.

Des textes récents et en cours d'élaboration en faveur des sols

La directive sur la surveillance et la résilience des sols en cours d'élaboration par l'Europe vise, d'après son orientation générale actuelle, à instaurer une surveillance et une évaluation de la santé des sols et à fournir des principes directeurs pour une gestion durable des sols (<https://www.consilium.europa.eu/fr/press/press-releases/2024/06/17/soil-monitoring-law-eu-on-the-pathway-to-healthy-soils-by-2050/>). La France soutient pleinement cet enjeu majeur qu'elle a d'ores et déjà intégré dans sa SNB 2030 (mesure 25 de l'axe II « Restaurer la biodiversité dégradée »).

Assolements

En grandes cultures, l'évolution des assolements faisant suite à l'introduction de la méthanisation agricole a été renseignée en 2020-2021 par AgroParisTech et INRAE dans le cadre d'une enquête auprès de 22 agriculteurs alimentant 11 méthaniseurs en Île-de-France (Carton & Levavasseur 2022, Carton *et al.* 2022). Les résultats montrent une augmentation de la sole de maïs et d'orge d'hiver au détriment de celles du blé, des betteraves ou du colza²⁹. Des légumes sont parfois introduits dans la rotation, des pois d'hiver avant une CIVE d'été, ou des haricots suite à une CIVE d'hiver. Ces deux cultures à haute valeur ajoutée sont considérées comme un bon précédent et un bon suivant des CIVE, auxquelles elles s'associent bien en termes de dates de récolte et de semis, ce qui les rend parfaitement compatibles dans ce système de culture combinant productions alimentaire et énergétique. L'enquête indique également que l'implantation de CIVE peut se substituer à des cultures intermédiaires piège à nitrates (CIPAN) ou à des surfaces d'intérêt écologique (SIE), et que certaines surfaces sont remises en herbe pour exploiter la biomasse produite.

Les enquêtes menées par Cadiou (2023) auprès d'agriculteurs-méthaniseurs dans un contexte d'élevage et de polyculture-élevage rapportent l'arrêt de la culture de céréales d'hiver, de colza, de maïs grain (et de prairies permanentes, cf. ci-dessous) au profit du seigle, du maïs ensilage et de prairies temporaires (luzerne, trèfle, ray-grass).

Une étude complémentaire d'ampleur nationale montre différents profils d'évolution des assolements suite à la construction d'un méthaniseur (Levavasseur *et al.* 2023b³⁰). Dans la majorité des cas répertoriés (379 unités de méthanisation), les changements ont été minimes, dans d'autres ils ont été significatifs. Celui décrit ci-dessus est bien répertorié ; il représente environ 20% des situations. Toutefois, cette proportion est probablement sous-estimée car la méthanisation reposant sur les CIVE en grandes cultures s'est développée récemment et l'historique des données est encore insuffisant pour permettre l'analyse BACI employée. Dans d'autres cas, la sole des cultures annuelles et des prairies permanentes a diminué au profit de celle des prairies temporaires ; ou à l'inverse les prairies permanentes ont progressé ainsi que le maïs aux dépens des prairies temporaires.

L'introduction de CIVE peut se traduire aussi bien par une diversification des cultures qu'une homogénéisation selon les contextes agricoles et les fermes. Cela dépend également de l'échelle

29. La baisse du colza est également expliquée par le contexte agricole (pression des ravageurs, émergence de résistances) et économique.

30. Croisement de la base de données SINOE - déchets organiques - méthanisation (géoréférencement des unités de méthanisation) et du registre parcellaire graphique (RPG, assolement déclaré à la PAC par les agriculteurs). Analyse des données d'assolement 3 ans avant et 3 ans après la construction d'une unité.

spatiale (proximité de l'unité de méthanisation) et de la période (hiver, été) considérées. Des assolements associés aux rotations très simples et courtes comme celle blé-orge-colza peuvent être diversifiés en cas d'introduction de cultures de légumineuses (**Figure 6**), mais la présence de CVE peut également créer de vastes blocs culturaux en été si sa sole devient importante. En grandes cultures d'Île-de-France, Carton *et al.* (2022) rapportent que « les CIVE sont cultivées chaque année sur 20 à 75 % de la SAU des exploitations enquêtées. Il est fréquent que plusieurs exploitations alimentent une même unité de méthanisation, si bien qu'au total ce sont 55 à 450 hectares par méthaniseur qui sont consacrés à la culture de CIVE ». Le déploiement de la méthanisation reposant massivement sur les CIVE est susceptible de renforcer certains modèles agricoles intensifs, voire de justifier leur persistance, plutôt que de les faire évoluer vers des systèmes plus agroécologiques (Beline *et al.* 2023, Cadiou 2023, Mesnil 2023). Il est donc potentiellement possible d'observer de grands blocs de culture de maïs à proximité des unités de méthanisation. Ce phénomène resterait limité en France (Levavasseur *et al.* 2023b). En effet, suite au retour d'expérience de l'Allemagne ou encore de l'Italie (Bartoli *et al.* 2016, Torrijos 2016, Vergara & Lakes 2019), la France a pris des mesures pour plafonner à 15 % la part de culture principale (hors prairies qui bénéficient de dérogation) entrant dans la ration des méthaniseurs (Décret n°2016-929 du 7 juillet 2016, Légifrance 2016), accompagné d'une décote du prix d'achat du m³ de biométhane. À noter cependant qu'une sole importante de maïs peut résulter d'effets cumulatifs. En effet, le maïs est une culture polyvalente, utilisée pour l'alimentation humaine et du bétail, la bioénergie (biogaz, bioéthanol) et le bioplastique. En 2020, sa sole était de 3,11 millions d'hectares en France (Agreste 2021), avec des disparités régionales marquées, sa culture pouvant occuper jusqu'à plus de 40 % de la SAU dans certaines régions (Agreste 2021, <https://www.intercereales.com/le-mais>).

Les CIVE étaient estimées occuper environ 3 % de la SAU en grandes cultures en 2018-2020, et 5 % des cultures principales de maïs fourrage et ensilage étaient estimées être utilisées pour la méthanisation (données de l'ONRB, FranceAgrimer 2022). En Pays-de-la Loire, la surface mobilisée par les CIVE et les cultures principales (maïs) pour la production de biogaz a été estimée à environ 0,1 % de la SAU en 2019 mais serait susceptible de sextupler pour atteindre les objectifs 2030 fixés par le Schéma régional biomasse (SRB) (DREAL Pays de la Loire, AILE & Téó 2021). Ce pourcentage est de l'ordre de 0,5 % en Bretagne (chiffre de 2020, DREAL Bretagne & AILE 2022) et 0,4 % dans le Grand Est (2020, DREAL Grand Est 2021). En Île-de-France, l'AREC (2024) rapporte pour l'année 2022 une surface moyenne de 272 ha de CIVE pour alimenter une unité agricole, variant de 25 à 970 ha (surface totale pour 42 unités : 11 411 ha).

Selon les estimations de l'ADEME (Durand & Eglin 2023), la surface nécessaire pour produire un TWh d'énergie respectivement sous forme de biométhane injecté et d'électricité produite en cogénération serait de :

- 48 kha et 66 kha pour des cultures principales;
- 53 à 70 kha, et 72 à 92 kha pour des CIVE (la valeur plus élevée résulte des changements induits dans les rotations et de la diminution du rendement de la culture suivante);
- 60,5 kha pour des prairies (biométhane injecté).

Retour d'expérience de l'Allemagne

L'expansion importante de la culture du maïs avec le développement de la méthanisation a été relevée en Allemagne dans le courant des années 2010 (Lüker-Jans *et al.* 2017, Vergara & Lakes 2019, Csikós *et al.* 2019). Cela a conduit à une homogénéisation des assolements tels que décrits par divers indicateurs comme la diversité des cultures (réduction de la sole en céréales et en betteraves, disparition de prairies), l'augmentation de la taille des parcelles, et la diminution de la longueur des lisières et de l'hétérogénéité du milieu (Csikós *et al.* 2019). Ces auteurs ont ainsi proposé de prendre la densité de cultures énergétiques comme un indicateur de transformation des paysages. Le phénomène s'observe à une échelle locale, autour des unités de méthanisation, mais également à une échelle régionale en fonction de la densité en unités de méthanisation. Selon l'analyse de Britz & Delzeit (2013), les transformations opérées en Allemagne auraient eu une ampleur suffisante pour entraîner des répercussions tangibles sur le marché agricole en termes de prix et de quantités, et d'induire des changements d'usage des sols à l'extérieur de l'Allemagne.



Grand bloc cultural de maïs
© E. Bro / OFB

1.2.4 Mise en culture d'habitats semi-naturels

La problématique du changement d'affectation et d'usage des sols pour la production de bioénergie a été largement documentée pour ce qui concerne les changements dits directs (dits CAS pour « changement d'affectation des sols »), c'est-à-dire la disparition concomitante d'écosystèmes naturels ou semi-naturels due à la mise en culture des terres (e.g. Kline *et al.* 2015, Mladenoff *et al.* 2016, Bispo *et al.* 2017). En revanche, les changements dits indirects,

par exemple liés à l'importation de produits issus de la déforestation (aliments pour le bétail, biocarburants, etc.), sont plus difficilement évaluable et ne sont généralement pas (ou peu) pris en compte dans les analyses (Tamburini et al. 2020b). Ce sujet est toutefois bien documenté pour le cas des biocarburants³¹. Selon les milieux et/ou les échelles concernées, les incidences sur l'environnement de cette disparition d'habitats semi-naturels peuvent concerner le microclimat local (évapotranspiration, albédo), les émissions de GES (dette initiale), ainsi que la qualité des sols, de l'air et des eaux.

Règlement de l'UE pour la restauration de la nature

Le règlement européen sur la restauration de la nature (Union européenne 2024), publié au Journal officiel le 29 juillet 2024, prévoit la restauration des écosystèmes dégradés d'ici à 2050. Sur les espaces agricoles (article 11), l'amélioration doit concerner au moins 2 des 3 indicateurs : « stockage de carbone dans les sols », « proportion des terres avec des éléments topographiques à haute diversité » et « papillons des prairies », ainsi que les oiseaux des milieux agricoles si leur évolution à long terme est défavorable (cas de la France). Les pollinisateurs sont également concernés (article 10). Parallèlement, l'article 6 donne aux États la possibilité d'exempter les installations produisant des EnR de ces obligations réglementaires sous certaines conditions. Les plans nationaux de restauration sont en cours d'élaboration.

Les prairies

La disparition de prairies permanentes sous la pression de la demande de biomasse énergétique a été rapportée en Europe au cours de la décennie passée (Bowyer et al. 2020, Lüker-Jans et al. 2017). En France, l'herbe issue des prairies permanentes (et des bandes tampon enherbées) peut être mobilisée pour la méthanisation, par dérogation à la notion de culture principale (Légifrance 2022a). Elle est rapportée dans certaines régions, en petite quantité en tonnage annuel d'intrants (**Tableau 2**). Les études de Levvasseur et al. (2023b) (voir note 30) et Cadiou (2023) montrent que la méthanisation peut entraîner dans certains cas un retournement de prairies permanentes au profit d'une culture énergétique annuelle ou de prairies temporaires. Cela peut s'accompagner d'une évolution de l'atelier élevage, par exemple une mise en stabulation plus longue voire permanente des animaux (ce qui permet aussi de récupérer leurs déjections pour la méthanisation). À l'inverse, dans d'autres cas, la surface en prairie permanente peut augmenter avec la méthanisation. Les trajectoires des fermes sont donc diversifiées. À l'échelle nationale et pour l'échantillon étudié d'unités de méthanisation, l'évolution de la surface en prairie est qualifiée de peu significative (Levvasseur et al. 2023).

31. L'extension des terres cultivées pour la production intensive de biocarburants (biodiesel et bioéthanol) à partir de biomasse de 1^{re} ou 2^e génération s'est souvent faite au détriment d'habitats naturels ou semi-naturels. La culture du soja et de la canne à sucre sur des surfaces préalablement occupées par les forêts atlantique et amazonienne ou le cerrado au Brésil ; la déforestation de la forêt équatoriale pour cultiver la canne à sucre et le jatropha en Afrique, le palmier à huile en Asie du sud-est, ou encore la culture de maïs, de soja sur des surfaces forestières et des prairies aux USA sont des exemples bien décrits (Brown 2008, Verdade et al. 2012, Kline et al. 2015, Miladenoff et al. 2016, Elobeid et al. 2019).

Mesures de préservation de certaines prairies

Le risque de disparition de prairie vise à être limité tant par la directive RED que par la PAC (et la SNBC). Toutes deux entendent en effet préserver des habitats bénéficiant d'une reconnaissance au titre de leur valeur pour la forte biodiversité qu'ils abritent.

- La conditionnalité environnementale des aides de la PAC 2023-2027 (écorégime, BCAA n°1 et n°9; MASA 2022) vise à limiter le risque de retournement des prairies permanentes en terres arables à l'échelle régionale. Le retournement de prairies permanentes, hors prairies sensibles, reste cependant autorisé et n'est pas soumis à autorisation préalable tant que la diminution du ratio annuel régional des prairies permanentes est de moins de 2% par rapport au ratio de référence (de 2018, Légifrance 2023c). Les surfaces désignées comme prairies sensibles sont les « surfaces pastorales faisant partie du zonage Natura 2000 » et les « prairies permanentes majoritairement herbacées faisant partie des zones Natura 2000 qui présentent une richesse importante en biodiversité »³². Ces dispositions restent toutefois des obligations réglementaires pour pouvoir prétendre à recevoir de l'argent public. Ces BCAA ont fait l'objet d'assouplissement début 2024 pour répondre à la crise agricole³³.
- La directive RED (Parlement & Conseil européens 2022) complète ces dispositions en les étendant. Elle spécifie dans son article 29 des critères de durabilité pour la production « des biocarburants, bioliquides et combustibles issus de la biomasse ». Ces critères visent à protéger les « terres de grande valeur en termes de diversité biologique », parmi lesquelles des prairies (alinéa 29.3.d). Ne peuvent être exploitées les prairies de plus de 1 ha qui sont soit :
 - des « prairies naturelles, à savoir celles qui, en l'absence d'intervention humaine, resteraient des prairies et qui préservent la composition des espèces naturelles ainsi que les caractéristiques et processus écologiques » ;

32. Ces prairies sont identifiables sur Telepac en cochant la couche « prairies sensibles » du RPG.

33. « La Commission européenne vient de publier ses propositions pour répondre à la crise agricole qui touche l'ensemble de l'Union européenne. Elles concernent à la fois la Politique agricole commune et l'amélioration de la place des agriculteurs dans la chaîne de valeur alimentaire.

• **Sur la BCAA 1** (ratio sur les prairies permanentes), la Commission européenne fait droit de plusieurs demandes de la France en proposant une refonte importante des règles applicables : prise en compte de la déprise de l'élevage dans le calcul des ratios de référence, prise en compte des surfaces qui ne sont plus déclarées par des agriculteurs qui ne répondent plus au critère d'agriculteur actif à compter de 2023, assouplissement de l'obligation de réimplantation notamment en cas d'artificialisation des terres.

• **Sur la BCAA 8** (jachères et/ou éléments topographiques) la Commission répond à la demande de la France de pérennisation de la dérogation accordée pour 2024 qui va dans la bonne direction. Désormais, la part minimale de surfaces en terres arables dédiée à des éléments et zones non productives ne sera plus exigée au titre de la conditionnalité. En contrepartie, les États membres sont tenus de proposer aux agriculteurs de leur pays des options d'écorégime permettant de rémunérer des pratiques qui contribuent aux objectifs de maintien, création d'éléments et surfaces non productifs sur les terres arables, ce que la France propose déjà dans son Plan stratégique national (PSN). Il s'agit d'une simplification majeure et bienvenue.

• **Sur la BCAA 9** (prairies sensibles), la France a également obtenu de la Commission des souplesses pour les exploitations, de façon à maintenir le potentiel de production de ces prairies notamment en cas d'aléas climatiques ou en présence de nuisibles ou espèces invasives tout en ne remettant pas en cause leur nécessaire protection.

• **Sur la BCAA 7** (rotation), la France salue la proposition de la Commission qui permet désormais aux États membres de remplir les obligations de rotation établies alternativement par des obligations de diversification des cultures ce qui simplifiera grandement la gestion des assolements de certaines exploitations françaises.

De plus, les évolutions de la réglementation européenne en matière de climat et d'environnement, n'entraîneront plus de mise à jour ou d'adaptations automatiques des PSN au cours de leur mise en œuvre pour les textes qui entrent en vigueur après le 31 décembre 2025 ce qui permet de renforcer la stabilité des règles applicables aux agriculteurs d'ici à la prochaine réforme de la PAC post-2027. » (communiqué de presse du ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire du 15 mars 2024 ; <https://agriculture.gouv.fr/leurope-avance-au-service-des-agriculteurs-en-proposant-des-mesures-de-simplification-portees-par>).

- des « prairies non naturelles, à savoir celles qui, en l'absence d'intervention humaine, cesseraient d'être des prairies, et qui sont riches en espèces et non dégradées et ont été identifiées comme présentant une grande valeur sur le plan de la biodiversité par les autorités compétentes en la matière », sauf « à produire des éléments attestant que la récolte des matières premières est nécessaire à la préservation du statut de prairie présentant une grande valeur sur le plan de la biodiversité ». La définition de ces prairies a été précisée dans l'acte d'exécution de la commission européenne n°1307/2014 du 8 décembre 2014, faisant référence aux habitats ou espèces listées en annexes des directives européennes Habitats-Faune-Flore et Oiseaux et couverts par le réseau Natura 2000. Les articles 26 et 28 précisent en outre des « règles spécifiques applicables aux biocarburants, aux bioliquides et aux combustibles issus de la biomasse produits à partir de cultures destinées à l'alimentation humaine et animale » (comme l'orge, le maïs ou encore le tournesol) en matière de changement d'affectation ou d'usage des terres, pour ce qui concerne le « secteur des transports routier et ferroviaire » (dont le bioGNV).

Selon Hansson *et al.* (2019), le statut des prairies permettrait de protéger 9 à 11 millions d'hectares de prairies naturelles (soit 39 à 48 %) dans l'UE (des 28) et 10 à 38 millions d'hectares de prairies non naturelles (soit 15 à 54 %), conformément aux critères de durabilité de la directive RED en matière de stock de carbone et de biodiversité. Les fourchettes proviennent des statuts et données utilisées pour les zonages.

La SNBC (MTECT 2022) vise également à préserver les prairies permanentes pour « stopper le déstockage actuel de carbone des sols agricoles et inverser la tendance, en lien avec l'initiative 4p1000, les sols pour la sécurité alimentaire et le climat » (orientation A4).



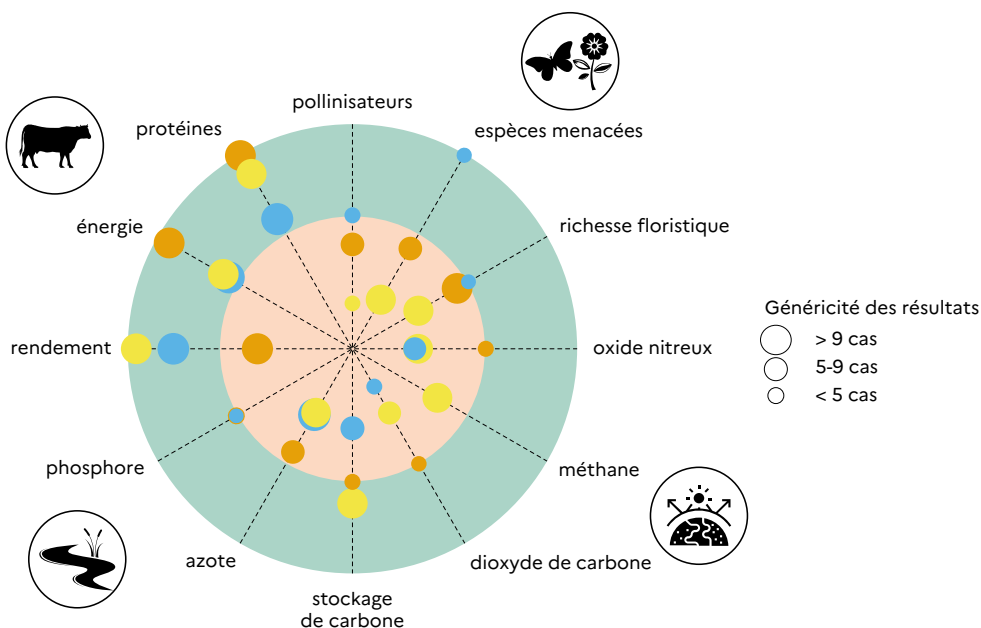
Prairie en cours de semis de maïs après labour
© R. François

Les pratiques de gestion sont également à considérer, avec un risque d'intensification concernant le nombre de fauches et la fertilisation, deux facteurs déterminants pour la biodiversité (Bengtsson *et al.* 2019, Schils *et al.* 2022 ; **Figure 7**). Ce risque est avéré comme l'attestent certains témoignages recueillis lors d'enquête (Cadiou 2023) mais cette pression n'est pas quantifiée actuellement.

Figure 7

Impact sur 12 indicateurs de l'intensification de la gestion des prairies permanentes

Retournement (●), augmentation de la fréquence des récoltes (●), fertilisation (●). L'effet est favorable lorsque le cercle correspondant se trouve dans la zone verte, défavorable dans la zone orange, neutre sur la ligne circulaire séparant les deux zones.



Source : D'après Schils *et al.* 2022

Les terres dites marginales

Certains auteurs étudiant les scénarios de gestion de l'espace préconisent la mobilisation de terres dites « marginales » pour produire de la biomasse énergétique tout en limitant la compétition avec les cultures alimentaires. Bien qu'assez largement utilisé, le terme de marginal est contesté car imprécis. Si elle n'est pas implicite, sa définition varie d'une personne ou d'un acteur à l'autre (Dale *et al.* 2010, Dauber *et al.* 2012, Costello & Ayoub 2019, von Cossel *et al.* 2019a). Ainsi, les terres marginales peuvent être les surfaces qualifiées de « non productives » (friches agricoles, bords de champs, bords de fossés, jachères, etc.), des terres de moins bonne qualité où la production agricole est plus limitée (sols superficiels, mouillères, etc.), des terres dégradées (par exemple les friches contaminées sur d'anciens sites industriels). Les surfaces considérées sont donc variées en taille et en localisation. Cette perspective de mobiliser des terres dites marginales s'inscrit dans un périmètre de considérations multiples liées à (1) la biophysique des milieux et les besoins écologiques des plantes, (2) la prise en compte des autres enjeux environnementaux (GES, sol, eau, biodiversité), et des aspects sociaux, économiques et commerciaux (Dauber *et al.* 2012, von Cossel 2020).



Pointe de parcelle laissée en friche depuis quelques années. Elle présente une structure hétérogène composée de plantes herbacées et de buissons épars. Généralement riche en graines et en insectes au printemps-été, ce type de couvert est colonisé par tout un cortège d'espèces animales invertébrées et vertébrées.

© E. Bro / OFB

- **Les friches** : non entretenu depuis plusieurs années, le couvert de ces espaces présente un état transitoire où la végétation spontanée se développe. Herbacée au départ, elle tend à évoluer à terme vers un milieu arbustif. Certaines friches pourraient être proposées comme des surfaces propices à la production de biomasse énergétique – Dauber et al. (2012) mentionnent par exemple les terres contaminées d'anciens sites industriels, d'autant plus que certaines plantes ont des capacités assainissantes des sols vis-à-vis de métaux lourds.
- **Les infrastructures agroécologiques** (IAE ; haies, bosquets, bords de champs, bandes herbacées, mares, fossés, murets) et **les jachères** : elles occupent une surface généralement limitée mais leur maillage « interstitiel » dans le paysage agricole et leurs rôles fonctionnels leur confèrent une importance dans la filtration des pollutions diffuses (zones tampon), la lutte contre l'érosion des sols, la régulation des bioagresseurs ou encore en tant que ressources alimentaires pour diverses espèces animales – oiseaux, mammifères, batraciens, insectes... (e.g. Costello & Ayoub 2019). Bien que leur importance soit maintenant reconnue dans le bon fonctionnement de l'écosystème agricole, les surfaces en jachère peuvent cependant être mobilisées. Ce fut le cas dans les années 2000 pour produire des biocarburants³⁴ ; c'est de nouveau le cas depuis 2022³⁵ pour produire davantage et compenser les perturbations

34. La production de biocarburants visait à répondre aux objectifs du protocole de Kyoto pour réduire les émissions de GES. En France, les cultures industrielles de colza (principalement), tournesol, blé et betteraves ont été encouragées par des aides de la PAC (Agreste 2008). Ainsi, en 2006, « 26 % de la surface du gel* ont été réorientés vers ces productions intensives. Si celles-ci visent à contribuer à la réduction des émissions de carbone fossile émis par les transports routiers principalement, elles n'améliorent pas l'environnement local ni la biodiversité des espaces cultivés, surtout dans les systèmes de production intensive où le déséquilibre environnemental présente le plus d'acuité. » (CGAAER & IGE 2007). (*403 800 ha sur 1,56 million).

35. **Campagnes 2022 et 2023** : décision de la Commission européenne du 23 mars 2022 puis du 27 juillet 2022 d'autoriser à titre exceptionnel les agriculteurs à cultiver leur surface déclarée en jachère à la PAC (hors jachère mellifère), c'est-à-dire à conduire une culture de printemps (protéagineux, oléagineux), en mobilisant les intrants normalement nécessaires ou à faucher ou faire pâturer cette surface (Légifrance 2022b). Cette valorisation est sans conséquence sur le calcul des critères d'éligibilité au paiement vert, les surfaces restant comptabilisées au titre des SIE et de la diversification des cultures. La surface concernée en France est d'environ de 300 000 ha, soit < 1 % de la SAU (26,7 millions d'hectares), et presque 2 % de la surface en terres arables (communiqué de presse du ministère en charge de l'agriculture du 31 mars 2022). La dérogation pour la campagne 2023 précise que les surfaces déclarées en jachères ne peuvent pas être cultivées en maïs, soja et taillis à courte rotation (communiqué de presse du ministère en charge de l'agriculture en date du 5 août 2022, <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/131564>).

Campagne 2024 : possibilité de cultiver des plantes fixatrices d'azote ou des cultures dérobées sur les surfaces qui seraient sinon en jachère, sans emploi de produits phytopharmaceutiques (communiqué de presse de la Commission européenne du 31 janvier 2024, https://europa.eu/newsroom/ecpc-failover/pdf/ip-24-582_fr.pdf; <https://agriculture.gouv.fr/derogation-obligation-de-maintenir-des-jacheres-sur-les-terres-arables-pour-la-campagne-pac-2024>).

des marchés agricoles suite à l'invasion de l'Ukraine par la Russie (l'Ukraine est un producteur et exportateur important de blé, maïs, colza, tournesol). La culture de biomasse-énergie n'y est pas prévue, mais la mobilisation de ces surfaces peut être vue comme un risque de changement d'usage des sols à l'avenir.

Mesures de préservation des infrastructures agroécologiques et des jachères

L'importance des services environnementaux rendus par ces éléments est maintenant bien reconnue dans le bon fonctionnement de l'écosystème agricole, et la conditionnalité la PAC 2023-2027 vise à les préserver dans le cadre de la BCAE 8. Cette mesure entend maintenir les particularités topographiques et une part minimale des terres arables dédiée à des infrastructures agroécologiques (<https://agriculture.gouv.fr/la-conditionnalite-des-aides-pac>). Cette BCAE a fait l'objet d'assouplissement début 2024 pour répondre à la crise agricole (voir note 33).

- **Milieux humides :** parmi les plantes testées par différentes équipes de recherche en Europe pour être alternatives au maïs, plusieurs sont des espèces pérennes requérant des précipitations suffisantes pour développer leur potentiel de biomasse, ou appréciant les sols frais voire humides (Melts et al. 2013, 2019; Ruf et al. 2019; Hartung et al. 2020). Développer la paludiculture sur certaines terres humides est évoqué comme un moyen de produire de la biomasse en valorisant des terres peu productives d'un point de vue de la production alimentaire sans entrer en compétition avec celle-ci (vision dite « ségrégative » de l'usage des terres) (Sidemo-Holm et al. 2021, von Cossel et al. 2019). Les rives de gravières en fin de carrière sont également évoquées.



Exemple de paludiculture de roseaux dans un polder expérimental dans la région de Bederkesa (Allemagne)
© Hannes Grobe / CC-BY-SA-4.0

Mesures de protection des zones humides

Ces espaces peuvent abriter des espèces à enjeu de conservation, voire être des points chauds de biodiversité et être protégés par différentes réglementations à l'échelle européenne (DHFF, DO, DCE, PAC (BCAE 2)) et nationale (loi sur l'eau et les milieux aquatiques, loi Grenelle, etc.) (centre de ressources milieux humides OFB(2)). La SNBC (MTES 2022) vise également à préserver les milieux agricoles humides pour stopper le déstockage actuel de carbone des sols agricoles (orientation A4).

Lutte contre le changement climatique et besoins en eau et en terres : un compromis à trouver

À l'échelle mondiale, le GIEC attire l'attention sur le risque de changement d'affectation ou d'usage des sols inhérent au développement des filières de la bioénergie pour atténuer le CC car elles nécessitent de vastes surfaces de terres (IPCC/GIEC 2019). Ces nouveaux besoins en terres risquent d'entrer en compétition avec les usages agricoles existants, de conduire à une augmentation des prix des denrées alimentaires, et d'induire davantage d'intensification (utilisation de fertilisant et d'eau) avec des implications en matière de pollution de l'eau et de l'air. Bonsch *et al.* estimaient en 2016 un doublement des besoins en eau à l'horizon 2100 pour produire la biomasse (lignocellulosique) nécessaire. Dans le cas où les cultures ne seraient pas irriguées, ils estimaient un besoin supplémentaire de surface de + 40 %, nécessitant la conversion de prairies et de forêts, milieux qui sont des puits de carbone (Gac *et al.* 2010).

Ainsi, la lutte contre le CC, l'usage des terres, les besoins en eau et la préservation des milieux sont-ils des composantes d'un « *multi-lemme* » qui doit être évalué de sorte à éclairer les trajectoires à prendre pour le futur, à l'échéance de 30, 50, 100 ans.

Dans son feuillet « Sols », à l'horizon 2050, l'ADEME évalue la surface en biomasse pour la production d'énergie à partir de biogaz à 2,5-3,6 millions d'hectares (plus 9 millions d'hectares en cultures intermédiaires non récoltées pour assurer une sécurité d'approvisionnement et des bénéfices agronomiques) selon les scénarios étudiés (Durand & Eglin 2023), pour une SAU totale (en 2020) de 26,9 millions d'hectares (Agreste 2021). Ces chiffres appellent à être vigilants quant aux compromis entre la production d'énergie/lutte contre le CC, la production alimentaire/sécurité alimentaire et les besoins en eau pour les différents usages en particulier dans le contexte de CC actuel.

1.3 Exploitation directe des ressources

1.3.1 Besoins en matériaux et en énergie

La construction d'une unité de méthanisation, son exploitation et la distribution de l'énergie requièrent des matériaux métalliques et minéraux. Ces besoins en ressources peuvent potentiellement générer des changements d'affectation indirects des sols.

L'ACV réalisée par Esnouf et al. (2021) montre, pour la production de biométhane d'origine agricole, comparée à la référence « gaz fossile », un besoin accru de ces ressources (**Figure 5**). Cela est lié à l'usage d'électricité pour le fonctionnement de l'unité. En revanche, l'indicateur concernant le besoin en ressources énergétiques montre une bonne performance avec une économie de près de 70 %, du fait de la production locale d'énergie. L'unité modélisée dans cette ACV considère une production de biométhane injecté dans le réseau de gaz, ces chiffres sont donc susceptibles d'être différents pour une unité qui produit de l'électricité. Les phases de construction et de démantèlement de l'unité ne sont pas prises en compte dans l'étude.



Les besoins en matériaux participent à des modifications d'affectation du sol.
© E. Bro / OFB

1.3.2 Besoins en eau

Les besoins en eau sont un point de vigilance que relève l'ACV de la production de biométhane (Esnouf et al. 2021, **Figure 5**). Dans cette analyse, ces besoins concernent d'une part l'irrigation des cultures et d'autre part l'usage d'électricité pour le fonctionnement de l'unité (électricité à 75 % d'origine nucléaire dans le mix énergétique français, avec des centrales refroidies à l'eau).

L'enquête menée en 2021 par l'AAMF auprès d'un panel d'une centaine de ses agriculteurs adhérents a montré qu'environ un tiers d'entre eux irriguait ses CVE (AAMF 2021). La pratique de l'irrigation est généralement préexistante à la méthanisation mais elle peut aussi être introduite, notamment en cas de diversification des cultures (Carton & Levavasseur 2022). L'irrigation des CVE d'été, en particulier du maïs, n'est pas jugée prioritaire par rapport à celle des cultures alimentaires, et n'est pas systématique, mais elle peut être pratiquée en cas de besoin pour sécuriser la levée et/ou la production de biomasse. En revanche, les cultures d'été à haute valeur ajoutée ou sous contrat, introduites en rotation avec les CIVE d'hiver (**Figure 6**), peuvent nécessiter de l'irrigation ; d'autant plus qu'elles sont positionnées après une CIVE d'hiver qui a exploité au préalable les réserves hydriques du sol, ce qui peut limiter leur recharge et pénaliser la culture suivante (Marsac et al. 2019, ARVALIS et al. 2022a, Carton & Levavasseur 2022, Launay et al. 2022).

Ces besoins en eau d'irrigation interrogent le modèle de double production annuelle, tout particulièrement au regard des modifications de régime des précipitations engendrées par le CC, que les précipitations d'hiver et/ou de printemps soient déficitaires et ne permettent pas

de reconstituer les réserves pour les cultures d'été, ou que les étés soient particulièrement et/ou durablement secs et caniculaires (cas des années 2022 et 2023, Météo-France (1,2)). Dans ce contexte, le choix des espèces cultivées en CIVE en fonction de leurs besoins en eau et des itinéraires culturaux est important tant pour sécuriser la disponibilité de la ressource en eau que la production de biomasse (voir les référentiels techniques d'ARVALIS : programmes OPTICIVE, Marsac et al. 2019; VALOCIVE, ARVALIS 2021; RECITAL, ARVALIS et al. 2022a; ou des chambres d'agriculture). Si le volume total en eau requis est une question à part entière au regard de la disponibilité de la ressource, le choix des espèces cultivées pour la production de gaz devrait aussi considérer leur empreinte hydrique³⁶, c'est-à-dire le volume d'eau nécessaire par unité d'énergie produite (m^3 d'eau/MWh d'électricité, MJ de chaleur, ou Nm^3 de gaz) dans l'optique d'optimiser les compromis.

Les prélèvements en eau pour l'irrigation peuvent être susceptibles de contribuer à l'altération des milieux aquatiques de surface, en particulier en période d'étiage. Le niveau des eaux de surface comme souterraines est devenu un sujet particulièrement prégnant avec les sécheresses de ces dernières années. L'observatoire ONDE (EauFrance (2)) rapporte en effet que 21,3% des cours d'eau suivis étaient asséchés l'été 2022, une valeur jamais enregistrée depuis 10 ans (NatureFrance 2022). Les nappes d'eau souterraines étaient également à des niveaux très bas à cette période du fait de l'absence de précipitations et des prélèvements (BRGM 2022). La part de prélèvements pour l'irrigation des CVE n'est toutefois pas connue (SDES 2023b).



Irrigation au canon d'un maïs
© E. Bro / OFB

Maïs à valorisation énergétique. Semé mi-mai en semis direct juste après la récolte d'un seigle; non irrigué; ses pieds étaient très chétifs en septembre 2022 après la sécheresse estivale.
© E. Bro / OFB



36. Le critère « empreinte hydrologique par Giga Joule produit » permet de classer les cultures les unes par rapport aux autres et d'évaluer quantitativement le meilleur compromis entre production d'énergie et besoins en eau. Gerbens-Leenes et al. (2009) ont évalué l'empreinte du miscanthus et du peuplier en Europe de l'ouest à 20 et 22 m^3 d'eau/GJ d'énergie produite, et moitié moins pour le maïs et le blé (9 m^3 /GJ). Bien que plus résistant au stress hydrique, l'empreinte du tournesol est évaluée à 27 m^3 /GJ; celle du colza à 67 m^3 /GJ. Ces estimations sont issues du modèle CROPWAT de la FAO et sont attachées à des hypothèses (par exemple des données pédoclimatiques et d'évapotranspiration moyennes) et ont leur limite; elles constituent donc un ordre de grandeur à préciser notamment à l'aune des effets du CC et des sécheresses sur ces cultures.

1.3.3 Mortalités accidentelles de la faune sauvage

Les mortalités accidentelles sont catégorisées comme une exploitation non intentionnelle d'espèces (Cherrier *et al.* 2021). Le machinisme lié au fonctionnement d'une unité de méthanisation, que ce soit pour le transport (approvisionnement en biomasse, exportation et épandage du digestat) et/ou pour la récolte de biomasse végétale cultivée, est susceptible d'occasionner des mortalités de la faune sauvage par destruction, écrasement ou collision.

Provenance des intrants

L'étude PRODIGE réalisée sur un échantillon national d'unités de méthanisation agricoles indique que la majorité des intrants provient des fermes porteuses des unités, en cohérence avec la recherche d'autonomie d'approvisionnement, soit 60 % (injection) ou 70 % (cogénération) du tonnage (ADEME & APCA 2022). Le complément est assuré par des intrants venant d'agriculteurs tiers (respectivement 13 et 12 %) et de sources externes à l'agriculture comme les industries agro-alimentaires (25 et 18 %). 90 % des gérants de méthaniseurs y ont recours.

Des rapports régionaux sur la méthanisation montrent une grande variabilité des distances d'approvisionnement des méthaniseurs selon les intrants (DREAL GE 2022, AREC 2024). L'approvisionnement peut ainsi provenir du site même où est implantée l'unité, être local (quelques kilomètres) mais aussi plus lointain. Quelques centaines de kilomètres sont parfois reportées dans le cas de déchets issus d'abattoirs, d'industries agro-alimentaires ou de cuisine.

L'analyse des gisements et des besoins réalisée par FranceAgrimer (2022) dans le cadre de l'Observatoire national des ressources en biomasse, soulignait des pénuries potentielles de certains intrants dans certaines régions et/ou certaines années et évoquait l'éventualité de flux interrégionaux de biomasse.



Tracteur et benne contenant de la biomasse végétale en partance pour le silo d'une unité de méthanisation
© E. Bro / OFB

Valorisation du digestat

Le digestat issu des unités de méthanisation agricoles est généralement épandu à proximité, majoritairement sur les terres du ou des agriculteurs-méthaniseurs, le complément sur celles des agriculteurs voisins (ADEME & APCA 2022, AREC 2024). En revanche, les distances des épandages peuvent être de plusieurs dizaines de kilomètres dans le cas d'unités adossées à des industries et ou des stations d'épuration (DREAL GE 2022). Les distances d'épandage peuvent être plus élevées, de l'ordre de la centaine de kilomètres, dans le cas de sites de stockage déportés.

1.4 Risques de pollutions

1.4.1 Pollutions diffuses du sol et de l'eau

L'épandage des digestats, la culture de biomasse à valorisation énergétique, ainsi que le stockage de la biomasse et du digestat au niveau des plateformes présentent un risque de pollutions diffuses des sols et de l'eau. Ces pollutions rejoignent des enjeux cités pour les épandages de matières organiques fertilisantes d'origine résiduaire (Mafor, Houot et al. 2014). L'expertise collective concernant ces produits concluait, en 2014 que « les travaux menés en conditions réelles, conformes à la réglementation en vigueur, ne montrent pas d'accumulation de composés traces organiques, ni dans les sols ni dans les végétaux. Des transferts dans les eaux sont néanmoins susceptibles de se produire. L'expertise pointe en outre le manque de connaissance sur la transformation, le devenir et la toxicité des composés traces organiques. Quant aux éléments traces minéraux, très persistants dans l'environnement, tout épandage de Mafor en contenant contribue à leur accumulation progressive dans les sols. »

La contamination des sols qui s'ensuit pourrait potentiellement se retrouver dans les réseaux alimentaires via leur mobilisation et leur métabolisation par les plantes³⁷.

Ces pollutions peuvent contribuer aux altérations chimiques des milieux terrestres (GIS Sol – RMQS) et aquatiques (EauFrance (1) – ADES pour les eaux souterraines, NAÏADES pour les eaux de surface). Les risques d'eutrophisation, d'acidification, et d'écotoxicité ont été mentionnés comme des points de vigilance par Esnouf et al. (2021) (**Figure 5**). La part de la méthanisation relativement à celle des autres activités agricoles et humaines sur les pollutions des milieux à moyen et long termes reste à documenter.



³⁷. Étude de Sunyer-Caldú et al. (2023) sur le chou chinois pak-choï (expérimentation en conditions hydroponiques sous serre).

Le cahier des charges Dig

Le digestat est par définition un déchet soumis à plan d'épandage. Sous réserve d'homologation, d'autorisation de mise sur le marché, de respect d'une norme ou d'un cahier des charges, il peut être considéré comme un produit et commercialisé. Atout de la méthanisation, la valorisation agronomique du digestat en tant que matière fertilisante permet de gagner en autonomie et participe à l'économie circulaire (plan Énergie méthanisation autonomie azote-EMAA, MEDDE & MAAF 2013). Il est épandu sur des parcelles sous forme brute ou après divers traitements (séparation, stockage). Fractionné, il peut être épandu en fin d'hiver sous sa forme liquide en tant que fertilisant, et sous sa forme solide généralement au printemps ou en automne en tant qu'amendement (Carton *et al.* 2022).

Par dérogation au principe général d'autorisation de mise sur le marché (AMM) des matières fertilisantes (articles L. 255-1 et suivants du code rural et de la pêche maritime), et sous réserve que l'efficacité et l'innocuité pour l'humain, les animaux et leur environnement soient garanties, les matières fertilisantes peuvent être dispensées d'AMM si elles sont conformes à un cahier des charges approuvé par arrêté du ministre de l'agriculture après avis de l'Anses. Dans ce contexte, trois cahiers des charges ont d'abord été approuvés (DigAgri 1, 2 et 3) pour la mise sur le marché et l'utilisation de digestats de méthanisation d'intrants agricoles et/ou agro-alimentaires en tant que matières fertilisantes. Ils ont été remplacés en octobre 2020 par un cahier des charges unique (Dig, Légifrance 2020).

Ce cahier des charges encadre (entre autres) :

- l'origine des intrants ;
- la production de digestat (procédé et température de digestion, temps de séjour moyen du digestat dans le digesteur) et son stockage ;
- le statut sanitaire du digestat *via* des autocontrôles du produit au regard de valeurs seuils maximales pour 8 éléments traces métalliques, 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques, 2 micro-organismes pathogènes, et en déchets dits « inertes » et « impuretés » ;
- les conditions d'épandage du digestat – délai, quantité (plan de fertilisation, apports maximaux admissibles en éléments traces métalliques (ETM) et certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)), parcelles (cultures principales et intercultures (autres que maraîchères, légumières fourragères ou consommées crues) et prairies).

Nitrates

→ CIVE

L'introduction d'une CIVE dans la rotation appelle une fertilisation supplémentaire pour répondre à ses propres besoins en azote et compenser la perte créée pour la culture suivante (Launay *et al.* 2022). Elle permet aussi d'augmenter sensiblement le rendement en biomasse de la CIVE³⁸ (Marsac *et al.* 2019, 2020). L'enquête par Carton & Levavasseur (2022) indique que (1) l'orge d'hiver CIVE reçoit la même fertilisation que l'escourgeon grain par épandage du digestat en sortie d'hiver, et qu'une légère surfertilisation des céréales d'hiver est *parfois* pratiquée en vue de la CIVE d'été ; et (2) le maïs CIVE est également fertilisé – moins que le maïs grain – et la fertilisation n'est pas faite avec du digestat pour des questions logistiques et de temps lors des semis d'été. Cela est toutefois rapporté dans le bilan régional de la méthanisation en Île-de-France (AREC 2024). Ce bilan rapporte également que l'épandage

38. L'atelier méthanisation a un impératif de rentabilité fort (Cadiou 2023), les CIVE ont donc un objectif de rendement.

de digestats se pratique aussi au printemps et en été, ainsi qu'en automne notamment sur des cultures d'hiver, ce qui accroît le risque de lixiviation des nitrates.

Plusieurs études concluent que la lixiviation des nitrates n'est pas plus importante pour une fertilisation avec un digestat (atout agronomique de la méthanisation) que pour une fertilisation conventionnelle du fait (1) d'une meilleure efficacité de l'azote dans le digestat (il est plus assimilable par les plantes) et (2) de l'optimisation de la dose³⁹ et de la période de fertilisation (Launay et al. 2022, Carton et al. 2022). Des études montrent également que la lixiviation des nitrates est similaire dans le cas d'épandage de lisier et de digestat de lisier (Baziz et al. 2024). Il s'agit toutefois de résultats d'études expérimentales en conditions contrôlées ou d'estimations issues de modélisations. Ils demandent donc à être confrontés à des suivis *in situ*, à différentes échelles (parcelle, ferme, territoire), sur les moyen et long termes, et dans une diversité de contextes agricoles et pédoclimatiques. Ce suivi est d'autant plus indispensable qu'il n'est pas toujours possible d'optimiser les dates et les doses des épandages de digestat pour des questions pratiques (dates fonction des capacités de stockage des fosses et des conditions météorologiques, durée de chantier fonction du matériel disponible, etc. ; Cadiou 2023).

Il est également rapporté que la culture d'une CIVE réduirait la lixiviation de nitrates par rapport à un sol laissé nu en interculture, d'une part en mobilisant de l'azote du sol dans sa biomasse (qui est ensuite exportée) et d'autre part en limitant le ruissellement (Igos et al. 2016, Marsac et al. 2019, Launay et al. 2022). Le bilan est moins clair vis-à-vis d'une CIPAN (Baziz et al. 2024), étant susceptible de dépendre de la nature du couvert en CIPAN, des dates de semis, des espèces utilisées, des dates de destruction des couverts, et des rotations pratiquées. En effet, si la date de semis plus tardive d'une CIVE d'hiver diminue son potentiel à limiter la perte de nitrates ; à l'inverse, sa croissance rapide au printemps (espèce fourragère) et sa date de récolte, plus tardive que celle d'enfouissement d'une CIPAN, augmentent ce potentiel (Launay et al. 2022, INRAE & INRAE-Transfert 2023).



1
Seigle d'hiver début décembre 2022, bien développé avec la douceur des températures de l'automne



2
Grande pièce de labour en hiver devant accueillir une culture de printemps (maïs, pommes de terre, betteraves, lin)



3
Couvert agro-écologique (au premier plan) assurant une couverture hivernale du sol avant un semis de printemps

La culture d'une CIVE d'hiver ❶ permet de réduire la lixiviation des nitrates par rapport à un sol nu ❷. Son efficacité par rapport à une CIPAN ❸ dépendra de plusieurs facteurs incluant le contexte pédoclimatique, le choix des couverts CIVE et CIPAN, ainsi que les dates de leur semis et d'enfouissement ou récolte.
© E. Bro / OFB

³⁹. La teneur en azote est reportée pour être assez variable d'un digestat à l'autre (Moinard et al. 2021, Carton et al. 2022).



→ Prairie

La méthanisation peut conduire à une intensification de la conduite de prairies permanentes, en les fertilisant avec du digestat (Cadiou 2023). Cette pratique peut également être une source de pertes en azote.

→ Silo

Un autre point de vigilance, plus ponctuel, a été relevé au niveau des silos, concernant un risque de pollution des eaux pluviales qui peuvent devenir acides et chargées en nutriments (Cramer et al. 2019).



Produits pesticides

Diverses molécules insecticides, fongicides et herbicides peuvent être présentes dans les intrants alimentant les méthaniseurs, issues des traitements effectués sur les troupeaux et les CVE.

Concernant les cultures, une moindre utilisation de produits phytopharmaceutiques (PPP) est rapportée sur les CVE que sur les cultures alimentaires (AAMF 2021, Carton & Levavasseur 2022). Ces cultures ne sont généralement pas traitées, ou de façon non systématique et/ou à doses réduites. Toutefois, le bilan de l'usage de PPP doit nécessairement s'évaluer a minima à l'échelle des fermes pour prendre en compte l'ensemble des changements opérés dans les rotations et les assolements.



En effet, s'agissant de cultures intermédiaires, ces traitements viennent *a priori* en addition de ceux déjà pratiqués. Néanmoins, lorsque les systèmes de culture font l'objet d'une reconception plus complexe, les traitements sur les CVE peuvent se substituer à ceux de cultures alimentaires qui ont été arrêtées. Les modifications introduites peuvent ainsi conduire selon les cas à moins

ou davantage de traitements. L'enquête de Cadiou (2023) auprès d'agriculteurs-méthaniseurs rapporte en effet des changements variés de pratiques phytosanitaires. Le bilan montre néanmoins que la méthanisation ne modifie que peu la consommation de PPP sur la plupart des fermes, sauf celles converties à l'agriculture biologique (AB) bien qu'une consommation indirecte puisse être opérée en achetant de la biomasse cultivée de façon conventionnelle pour alimenter le méthaniseur.

→ Traitements phytopharmaceutiques des CVE

- **Insecticide.** Un ou deux traitements peuvent être réalisés à l'automne lors du semis des CVE d'hiver pour prévenir des attaques de pucerons et de la possible transmission de la jaunisse nanisante de l'orge (Carton *et al.* 2022). Un traitement au printemps est parfois réalisé, mais plus rarement. Espèce plus résistante, le seigle reçoit peu de traitements. Quant au maïs, il est éventuellement traité avec un anti-pyrale (Carton & Levavasseur 2022, Carton *et al.* 2022).
- **Herbicide.** Ils seraient moins utilisés sur les CVE d'hiver que sur les céréales d'hiver (Banacetti *et al.* 2014) : la croissance rapide et un couvert relativement « étouffant » des CVE d'hiver, de nature fourragère, limitant les adventices (Graß *et al.* 2013). L'épandage de digestat est également suspecté d'empêcher la germination des adventices dicotylédones (Pawlett *et al.* 2018). Un traitement herbicide peut toutefois être réalisé au semis à l'automne, parfois également une fois au printemps (Carton *et al.* 2022). En revanche, un traitement herbicide est souvent réalisé sur les CVE d'été, en particulier sur le maïs, au semis et aux premiers stades de croissance pour favoriser la croissance de la culture énergétique et limiter le risque de dissémination de la flore adventice (Westerman & Gerowitt 2012a). Ce traitement herbicide peut également limiter la repousse d'un précédent escourgeon (Carton *et al.* 2022).
- **Fongicide.** Moins de traitements sont réalisés pour les CVE d'hiver (Carton *et al.* 2022).



Les CVE d'hiver, ici un seigle d'hiver, sont des couverts denses qui participent à limiter la germination et la pousse des adventices.
© E. Bro / OFB



Culture d'un mélange orge et seigle à valorisation énergétique contaminé par la rouille, visible lors de la récolte
© E. Bro / OFB

Les résultats d'analyses de résidus de Golovko *et al.* (2022) en Suède montrent des traces de 13 PPP sur les 58 recherchés, principalement des fongicides azolés. Le plus fréquent étant l'imazalil, auquel est attribuée une « alerte élevée » quant à ses effets sur l'environnement, la biodiversité et la santé humaine (PPDB). Sigurnjak *et al.* (2021) rapportent également des traces d'herbicides (glyphosate/AMPA), d'insecticides (perméthrine, cyperméthrine, etc.) et de fongicides (fludioxonil, difenoconazole, silthiofam, etc.) dans certains digestats ou produits qui en sont issus.

Quelques études ont été menées concernant la dégradation des PPP lors de la digestion anaérobie (Hellström et al. 2011, Congilosi & Aga 2021, Brueck et al. 2023). Celle de Brueck et al. (2023), comparant – en laboratoire – la vitesse de dégradation en conditions de digestion par rapport à un témoin sans digestion, montre des résultats contrastés selon les molécules :

- certaines ne se dégradent qu'avec la digestion (chlorpyrifos, dicamba, diflubenzuron et triclopyr);
- certaines sont plus rapidement dégradées par la digestion par rapport au témoin (ceftiofur, pyraclostrobin et trimethoprim);
- certaines se dégradent à la même vitesse (carbaryl, erythromycin, malathion et sulfamethoxazole);
- certaines sont considérées comme persistantes au vu de leur faible vitesse de dégradation (boscalid, carbendazim, difenoconazole, imazapyr, lincomycin, monensin, ractopamine, sulfamethazine et tebuconazole). D'autres auteurs ont trouvé des résultats un peu différents (dans Brueck et al. 2023) mais le socle de connaissances est insuffisant pour en cerner les causes.

Aucune publication n'a été trouvée concernant les produits antiparasitaires.

Éléments traces métalliques

La présence d'éléments traces métalliques (ETM) est notifiée dans divers digestats (intrants variés; Kupper et al. 2014, Nkoa 2014, Renaud et al. 2017, Sigurnjak et al. 2021, Moinard et al. 2021, Golovko et al. 2022). Les teneurs sont inférieures aux seuils réglementaires autorisant les épandages (Nkoa 2014, Golovko et al. 2022). Ces seuils varient cependant selon les pays et dans le temps (Lamolinara et al. 2022).

En France, les valeurs de 6 ETM mesurées dans l'étude de Moinard et al. (2021) [un seul échantillon analysé] sont inférieures à celles fixées dans le cahier des charges Dig – proche de la limite pour le cadmium –, mais elles sont supérieures à celles des effluents d'élevage.

Le cahier des charges Dig fixe la teneur maximale (mg/kg de matière sèche (MS)) de 8 ETM dans le digestat, ainsi que leur quantité maximale annuelle et moyenne épandable sur 10 ans (g/ha/an).

Les valeurs seuils maximales varient de 1 à 1 000 mg/kg – 1 : mercure (Hg), 1,5 : cadmium (Cd), 40 : arsenic (As), 50 : nickel (Ni), 120 : plomb (Pb) et Chrome (Cr), 600 : cuivre (Cu), 1 000 : zinc (Zn).

La dose de ces contaminants contenue dans la biomasse pourrait se poser dans les cas où elle serait cultivée sur des sites pollués par un historique industriel. Ce cas de figure reste à étudier.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Des hydrocarbures aromatiques polycycliques⁴⁰ (HAP) sont rapportés dans les digestats (Moinard et al. 2021, Golovko et al. 2022). Moinard et al. (2021) ont quantifié la teneur totale de 13 HAP à 500-750 µg/kg de matière sèche (MS) en moyenne dans des digestats en France (intrants : effluents d'élevage, graisse, résidus agro-industriels et de céréales), contre 100-200 pour des effluents d'élevage.

Le cahier des charges Dig fixe la teneur maximale dans le digestat, pour 16 molécules, à 6 mg/kg de MS; et l'apport maximal admissible entre 2 et 6 g/ha/an en moyenne sur 10 ans pour trois d'entre eux.

Polluants émergents

Selon la nature des intrants qui alimentent les méthaniseurs (boues de stations d'épuration, déchets industriels, biodéchets), les digestats peuvent contenir une diversité de substances, en teneurs variables. Ont ainsi été mis en évidence en Europe des résidus de produits industriels (e.g. retardateur de flamme), de médicaments (anti-inflammatoire (ibuprofène), anti-épileptique, analgésique (paracétamol, codéine), antidépresseurs ou hypertenseurs, fibrates (traitement du cholestérol), antibiotiques (voir paragraphe dédié dans « Risques sanitaires »)), de produits de soin (e.g. écran solaire), de conservateurs (parabène), de colorants, ou encore de stimulants (nicotine, caféine, vitamines), etc. (Ali et al. 2019, Sigurnjak et al. 2021, Golovko et al. 2022). Ces résidus sont détectés sous forme de produits de dégradation mais parfois aussi de molécules mères.

Déchets dits « impuretés »

Certains types d'intrants tels que les biodéchets (issus par exemple de la restauration collective ou des ménages, article L541-1-1 du code de l'environnement) sont susceptibles de contenir des matériaux d'emballage indésirables (plastiques, verre, métaux, céramique, etc.) (ADEME 2021c). Le déconditionnement de ces déchets en amont de la digestion permet de les séparer de la fraction organique. Pour efficace que soit la technique, la séparation n'est pas totale pour autant et des fragments se retrouvent dans les intrants puis dans les digestats. La norme NFU 44-051 relative aux amendements organiques fixe des teneurs limites en impuretés des pulpes organiques issues de ces intrants (en % de la MS) :

- films plastiques et polystyrène expansé > 5 mm : < 0,3 %;
- autres plastiques > 5 mm : < 0,8 %;
- verres et métaux > 2 mm : < 2,0 %.

Le cahier des charges Dig limite la présence des plastiques + verre + métal > 2 mm à 5 g/kg de MS.

⁴⁰. D'origine naturelle (éruptions volcaniques, feux de forêt) mais surtout anthropique (utilisation de combustibles fossiles), les HAP sont des polluants organiques toxiques persistants. Ils sont répandus dans l'environnement, en particulier dans les sols (Saby et al. 2022).

Les fragments de plus petit calibre ne sont pas considérés. Ces matières ne sont pas ou peu biodégradables, et plusieurs auteurs alertent sur l'accumulation grandissante de ce type de déchets dans les sols agricoles. Les plastiques (nano, micro et macro) sont une problématique émergente dans les agroécosystèmes, y compris en Europe (Ng *et al.* 2018), et une préoccupation d'ampleur. La caractérisation de cette pollution, relativement nouvelle mais prévisiblement durable, fait récemment l'objet d'un programme de suivi en France dans le cadre du RMQS (Saby *et al.* 2022). La part due à la méthanisation n'est pas connue.

Pour favoriser l'humidité du sol, réchauffer la terre, limiter le recours aux herbicides, ou éventuellement limiter les dégâts potentiels de corvidés, selon les situations, le maïs peut être semé sous plastique. Présentant certains avantages, la plasticulture entraîne une présence de fragments de plastique dans les sols. L'utilisation de cette pratique pour le maïs ou le sorgho à valorisation énergétique n'est pas caractérisée.



1.4.2 Pollutions accidentelles

Biogas world (2019) indique que « les projets de biométhanisation transformant les matières résiduelles en biogaz répondent aux objectifs de développement durable. Cependant, les unités de biométhanisation comportent des risques d'incendie, d'explosion, d'intoxication, d'anoxie ou de pollution » et il rapporte l'occurrence de 800 événements accidentels en Europe entre 2005 et 2015. En France, la Cour des comptes signale dans son rapport de novembre 2021 que « le développement des unités de méthanisation appelle également une vigilance particulière au regard de la multiplication des accidents et incidents relevés ces dernières années. 81 événements (dont 38 accidents et un mortel) ont ainsi été recensés entre 2013 et 2020, qui se décomposent en 55 rejets de matières dangereuses, 22 incendies et 4 explosions ».

Ces statistiques proviennent du travail du bureau d'analyse des risques et pollutions industriels (BARPI) qui répertorie certains accidents dans la base de données ARIA⁴¹. Il a listé 130 accidents survenus en France au niveau d'unités de méthanisation entre 1996 et 2020 (MTE/BARPI 2021). Dans 77 % des cas, il s'est agi d'un rejet de matières dangereuses ou polluantes suite à un déversement de digestat dans le milieu naturel ou à une explosion ou une fuite de biogaz dans l'atmosphère. Les pollutions qui en résultent concernent aussi bien le sol et l'eau (MTE/BARPI 2021) que l'atmosphère (MTECT/BARPI 2023). Les rejets sont plus ou moins conséquents. Les volumes de digestats déversés peuvent atteindre plusieurs centaines de m³ (cf. **Annexe**). Quant aux explosions, si celle de la station d'épuration urbaine d'Achères en région parisienne en 2013, qui a rejeté un volume de biogaz estimé à 42 000 m³ (ARIA n° 44662) reste exceptionnelle, d'autres plus récentes ont émis des volumes de biogaz estimé à environ 3 500 m³ (à Naveil en 2019 – ARIA n° 53738 ; à Saint-Selve en 2022 – ARIA n° 59500). Ces exemples sont les cas extrêmes répertoriés ; ils sont cités non pour en faire une généralité mais pour illustrer le fait que lorsque l'accident se produit, il peut être conséquent.

1.4.3 Pollutions lumineuse, sonore, olfactive

Le fonctionnement d'une unité de méthanisation est associé à un risque de pollutions locales :

- lumineuse en cas d'éclairage nocturne, permanent ou intermittent grâce à l'installation de détecteurs de mouvements ;
- sonore en cas de fonctionnement de moteurs (compresseurs) ;
- olfactive du fait du stockage du digestat s'il est à ciel ouvert, des bassins de traitement des eaux résiduelles, et lors des épandages de digestat liquide (émissions de gaz).

Au cœur des plaines agricoles, ces pressions, ponctuelles, sont nouvelles et sujettes à questionnement dans la mesure où cela mite des zones de trame noire et de quiétude, d'autant plus si le maillage en unités de méthanisation est/devient dense.

Il n'a pas été trouvé d'informations décrivant plus précisément et quantifiant ces pressions ; par exemple, concernant l'éclairage nocturne : le degré de mitage de la trame noire, la temporalité, l'intensité ou encore la composition spectrale.

41. ARIA : base de données de retours d'expérience d'accidents technologiques. Elle n'a pas pour objectif de réaliser un recensement exhaustif des événements, ce qui tend à sous évaluer leur nombre.



Fosse de stockage de digestat
© E. Bro / OFB

Éclairage nocturne d'une unité de méthanisation
© E. Bro / OFB



1.4.4 Risques sanitaires

Digestats issus de la méthanisation de sous-produits animaux et produits dérivés

L'épandage des digestats issus d'effluents d'élevage, de boues d'épuration et de déchets de cuisine et de table ou autres biodéchets, peut susciter des inquiétudes quant aux risques concernant :

- la propagation d'agents infectieux ou parasitaires et de gènes de résistance aux antibiotiques pouvant être présents dans les digestats épandus sur les sols agricoles ;
- la santé humaine et celle des animaux, domestiques et sauvages, qui peuvent consommer les végétaux poussant sur les parcelles qui ont reçu des épandages.

Globalement, l'épandage de digestats issus de la méthanisation réduit l'introduction de pathogènes, d'antibiotiques et de gènes de résistances dans les sols agricoles par rapport à l'épandage d'effluents d'élevage ou de boues d'épuration bruts. La pasteurisation peut apporter une réduction supplémentaire (Liu et al. 2021) mais le bénéfice n'est pas systématiquement acquis (cas de bactéries comme des *Clostridium* ou des *Bacillus* qui peuvent résister à ces températures, dans Haumont et al. 2019) ni persistant au cours du temps après l'épandage (voir par exemple Nolan et al. 2020). Haumont et al. (2019) mentionnent également le risque de recontamination du digestat pasteurisé par absence de compétition entre différents micro-organismes. Une augmentation de l'abondance de gènes de résistance aux antibiotiques est également mentionnée dans certaines situations (Pourrostami-Niavol et al. 2024).

Le sujet nécessiterait d'être documenté qualitativement et quantitativement *in situ* en instaurant une surveillance au champ.



Tableau 3

Concentrations de différentes bactéries mesurées dans des digestats issus de divers types d'intrants, reportées dans des travaux récents

		Concentrations de différentes bactéries mesurées dans des digestats (nb de colonies/g)*				Seuils réglementaires	Temps de persistance mesurés dans les sols (jours) L : au laboratoire C : au champ	Seuils de toxicité humaine dans les denrées alimentaires
		Qi et al. (2019)	Le Maréchal et al. (2019)	Sigurnjak et al. (2021)	Golovko et al. (2022)	Annexe V du règlement (CE) - 142/2011	dans Piveteau et al. (2022) **	
Bactéries sporulantes	<i>Clostridium botulinum</i>	-	< 4 (type B) CFU/g			-		Dose létale par voie orale : 1 µg/kg de poids corporel (ANSES 2019a)
	<i>Clostridioides difficile</i>	-	1,3 à 3×10^2 CFU/g			-		
	<i>Clostridium perfringens</i>	-	< 10^3 à 7×10^5 CFU/g		< 1 à 2,8 (log CFU/g)	-	L : > 60	DI ₅₀ *** de 10^7 cellules végétatives (ANSES 2017)
	<i>Bacillus cereus</i>	-		x	3,3 à 4,8 (log CFU/g)	-		10^5 CFU/g (toxi-infections diarrhéiques) (ANSES 2021c)
Bactéries non sporulantes	<i>Listeria monocytogenes</i>	-	< 3×10^2 MPN/g			-	L : 30	« La probabilité de développer une listériose invasive lors de l'ingestion d'une cellule [...] par un individu de la population générale est 8×10^{-12} , et 3×10^{-9} pour la catégorie de la population la plus sensible. » (ANSES 2020a)
	<i>Campylobacter spp.</i>	6,55 et 6,7 (log CFU/g)	< 10 à $2,6 \times 10^2$ CFU/g			-		Incertaine (possiblement « une faible dose, de l'ordre de quelques dizaines de cellules ingérées », ANSES 2020c)
	<i>Salmonella</i>	non détecté	< 1,3 à $> 7 \times 10^2$ MPN/g	« absence » à « présence »	non détectée	0 dans 25 g (5 échantillons)	L : 49 (<i>S. Typhimurium</i>)	DI ₅₀ *** de l'ordre de 10 000 bactéries, pouvant être plus faible selon les sérovars (ANSES 2021d)
	<i>Enterococci</i>	non détecté	10^4 à 10^5 CFU/g	« absence » à 2 500 MPN/g	< 2 à 4,4 log CFU/g			
	<i>Escherichia coli</i>	non détecté	10^2 à 10^4 CFU/g	28 à 250 CFU/g	< 1 log CFU/g	1 000 UCF dans 1 g (5 échantillons), max. admissible : 5 000	L : 60 C : 2 ans (à forte dose)	DI ₅₀ *** variable selon l'âge, 500 bactéries pour les enfants < 5 ans, environ 10^6 bactéries pour les adultes (ANSES 2019b)

* exprimé en nombre de colonies formatrices d'unités (CFU) en substrat solide ou nombre minimum probable (NMP) en substrat liquide, les 2 unités étant quantitativement équivalentes.

** synthèse bibliographique, d'autres résultats peuvent être trouvés concernant les produits issus du compostage (Houot et al. 2014).

*** DI₅₀ : dose provoquant la maladie chez 50 % des personnes exposées.

→ Bactéries

Différentes études montrent que le processus de digestion anaérobie apporte une hygiénisation du digestat par rapport aux intrants dont il est issu (e.g. Qi et al. 2019, Haumont et al. 2019, Maréchal et al. 2019, Ma et al. 2022, Piveteau et al. 2022). L'hygiénisation n'est toutefois pas nécessairement absolue et des agents pathogènes peuvent être détectés dans certains digestats (**Tableau 3**) et autres produits (Sigurnjak et al. (2021) rapportent par exemple des doses d'*E. coli* et d'*Enterococcaceae* de 450 et 45 000 CFU/g dans certains échantillons de produits riches en phosphore (sels)). À noter que la détection d'agents pathogènes peut être influencée par la pression d'échantillonnage appliquée dans les études : nombre de digesteurs étudiés, nombre de sessions de prélèvement (parfois une seule) et nombre d'échantillons prélevés par session (2-3); voir par exemple les résultats détaillés par méthaniseur et leur variabilité de Le Maréchal et al. (2019).

La réduction des agents pathogènes est variable selon :

- leurs caractéristiques biologiques – par exemple certains sont thermorésistants;
- les conditions de digestion – la réduction est souvent plus importante dans la plage thermophile (50-55 °C) que mésophile (30-40 °C) (Haumont et al. 2019, Ma et al. 2022). Le rapport de l'EFSA (2007) rapporte des valeurs de D_T (temps nécessaire pour réduire la population d'un facteur 10 à la température T) de 1 à 8 jours à 30-35 °C pour différentes bactéries (*Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, diverses *Salmonella*, *Staphylococcus aureus*). Le mode d'alimentation du digesteur (discontinu, semi-continu ou continu), le pH, le temps de rétention hydraulique (TRH)⁴², certaines substances produites lors de la digestion (acides gras volatils, alcools, sulfites), les ions métalliques sont reportés être d'autres facteurs influençant le degré d'hygiénisation (Haumont et al. 2019; Zhao & Liu 2019; Nag et al. 2019, 2021; Ma et al. 2022) mais cela reste à être consolidé (Alvarez-Fraga et al. 2023);
- Le traitement du digestat – durée de stockage.

Certaines de ces bactéries sont largement répandues dans l'environnement naturel et agricole/aquacole – sols, eaux, sédiments, végétaux, invertébrés, cadavres, déjections, etc. (ANSES 2017, 2019a, b, 2020a, b, 2021a, b).

Piveteau et al. (2022) rapportent que le temps de persistance de ces micro-organismes – généralement estimé en conditions de laboratoire, parfois au champ – peut être de plusieurs dizaines de jours selon les espèces concernées et les études (**Tableau 3**). La variabilité des résultats entre les études peut être expliquée par différents facteurs biotiques et abiotiques : les doses initiales de bactéries dans le digestat, la nature du sol et sa communauté de micro-organismes (sa «vivacité»), ainsi que les conditions de température, d'humidité, et d'insolation (au champ).

→ Virus

Moins d'études existent concernant les virus, sensibles à la chaleur. La synthèse bibliographique de Haumont et al. (2019) indique des D_T à 30-35 °C de quelques heures à quelques jours, parfois davantage comme pour le parvovirus bovin (**Tableau 4**). Les temps d'inactivation sont fortement réduits en conditions thermophiles (55 °C), la chaleur constitue ainsi un bon facteur de maîtrise du danger.

42. Le TRH est le temps de séjour moyen des intrants dans le digesteur (<https://www.biogasworld.com/fr/glossaire-biogaz/>).

Tableau 4

Temps de réduction décimale (D) ou temps d'inactivation (I) de virus lors de la méthanisation, en minutes (min), heures (h), jours (j) ou semaines (sem)

Virus	Intrants	Conditions mésophiles (30-35 °C)	Conditions thermophiles (55 °C)
entérovirus porcins		D = 1 à 9 j	D = 1 h
peste porcine classique	lisiers porcins	I = 4 h	I < 5 min
peste porcine africaine		Pas d'étude spécifique à la méthanisation. Désactivation par la chaleur (potentiellement > 40 °C)	
parvovirus porcin	lisiers porcins	I = 21 sem	I = 8 j
grippe porcine	lisiers porcins	I = 24 h	I = 1 h
maladie vésiculeuse porcine		D = 12 à 67 h	
parvovirus bovin	lisiers porcins ou bovins + biodéchet	D = 1,4 à 13,2 j	
diarrhée virale	lisiers bovins	I = 3 h	I = 5 min
fièvre aphteuse	lisiers porcins et/ou bovins, avec ou sans biodéchets	D = 5 à 13 h	I < 1 h
rhinopneumonie équine		D = 14 à 34 h	
grippe aviaire		D = 2,9 à 9 j selon la souche et la température étudiées	

Source : d'après la synthèse bibliographique de Haumont et al. (2019)

→ Parasites

Peu d'études ont été menées concernant les parasites (Haumont et al. 2019). Johansen et al. (2013) ont montré que l'ascaris des porcins, *Ascaris suum*, ne survit pas à une température de 55 °C pendant 3 heures; en revanche une température de 37 °C pendant 48 heures n'apporte aucune hygiénisation, 10 jours sont nécessaires. Les travaux de Manser et al. (2015) indiquent quant à eux que 65 % des œufs de ce nématode pouvaient devenir dormants durant une quinzaine de jours dans un digesteur en conditions mésophiles.

→ Antibiotiques

Les digestats issus de la digestion anaérobie d'effluents d'élevage et de boues de stations d'épuration peuvent contenir des antibiotiques (Ali et al. 2019, Sigurnjak et al. 2021, Gaixiu et al. 2022, Nesse et al. 2022). Leur présence est susceptible de diminuer la production de biogaz (Gurmessa et al. 2020, Visca et al. 2022). Le processus de digestion anaérobie peut dégrader certains d'entre eux. Les meilleurs taux de dégradation sont obtenus pour les β -lactamines et les tétracyclines tandis que d'autres classes d'antibiotiques, comme les sulfonamides, les fluoroquinolones et les macrolides, seraient plus persistantes (Gurmessa et al. 2020, Congilosi & Aga 2021). Certains auteurs rapportent néanmoins une variabilité pouvant être importante pour un antibiotique donné au cours d'une même étude (Visca et al. 2021). La dégradation peut être plus ou moins totale selon la famille chimique mais également le mode de dégradation (voie biotique et/ou abiotique, Brueck et al. 2023), le TRH (Visca et al. 2021) et la température (Gurmessa et al. 2020) – se reporter à la méta-analyse de Flores-Orozco et al. (2022).

→ **Gènes de résistance aux antibiotiques (GRA)**

Parallèlement, des GRA ont parfois été mis en évidence dans les digestats (**Tableau 5**; Sun et al. 2020, Visca et al. 2022, Samanta et al. 2022, Wolak et al. 2023, Pourrostami Niavol et al. 2024). Comme pour les antibiotiques, les taux de réduction varient selon les études et les conditions opératoires (de < 0 % à 100 %) Ils peuvent être améliorés par différentes techniques comme le pré-traitement des intrants à la chaleur, à l’ozone, aux micro-ondes; le TRH; la digestion en phase solide; le compostage du digestat; l’ajout de biochar ou de charbon actif ou encore une filtration membranaire (Gurmessa et al. 2020, Congilosi & Aga 2021, Haffiez et al. 2022, Samanta et al. 2022, Pourrostami-Niavol et al. 2024). À noter qu’une *augmentation* de l’abondance des GRA dans le digestat par rapport aux intrants est également reportée (**Tableau 5**; Congilosi & Aga 2021, Visca et al. 2022). Ces cas de figure seraient favorisés par une température insuffisante (psychrophilie); la présence d’antibiotiques et d’ions métalliques (synergie), de co-susstrats ainsi que de micro-plastiques (Flores-Orozco et al. 2022, Pourrostami-Niavol et al. 2024). Les concentrations de GRA sont plus élevées dans la phase solide des digestats (Congilosi & Aga 2021).

Tableau 5
Taux de réduction des antibiotiques et de gènes de résistance aux antibiotiques lors de la digestion anaérobie, reportés dans une diversité d’études (toutes conditions opératoires, incluant les digesteurs opérationnels comme les expérimentations en laboratoire)

Famille chimique	Antibiotique		Résistance aux antibiotiques			
	Nom	Taux de réduction (%)	Gène / matériel génétique	Taux de réduction (%)	Taux d'augmentation (%)	Déecté dans des digestats*
β-lactamines	céfazoline	-	blaCTX-M	0 - 37		x
	pénicilline	95 - 100	bla-TEM	37 - 65		x
	cefamezin	98 - 100	blaVIM	81		
	amoxicilline	99 - 100				
tétracyclines	chlortétracycline	0 - 100	tetA		18 - 30	x
	doxycycline	67 - 100	tetC	5 - 69	> 100	x
	oxytétracycline	0 - 95	tetG	0		x
	tétracycline	0 - 100	tetM	41 - 99,9	> 100	x
			tetO	3 - 99,9		x
			tetQ	100	5 - 113	x
			tetW	11 - 46	40	x
			tetX	1 - 89	30 - > 100	x
sulfonamides	sulfachlorpyridazine	0 - 100	sul1	5 - 78	7 - 63	x
	sulfadiazine	0 - 54	sul2	7 - 98	18 - 66	x
	sulfadiméthoxine	50 - 99,6				
	sulfadimidine	0 - 4				
	sulfamérazine	100				
	sulfaméthazine	0 - 98				

Famille chimique	Antibiotique		Résistance aux antibiotiques			
	Nom	Taux de réduction (%)	Gène / matériel génétique	Taux de réduction (%)	Taux d'augmentation (%)	Détecté dans des digestats*
	sulfaméthizol	0 - 100				
	sulfaméthoxazole	0 - 100				
	sulfaméthoxydiazine	100				
	sulfaméthoxypyridazine	27,7 - 63				
	sulfaméthylidiazine	64				
	sulfapyridine	100				
	sulfaquinoxaline	58 - 92				
	sulfathiazole	0 - 44				
	sulfisoxazole	100				
fluoroquinolones	difloxacin	12 - 54	qnrS	100		x
	enrofloxacin	0 - 56	aac-(6')-Ib-cr	33 - 75		x
		50,3 ± 16	qnrA	67 - 100	> 100	
	ciprofloxacin	0 - 64	qnrD			x
		37 ± 25	qepA	↓*	↑*	x
	fluméquine	46 - 82				
	norfloxacin	0 - 50				
	ofloxacin	0 - 64				
macrolides	ampicilline	100	ereA	62 - 86		
	tilmicosin	37 - 49	ereB	68 - 86		
	erythromycin	20 - 99	ermF	24 - 79	> 100 %	x
	monensin	3 - 27	ermQ	25 - 60	2	
	tylosine	100	ermX	46 - 80	38	
			mefA	4 - 60		x
			Tn1916/1545	47		
diamino-pyrimidines	trimethoprim	26 - 99,8				
phénicolés			cmlA	80 - 87		
			floR	7 - 11		
autre			gryA	46 - 90		
			int2	92 - 97	56	
			int1	15 - 97		

* non exhaustif, autres GRA possibles (Visca et al. 2022, Samanta et al. 2022, Pourrostami-Niavol et al. 2024)
Source : d'après la synthèse de Gurmessa et al. (2020)

Réglementation relative à l'utilisation des sous-produits animaux et produits dérivés

L'hygiénisation de la biomasse lors du processus de digestion n'est pas nécessairement totale (Haumont et al. 2019, Nag et al. 2021, Ma et al. 2022) et la qualité de la biomasse entrante reste le meilleur garant de la maîtrise des risques sanitaires. C'est pourquoi la réglementation de l'UE encadre l'utilisation des sous-produits animaux et produits dérivés pour limiter les risques pour la santé humaine et animale. Les établissements valorisant des sous-produits animaux et produits dérivés sont ainsi soumis à la délivrance d'un agrément sanitaire au titre du règlement (CE) n°1069/2009 et son règlement d'application (UE) 142/2011 (MASA 2024; AAMF, AILE & ADEME), sans dérogation possible (article 24 1. g). Les exigences à respecter sont décrites dans l'annexe V du règlement (CE) 142/2011, en termes d'installations et de règles d'hygiène (Commission européenne 2011). Ces règles s'appliquent pour la santé humaine et des animaux domestiques; également concernant les animaux sauvages : « *Des mesures de prévention doivent être prises systématiquement contre les oiseaux, les rongeurs, les insectes et autres nuisibles.* » Des échantillons représentatifs de résidus de digestion doivent également satisfaire aux normes en matière de prévalence de certains germes pathogènes (*Escherichia coli* ou *Enterococcaceae* et *Salmonella*). Seuls les sous-produits animaux de catégorie 2 et 3 peuvent être utilisés (MASA 2024). Ils doivent être pasteurisés (chauffage à 70 °C pendant une heure, taille des particules < 12 mm) voire stérilisés (chauffage à 133 °C pendant 20 minutes à 3 bars, taille des particules < 50 mm) afin d'éliminer les agents pathogènes (MASA 2024), notamment ceux thermorésistants comme les bactéries sporulantes (cas de certains *Clostridium*, *Bacillus*, *Mycobacterium*). Il existe des dérogations à la stérilisation sous pression si le contexte sanitaire n'est pas jugé défavorable (MASA 2024). Les traitements thermiques montrent une bonne performance (Haumont et al. 2019; Nag et al. 2019, 2021; Ma et al. 2022). Le digestat produit peut être utilisé en tant qu'engrais ou amendement utilisable sur les sols sous réserve d'une homologation ou dans le cadre d'un plan d'épandage, et avec un délai minimal de 21 jours à respecter avant pâturage ou récolte de fourrages. Des matières de catégorie 1 peuvent, dans certains cas, être valorisées en biogaz mais l'usage en tant qu'engrais organique ou amendement n'est alors pas autorisé.

Dans ce cadre réglementaire, une dérogation à l'hygiénisation des sous-produits animaux ou produits dérivés peut être accordée si les autorités sanitaires estiment que cet usage dans ces conditions ne présente pas de risque (arrêté du 9-04-2018, Légifrance 2018). L'instruction technique DGAL/SDSPA/2020-41 publiée le 23-01-2020 <https://info.agriculture.gouv.fr/gede/site/bo-agri/instruction-2020-41> met en œuvre cet arrêté (MASA 2024). Les dérogations à l'hygiénisation concernent certaines matières de catégorie 2 et 3, les effluents d'une liste fermée d'élevages (< 10 élevages) et un tonnage annuel entrant de lisier n'excédant pas 30 000 tonnes. Ce régime dérogatoire a été questionné en cas de digestion psychrophile (température ambiante, Ma et al. 2022) ou mésophile à basse température (~ 30 °C), ou pour ce qui concerne les agents pathogènes qui résistent à l'hygiénisation de la digestion si les matières entrantes (e.g. colostrum, effluents) ne sont pas analysées et/ou si du matériel agricole pas ou mal désinfecté est mis en commun (CUMA ou ETA) (Haumont et al. 2019). La note de service DGAL/SDSPA/N2013-8143 en date du 26-08-2013 <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/111809> mentionnait différentes situations indiquant que « les enjeux sanitaires sont donc réels en particulier au titre de la prévention des risques sanitaires en élevage (risque épizootie, sérologies croisées PPC/BVD, diffusion de maladies réglementées ou non, etc.). » Un état des lieux serait à établir pour véritablement évaluer le risque aujourd'hui.

Digestats issus de la méthanisation de biomasse végétale

Dans les cultures, la question du risque sanitaire lié à l'épandage de digestats issus de biomasse végétale pourrait également être posée, s'agissant de pathogènes comme des spores de champignons qui pourraient être résistants aux températures pratiquées pour la digestion (variable selon que la digestion est psychrophile, mésophile ou thermophile) et autres paramètres de digestion (cf. ci-dessus). Les travaux expérimentaux de Giorni *et al.* (2018) et de Gelder *et al.* (2018), en laboratoire, montrent que la digestion anaérobie de substrat contaminé réduit significativement les champignons *Aspergillus* et *Fusarium* ainsi que les puissantes mycotoxines qu'ils produisent. La digestion thermophile montre une meilleure efficacité que celle thermophile, en particulier pour la fumosinine B1 (85 % d'abattement à 53°C contre 70 % à 37°C) et l'ergot du seigle (98 % contre 67 %). L'abattement n'est cependant pas total.

1.5 Risque de dissémination de plantes

Le risque de dissémination de diaspores et/ou de propagules d'espèces végétales non désirées via l'épandage des digestats si elles ne sont pas détruites lors de la méthanisation ou du post-traitement (ensilage, compostage) a été soulevé. Il pourrait s'agir de flore adventice récoltée lors des récoltes des cultures annuelles (Westerman & Gerowitt 2012a, Carton *et al.* 2022) mais également d'EEE dans les situations où la biomasse extraite des écosystèmes naturels lors d'opérations de gestion serait valorisée via la méthanisation^{43, 44} (UICN Comité français, Suez Recyclage & Valorisation France 2022).

D'après les études existantes, le risque serait variable selon les espèces considérées, les modalités de la digestion (durée et température) et le temps de compostage (Johansen *et al.* 2013, Van Meerbeek *et al.* 2015, Tanke *et al.* 2019, Hassani *et al.* 2021). À titre d'exemple, Westerman *et al.* (2012b, c) rapportent un temps nécessaire pour détruire 90 % des graines variant d'un jour à une vingtaine de jours, en conditions mésophiles et pour les espèces testées (abutilon, chénopode, mauve et renouée). Ces auteurs alertent néanmoins sur le fait que les résultats issus de tests réalisés dans des méthaniseurs expérimentaux ne sont pas forcément transposables à la situation réelle avec des unités de méthanisation industrielles.

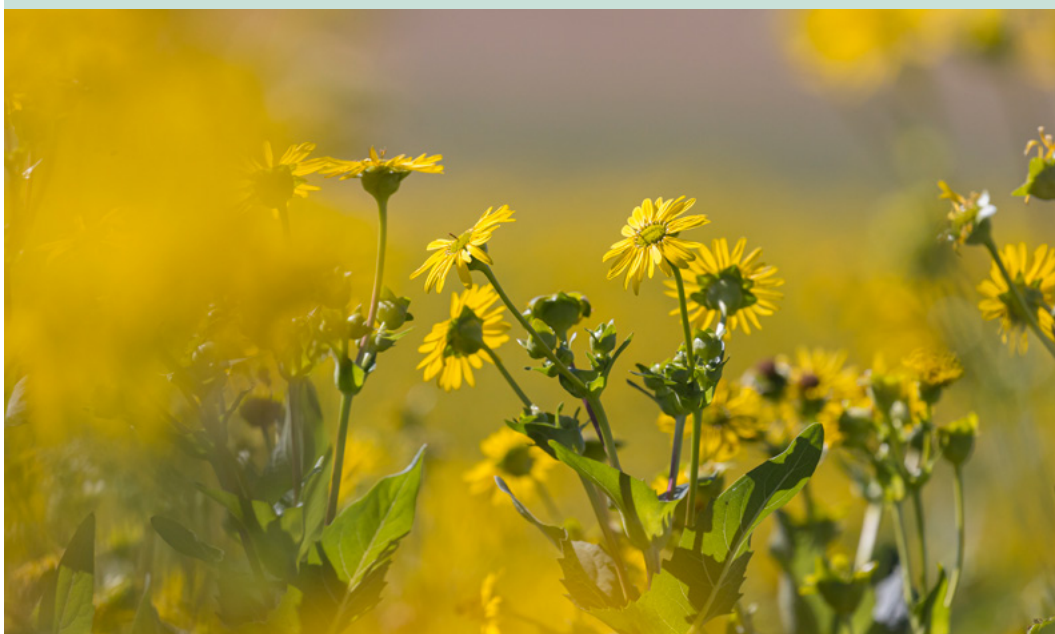
La variabilité observée entre les espèces tient à la résistance des graines, qui est elle-même fonction de ses caractéristiques anatomiques et physiologiques (ou de son état si les graines ne sont pas mûres, ce qui peut expliquer la variabilité intra-spécifique qui est rapportée). Ainsi les graines qui disposent d'un tégument coriace peuvent avoir un taux de survie élevé à l'issue de l'ensilage et de la fermentation (jusqu'à 50 %), contrairement aux graines qui en sont dépourvues (taux de survie de ~ 1 %, Westerman *et al.* 2012b, c, 2013), ainsi que les espèces dont les graines sont capables de dormance (Westerman *et al.* 2013).

43. En effet, leurs traits biologiques (e.g. forte production de biomasse) et/ou écologiques-agronomiques (e.g. compétitivité vis-à-vis de la flore locale, éventuellement résistance à la sécheresse ou faibles besoins en fertilité) présentent des atouts certains dans le cadre d'une production de biomasse. Les mesures faites il y a quelques années sur des espèces comme la berce du Caucase (*Heracleum mantegazzianum*, Apiacées), la renouée du Japon (*Reynoutria japonica*, Polygonacées), la balsamine de l'Himalaya (*Impatiens glandulifera*, Balsaminacées) ou encore le solidage géant (*Solidago gigantea*, Astéracées) montrent des rendements de près de 6 à plus de 8 tonnes MS/ha (Van Meerbeek *et al.* 2015), ce qui est comparable au rendement de certaines CVE x années (Marsac *et al.* 2019, ARVALIS 2021).

44. Les déchets verts issus des interventions de gestion des plantes exotiques envahissantes doivent être prioritairement valorisés (Loi n°2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire).

PARTIE

Incidences de la méthanisation sur la biodiversité



Fleurs de silphie
© Ph. Massit / OFB

Certaines pressions potentielles associées à la méthanisation ont été étudiées pour quantifier leurs incidences effectives sur la biodiversité : des modifications d'assolement, les épandages de digestat, la récolte des CVE. Les résultats sont présentés dans un paragraphe dédié. Les autres pressions n'ont pas fait l'objet de recherches spécifiques vis-à-vis de la filière d'après notre recherche. Des connaissances générales sont données en fin de chapitre à titre d'information (**Tableau 7**) mais il n'est pas prétendu que ces résultats sont directement transposables au contexte de la méthanisation et à ses déclinaisons selon les orientations techniques agricoles des fermes.

2.1 Incidences des modifications des rotations et des assolements

Les modifications des rotations culturales et des assolements découlant de l'activité de méthanisation peuvent parfois être perçues comme une simple conversion de cultures dont les impacts sont faibles et/ou n'affectent que peu d'espèces à enjeu de conservation (Bowyer *et al.* 2020). Pourtant les espèces (encore) communes mais en déclin historique et persistant sont un vrai enjeu de conservation dans les plaines agricoles (e.g. Comolet-Tirman *et al.* 2021, NatureFrance 2023 pour ce qui concerne les oiseaux).

Les changements de cultures peuvent impacter la biodiversité en modifiant les sols, la nature et le calendrier des opérations culturales, la période de présence des couverts et leur nature ainsi que des ressources alimentaires qu'ils procurent. Les incidences sur la faune vertébrée et invertébrée, la flore et la fonge sont complexes, pouvant être à la fois positives, négatives ou neutres selon l'échelle spatiale considérée (parcelle vs paysage), la période de l'année, l'usage considéré (refuge, reproduction, alimentation) et les espèces concernées (**Tableau 6**).



Plaine de grande culture, ici paysage alternant parcelles de céréales, de colza et en labour
© E. Bro / OFB



Paysage agricole de fin d'hiver en Lorraine
© Ph. Massit / OFB

Tableau 6

Incidences de cultures à vocation énergétique annuelles et pérennes sur l'abondance et/ou la diversité de différentes espèces animales et végétales



Couvert à vocation énergétique	couvert de « référence »	Période d'étude	Pays	Oiseaux						
				« global »	alouette des champs	bruant proyer	bruant jaune	bergeronnette grise	perdrix grise	pipit farlouse
maïs			Allemagne		-				-	
	modèle paysager	printemps-été (nidification)	Allemagne		-	-				
		printemps-été (alimentation)			-	-				
			Allemagne		-	-				
		hiver (abri)	USA							
	couverts pérennes	printemps-été	USA	-						
mélange fleuri		printemps-été	Allemagne							
colza		printemps-été	Allemagne							
	blé d'hiver	été	Irlande							
	blé d'hiver	été	Irlande							
	prairie intensive (ray-grass)									
prairie plurispécifique	monoculture de graminées	printemps-été	USA	-						
panic érigé		printemps	USA	+						
	modèle paysager		USA	+						
	blé	été ?	Pologne							
	friche, céréale-légumineuse	avril	Ukraine							
baldingère faux-roseau	céréales hiver et printemps, colza, prairie de fauche, jachère	mai-juin	Finlande		-		+	=		=
	blé	été	Pologne							

(+ : augmentation, = : stabilité, - : diminution). Les résultats doivent s'interpréter au regard du couvert pris en référence et de la période d'étude considérée. Se reporter aux sources pour les détails.

																			
					Mammifères			Invertébrés							Flore	Références			
vanneau huppé	fauvette grisette	traquet tarter=tarter des prés	bergeronnette printanière	Pie-grièche écorcheur	lièvre d'Europe	cerf à queue blanche, raton-laveur	micro-mammifère	« global »	pollinisateurs	abeilles sauvages	bourdons	syrphes	bombyles	carabes	araignées			« global »	
					-		=							+	+		Gevers et al. (2011)		
+																	Brandt & Glemnitz (2014)		
		(-)		+															
=			-														Everaas et al. (2014)		
						+	+										dans Rupp et al. (2012)		
																	Blank et al. (2014)		
										+	+					+	von Cossel (2019, 2020)		
										+							Holzschuh et al. (2013)		
										+	+		(+)			+	Stanley & Stout (2013)		
										+	+/=	+/=		=		+	Bourke et al. (2014)		
										+	+	+	+	+					
																	Blank et al. (2014)		
																	Murray & Best (2006)		
																	Kreig et al. (2021)		
																(+)	Feledyn-Szewczyk et al. (2019)		
															-		Tymchuk et al. (2021)		
	+	+															Vepsäläinen (2010)		
																(+)	Feledyn-Szewczyk et al. (2019)		

2.1.1 À l'échelle des parcelles

À l'échelle d'une parcelle, une CVE apporte un habitat (un couvert végétal), des ressources alimentaires et une structure racinaire.

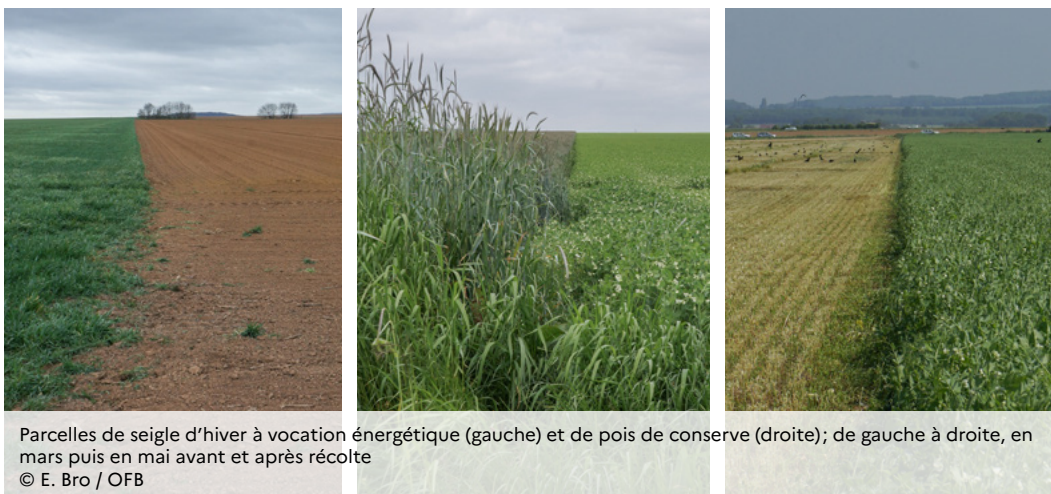
Couvert végétal

Pour la faune sauvage, l'intérêt d'une parcelle de CVE est susceptible de dépendre de sa période de végétation (donc de sa date de semis puis de récolte), de la nature du couvert (sa composition, sa densité, sa croissance et sa structure), de sa surface et de son environnement proche (effets de bordure).

- Dans un assolement à dominance de cultures de printemps, une CVE annuelle d'hiver peut apporter un couvert en hiver et au printemps en remplacement de sols laissés nus. Le bénéfice reste à évaluer en remplacement d'un autre couvert végétal type CIPAN ou engrais vert en fonction du couvert et de la période d'implantation (semis ; broyage/enfouissement). La CVE peut potentiellement jouer un rôle de refuge contre la prédation et les intempéries hivernales (vagues de froid). Elle peut offrir un habitat de reproduction aux espèces d'oiseaux et de mammifères qui se reproduisent au sol dans les milieux ouverts, par exemple le Lièvre d'Europe (*Lepus europeus*) ; le Chevreuil d'Europe (*Capreolus capreolus*) ; la Perdrix grise (*Perdix perdix*) ; les Busards cendré (*Circus pygargus*), Saint-Martin (*C. cyaneus*) et des roseaux (*C. aeruginosus*) ; la Caille des blés (*Coturnix coturnix*) ou l'Alouette des champs (*Alauda arvensis*). Leur attractivité pour certaines espèces pourrait toutefois être de durée limitée du fait de leur croissance rapide en avril-mai (Vepsäläinen 2010, Kaczmarek et al. 2019). En effet, la hauteur de ces couverts à maturité, environ 1 m pour l'orge d'hiver à plus de 2 m pour le seigle, n'est plus très propice pour les espèces qui préfèrent des couverts de 60-80 cm (perdrix, alouette) bien que des observations de terrain témoignent quand même de leur fréquentation (Le Tohic et al. 2022). Des levrauts et faons de chevreuil peuvent également être déposés dans ces couverts en hiver ou début de printemps (von Cossel 2020, Le Tohic et al. 2022) lorsque la végétation n'est pas encore trop haute ni trop dense, ou bien à la faveur d'une trouée. À l'inverse, une fois bien développés, ces couverts peuvent attirer des espèces d'oiseaux et de mammifères de milieux ouverts mais préférant des couverts plus hauts comme les Busards (MNHN, LPO) ou des espèces plus forestières, dépendant de la configuration des plaines (présence de petits bois ou proximité d'une lisière forestière).

L'impact peut donc être aussi bien positif (meilleure survie des pontes et/ou des jeunes grâce à la hauteur du couvert en fin d'hiver - début de printemps) que négatif (couvert pouvant potentiellement être un piège écologique). La disparition rapide des couverts sur de grandes surfaces lors des récoltes de mai peut également être préjudiciable à la faune s'il n'existe pas de couverts alternatifs présents (par exemple cultures de printemps telles que pommes de terre, betterave à sucre, lin, tournesol, maïs, pois, etc. semées entre février et mi-mai et peu développées) ou s'ils sont déjà occupés par des individus ou couples territoriaux (blé, habitats semi-naturels).
- Les CVE annuelles d'été peuvent quant à elles apporter un couvert dans un assolement à dominance de cultures d'hiver récoltées en juin-juillet (par exemple blé-orge-colza) et pouvant laisser la place à des déchaumés en été. Par exemple les maïs sont bien fréquentés par les perdrix grises en été (Bro 2016) et les lièvres y gîtent en journée (Petrovan et al. 2017).



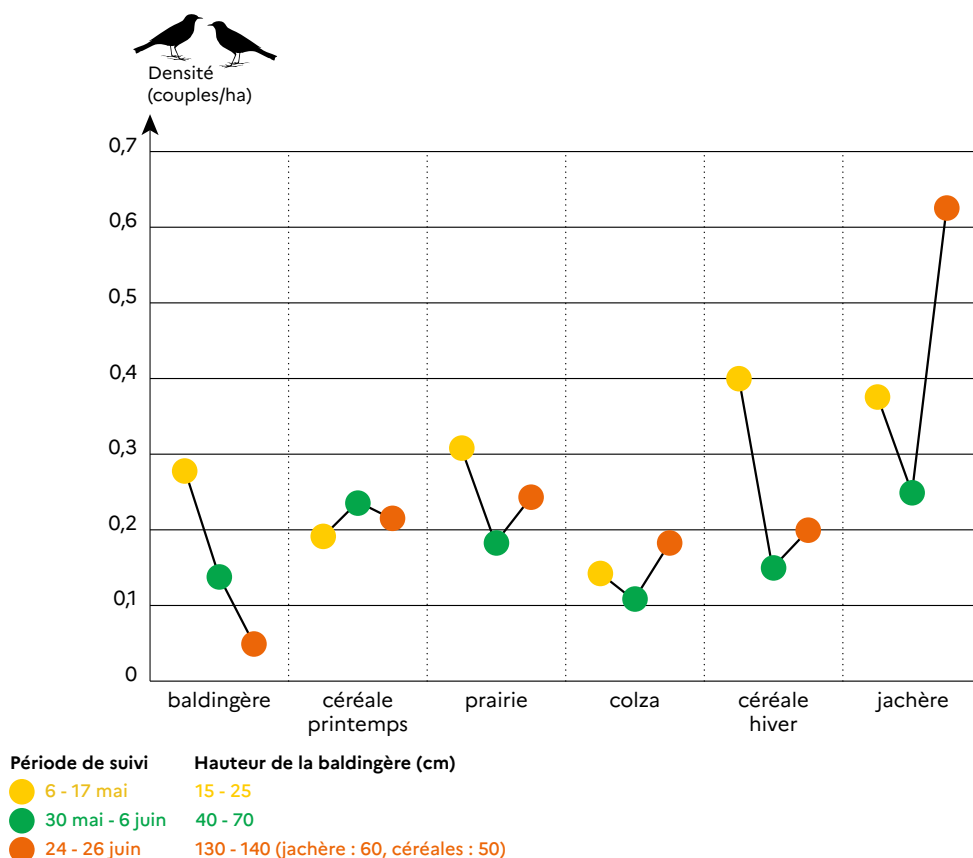


- Les cultures pérennes présentent un couvert plus permanent. De nombreuses études ont été menées à propos des graminées à rhizome (*Miscanthus* *Miscanthus* sp., panic érigé *Panicum virgatum*, baldingère faux-roseau *Phalaris arundinacea*). La méta-analyse de Lask et al. (2020a) montre un bénéfice en termes de richesse spécifique et d'abondance pour la flore et les micromammifères comparativement à une culture annuelle, mais ce bénéfice n'est pas statistiquement significatif pour les oiseaux et les arthropodes. En revanche, la méta-analyse de Donnison et al. (2021) (qui inclut les taillis à courte rotation – TCR, de saules et de peupliers) rapporte une augmentation de la richesse spécifique ($+100 \pm 31\%$) et de l'abondance des oiseaux ($+81 \pm 32\%$), de l'abondance des arthropodes ($+52 \pm 36\%$), de la richesse floristique ($+25 \pm 22\%$), ainsi que de la biomasse microbienne des sols ($+77 \pm 24\%$). La lecture de cette littérature montre toutefois que les études ont été menées sur des couverts le plus souvent jeunes (il faut 4 à 5 ans pour que les plantes atteignent leur plein développement) et une phénologie de la végétation correspondant à une fauche en sec en fin d'hiver. Les résultats ne sont donc pas, *a priori*, directement extrapolables à un couvert plus mature, ni à celui valorisé par la méthanisation (la récolte devant se faire en vert en fin d'été ou début d'automne).

Il a été montré que le panic érigé pouvait accueillir une cinquantaine d'espèces d'oiseaux au printemps-été aux USA (Murray & Best 2006), parmi lesquelles de nombreuses espèces en statut de conservation défavorable. Cette attractivité ne doit cependant pas occulter le fait que la croissance rapide des couverts de cette nature les rend rapidement défavorable aux espèces de milieux ouverts, par exemple l'alouette des champs qui niche préférentiellement dans des couverts de moins de 50 cm (**Figure 8**). Aussi les couverts hauts et denses sont susceptibles d'abriter une communauté d'espèces plutôt forestières et généralistes que celle typique des openfields affectionnant une végétation rase et éparse (e.g. Bellamy et al. 2009, Sage et al. 2010, Dauber et al. 2010, Haughton et al. 2016). Ceci peut néanmoins être nuancé lorsque le couvert est hétérogène, à la faveur de trouées dues à des échecs de reprise des rhizomes ou de levée du semis (Kascmarek et al. 2019). À noter que les espèces généralistes présentent globalement un statut de conservation moins défavorable que les espèces spécialistes des milieux ouverts (Fontaine 2021, PECBMS 2024). Cet aspect qualitatif doit également être considéré en matière de préservation de la biodiversité.

Figure 8

Évolution de l'attractivité de la baldingère faux-roseau pour la nidification de l'alouette des champs au cours du printemps comparativement à d'autres cultures ou couverts (surface des parcelles de baldingère et autres cultures : 30 à 70 ha, Finlande)



Source : d'après Vepsäläinen (2010)

Ressources alimentaires

Les cultures implantées pour la méthanisation peuvent potentiellement apporter des ressources alimentaires à diverses espèces d'insectes, d'oiseaux et de mammifères :

- des grains et graines restés en surface du sol lors des semis et après les récoltes (cf. ci-dessous);
- des plantules, jeunes pousses et bourgeons terminaux riches en nutriments à la levée;
- de la nourriture verte en hiver;
- du pollen et/ou du nectar au printemps-été si la culture contient des espèces fleuries (ce qui est le cas de la silphie, de certains couverts « spécial méthanisation »).

Les couverts fleuries (prairies multispécifiques; mélanges composés d'une diversité d'espèces annuelles, bisannuelles et/ou vivaces; silphie) ont fait l'objet d'études comme alternative au maïs, en particulier aux USA (Robertson et al. 2011) et en Allemagne (von Cossel et al. 2016, 2019b, von Redwitz et al. 2019, Janusch et al. 2021). Outre leur richesse floristique, ces couverts abritent davantage d'invertébrés que des cultures monospécifiques et/ou annuelles (Robertson et al. 2011, Weißhuhn et al. 2017, von Redwitz et al. 2019, Gayer et al. 2021). En effet, leur longue période de floraison et l'abondance de fleurs et leur diversité apportent pollen et nectar à un cortège de pollinisateurs (dans Cumplido-Marin et al. 2020). Toutefois,

leur intérêt pour la biodiversité dépend toutefois de leur composition (Warlop et al. 2020). Par exemple, les pollens ne sont pas tous de même qualité ni toujours disponible très longtemps ou en quantité, ou le nectar extra-floral que l'on trouve chez certaines plantes est accessible à un plus grand nombre d'espèces invertébrées, et disponible plus longtemps que la floraison. À ce titre, certaines espèces d'Astéracées, de Fabacées ou d'Apiacées sont particulièrement intéressantes⁴⁵. Le statut hydrique de la plante – potentiellement l'irrigation – peut également rendre les fleurs plus ou moins attractives (Mueller et al. 2020).

À noter toutefois que l'introduction d'un couvert fleuri ne suffit pas à lui seul pour apporter un bénéfice mais il peut apporter une véritable plus-value dans une mosaïque paysagère offrant des habitats semi-naturels, jouant le rôle de réservoirs pour divers pollinisateurs (Holzschuh et al. 2013, Bourke et al. 2014). Les pratiques culturales comme le type de préparation du sol (labour vs semis direct) ou les traitements phytosanitaires (insecticide et herbicide) peuvent également rendre le couvert fleuri plus ou moins favorable en tant que site d'alimentation (présence ou non de graines et de mégafaune du sol). À ce titre, les couverts pérennes sont d'une culture plus extensive (Kiesel et al. 2017 ; von Cossel et al. 2019b, c, 2020).



Les changements de nature et de diversité des ressources alimentaires peuvent modifier le régime alimentaire des animaux, mais également induire des modifications dans les réseaux trophiques, comme cela a été montré par Helms et al. (2021). Ces chercheurs ont montré que la position trophique d'une espèce de fourmi variait selon la richesse de la culture, d'omnivore dans un milieu riche (prairie multispécifique, panic érigé) à prédateur dans un milieu plus pauvre (monoculture intensive de maïs).

Biodiversité du sol

L'incidence des CVE sur la biodiversité du sol a été étudiée sur des couverts pérennes comme des graminées (panic érigé (*Panicum virgatum*)), et certaines angiospermes (silphie (*Silphium perfoliatum*, Astéracée), mauve de Virginie (*Sida hermaphrodita*, Malvacée), renouée de Sakhaline (*Reynoutria sachalinensis*, Polygonacée)). Ces cultures pérennes qui peuvent produire une biomasse pendant une quinzaine d'années procurent les avantages d'un sol non travaillé

⁴⁵. En France, le projet CASDAR MUSCARI a réalisé des tests sur plusieurs mélanges et compilé les connaissances en la matière. Les résultats sont disponibles sur le site du RMT biodiversité : <https://rmtbioreg.fr/ressources/41/syntheses-des-resultats-du-projet-casdar-muscari>.

et un temps long de couverture végétale. Si Emmerling (2014) a mesuré une diversité spécifique des vers de terre et une biomasse plus élevée dans les sols de ces cultures (implantées depuis 4 ans) comparativement aux sols plantés en monoculture de maïs (culture prise comme référence), les deux synthèses de Lask *et al.* (2020a) et Donnison *et al.* (2021) s'accordent en revanche à conclure que l'effet est globalement « neutre » concernant les vers de terre, ceci étant dû à une grande variabilité des résultats entre les études.

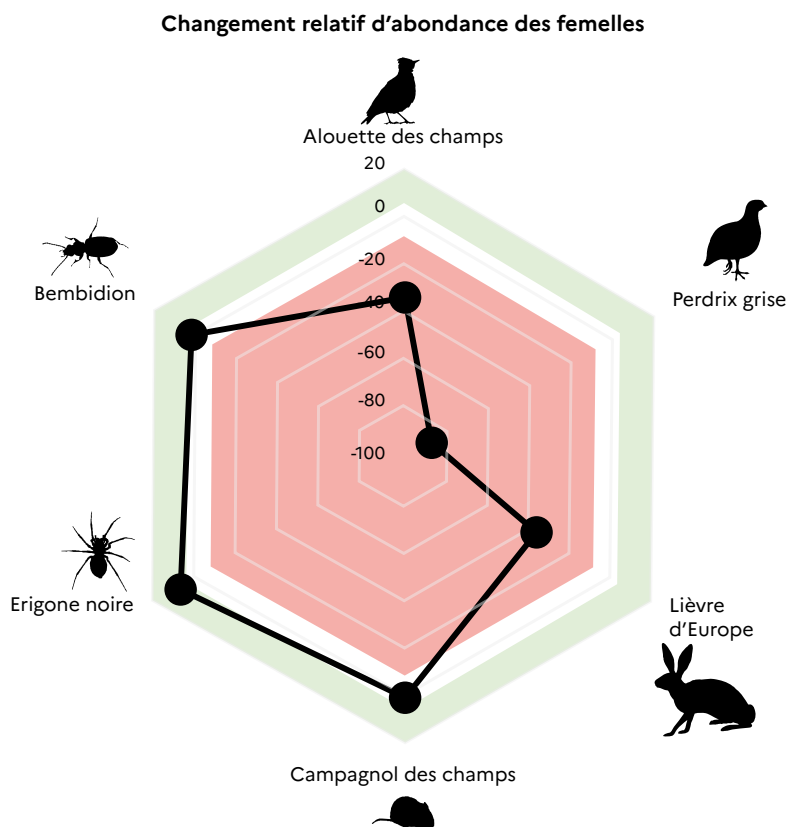
2.1.2 À l'échelle du paysage

L'impact d'une augmentation de la sole en maïs a été particulièrement étudié à l'échelle du paysage (Everaas *et al.* 2014, Brandt & Glemnitz 2014, Gevers *et al.* 2011). Les résultats des suivis de terrain et des exercices prospectifs par modélisation spatiale montrent des effets négatifs pour certaines espèces, positifs pour d'autres, voire neutres (**Tableau 6, Figure 9**). L'amplitude des effets varie avec la proportion de maïs dans l'assolement, l'écologie des espèces/taxons

Figure 9

Impact moyen d'une augmentation de la sole en maïs pour la méthanisation (+13%, en remplacement de blé (8%) et de jachères rotationnelles (5%)) sur 6 espèces animales bio-indicatrices des milieux agricoles

Les évolutions d'abondance sont statistiquement significatives pour toutes les espèces sauf le Campagnol. Résultats d'une modélisation spatiale par rapport à un scénario de référence de grandes cultures (blé-orge-colza, avec une sole préalable de maïs de 10%) où les parcelles en maïs ne sont pas regroupées autour de l'unité de méthanisation mais distribuées aléatoirement dans le paysage. Dans cette étude, l'aggrégation des parcelles de maïs autour de l'unité n'a que peu d'impact supplémentaire, sauf pour l'Alouette (diminution d'abondance).



Source : d'après Gevers *et al.* (2011)

considérés et les critères examinés (par exemple, sites d'alimentation vs de reproduction). À l'échelle du paysage, c'est la sole totale qui apparaît déterminante plutôt que la répartition spatiale des parcelles (Brandt & Glemnitz 2014). Toutefois, Everaas et al. (2014) rapportent que la dispersion des parcelles de maïs dans le paysage permet d'atténuer les effets négatifs de cette culture sur les populations d'alouette des champs, de bergeronnette printanière et de bruant proyer, en particulier lorsque la sole de maïs est importante et le parcellaire de petite taille. La nature des cultures ou des couverts remplacés est certainement un autre point d'importance, en particulier s'il s'agit de couverts favorables à la biodiversité (Gevers et al. 2011, Everaas et al. 2014). D'autres espèces comme certains corvidés pourraient profiter de l'augmentation de la sole de maïs en tant que ressource alimentaire abondante et générer ce qui s'appelle sous forme générique un « conflit d'usage Homme – Faune sauvage », dans le cas présent des « dégâts agricoles » sur les semis.

De façon plus générale, le risque induit par l'introduction de cultures énergétiques pour la biodiversité tient au maintien d'une agriculture intensive, le cas échéant à une intensification accrue des pratiques, pour répondre aux objectifs de production de biomasse énergétique et alimentaire. Or l'agriculture intensive, caractérisée par la combinaison d'un grand parcellaire, d'une simplification du paysage (peu d'infrastructures agro-écologiques), le recours au labour et à l'agrochimie, est une cause majeure du déclin de la biodiversité dans les milieux agricoles – flore spontanée, insectes, et vertébrés, que ce soit en effets directs (perte d'habitat, mortalités) ou indirects (pertes de ressources alimentaires et effets dits « en cascade ») dans les réseaux trophiques (Batáry et al. 2012, Wagner 2020, Clough et al. 2020). Cette tendance a été observée par le passé concernant la production de biocarburants de première génération (Nuñez-Regueiro et al. 2021), même lorsque ceux-ci ont été produits sur des milieux déjà agricoles. Aux USA, par exemple, les systèmes de production très simplifiés et intensifs comme la monoculture de maïs ou la rotation maïs-soja-colza (canola) ont conduit à un déclin de la biodiversité et des régulations biologiques (Landis et al. 2008, Meehan & Gratton 2015, Otto 2019).

Les incidences décrites précédemment existent potentiellement pour les CVE comme pour d'autres cultures. Elles sont actuellement peu documentées dans un paysage agricole dit « énergétique » comparativement à une situation similaire sans CVE.

Changements de rotations et risque de dégâts agricoles

La culture du maïs pourrait conduire à un risque de dégâts agricoles par des corvidés lors des semis et de la levée des plantules (Robin 2011, ARVALIS et al. 2022b) si le contexte paysager est favorable et que des colonies sont présentes alentours, ou par des sangliers lorsque les épis sont mûrs (e.g. Boyce et al. 2020). Le tournesol pourrait également être concerné (consommation des graines par des pigeons et des corvidés; Robin 2011, Sausse & Lévy 2021, Sausse et al. 2021, ARVALIS et al. 2022b), ainsi que les pois de conserve introduits dans les rotations avec les CVE d'été (consommation des graines par des pigeons, Robin 2011). La consommation d'une partie de la plante ne signifie pas toujours une perte de production (Sausse et al. 2021).



Corbeaux freux dans un maïs semé en direct en mai dans un chaume de CVE d'hiver
© E. Bro / OFB



Pigeons ramiers dans une parcelle de pois quelques jours avant sa récolte en juin.
Selon le contexte local, présence de forêt ou de ville, les effectifs peuvent être conséquents.
© E. Bro / OFB

2.1.3 Mise en culture d'habitats semi-naturels

Le rapport de synthèse de la Commission européenne (Bowyer et al. 2020) propose une analyse de risque des différents types de changement d'usage des terres pour la production de biomasse énergétique. Il classe la conversion des milieux naturels ou semi-naturels en cultures annuelles ou pérennes (de type miscanthus ou TCR) comme « très fortement négative », et l'intensification de la gestion des prairies comme « très négative », à la fois vis-à-vis de leur valeur en tant qu'habitat au regard de la DHFF et de la valeur du cortège d'espèces d'oiseaux qu'ils abritent au regard de la DO.

De façon analogue, les surfaces non cultivées (jachères, bords de champs) en plaine de grandes cultures jouent ce même rôle de réservoir de biodiversité (invertébrés et flore; Holzschuh et al. 2012, Bourke et al. 2014, Jeanneret et al. 2022) et participent à la conservation d'espèces d'Oiseaux insectivores et granivores. Ainsi la disparition ou raréfaction de ces différents éléments du paysage est de nature à compromettre les objectifs de conservation de la biodiversité (Montoya et al. 2020). En effet, le maintien ou la restauration de tels habitats, ainsi que leur gestion adaptée, fait partie des préconisations pour la conservation de certaines espèces typiques voire emblématiques des plaines cultivées, dont certaines bénéficient d'un plan national d'action⁴⁶. Parmi ces espèces typiques, on peut citer chez les oiseaux, l'Outarde canepetière (*Tetrax tetrax*), l'Édicnème criard (*Burhinus oedecnemus*), les Busards cendré et Saint-Martin, la Perdrix grise, l'Alouette des champs ou encore le Bruant proyer (*Emberiza calandra*). D'autres espèces seraient potentiellement à ajouter si la paludiculture venait à se développer. À titre d'exemples, en Allemagne, la conversion des jachères en maïs dans des zones de protection spéciale (ZPS) sous la pression de la demande en biomasse énergétique a participé au déclin persistant du Rôle des genêts (*Crex crex*) et du busard cendré, deux espèces classées à l'annexe I de la DO (Bowyer et al. 2020).

De par la biodiversité « ordinaire » qu'elle héberge, la présence de ces habitats incultes en mosaïque dans les paysages agricoles apporte divers services écosystémiques pour la production agricole telles que la pollinisation et les régulations biologiques.

Quant à l'incidence sur la biodiversité, les sols et l'eau, de la remise en culture de friches pour produire de la biomasse énergétique, elle doit s'évaluer en fonction du contexte local – agricole, paysage, surface et type de friche (agricole, industriel), etc. Dans les régions en déprise agricole, la remise en culture pourrait potentiellement bénéficier à la biodiversité des milieux ouverts. En effet, la déprise est généralement associée à un retour progressif de formations arbustives puis arborées fermant les paysages qui ne sont plus maintenus ouverts par l'agriculture. Une évolution de l'habitat s'accompagne d'une évolution de la biodiversité qu'il abrite. En matière d'oiseaux, les espèces spécialistes des milieux ouverts sont progressivement remplacées par des espèces plus ubiquistes puis forestières (e.g. Naess et al. 2021). Toutefois, qualifier l'incidence de changements qualitatifs de biodiversité est délicat dans l'absolu, elle doit être mise en regard d'enjeux comme la conservation d'une espèce particulière ou d'un cortège d'espèces à une échelle géographique judicieuse par rapport à sa/leur distribution/effectif/tendance de population (voir par exemple ONB 2023 pour les tendances des communautés spécialistes d'oiseaux).

46. Voir en particulier les plans nationaux d'action de certaines espèces : <https://www.ecologie.gouv.fr/plans-nationaux-dactions-en-faveur-des-especes-menacees> et <https://biodiversite.gouv.fr/projet-pna/>.

2.2 Incidences des épandages de digestat

2.2.1 Incidence sur les organismes du sol

Ce paragraphe est volontairement limité à des résultats généraux car le sujet est détaillé dans plusieurs synthèses bibliographiques (Sadet-Bourgeteau *et al.* 2020, Karimi *et al.* 2022, 2023, INRAE & INRAE-Transfert 2023). Ces auteurs ont souligné que les résultats sont variables, à l'image des contextes des études : expérimentations au laboratoire (sol tamisé) vs au champ, conditions agro-pédologiques des sols, paramètres considérés (abondance, biomasse, activité), pas de temps considérés (semaines, mois, années), digestat utilisé (dose, caractéristiques chimiques en termes de nutriments, de rapport C/N, éventuellement de contaminants, etc.), ainsi que la pratique considérée comme référence (absence de fertilisation azotée, azote (N) minéral, lisier/fumier, résidus de culture de type céréale ou légumineuse, etc.). Cette variabilité des résultats peut favoriser des controverses (FNE 2021).

Les communautés microbiennes

Karimi *et al.* (2022, 2023) ont analysé 56 études et 23 descripteurs d'abondance, de diversité et d'activité métabolique des micro-organismes du sol. Leur synthèse met en évidence des effets complexes dépendant des critères considérés (biomasse ou abondance, diversité taxonomique, activité métabolique), le type de micro-organismes considérés (bactéries, fonge, archées), la nature des intrants dont sont issus les digestats, la fraction considérée ainsi que le témoin pris comme référence (**Tableau 7, Figure 10**). Outre le nombre généralement insuffisant d'études pour pouvoir tirer des conclusions génériques, ces auteurs soulignent que les résultats proviennent pour la majorité d'études en laboratoire, sur du court terme (< 6 mois, seulement 9 études de plus d'un an), ne considérant qu'un seul apport de digestat et un seul type de sol. Les résultats ne sont donc pas forcément extrapolables au champ en l'état.

Une étude récente au laboratoire a également mis en évidence que l'incidence des digestats sur l'abondance et la diversité microbienne varient à la fois avec la nature des sols (texture) et les caractéristiques des digestats (Vautrin *et al.* 2024). Au champ et sur le plus long terme (quelques années), la nature des apports (digestats, fumier, minéral) ne modifie pas statistiquement la biomasse microbienne mais des modifications dans la structure des communautés ont été observées (Sadet-Bourgeteau *et al.* 2024).

Figure 10

Effet de l'apport de différents types de matière organique, sous forme digérée (digestat) ou non digérée (effluents d'élevage, matières végétales et composts) sur l'abondance, la diversité et l'activité des communautés microbiennes du sol comparativement à un témoin sans fertilisation

Lorsque la valeur d'un paramètre X est similaire entre le témoin sans fertilisation et l'apport de matière organique, le cercle symbolisant l'étude se situe sur la ligne médiane (« = »). Si la valeur du paramètre X est plus élevée, le cercle de l'étude se situe à l'extérieur (« > » ou « ≥ »); si elle est plus faible, le cercle se situe à l'intérieur (« < » ou « ≤ »).

Abréviations : Ab. : abondance, Biom. : biomasse, Div. : diversité, Str. : structure de la communauté; Arch. : des archées, Bac. : bactérien(ne), Fon. : fongique, mic. : microbien(ne); qCO_2 : quotient métabolique, FDA : activité hydrolytique diacétate de fluorescéine, DHA : activité déshydrogénase, Ph Alk : activité phosphatase alcaline, Ph Acid : activité phosphatase acide, β -Gluc : activité bêta-glucosidase, Prot. : activité protéase, Urease : activité uréase, Aryl-S : activité aryl-sulfatase, Cat. : activité catalase, Div Metab. : diversité métabolique. Se reporter aux articles originaux pour davantage de détails.

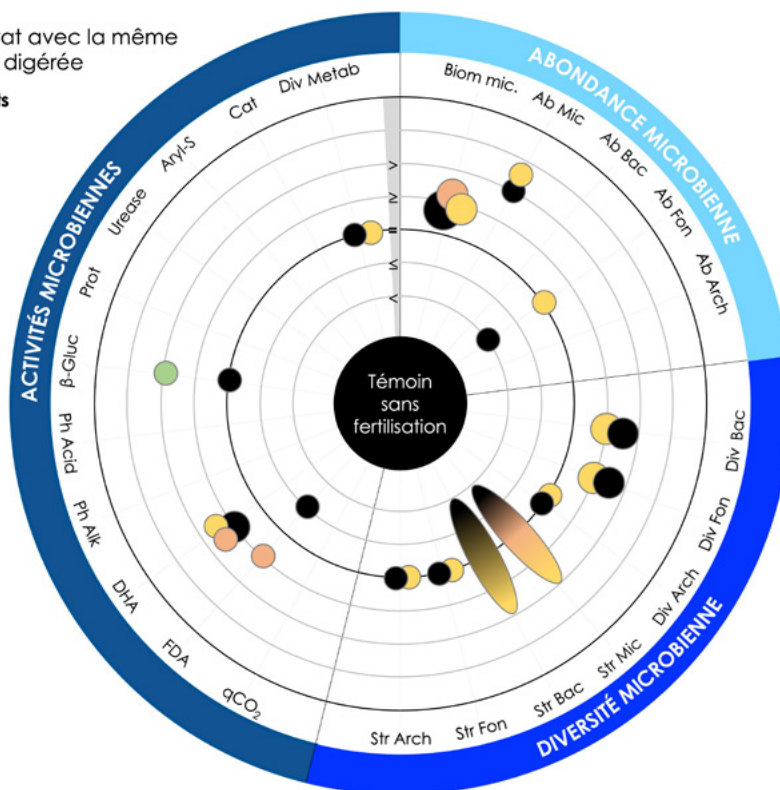
Comparaison du digestat avec la même matière organique non digérée

Généricité des résultats

- Elevée (> 5 articles)
- Faible (< 5 articles)
- Aucune (1 article)

Type de matière organique

- Effluents d'élevage
- Matières végétales
- Composts
- Digestats



Source : Karimi et al. (2022, 2023)

Tableau 7

Récapitulatif des résultats des études scientifiques menées sur différents paramètres d'abondance, de diversité et d'activité des micro-organismes du sol

Descripteur		Effet de l'apport de digestat*	Effet de la fraction éendue*, **	Effet du type d'intrants*, ***	Effet du digestat par rapport à la même matière organique non digérée
Nb d'articles		9	9	14	16
Micro-organismes	biomasse	≥	≥ (S, L et B)	≥ (EE, MV, M)	≈
	abondance	≥		> (EE, M)	≈
	structure des communautés	≈			variable
Bactéries	abondance	≥	≥ (S, L et B)		
	diversité	≈		> (EE)	≈
	structure des communautés	≈			variable
Champignons	abondance	≥	variable (< à >)	< à ≤ (EE, M)	≤
	diversité				≈
	structure des communautés				≈
Archées	abondance	-		> (EE)	
	diversité				≈
	structure des communautés				≈
Activité microbienne (11 descripteurs)		≈ à ≥	le plus souvent ≈, parfois > ou variable (DHA)	variable selon le type d'activité et d'intrant (EE, MV)	≈ ou < selon l'activité

* par rapport à un témoin sans fertilisation

** B : digestat brut, L : fraction liquide, S : fraction solide

*** effluents d'élevage (EE), matières végétales (MV) ou mélanges (M) - déchets et fertilisation minérale non reportés, majoritairement effets similaires au témoin sans fertilisation sur les abondances, diversité et structure de communautés.

En gras les résultats considérés comme génériques avec plus de 5 études dont les résultats convergent.

Source : tableau original d'après les graphiques de Karimi et al. (2022, 2023)

Cas des bactéries pathogènes

L'étude Métha-BioSol (Sadet-Bourgeteau et al. 2024) a examiné la présence des bactéries pathogènes *Listeria monocytogenes*, *Salmonella enterica*, *Klebsiella pneumoniae* (complexe « Kp ») et *E. Coli* suite à l'épandage de digestats dans deux types de situations :

- au laboratoire à court terme : après 42 jours d'incubation d'un mélange sol (3 types) - digestat (issus de différentes natures d'intrants) en microcosmes :
 - *S. enterica* n'a jamais été détectée ;
 - *E. Coli* a été détectée dans un des 3 types de sol, amendé avec un digestat de CIVE ;
 - le genre *Listeria* a été détecté dans les 3 types de sol enrichis en fumier, ainsi que dans le sol limono-sableux enrichi en lisier ou en digestat (de fumier, de CIVE) ;
 - le complexe Kp a quant à lui été détecté dans tous les types de sols, avec un taux de détection plus élevé dans le sol limoneux, et avec presque tous les types d'apports organiques (sans différence entre eux) ainsi que les apports minéraux et les apports d'eau. À noter que Kp avait préalablement été détecté dans les prélèvements de 2 sols et de tous les substrats organiques étudiés.

Il a également été montré que la probabilité de détection augmentait avec le taux initial de contamination.

- au champ à moyen terme (4 à 10 ans, sur 3 sites du réseau SOERE-PRO (Système d'observation et d'expérimentation sur le long terme pour la recherche en environnement – Produits résiduels organiques) ou de lycée d'enseignement agricole, chacun des sites ayant un historique propre en termes d'épandage de digestat) : les analyses de sol ont mis en évidence la présence de *E. coli* à des doses de quelques UFC/g, marginalement à 20 ou 30 UFC/g, sur quelques parcelles ainsi que de Kp.

Les vers de terre

→ Abondance, biomasse et composition

Les études montrent une variabilité des résultats concernant les incidences de l'épandage de digestat sur les vers de terre. Leur abondance est augmentée, diminuée ou reste stable comparativement à un témoin non fertilisé ou avec un fertilisant minéral (e.g. Clements et al. 2012, Froseth et al. 2014, Koblenz et al. 2015, Butt & Putwain 2017, Rollett et al. 2021 ; synthèses de Sadet-Bourgeteau et al. 2020, Launay et al. 2022, dans Moinard et al. 2021). Koblenz et al. (2015) et Moinard et al. (2021) rapportent une augmentation de la biomasse/abondance comparable à celle observée avec des effluents d'élevage. Une modification de la composition des communautés peut être observée – cas au sein des endogés (diminution de *Aporrectodea rosea* et augmentation de *A. caliginosa*, Koblenz et al. 2015).

La variabilité des résultats peut résulter des conditions expérimentales (au champ ou en laboratoire), des types de digestat étudiés (phase brute, liquide ou solide ; et intrants dont il est issu), les doses épandues, les conditions pédo-climatiques, la durée du suivi, le référentiel utilisé (absence de fertilisation azotée, N minéral, lisier/fumier, résidus de culture de type céréale ou légumineuse, etc.), des espèces fonctionnelles étudiées (vers endogés vs anéciques), de la quantité et de la qualité de la matière organique, etc. (Launay et al. 2022). Une étude récente en mésocosme a montré un effet complexe dépendant simultanément du type de sol et de la nature des apports (Sadet-Bourgeteau et al. 2024). En revanche, au champ, à l'échelle de quelques années, la nature des apports organiques ne modifie pas statistiquement l'abondance, la biomasse et la richesse spécifique des vers de terre (Sadet-Bourgeteau et al. 2024).

→ Mortalité

Une mortalité de vers de terre est parfois rapportée juste après l'épandage de digestats (dans Moinard et al. 2021). Les vers concernés sont des endogés et des anéciques. La mortalité a été quantifiée entre 1 et 19 individus/m² selon certaines études, représentant entre 0,3 et 17 % de la population présente (dans Moinard et al. 2021, Launay et al. 2022). Ces mortalités s'observeraient plutôt dans les cas où l'épandage de digestat apporte une grande quantité d'azote (Launay et al. 2022). Les travaux approfondis au laboratoire de Moinard et al. (2021) montrent que la concentration en ammoniac (NH₃) explique pour partie la mortalité, mais pas en totalité. En revanche, la forme ammonium (NH₄⁺) n'apparaît pas létale. Une corrélation est observée entre le pH (étudié dans la gamme 6,9 - 9,7) et la mortalité, celle-ci étant constatée au-delà d'un pH de 8,2.



Des mortalités de vers de terre peuvent être observées notamment dans le cas de déversements accidentels de digestat liquide, comme ici en bordure de parcelle.

© E. Bro / OFB

→ Reproduction

Peu d'études ont été trouvées. Des tests d'évaluation du risque menés en laboratoire sur la reproduction de *Enchytraeus crypticus* (annélide vivant dans le sol) et *Eisenia fetida* (ver du fumier, épigé) montrent des concentrations de digestat (issu de la digestion de lisier de cochons, stocké > 9 mois) entraînant une réduction de 50 % de la reproduction (EC₅₀) inférieures à celles mesurées pour différents composts (Renaud et al. 2017). Ces mêmes valeurs sont inférieures, du même ordre de grandeur ou supérieures à celles mesurées pour différentes boues de stations d'épuration de l'eau.

Par ailleurs, dans un rapport d'évaluation environnementale d'un digestat, l'ANSES (2018)⁴⁷ relève, concernant des vers de terre, que « des effets (plus de 50 %) sont observés à la dose revendiquée de 40 t/ha (dose la plus basse testée). Aux doses supérieures testées de 80 et 160 t/ha, ces effets atteignent respectivement 75 et 95 % des effets. »

À noter que les résultats de certains tests réglementaires ne sont pas nécessairement extrapolables *in situ*, qu'ils soient réalisés dans des conditions de laboratoire et/ou sur des espèces dites modèles qui ne sont pas forcément représentatives (pas la même sensibilité par exemple).

⁴⁷. « L'évaluation de la demande est fondée sur l'examen par la Direction d'évaluation des produits réglementés (DEPR) du dossier déposé à l'Anses pour cet ensemble de produits, conformément aux dispositions du code rural et de la pêche maritime et sur la base des recommandations proposées dans la « Note d'information aux pétitionnaires concernant l'homologation des MFSC » : <https://www.anses.fr/fr/system/files/DPR-Ft-MFSC-2013-08.pdf>.

Incidence des micro- et nanoplastiques sur les organismes du sol

La synthèse de Ng *et al.* (2018) mentionne une diminution de la croissance de certains vers (*Lumbricus terrestris*, *Eisenia foetida*), pouvant aboutir à de la mortalité mais sans que cela soit systématique; ainsi qu'une diminution de la biomasse microbienne, de certaines activités enzymatiques et de la diversité fonctionnelle. Des résultats variables sont observés selon les conditions expérimentales, incluant la nature chimique des particules, leur taille et leur concentration. Ils rapportent également une absorption possible des nanoparticules par les plantes.

Daghighi *et al.* (2023) ont focalisé quant à eux leur synthèse sur les incidences sur différents groupes de la micro et la mésofaune⁴⁸ (protistes, tardigrades, rotifères, nématodes, collemboles et acariens), organismes du sol moins étudiés bien qu'ayant un rôle fonctionnel tout aussi important. Les études sont généralement menées en conditions de laboratoire. Les résultats sont également variables selon les groupes et les conditions expérimentales. Globalement, il a été mis en évidence des effets sur l'abondance, la composition des communautés, la reproduction ou encore des effets de stress oxydatif et de neurotoxicité.

Certains travaux questionnent également les incidences des plastiques biodégradables.

Une expertise scientifique collective commandée et financée par l'ADEME et les ministères en charge de l'agriculture et de l'alimentation, et de la transition écologique et conduite par l'INRAE et le CNRS est en cours au sujet des plastiques et apportera une synthèse analytique détaillée.

Les nématodes

→ Abondance et composition

Une étude récente a montré, en mésocosme et sur du court terme (quelques semaines), une réponse variable de l'abondance et de la structure de communauté des nématodes en fonction à la fois de la nature du digestat et du type de sol. Au champ et sur du moyen terme (quelques années), il a été détecté des différences d'abondance de certaines catégories écologiques de nématodes en fonction de la nature du digestat (Sadet-Bourgeteau *et al.* 2024).

→ Mortalité

Des tests expérimentaux *in vivo* sous serre et en champ ont mis en évidence un effet nématocide de l'application de digestats issus d'effluents d'élevage ou de biodéchets sur diverses espèces de nématodes des racines (Oldani *et al.* 2023, Eberlein *et al.* 2023) – genres *Meloidogyne*, *Heterodera* et *Pratylenchus*; phytopathogènes importants d'une grande diversité de cultures – tomates, maïs, soja, coton, ananas, arbres fruitiers, noyer, pin, etc. Ces résultats sont confirmés par une plus forte mortalité du 2^e stade juvénile (stade infectant) de *M. incognita* observée lors d'essais *in vitro*. Les effets augmentent avec les concentrations appliquées. L'effet nématocide des digestats est attribué à certains acides gras.

48. Classification de la biodiversité du sol en fonction de la taille des organismes : https://www.supagro.fr/ress-pepites/OrganismesduSol/co/4_1d_OSTaille.html : micro-organismes (bactéries, champignons, archées), microfaune (protozoaires, nématodes, acariens), mésofaune (collemboles, enchytréides, etc.), macrofaune (myriapodes, araignées, mollusques, larves, vers de terre), mégafaune (vers de terre, taupes, campagnols).

Autres organismes du sol

Les autres organismes du sol ont été moins étudiés. Renaud et al. (2017) rapportent des valeurs de EC_{50} (concentration conduisant à une réduction de 50% de la reproduction) pour un collembole de surface, *Folsomia candida*, pour un digestat issu de lisier de cochons stocké > 9 mois qui sont aussi bien, du même ordre de grandeur que supérieures à celles mesurées pour différents composts et boues de stations d'épuration de l'eau. Aucun effet du digestat n'est détecté en revanche sur la reproduction de l'acarien prédateur *Hypoaspis aculeifer*.

2.2.2 Incidence sur la flore

Il a été mentionné que l'épandage des digestats pourrait inhiber la germination de la flore spontanée présente dans la banque de graines des sols agricoles (Clements et al. 2012, Pawlett et al. 2018). Cela reste toutefois à confirmer sur le terrain, en fonction des modalités techniques d'épandage, et avec une approche expérimentale pour dissocier les effets dus aux couverts (la biomasse à valorisation énergétique est de nature étouffante de par sa vitesse de croissance et sa densité) et à d'éventuelles pratiques phytopharmaceutiques.



Flore spontanée en bord de champ.
© E. Bro / OFB

2.2.3 Incidence sur les organismes aquatiques

Le risque d'eutrophisation des milieux aquatiques en conséquence d'une pollution diffuse résultant de l'épandage des digestats sur les sols agricoles a été relevé dans l'étude d'Esnouf et al. (2021). Les effets sur l'évolution des écosystèmes, leur flore puis leur faune ont été largement étudiés dans un contexte général de rejets tant domestiques, qu'industriels et agricoles et sont relatés dans une expertise collective *Eutrophisation* (Pinay et al. 2017). Les experts rapportent que les changements des communautés de plantes induits par les flux de nutriments entraînent un bouleversement de la structure des communautés de l'ensemble de l'écosystème et affectent sa biodiversité. Des événements de domination massive de certaines plantes aquatiques peuvent concerner des espèces exotiques envahissantes (EEE, Pinay et al. 2017). Des mortalités ont été décrites chez des poissons, des amphibiens ou des mammifères suite à la libération de toxines ou de gaz toxiques, à l'hypoxie du milieu, ou à d'autres altéra-



Développement algal dans un plan d'eau en septembre 2024
© E. Bro / OFB

tions de l'habitat (Hernández et al. 2016, Pinay et al. 2017). Le phénomène d'eutrophisation est susceptible de devenir plus fréquent et d'être amplifié avec le CC (sécheresses, augmentation des températures), tout en pouvant entraîner des émissions de GES (CO₂, SH₂, CH₄) dans l'eau puis l'atmosphère [effet de renforcement] (Pinay et al. 2017).

Quelques tests de toxicité directe ont été réalisés en laboratoire sur des petits crustacés. Ainsi, il a été mesuré une concentration de digestat entraînant 50% de mortalité (LC₅₀) de 13,6% (volume de digestat par volume d'eau) chez une daphnie (*Daphnia magna*), mais il n'a pas été mis en évidence de toxicité particulière chez une artémie (*Artemia sp.*) (Pivato et al. 2016).

2.3 Incidences des récoltes

2.3.1 Mortalités par le machinisme

Les récoltes des CVE d'hiver sont récoltées entre avril et début juin, pendant la période de reproduction de nombreuses espèces animales (**Figure 11**) et sont susceptibles d'occasionner des mortalités de la faune sauvage. Des études sont en cours pour documenter ce sujet. Les observations dans les parcelles pendant la récolte (survol de drones équipés de caméras thermiques) ou juste après (battue derrière les machines) montrent des cas de mortalité d'animaux et d'abandon ou destruction de pontes dus à la récolte (von Cossel 2020, Le Tohic et al. 2022, Bro et al. 2022, Baron & David 2023). Les espèces notées dans les céréales sont principalement le Chevreuil (faon), le Lièvre (levraut), le Renard roux (*Vulpes vulpes*), le Campagnol des champs (*Microtus arvensis*), divers oiseaux nichant au sol : l'Alouette des champs (jeunes), la Perdrix grise et le Faisan commun (*Phasianus colchicus*) – femelle couveuse, pontes abandonnées). L'observation de parties de cadavres suggère que certains animaux sont happés par la machine. Les espèces touchées et les incidences sur les populations sont susceptibles de dépendre des dates (printemps, automne), des modalités de récolte (fauche et broyage, fauchage puis andainage), des couverts récoltés (CIVE, prairie) et des régions considérées (aire de distribution des espèces).



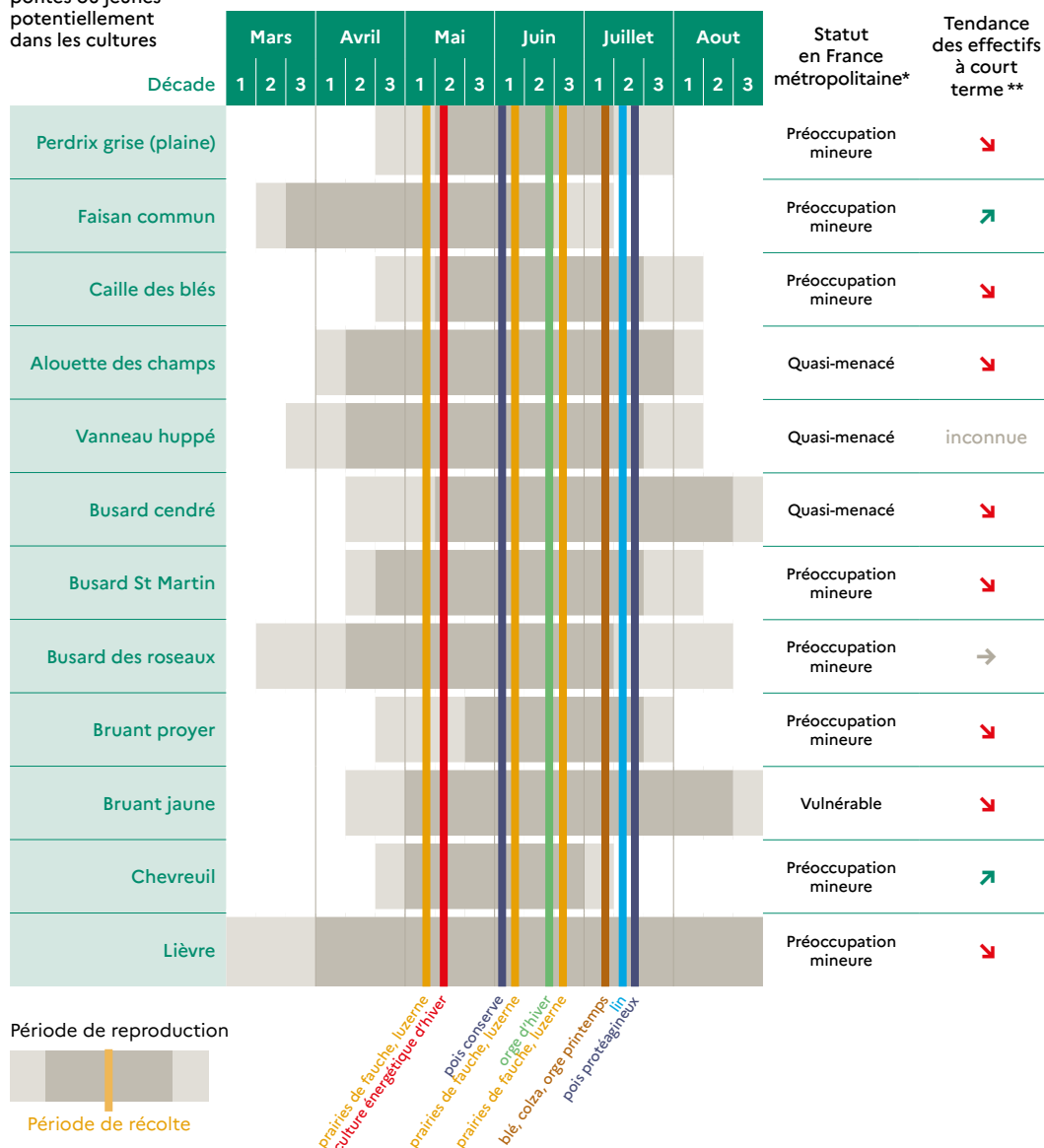
Exemples de mortalités d'animaux broyés par la barre de coupe et/ou écrasés par les roues des machines (lapin, renard, micromammifère, perdrix) et abandons de pontes (alouette, perdrix)

© K. Le Tohic (FDC 60) & E. Bro / OFB

Figure 11

Analyse de risque de mortalité de différentes espèces lors de la récolte de cultures au printemps-été en fonction de leur période de reproduction

Espèces avec pontes ou jeunes potentiellement dans les cultures



* Liste rouge des oiseaux nicheurs 2016 (source : INPN / statuts)

** Rapportage DO ou DHFF 2019 (<https://inpn.mnhn.fr/programme/rapportage-directives-nature/presentation>)

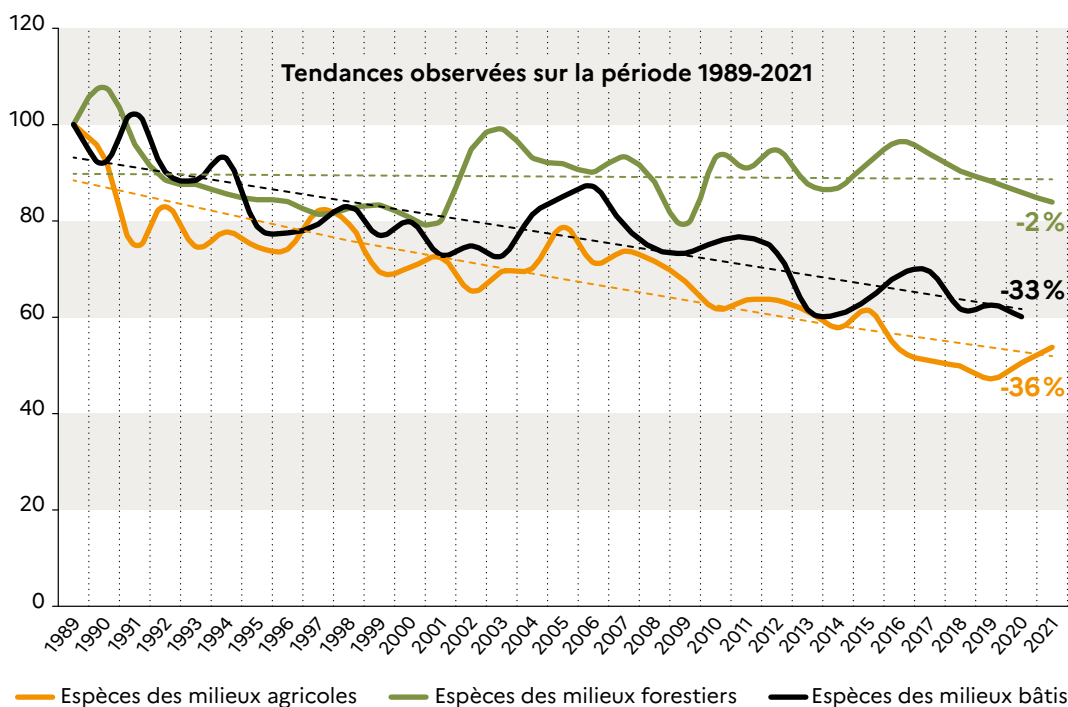
Sources : figure originale, références pour la chronologie de la reproduction : Tout le gibier de France (ONCFS & FNC 2008), cahiers Habitat du MNHN, fiches espèces de l'Observatoire Rapaces, et www.oiseaux.net.

Les CVE d'hiver, potentiellement attractives pour différentes espèces nidifiant ou mettant bas dans les cultures, pourraient ainsi constituer un piège écologique pour les adultes pendant la couvaison, les pontes et les jeunes dans certaines situations, comme c'est également le cas du pois de conserve et de l'orge alimentaire, deux cultures caractéristiques des systèmes de grandes cultures orientés vers de la production de biogaz, car ils peuvent servir de couvert alternatif (« relais ») pour la faune sauvage après les récoltes des CVE avant d'être récoltés à leur tour quelques semaines plus tard (**Figure 11**).

Les récoltes de CVE d'hiver introduisent ainsi un risque nouveau de mortalités de la faune sauvage dans certaines plaines de grandes cultures, qui se cumule avec celui dû aux récoltes d'autres cultures (**Figure 11**; Bro et al. 2013, Guittou et al. 2017). L'incidence sur la dynamique des populations des espèces concernées n'est pas évaluée. Cet exercice a été mené pour ce qui concerne les populations d'oiseaux et les éoliennes et installations solaires (en Californie) par Conkling et al. (2022). Sans en extrapoler les conclusions à la méthanisation, ces auteurs concluent à une incidence des cas de mortalité additionnels dus à ces installations sur les populations, ce qui plaide pour prendre en compte les effets cumulatifs. Considérer les impacts cumulés est d'autant plus important en termes de conservation des espèces que ces dernières présentent un statut défavorable. C'est le cas notamment d'une diversité d'espèces d'oiseaux comme le rapporte le dernier bilan de BidLife International. En Europe, ce sont les espèces communes des milieux agricoles qui présentent le taux de déclin le plus élevé : 57% depuis 1980, contre 3% pour les espèces spécialistes des milieux forestiers (BidLife International 2022). Le même déclin de ces espèces est mis en évidence en France par le suivi temporel des oiseaux communs du MNHN (ONB 2023, **Figure 12**).

Figure 12

Évolution de l'abondance des populations d'oiseaux communs de métropole selon leur milieu de spécialisation



Sources : ONB - Programme STOC de Vigie Nature, 2024. Traitement : CESCO, PatriNat

En fin d'été - début d'automne, la saison de reproduction est terminée pour la plupart des espèces et les jeunes animaux, plus âgés, sont plus mobiles. Les individus sont donc *a priori* moins vulnérables à cette période et les récoltes pourraient présenter moins de risque. Ceci reste néanmoins à mieux préciser. En effet, si certains des suivis n'ont pas mis en évidence de cas de mortalité lors de la récolte du maïs ou du sorgho (Bro obs. pers), d'autres en revanche ont mis en évidence des cas de fréquentation des couverts par des animaux de différentes espèces jusqu'à la toute fin de la récolte, parfois même sortant devant la machine pour y retourner quelques dizaines de mètres plus loin (faisan, sanglier, renard, lièvre; Baron & David 2023). Le risque reste donc à évaluer en fonction de la nature des couverts (maïs ou sorgho vs mélanges multispécifiques tels que les méteils), du comportement de fuite des animaux, de l'ensileuse utilisée, etc.



Envol d'un faisan juste devant la barre de coupe lors de la récolte d'un méteil en fin d'été. En arrière-plan, une compagnie de sangliers s'enfuyant du couvert.

© V. Baron et J. David (FDC 28); montage du photogramme : V. Baron (FDC 28)

Animaux présents dans le dernier îlot d'un sorgho fourrager en fin de récolte.

Vue aérienne prise par un drone. L'identification des animaux a été faite par des observateurs au sol.

© V. Baron et J. David (FDC 28); montage : V. Baron (FDC 28)



2.3.2 Ressources alimentaires

Apport

Les cas de mortalités et de destructions/abandons de pontes de certaines espèces lors des récoltes font l'aubaine des espèces nécrophages, elles aussi en période de reproduction. C'est le cas notamment de la Corneille noire (*Corvus corone*), du Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*), du Milan noir (*Milvus migrans*), du Renard roux, etc. qui peuvent s'alimenter des cadavres, des jeunes peu mobiles et des œufs mis à découvert lors des récoltes (Bro obs. pers.). Au printemps-été, un meilleur succès reproducteur de certaines de ces espèces profitant de la manne alimentaire pourrait potentiellement entraîner le développement de leurs populations puis une pression de prédation sur certaines espèces proies – par exemple pour la corneille noire, la prédation par cette espèce de corvidé est reportée être une cause d'échec de pontes d'oiseaux nichant au sol (Bro 2016, Bravo et al. 2020).

Les grains ou épis au sol dans les chaumes ou les cannes après les récoltes offrent une nourriture riche pour une diversité d'espèces d'oiseaux granivores sédentaires ou migrateurs – Perdrix, Alouette, Bruant, Linotte, Corbeau freux (*Corvus frugilegus*), etc. (e.g. Moorcroft et al. 2002, Rupp et al. 2012, Bro obs. pers.).

Ces apports de nourriture sont plus ou moins temporaires selon la vitesse de leur consommation et les pratiques culturales pour le semis de la culture suivante (semis direct vs labour).



Disparition

Les essais sur les couverts fleuris cultivés pour la méthanisation ont conduit à préconiser une date de récolte la seconde quinzaine d'août, représentant le meilleur compromis entre la production de biomasse et l'intérêt en termes de biodiversité (von Cossel 2020). En effet, certaines plantes sont encore en floraison et apportent des ressources alimentaires pour les pollinisateurs. Mais ces couverts sont alors pénalisés par un rendement en biomasse et en gaz, plus faibles de 40 à 60 % que le maïs, et très variable (von Cossel & Lewandowski 2016, von Cossel et al. 2020). Aussi sont-ils recommandés sur les terres dites peu productives ou en bandes intercalaires entre les cultures plus intensives (von Cossel & Lewandowski 2016, Janusch et al. 2021), pour bénéficier de services écosystémiques (Janusch et al. 2021).

2.4 Autres incidences

Les incidences sur la biodiversité de la plupart des pressions potentielles listées (cf. partie éponyme) n'ont pas été spécifiquement documentées concernant la méthanisation. Le **Tableau 8** rapporte les éléments principaux des connaissances générales sur ces thématiques et propose quelques références bibliographiques auxquelles se rapporter pour davantage de détails.

Tableau 8

Incidences sur la biodiversité de différentes pressions potentielles liées à la méthanisation. Éléments de connaissances générales, non spécifiques à la filière

Pressions potentielles identifiées pour la méthanisation	Incidences sur la biodiversité
Changement climatique	
Bilan net des émissions de GES (p. 29)	Le CC est qualifié d'effet direct aggravant sur l'érosion de la biodiversité par l'IPBES qui le place, pour l'heure et à l'échelle mondiale, en troisième place des causes de disparition de la biodiversité (mais avec son amplification il est en passe de devenir la menace majeure). Il est donc attendu que les mesures d'atténuation du CC, dont la décarbonation de l'énergie, aient un effet bénéfique pour la biodiversité ⁴⁹ . La méthanisation peut ainsi y contribuer sous réserve que le bilan complet de la construction, du fonctionnement et du démantèlement des unités soit à l'économie de l'émission de GES. IPBES (2019), Letcher (2021), Pörtner (2021)
Besoin en ressources	
Besoins en matériaux et en énergie (p. 47)	Incidences liées à l'exploitation des mines, aux transports, et aux infrastructures d'énergie; perte d'habitats et atteintes aux individus.
Besoins en eau (p. 47)	En l'état des connaissances, la contribution de l'irrigation des cultures liée à l'introduction de CIVE dans les rotations sur les étiages d'été (et les incidences subséquentes sur la biodiversité) ne sont pas connues.
Changements directs d'affectation ou d'usage des sols	
Artificialisation de terres agricoles (p. 31)	Contribution par grignotage à la disparition de sols et d'habitats agricoles pour une faune et une flore plus ou moins spécialistes. La végétalisation éventuelle de l'unité peut en revanche profiter à certaines espèces.
Évolution des rotations et des assolements (p. 33)	Cf. paragraphe dédié
Mise en culture d'habitats semi-naturels (p. 39)	Cf. paragraphe dédié

⁴⁹ La bioénergie est susceptible de contribuer à la décarbonation de l'énergie et à l'atténuation du CC. Toutefois, le dilemme de la surface nécessaire à cet objectif au regard des autres besoins dont la conservation des habitats semi-naturels et de la biodiversité qu'ils hébergent est également bien identifié à l'échelle mondiale (IPCC/GIEC 2018, 2019, Bonsch et al. 2016, Creutzig et al. 2021). Ainsi, Hanssen et al. (2022) estiment que l'économie de quelques giga tonnes de CO₂/an à l'échelle mondiale nécessiterait une surface de centaines de millions d'hectares et menacerait d'extinction des dizaines d'espèces de vertébrés. Selon cette étude, les pertes en biodiversité dues aux CAS seraient compensées par l'atténuation du CC à l'échéance de 80 ans, mais pas à l'échéance de 30 ans. Les auteurs soulignent cependant la forte incertitude qui existe autour des résultats de ces prédictions qui dépendent des scénarios envisagés. Ainsi, dans le cas d'une trajectoire à faible émission de GES, l'impact négatif du changement d'usage des terres sur la biodiversité (en nombre d'espèces impactées) prédomine sur celui du CC (Hof et al. 2019).

Pressions potentielles identifiées pour la méthanisation	Incidences sur la biodiversité
Changements indirects d'affectation ou d'usage des sols	
Importation de produits agricoles produits sur des terres étant souvent issues de la déforestation, du retournement de systèmes prairiaux ou formations végétales natives (à établir)	Sujet bien documenté concernant la bioénergie en général (notamment pour la production de biocarburants dits de 1^{re} génération) et à l'échelle mondiale : Immerzeel et al. (2014), Núñez-Regueiro et al. (2021), Tudge et al. (2021) - perte avérée de biodiversité pour tous les taxons; - la richesse spécifique est plus impactée que l'abondance globale des individus – ce qui traduit un appauvrissement de la biodiversité par homogénéisation biotique (dominance d'espèces tolérantes aux perturbations ou généralistes ou EEE, au détriment d'espèces spécialistes); - la perte de biodiversité a des conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes (relations interspécifiques, régulations biologiques); - l'amplitude des effets dépend des taxons, des couverts énergétiques (ainsi que de la référence utilisée), et des sites (environnement local, structure des paysages, pratiques agricoles). L'état de l'art de l'empreinte biodiversité totale de la France (incluant différentes pressions : les émissions de GES, les pollutions, l'occupation des sols et la consommation d'eau; Bugnet & Maisonnave 2022) montre une part importée élevée. L'empreinte liée aux cultures végétales résulte principalement des importations de café, de cacao et d'hévéa, mais d'autres productions végétales y participent également comme le soja (5%, venant notamment du Brésil et d'Argentine) ou le colza (2%, venant notamment d'Australie). La contribution de la consommation et de la production de bioénergie n'est pas analysée.
Fragmentation du milieu	
Clôtures grillagées entourant les plateformes (p. 32)	La présence de clôtures peut entraver la mobilité de la faune sauvage (en particulier lorsque les longueurs sont importantes et fragmentent l'habitat) et causer des blocages, des blessures (particulièrement en cas de barbelés) et/ou des mortalités (directes et indirectes). Jakes et al. (2018), McInturff et al. (2020), Buton (2023)
Pollutions	
Pollutions diffuses (p. 50)	D'une manière générale, la pollution chimique contribue au déclin des invertébrés terrestres, des oiseaux, des amphibiens, des chauves-souris, des macro-invertébrés aquatiques; et affecte les services écosystémiques qu'ils assurent (pollinisation, régulations naturelles). • Expertise collective « MAFOR » (Houot et al. 2014) • Expertise collective « Eutrophisation » (Pinay et al. 2017) • Expertise collective « Pesticides » (Mamy et al. 2022)
Pollutions accidentelles (p. 57)	Dans sa synthèse de l'accidentologie de la méthanisation, le BARPI rapporte des conséquences environnementales dans 61,5% des 130 événements qu'il a répertoriés en France entre 1996 et 2020, et des atteintes à la faune sauvage (mortalités de poissons) pour 3 d'entre eux (2,3%) – cf. annexe. Les atteintes à la faune restent peu caractérisées en dehors des cas de mortalité de poissons. MTE/BARPI (2021)
Autres pollutions (p. 58)	Lumineuse De nombreuses recherches ont été menées sur les incidences de la lumière artificielle nocturne sur la biodiversité (oiseaux, mammifères, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, plantes), mais les résultats ne sont pas nécessairement directement transposables au(x) contexte(s) des unités de méthanisation. Les effets décrits sur les individus incluent de la mortalité directe par collision et des modifications de l'occupation de l'espace, de la mobilité (dispersion, migration) et de l'activité. En l'état des connaissances, ils sont préjudiciables aux individus, bien que dans quelques cas ils puissent apporter certains bénéfices (par exemple en termes de nourriture). Les effets peuvent avoir un impact sur la répartition et la dynamique de population de l'espèce concernée mais également générer des cascades d'impacts liées aux réseaux trophiques (par exemple mortalité d'individus d'une espèce insectivore attirés par les insectes gravitant autour d'une lumière) ou au rôle fonctionnel des espèces (rôle dans la pollinisation, la dispersion de graines, les régulations biologiques). Les effets varient selon les espèces dépendant de leurs activités (diurnes ou nocturnes), du comportement des espèces nocturnes ou crépusculaires vis-à-vis de la lumière (espèces luciphiles ou luciphobes) et les caractéristiques de l'éclairage nocturne (pattern spatial, intensité, composition spectrale, temporalité, etc.). Il est souligné que l'effet de la lumière nocturne peut être observé à des distances éloignées (de l'ordre du kilomètre) et pour des intensités très faibles. Sordello et al. (2021, 2014)

Pressions potentielles identifiées pour la méthanisation		Incidences sur la biodiversité
	Sonore Les sons ne constituent pas en soi un problème sauf s'ils deviennent une nuisance pour les animaux du fait d'une interférence avec ceux qu'ils émettent eux-mêmes, par exemple pour défendre un territoire, rechercher un ou une partenaire, parader, détecter leurs proies ou alerter de la présence d'un prédateur). Diverses études ont montré que les sons d'origine anthropique pouvaient altérer la communication entre les animaux (intra et interspécifique), leur utilisation de l'espace et du temps, leur comportement, leur reproduction, leur physiologie. Ces effets concernent une diversité de taxons (Oiseaux, Amphibiens, Reptiles, Poissons, Mammifères, Invertébrés). Sordello et al. (2020)	
	Olfactive Tout comme les sons, les odeurs jouent un rôle important dans les relations intra et interspécifiques chez de nombreux animaux. Une émission anthropique de gaz peut potentiellement interférer avec leur communication chimique.	
Risque sanitaire		
Épandage de digestat (p. 60)	Le réseau d'interactions complexes développé par la communauté des micro-organismes du sol peut limiter le développement de micro-organismes allochtones. Néanmoins, l'introduction de bactéries pathogènes comme <i>E. coli</i> ou <i>L. monocytogenes</i> peut altérer la diversité des micro-organismes du sol. Piveteau et al. (2022) Une étude expérimentale suggère que l'épandage répété de digestats est susceptible d'entraîner une augmentation des GRA dans les sols, de modifier les communautés bactériennes, et d'être incorporés dans les végétaux. Pu et al. (2017), Cao et al. (2023) La réglementation relative à l'utilisation des sous-produits animaux et produits dérivés pour la production de biogaz (stockage des intrants, stockage et épandage du digestat) vise à limiter les risques sur la santé humaine et animale domestique et sauvage. La consommation des végétaux poussant sur les parcelles ayant fraîchement reçu du digestat et les déversements accidentels sont néanmoins des situations d'exposition potentielle de la faune sauvage ou domestique à d'éventuels pathogènes. Cependant, les auteurs n'ont pas connaissance d'incident sanitaire suite à l'épandage de digestat à la date de la publication.	
Machinisme		
Compaction des sols (p. 36)	Réduction de la biomasse de la mésofaune (cf. note 48) du sol et de l'activité des vers de terre (études de laboratoire et au champ). Les résultats sont contrastés concernant l'évolution de la biomasse des micro-organismes mais il est constaté des modifications fonctionnelles (cycle de l'azote). L'activité biologique peut néanmoins régénérer la structure du sol, dépendant de la fréquence et de l'intensité de la compaction ainsi que de la nature du sol et des caractéristiques hydrauliques et climatiques. Beylich et al. (2010)	
Transport (p. 49) La circulation accrue sur les chemins agricoles et les routes ou pour apporter les intrants au méthaniseur et exporter le digestat vers les zones d'épandage peut être de nature à augmenter le risque de collision ou d'écrasement de la faune avec les tracteurs bennes ou citernes.	La littérature scientifique sur les mortalités de la faune sauvage par collisions routières – en général – est fournie. Elle rapporte qu'en Europe, des dizaines d'espèces animales (mammifères, oiseaux, amphibiens, reptiles et insectes) sont concernées, et les estimations chiffrent à plusieurs centaines de millions les animaux morts annuellement. Certaines études montrent des taux de mortalité plus élevés sur le réseau de routes secondaires et tertiaires; avec une saisonnalité parfois marquée, dépendant de la biologie des espèces (périodes de sortie d'hibernation, de migration ou de dispersion). Heigl et al. (2017) signalent que le réseau de routes inter-communales et de chemins agricoles, i.e. axes dits tertiaires où les vitesses sont limitées à 30 ou 50 km/h, est meurtrier pour les amphibiens et les reptiles, avec une sensibilité plus particulière en milieu cultivé (crapauds communs et crapauds verts) et le long de roselière (couleuvre d'Esculape). Ces auteurs ont observé une corrélation entre le pic de mortalité de reptiles en automne (période sensible du fait de la dispersion des jeunes animaux et des comportements de thermorégulation sur les routes) et des travaux agricoles (vendanges). Bil et al. (2020), Grilo et al. (2020), Pokorni et al. (2022), Valerio et al. (2021)	



Déversement accidentel de digestat liquide lors d'un épandage de fin d'hiver sur une culture énergétique
© E. Bro / OFB



Digestat persistant plusieurs semaines après son épandage, sous forme de croûte.
Ce secteur a été fréquenté par un lièvre comme en témoignent des fèces.
© E. Bro / OFB

Suivis et études complémentaires

L'amélioration de la connaissance des pressions exercées, de leurs incidences ainsi que l'étude de l'efficacité de mesures d'atténuation permettra de mieux accompagner les acteurs du développement de la filière en matière de biodiversité. À cette fin et à la lumière des éléments présentés dans ce document, quelques perspectives de suivis et d'études complémentaires sont proposées ci-dessous.

- **Établir un état des lieux quantitatif de la méthanisation en France**, considérant l'ensemble des pressions. Certaines informations existent déjà (enquêtes annuelles réalisées par les DREAL auprès des gérants des unités de méthanisation, études) mais elles ne sont pas homogènes, complètes ou de portée nationale.

Ces informations chiffrées permettraient :

- d'objectiver les pressions;
 - d'orienter la R&D;
 - de disposer de données réelles pour nourrir des modèles d'évaluations environnementales ou des outils d'aide à la décision.
- **Compléter le suivi de surveillance des sols** avec une attention particulière sur ceux recevant des digestats et sur un panel élargi de contaminants à moyen et long termes, de quelques années à 10 ans et plus, *in situ*, pour documenter qualitativement et quantitativement l'évolution de leurs caractéristiques physico-chimiques; l'éventuelle présence d'agents pathogènes, d'antibiotiques et GRA, de divers contaminants dont les polluants émergents, les plastiques et déchets inertes (ceci dans le contexte de l'extension de la pratique liée au déploiement de la filière et de la valorisation des biodéchets alimentaires).

Les sites de référence devront être choisis pour être représentatifs de différents contextes (agro-pédo-climatiques, approvisionnements des méthaniseurs et digestats produits, etc.). La surveillance inclurait un protocole de type « contrôle vs impact » et dans la mesure du possible, pour les unités en cours de construction, « avant vs après ». Les données recueillies permettraient ainsi d'analyser des relations causales.

- **Caractériser les dangers et évaluer le risque sanitaire des épandages de digestats** pour la faune sauvage, en termes de santé des animaux et de risque de propagation d'agents pathogènes de la faune sauvage à la faune domestique.

Le risque sanitaire pourrait également provenir de molécules toxiques (par exemple, mycotoxines en champ ou résiduelles dans un digestat).

- **Mener des études ciblées** sur :

- la corrélation entre le déploiement de la méthanisation et l'évolution de la teneur en nitrates dans les milieux aquatiques, en utilisant les méthodes d'analyse des données permettant d'appréhender des relations causales (BACI, BA répété, gradients);
- l'évolution de différentes espèces bio-indicatrices des milieux agricoles et aquatiques à proximité des unités de méthanisation, en auditant au préalable le potentiel des bases de données protocolées nationales, et leur corrélation avec les modifications des pratiques agricoles;
- l'incidence des épandages répétés de digestat et du tassement des sols sur leur activité biologique pour différents contextes pédoclimatiques et types de digestats (nature des intrants). Ces études seraient à mener *in situ*, en s'intéressant à l'ensemble des organismes (micro-organismes ainsi qu'un échantillon d'espèces de la micro, méso, macro et méga-faune (voir note 48) représentatives de la diversité fonctionnelle);

- les incidences des plastiques sur la diversité fonctionnelle et l'activité biologique des sols (dépendant des gaps de connaissances identifiés par l'expertise collective en cours sur ce sujet);
 - les risques de pression de sélection des antibiotiques et/ou des gènes de résistance sur les communautés microbiennes des sols agricoles;
 - les facteurs déterminant la fréquentation des CVE par la faune sauvage, en particulier pour la mise bas et la nidification (contexte paysager, nature des couverts, hauteur et densité, etc.) ainsi que l'efficacité de mesures visant à limiter cette fréquentation (couverts denses peu favorables, couvert de diversion, raisonnement de l'agencement spatial des cultures) et/ou les mortalités lors des récoltes (technique de récolte, effarouchement, etc.);
 - des mélanges plurispécifiques annuels, composés de poacées et diverses angiospermes herbacées, qui pourraient être cultivés en CIVE d'été : intérêts pour la faune vertébrée et invertébrée (nourriture, habitat) et les services écosystémiques qu'elle peut apporter à la production agricole (pollinisation, régulations biologiques) en parallèle des itinéraires culturaux, rendement en biomasse, sensibilité/résistance à la sécheresse ou à l'hydromorphie.
- **Réaliser une cartographie et une revue systématiques sur des sujets ciblés dont les résultats apparaissent d'ores et déjà être variables en fonction des contextes**, comme l'incidence de l'épandage des digestats sur la qualité des sols et des eaux. Ce sujet est particulièrement dynamique actuellement en termes de publications scientifiques. À titre d'illustration, l'équation de recherche « TS = (digestate) AND TS = (soil) AND PY = (2024) » répertorie 48 résultats dans le WoS à la date du 16 avril 2024 (bibliographie non analysée).
 - **Conduire une ACV comparative entre les cultures pluriannuelles ou pérennes et les CVE annuelles** actuellement cultivées pour évaluer leurs empreintes respectives en surface de terres agricoles, d'effets climatiques, de besoins en eau, de pollutions et considérant également des critères de qualité des sols et de biodiversité.



Observation de la faune sauvage dans différentes parcelles agricoles au printemps
© E. Bro / OFB

Recommandations et guides de bonnes pratiques



Haie vive le long d'une parcelle agricole
© S. Morin / OFB

La filière est en cours de déploiement et de structuration. Des sites web centralisant un corpus documentaire sont proposés par différents acteurs (e.g. plateforme Infometha de l'ATEE et Solagro : <https://www.infometha.org/>, sites des associations AAMF : <https://aamf.fr/> et AILE : <https://aile.asso.fr/biogaz/>, de l'ADEME : <https://optigede.ademe.fr/methanisation>). Parmi les documents disponibles, des guides de recommandations permettant de limiter les pressions sur l'environnement et les habitats, et *in fine* sur la biodiversité. Les recommandations actuelles viendront s'enrichir au fil des nouvelles connaissances (à suivre sur le site de l'observatoire EnR terrestres – Biodiversité).

3.1 Éviter / limiter les émissions de gaz à effet de serre



Le calculateur DIGES 3 de l'ADEME est un outil destiné aux acteurs de la filière pour analyser le bilan GES des projets existants ou émergents. Il intègre également une estimation du stockage de carbone par les CIVE, un bilan énergétique, un bilan des flux d'azote, et des indicateurs complémentaires au regard d'enjeux d'économie circulaire et de biodiversité. Les résultats des simulations quantifient les évitements et les émissions de GES par poste, ce qui permet d'identifier les postes les plus contributeurs. Des actions correctives (équipements, outils de pilotage, bonnes pratiques de surveillance ou d'épandage des digestats, etc.) sont indiquées à l'utilisateur.

Source : ADEME
<https://bibliothèque.ademe.fr/changement-climatique-et-energie/6776-outil-diges-3-evaluation-environnementale-d-une-unite-de-methanisation.html>

3.2 Éviter / limiter les changements d'affectation et d'usage des sols

Limiter les pertes d'habitats

Pour éviter ou limiter les pertes d'habitats occasionnés par les changements d'affectation et d'usage des sols, il est recommandé de :

- positionner préférentiellement les plateformes sur des surfaces déjà artificialisées;
- ne pas mettre en culture des milieux semi-naturels (prairie, boisement) ni arracher de vieilles haies qui sont éléments du paysage favorables à la biodiversité.

À défaut, apporter une compensation quantitative et qualitative dans une cohérence territoriale.

Compenser en «cultivant» la biodiversité

La compensation peut s'opérer en intégrant mieux la biodiversité au concept de multifonctionnalité de l'agriculture pour répondre concomitamment aux différents enjeux d'alimentation, de climat, d'énergie, d'eau, de matériaux et de biodiversité.

La multiproduction de l'agriculture dite «4F» a été récemment étendue à «F(s)»⁵⁰. La biodiversité est considérée à part entière et comme un facteur de production agricole au vu des services écosystémiques qu'elle rend – pollinisation, régulations biologiques, bénéfices sur les sols et l'eau (Dainese et al. 2019). La culture de la biodiversité repose sur la notion de complexification, depuis l'échelle infraparcellaire à l'échelle paysagère (Jager & Kreig 2018, Batari et al. 2020, Tibi et al. 2022, Vallé et al. 2023) :

50. 4F : Food, Feed, Fiber, Fuel; F(s) : Food, Feed, Fiber, Fuel, Fauna, Flora, Forestry & Fun.

- la composition peut être complexifiée en augmentant sa diversité en matière de cultures et d'éléments semi-naturels (haies, bosquets, arbres isolés, prairies, friches, mares, murets, etc.);
- la configuration spatiale peut être complexifiée en diminuant la taille des parcelles cultivées et en les agençant en mosaïque avec les éléments fixes du paysage tout en veillant à leur connectivité.

L'efficacité des mesures sur les espèces ou taxons cibles peut être évaluée *ex-ante*, notamment par modélisation spatiale comme fait par Brandt & Glemnitz (2014) et Everaars *et al.* (2014) en explorant différents scénarios paysagers (degré d'agrégation des parcelles en CVE, taille du parcellaire, modifications des assolements et disparition des jachères).

Préférer des alternatives à l'engrillagement

En écho à l'évolution législative récente visant à limiter l'engrillagement des espaces naturels (loi n° 2023-54 du 2 février 2023), un guide – rédigé pour les parcs photovoltaïques au sol mais qui peut se transposer pour partie aux unités de méthanisation – propose une démarche d'analyse des enjeux et les solutions d'atténuation des incidences écologiques des clôtures. Les haies vives ou d'épineux font partie des suggestions techniques.



Source : Buton (2023)
https://trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/impacts_ecologiques_des_clotures_bp_cp_v_2023-07-28.pdf



Source : Bernard *et al.* (2023)
https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/61059?fic=doc00084507.pdf

3.3 Éviter / limiter l'exploitation des ressources



Limiter les besoins en eau

Des tests réalisés dans les différentes régions ont permis de formuler des recommandations quant aux espèces à cultiver en CVE relativement au contexte pédoclimatique et aux besoins en eau des plantes.

Source : ADEME
<https://librairie.ademe.fr/7458-recital.html>

Limiter les mortalités de la faune

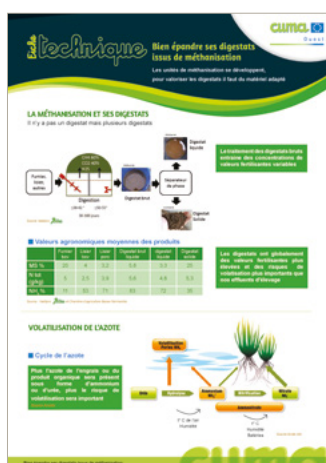
Il n'existe pas encore de recommandations consolidées à ce sujet, les recherches étant en cours pour tester leur opérationnalité. Les pistes explorées concernent :

- la mise en place de couverts dédiés à la faune, qui fassent diversion par rapport aux CVE ou qui procurent a minima un refuge au moment des récoltes – tout en prêtant attention à un éventuel phénomène de piège écologique dû à un effet « îlot » (von Cossel *et al.* 2019c, Bro *et al.* 2004, Le Tohic *et al.* 2022);
- l'implantation de CVE qui ne soient pas fréquentées par la faune, par exemple du fait de la densité du couvert;
- l'effarouchement avant ou pendant la récolte.

La surélévation de la barre de coupe n'apparaît pas comme une mesure pertinente parce que le risque d'écrasement des animaux sous les roues des tracteurs bennes accompagnant l'ensileuse demeure. Quant au risque d'écrasement au niveau des bords de champs enherbés, il peut être limité en roulant sur la bordure détournée de la parcelle récoltée ou en entrant/sortant de celle-ci à un endroit unique.

Par ailleurs, et de façon générale, un fonctionnement local pour s'approvisionner en intrants et épandre les digestats est de nature à limiter les risques de collision ou d'écrasement de la faune sauvage sur le réseau de routes secondaires et tertiaires.

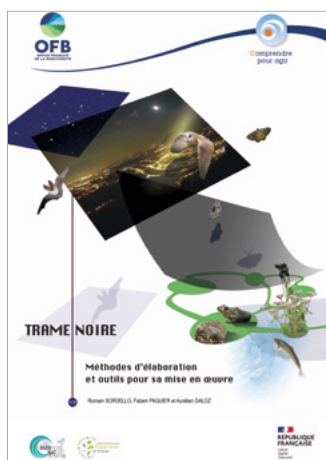
3.4 Éviter / limiter les risques de pollutions



Limiter les risques d'eutrophisation

Plusieurs guides décrivent les caractéristiques et propriétés des digestats ainsi que les principes d'une bonne gestion des apports de digestats aux sols, notamment pour limiter la lixiviation de nitrates (équipements, doses, dates, etc.).

Source : FRCUMA & AILE
<https://aile.asso.fr/wp-content/uploads/2020/06/fiche-technique-epandage.pdf>



Limiter la pollution lumineuse

L'impact écologique de l'éclairage nocturne nécessaire aux besoins et obligations réglementaires peut être limité en appliquant diverses prescriptions techniques (orientation, hauteur, intensité, spectre, etc.).

Source : Sordello *et al.* (2021)
https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/60520?vue=ofb_recherche_oai&action=OUVRE_DOC&cid=60520&fic=PUBLI%2FR20%2F47.pdf

Limiter le bruit

L'installation d'écrans acoustiques absorbants à proximité des sources de bruit pourrait atténuer la propagation des sons (CERTU 2007).

Limiter les émissions d'odeurs

Les émissions d'odeurs (et de GES) peuvent être limitées en suivant les préconisations faites en matière de stockage des digestats (couverture des fosses) et d'épandage (enfouissement).

Limiter les impuretés dans les intrants issus de biodéchets déconditionnés



Une étude recensant et comparant différentes technologies de déconditionnement de biodéchets et d'épuration des soupes obtenues montre une variabilité des taux d'impuretés des pulpes organiques. Les données sont cependant encore insuffisamment robustes pour véritablement permettre de comparer les technologies. Un tri de qualité à la source apparaît d'ores et déjà indispensable pour viser l'objectif zéro impureté.

Source : ADEME

<https://bibliothèque.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/4981-les-solutions-de-deconditionnement-des-biodechets-emballés-et-leurs-performances.html>

Éviter les pollutions accidentelles

Plusieurs guides de bonnes pratiques ont été produits pour accompagner les gérants d'unités de méthanisation en matière de sécurité et d'entretien des installations. Ces points font l'objet de nombreux critères du label QualiMétha® 2 de l'ATEE (2023).



Source : INERIS

<https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/guide-methanisation-def-1.pdf>



Source : INERIS

<https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/GuideMethanisation-OK-v7-BD.pdf>



L'effort est à poursuivre, les rapports de retours d'expérience du BARPI (MTE/BARPI 2018, 2021a, b) et de la Cour des comptes (2021) mentionnaient en effet dans le cas de certains accidents une « non-conformité », un « manque de conscience des risques » ou une « négligence ».

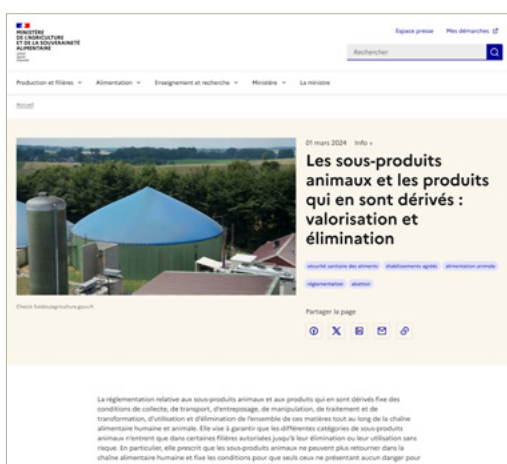
Source : BARPI
www.aria.developpement-durable.gouv.fr
<https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/synthese/accidentologie-du-secteur-de-la-methanisation/>

Dans d'autres cas, les accidents sont imputables aux événements climatiques dits extrêmes induits par le CC en cours : fissures dans les cuves de rétention de digestat suite au phénomène de gonflement/rétraction des argiles, débordements suite à de fortes pluies ou soulèvements des structures lors de la recharge d'une nappe phréatique, arrachages de bâches souples ou encore problèmes électriques liés à des vents violents. Ces événements climatiques étant prédits pour augmenter en fréquence et en intensité, ce risque d'accident est à anticiper sur la conception des infrastructures (MTE/BARPI 2021, MTECT/BARPI 2023). Des nouveautés réglementaires adoptées en 2021 vont dans ce sens (Légifrance 2021b, c).

3.5 Prévenir les risques sanitaires relatifs à la valorisation de sous-produits animaux

Le cadre réglementaire visant à maîtriser les risques sanitaires liés à la valorisation de sous-produits animaux est disponible sur la plateforme du ministère en charge de l'agriculture.

Les recommandations pratiques concernent la maîtrise des voies de contamination, la gestion du site, l'hygiénisation des intrants, les modalités opératoires de la digestion, le suivi biologique des digestats, les pratiques de stockage et d'épandage des digestats, etc.



Source : Ministère de l'agriculture
<http://agriculture.gouv.fr>
<https://agriculture.gouv.fr/les-sous-produits-animaux-et-les-produits-qui-en-sont-derives-valorisation-et-elimination>



Source : AAMF (2019)
https://aile.asso.fr/wp-content/uploads/2025/01/2019_AAMF_Fiche-conseil_sanitaire-en-collectif1.pdf

3.6 Prévenir le risque de propagation d'espèces exotiques envahissantes



Un guide relatif au traitement des déchets verts issus de plantes exotiques envahissantes a été produit pour prévenir l'introduction et la propagation de telles espèces. Il décrit les précautions à prendre lors du transport et de l'acheminement ainsi que les méthodes de traitement (temps de digestion et température) pour certaines espèces. Il indique cependant qu'il est actuellement préconisé de ne pas inclure de plantes ayant produit des fleurs ou des graines s'il n'existe aucun retour d'expérience concernant l'effet de la méthanisation sur la survie des graines ou parties végétatives susceptibles de permettre à l'espèce de se répandre lors de l'épandage des digestats.

Source : OFB & UICN & Suez

http://especes-exotiques-envahissantes.fr/wp-content/uploads/2022/03/accompagner-traitement-dechets-eee_vfinale.pdf

ANNEXE

Cas de pollutions accidentelles liées à des unités de méthanisation, répertoriés dans la base ARIA

Au sein du ministère de la Transition écologique, le Bureau d'analyse des risques et pollutions industriels (BARPI) est chargé de rassembler, d'analyser et de diffuser les informations et le retour d'expérience en matière d'accidents industriels et technologiques. La base de données ARIA (Analyse, Recherche et Information sur les Accidents) répertorie des incidents, accidents et presque accidents qui ont porté ou auraient pu porter atteinte à la santé et/ou la sécurité publiques ou à l'environnement. À noter qu'elle n'a pas l'ambition d'être exhaustive, seuls les événements qui concourent à valoriser le retour d'expérience comme outil de prévention et de réduction du risque sont capitalisés. Elle n'a donc pas une dimension quantitative permettant de dresser un véritable état des lieux en la matière. Le **tableau 1** fournit un échantillon d'accidents associés à des unités de méthanisation.



Mortalité piscicole
© S. Lamy / OFB

Tableau 1

Échantillon de cas d'accidents survenus sur une unité de méthanisation répertoriés dans la base ARIA

Commune	Date de l'accident	Type d'unité de méthanisation	Faits	Impacts	Source (n° ARIA)
Girondelle (Ardennes)	18 août 2022	E38.21 - Traitement et élimination des déchets non dangereux	« Un déversement de digestat provenant d'une cuve d'une installation de méthanisation pollue le Sormonne sur 4,5 km. »	« Plusieurs espèces de poisson trouvent la mort, par manque d'oxygène »	59542
Lapenty (Manche)	20 juillet 2022	A01.46 - Élevage de porcins	« Un déversement de lisier par une unité de méthanisation d'un élevage porcin se produit dans la Sélune. Un taux anormalement haut d'ammoniac y est détecté. L'alerte est donnée par l'usine de production d'eau potable grâce aux capteurs. Une odeur nauséabonde se répand. L'usine d'eau potable est fermée pendant 5 jours. »	« 400 kg de poissons sont retrouvés morts dans l'étang communal. »	59448
Hagetmau (Landes)	21 mars 2022	D35.11 - Production d'électricité	« Un écoulement organique chargé, estimé à 0,5 m³/h, est identifié s'écoulant de l'établissement. »	« L'OFB constate une mortalité piscicole dans un ruisseau en aval d'un site de méthanisation. » « Une surveillance dans le lac en contrebas est réalisée dans les jours suivants. Une centaine de gardons et goujons et de nombreux alevins sont morts à la suite de cette pollution. Aucune mortalité n'est observée dans le lac en contrebas. »	58803
Tence (Haute-Loire)	26 avril 2021	A01.41 - Élevage de vaches laitières	« Dans la nuit, le tuyau permettant la recirculation des digestats dans le digesteur se rompt dans une installation de méthanisation agricole. 80 m³ de lisier se déversent dans la parcelle en contrebas et arrivent dans la Sérigoule située à 1 km de l'exploitation agricole. »	« La pollution est observée sur la rivière sur 3 km. La fédération de pêche estime qu'entre 10 000 et 12 000 truites sont mortes à la suite de cette pollution. La mise en place des barrages flottants a permis la non-incidence de cette pollution sur le réseau eau potable. »	57263
Aire-sur-Adour (Landes)	17 mars 2021	E37.00 - Collecte et traitement des eaux usées	« 850 m³ de résidu de matières organiques issues du processus de méthanisation, chargés en azote et phosphore se déversent dans la fontaine Despagnet, dont 200 m³ dans le lac de Lourden » « Aucun enjeu sanitaire n'est identifié en raison de l'absence de prise pour l'alimentation en eau potable en aval du point de rejet, ni de zone de baignade »	Pollution du lac	57019

Commune	Date de l'accident	Type d'unité de méthanisation	Faits	Impacts	Source (n° ARIA)
Châteaulin (Finistère)	17 août 2020	D35.11 - Production d'électricité	« une cuve de digestat déborde [...]. Le liquide [...] rejoint le réseau des eaux pluviales. Une fois le bassin eaux pluviales de 770 m³ rempli, les effluents débordent vers l'exutoire qui se rejette dans un petit ruisseau avant de rejoindre l'Aulne » « En tout 400 m³ de digestat liquide mélangés à 200 m³ d'eaux pluviales contenant 5,29 g/kg d'azote total se sont déversés dans l'environnement. Différentes plaintes sont déposées et un procès public est prévu. »	« Une mortalité aquatique est constatée dans le ruisseau due à une pollution à l'azote ammoniacal. » « un arrêté préfectoral restreint l'usage de l'eau potable pour 50 communes, impactant 180 000 personnes. La baignade et la pêche à pied sont interdites. »	55959
Les herbiers (Vendée)	29 mars 2019	E38.21 - Traitement et élimination des déchets non dangereux	« Au total, 60 m³ se sont déversés dans la rivière. »	« Lors d'une visite quelques jours plus tard, l'inspection des installations classées constate une mortalité aquatique sur 14 km (20 poissons morts tous les 10 m sur les 3 premiers kilomètres). »	53584
Beuzec-Cap-Sizun (Finistère)	27 septembre 2018	D35.11 - Production d'électricité	« 18 m³ de digestat (soit 17 t) en provenance d'une usine de méthanisation se déversent dans le réseau pluvial. Le lendemain, le maire signale en préfecture une pollution du Vallon de Kériolet »	« La faune aquatique est détruite sur 1,3 km. »	52824
Alvignac (Lot)	7 avril 2018	G46.23 - Commerce de gros d'animaux vivants	« importante fuite de digestat [...], favorisée par la configuration des lieux en pente. » « le digestat, 400 m³, s'est répandu sur le milieu environnant sur 300 m. »	Non indiqué	53132
Rulfac-Saint-Cirq (Aveyron)	1 ^{er} février 2018	D35.11 - Production d'électricité	« Une poche de 900 m³ de digestat se rompt dans une unité de méthanisation. Un déversement de 600 m³ de digestat est constaté dans un pré sur 400 m jusqu'à la rivière en contrebas. »	Non indiqué	51058

Source : BARPI : www.aria.developpement-durable.gouv.fr

BIBLIOGRAPHIE

- **AAMF** 2021. *Cultures intermédiaires à vocation énergétique. État des lieux*. 47 p. <https://aamf.fr/wp-content/uploads/2022/03/Etat-des-lieux-CIVE-2021-AAMF.pdf>.
- **AAMF** 2019. *Gérer le risque sanitaire en méthanisation collective agricole*. 8 p. https://aile.asso.fr/wp-content/uploads/2025/01/2019_AAMF_Fiche-conseil_sanitaire-en-collectif-1.pdf.
- **Achinas S. et al.** 2017. « A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste », *Engineering 3* : 299-307. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.002>.
- **ADEME & APCA** 2022. *Analyse technico-économique de 84 unités de méthanisation agricole. Synthèse des résultats du programme PROdige 1 et 2*. 84 p. <https://librairie.ademe.fr/>.
- **ADEME** 2022. *Feuilleton. Sols. Des scénarios de transition(s) 2050. Quels enjeux pour une gestion durable des sols à l'horizon 2050 ?* 53 p. https://librairie.ademe.fr/cadic/6936/feuilleton_sols_transitions2050_ademe.pdf.
- **ADEME** 2021a. *Les valorisations énergétiques des biogaz et gaz de synthèse (mise à jour du 30 août 2021)*. <https://expertises.ademe.fr/economie-circulaire/dechets/passer-a-l'action/valorisation-energetique/valorisations-energetiques-biogaz-gaz-synthese>.
- **ADEME** 2021b. *Transition(s) 2050. Choisir maintenant. Agir pour le climat. Synthèse*. 43 p. <https://www.ademe.fr/les-futurs-en-transition/les-feuilletons/>; <https://librairie.ademe.fr/recherche-et-innovation/5071-prospective-transitions-2050-synthese-9791029718885.html>.
- **ADEME** 2021c. *Les solutions de déconditionnement des biodéchets emballés et leurs performances. Rapport final d'étude*. <https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/4981-les-solutions-de-deconditionnement-des-biodechets-emballés-et-leurs-performances.html>.
- **ADEME** 2018. « Qu'est-ce que l'ACV ? » <https://expertises.ademe.fr/economie-circulaire/consommer-autrement/passer-a-l'action/dossier/lanalyse-cycle-vie/quest-lacv>.
- **ADEME & région Auvergne Rhône-Alpes (AURA)** 2019. *SINDRA : les biodéchets en AURA – Enquête 2019, données 2018*. 14 p. <https://www.sindra.org/wp-content/uploads/2019/12/SINDRA-BIODECHETS-Auvergne-Rhone-Alpes-2018.pdf>.
- **ADEME** 2015. *Cadre réglementaire et juridique des activités agricoles de méthanisation et de compostage*. 88 p. http://www.methafrance.fr/sites/default/files/2021-07/55_cadre_reglementaire_juridique_methanisation_201501.pdf.
- **ADEME** 2014. *Une vision pour le biométhane en France en 2030 – Injection de biogaz épuré dans le réseau de gaz naturel*. Financé par l'Intelligent Energy Europe (IEE).
- **ADEME & Observ'ER** 2024. *Chiffres clés du parc d'unités de méthanisation en France au 1^{er} janvier 2024*. <https://www.sinoe.org/thematiques/consult/ss-theme/29>.
- **ADEME & Solagro** 2018. *La méthanisation, levier de l'agroécologie ? Synthèse des résultats du programme MéthaLAE*. 17 p. <https://solagro.org/travaux-et-productions/references/methalae-comment-la-methanisation-peut-etre-un-levier-pour-lagroecologie>.
- **AFSSET** 2008. *Risques sanitaires du biogaz. Évaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel*. <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2006et0010Ra.pdf>.
- **AGRESTE** 2021. *Chiffres & données. Statistique agricole annuelle 2020*. 62 p. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2107/cd_2021-7_SAA_2020_Provisoire.pdf.
- **AGRESTE** 2008. « Cultures énergétiques : une hausse continue de la production francilienne », *Agreste – Île-de-France* 91. 4 p. https://driaaf.ile-de-france.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/filiere_CULTURES_ENERGETIQUES_IDF_cle8fa1ef.pdf.

- **AILE** 2023. *Les externalités de la méthanisation. Synthèse des données de la littérature*. 8 p. https://aile.asso.fr/wp-content/uploads/2023/04/2023_Synthese-externalites-methanisation-AILE.pdf.
- **Ali A. et al.** 2019. « Organic contaminants of emerging concern in Norwegian digestates from biogas production », *Environmental Science. Processes & Impacts* 21 : 1498-1508. <http://dx.doi.org/10.1039/C9EM00175A>.
- **Alvarez-Fraga L. et al.** 2023. « A quantitative meta-analysis of hygienization during anaerobic digestion ». *10th IWA Microbial Ecology and Water Engineering Specialist Conference*, Sep 2023, Brisbane, Australia. <https://hal.science/hal-04152131>.
- **ANSES** 2021a. Avis du 28 janvier 2021 de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à la « demande d'avis sur un projet de décret relatif aux critères de qualité agronomique et d'innocuité des matières fertilisantes et des supports de culture (MFSC) conformément à l'article L. 255-9-1 du code rural et de la pêche maritime (CRPM) ». Saisine n° 2020-SA-0146. 101 p. <https://www.anses.fr/fr/system/files/MFSC2020SA0146.pdf>.
- **ANSES** 2021b. « *Clostridium botulinum*. Mise à jour des connaissances sur les différentes formes des types C, D, mosaïque C/D et D/C et E ». Saisines 2019-SA-0112 à 2019-SA-0115. Maisons-Alfort : Anses. 170 p. <https://www.anses.fr/en/system/files/SABA2019SA0112Ra.pdf>.
- **ANSES** 2021c. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Bacillus cereus* ». Saisine n° 2016-SA-0075. <https://www.anses.fr/fr/system/files/BIORISK2016SA0075Fi.pdf>.
- **ANSES** 2021d. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Salmonella spp* ». Saisine n° 2016-SA-0080. <https://www.anses.fr/fr/system/files/BIORISK2016SA0080Fi.pdf>.
- **ANSES** 2020a. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Listeria monocytogenes* ». Saisine n° 2016-SA-0081. <https://www.anses.fr/fr/system/files/BIORISK2016SA0081Fi.pdf>.
- **ANSES** 2020b. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Campylobacter jejuni*, *Campylobacter coli* ». Saisine n° 2016-SA-0079. <https://www.anses.fr/fr/system/files/BIORISK2016SA0079Fi.pdf>.
- **ANSES** 2019a. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Clostridium botulinum*, *Clostridium neurotoxinogènes* ». Saisine n° 2016-SA-0074. <https://www.anses.fr/fr/system/files/BIORISK2016SA0074Fi.pdf>.
- **ANSES** 2019b. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Escherichia coli* entérohémorragiques (EHEC) ». <https://www.anses.fr/fr/system/files/BIORISK2017SA0224Fi.pdf>.
- **ANSES** 2018. « Conclusions de l'évaluation relatives à la demande d'autorisation de mise sur le marché de la société SAS Biovilleneuve pour l'ensemble de produits Ferti Biovilleneuve (digestats de méthanisation) ». Dossier n° 2017-0479. 14 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/phyto/evaluations/FERTIBIOVI_FGAM_2017-0479_Ans.pdf.
- **ANSES** 2017. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments : *Clostridium perfringens* ». <https://www.anses.fr/fr/system/files/BIORISK2016SA0073Fi.pdf>.
- **APCA** 2022. *Les données de la méthanisation en France*. <https://chambres-agriculture.fr/actualites/actualite/les-donnees-de-la-methanisation-en-france>.
- **AREC** 2024. *Bilan de fonctionnement 2022 des unités de méthanisation en Île-de-France*. 48 p. https://www.arec-idf.fr/fileadmin/DataStorage/user_upload/BILANMETHA24.pdf.

- **ARVALIS et al.** 2022. *Les clefs pour optimiser la conduite des CIVE. Recommandations issues du projet RECITAL*. https://aile.asso.fr/wp-content/uploads/2023/11/RECITAL_optimiser-conduite-CIVE.pdf.
- **ATEE - club biogaz** 2023. *Guide de lecture des critères du label « qualimetha® 2 »*. 132 p. <https://atee.fr/energies-renouvelables/club-biogaz/label-qualimetha>.
- **Augustin K. et al.** 2020. « Wheel Load and Wheel Pass Frequency as Indicators for Soil Compaction Risk. A Four-Year Analysis of Traffic Intensity at Field Scale », *Geosciences* 10 : 292. <https://doi.org/10.3390/geosciences10080292>.
- **Aziz N.I.H.A. et al.** 2019. « A review on life cycle assessment of biogas production : Challenges and future perspectives in Malaysia », *Biomass and Bioenergy* 122 : 361-374. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.047>.
- **Bacenetti J. et al.** 2016. « Agricultural anaerobic digestion plants : What LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable », *Applied Energy* 179 : 669-686. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.029>.
- **Bacenetti J. et al.** 2014. « Environmental assessment of two different crop systems in terms of biomethane potential production », *Science of The Total Environment* 466-467 : 1066-1077. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.109>.
- **Baron V. & J. David** 2023. *Méthanisation. Impact de l'ensilage des C.I.V.Es sur la faune sauvage*. Rapport de la fédération départementale des chasseurs d'Eure-et-Loir pour le dispositif Écocontribution. 19 p.
- **BARPI** 2023. « Installations de méthanisation et rejet de biogaz », *Flash ARIA*. <https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/wp-content/uploads/2023/01/Flash-ARIA-methanisation-et-rejets-gazeux-VF.pdf>.
- **BARPI** 2022. *Incidents et accidents technologiques survenus en 2021. Inventaire*. 19 p. <https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/synthese/inventaire-des-incident-et-accidents-technologiques-survenus-en-2021/>.
- **BARPI** 2021a. *Accidentologie du secteur de la méthanisation*. 22 p. <https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/wp-content/uploads/2021/09/synthese-methanisation-VF.pdf>.
- **BARPI** 2021b. « Méthanisation : les rejets de matières dangereuses ou polluantes », *Flash ARIA*. <https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/wp-content/uploads/2021/03/Flash-methanisation-et-rejet-de-matieres-dangereuses-ou-polluantes-1.pdf>.
- **BARPI** 2018. « Méthanisation : comment développer la filière sans développer les risques? », *Flash ARIA*. https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/wp-content/uploads/2018/05/Flash_methanisation_04052018_PA.pdf.
- **Bartoli A. et al.** 2016. « The impact of different energy policy options on feedstock price and land demand for maize silage. The case of biogas in Lombard », *Energy Policy* 96 : 351-363. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.06.018>.
- **Batáry P. et al.** 2012. « Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands », *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146 : 130-136. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.018>.
- **Baziz O. et al.** 2024. « Impacts on water quality of producing biogas on pig farms as a function of the associated agricultural practices », *Environmental Research Communications* 6 (7). <https://hal.inrae.fr/hal-04701505>.
- **Beline F. et al.** 2023. *La méthanisation agricole en France : contribution à la transition agroécologique ou opportunité énergétique ?* 10 p. https://www.hal.inserm.fr/IRD_LUBS/hal-04093266v1.
- **Bellamy P.E. et al.** 2009. « The impact of growing miscanthus for biomass on farmland bird populations », *Biomass and Bioenergy* 33 : 191-199. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.07.001>.
- **Bernard M. et al.** 2023. *L'essentiel sur la haie*. Office français de la biodiversité. Collection *Comprendre pour agir*. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/61059?fic=doc00084507.pdf.

- **Beylich A. et al.** 2010. « Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils », *Soil and Tillage Research* 109 : 133-143. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.010>.
- **Bil M. et al.** 2020. « Benefits and challenges of collaborating with volunteers. Examples from National Wildlife Roadkill Reporting Systems in Europe », *Journal for Nature Conservation* 54. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125798>.
- **Biogas world** 2019. *Risques liés aux installations de méthanisation et mesures de sécurité indispensables*. <https://www.biogasworld.com/fr/news/risques-lies-aux-installations-de-methanisation-et-mesures-de-securite-indispensable/>.
- **BirdLife International** 2022. *State of the World's Birds 2022. Insights and solutions for the biodiversity crisis*. Cambridge, UK : BirdLife International. https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2022/09/SOWB2022_FR_compressed.pdf.
- **Bispo A. et al.** 2017. *Effets environnementaux des changements d'affectation des sols liés à des réorientations agricoles, forestières, ou d'échelle territoriale : une revue critique de la littérature scientifique*. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France). 64 p. <https://www.inrae.fr/actualites/changements-d-affectation-sols-incontournables-levaluation-environnementale-agriculture-amenagement-du-territoire>.
- **Bonsch M. et al.** 2016. « Trade-offs between land and water requirements for large-scale bioenergy production », *GCB Bioenergy* 8 : 11-24. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12226>.
- **Börjesson P. & M. Berglund** 2006. « Environmental systems analysis of biogas systems – Part I. Fuel-cycle emissions », *Biomass and Bioenergy* 30 : 469-485. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.014>.
- **Bourke D. et al.** 2014. « Response of farmland biodiversity to the introduction of bioenergy crops. Effects of local factors and surrounding landscape context », *GCB Bioenergy* 6 : 275-289. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/gcbb.12089>.
- **Bowyer C. et al.** 2020. *Potential impacts of bioenergy developments on habitats and species protected under the Birds and Habitats Directives*. Final report under EC Contract ENV.D.3/SER/2017/0002. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/614742>.
- **Boyce C.M. et al.** 2020. « Timing and extent of crop damage by wild pigs (*Sus scrofa* Linnaeus) to corn and peanut fields », *Crop Protection* 133. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105131>.
- **Boyles J.G. et al.** 2011. « Economic importance of bats in agriculture », *Science* 332 : 41-42. <https://www.doi.org/10.1126/science.1201366>.
- **Brandt K. & M. Glemnitz** 2014. « Assessing the regional impacts of increased energy maize cultivation on farmland birds », *Environmental Monitoring Assessment* 186 : 679-697. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3407-9>.
- **Britz W. & R. Delzeit** 2013. « The impact of German biogas production on European and global agricultural markets, land use and the environment », *Energy Policy* 62 : 1268-1275. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.06.123>.
- **BRGM** 2022. *Nappes d'eau souterraine au 1^{er} août 2022*. <https://www.brgm.fr/fr/actualite/communique-presse/nappes-eau-souterraine-au-1er-aout-2022>.
- **Bro E. et al.** 2022. « Bilan du suivi des ensilages des cultures énergétiques sur la faune sauvage aux printemps 2021 & 2022 ». *Rapport interne*. 14 p.
- **Bro E. et al.** 2013. « PeGASE, bilan synthétique d'une étude perdrix grise "population-environnement" », *Faune sauvage* 298 : 17-48. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/pdf/RevueFS/FauneSauvage298_2013_Art3.pdf.
- **Bro E. et al.** 2004. « Impact of habitat management on grey partridge populations : assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment », *Journal of Applied Ecology* 41 : 846-857. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00939.x>.
- **Brueck C.L. et al.** 2023. « Assessing the fate of antibiotics and agrochemicals during anaerobic digestion of animal manure », *Science of The Total Environment* 856. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159156>.

- **Bengtsson J. et al.** 2019. « Grasslands – more important for ecosystem services than you might think », *Ecosphere* 10. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2582>.
- **Bugnet A. & H. Maisonnave** 2022. *Empreinte biodiversité importée de la France : état de l'art*. OFB Éditions, collection Comprendre pour agir. 20 p. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/empreinte-biodiversite-importee-france-etat-lart>.
- **Buton C.** 2023. *Impacts écologiques des clôtures et solutions de remédiation possibles. État des connaissances et bonnes pratiques spécifiques aux centrales voltaïques au sol*. Cabinet X-AEQUO / OFB. 127 p. https://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/impacts_ecologiques_des_clotures_bp_cpv_2023-07-28_0.pdf.
- **Cadiou J.** 2023. *Le déploiement de la politique de méthanisation agricole en France. Implications pour la transition agroécologique*. Thèse de doctorat en Sciences agronomiques de l'université Paris-Saclay. 322 p. <https://www.theses.fr/2023UPASB029/document>.
- **Campbell A. & N. Doswald** 2009. *The impacts of biofuel production on biodiversity. A review of the current literature*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 36 p. <https://www.cbd.int/agriculture/2011-121/UNEP-WCMC3-sep11-en.pdf>.
- **Cao H. et al.** 2023. « Occurrence and prevalence of antibiotic resistance genes in apple orchard after continual application of anaerobic fermentation residues of pig manure », *Environmental Science and Pollution Research* 30 : 29229-29242. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24320-x>.
- **Caro T. et al.** 2022. « An inconvenient misconception. Climate change is not the principal driver of biodiversity loss », *Conservation letters* 15. <https://doi.org/10.1111/conl.12868>.
- **Carton S. & F. Levavasseur** 2022. *Performances agronomiques et environnementales de la méthanisation agricole dans un contexte de grandes cultures céréalières (sans élevage) et recommandations de bonnes pratiques*. Étude commandée par le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA), financée par le programme 215 du MAA. Marché n° SSP-DRIAAF-2020-038. <https://agriculture.gouv.fr/performances-agronomiques-et-environnementales-de-la-methanisation-agricole-dans-un-contexte-de>.
- **Carton S. et al.** 2022. « Performances agronomiques et environnementales de la méthanisation agricole sans élevage », Centre d'études et de prospective, *Analyse* n°177 : 1-4. <https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Ana177/detail/>.
- **CERTU - Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques** 2007. *Les écrans acoustiques. Guide de conception et de réalisation*. Ministère de l'Écologie. https://piles.cerema.fr/IMG/pdf/certu_echans-acoustiques_guide_conception_et_realisation_2007_cle63cb6d.pdf.
- **CGAAER & IGE** 2007. Rapport au ministre de l'Agriculture et de la Pêche et au ministre de l'Écologie, de l'Aménagement et du Développement durables sur l'utilisation de terres en jachère. 81 p. <https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/084000302.pdf>.
- **Cherrier O. et al.** 2021. *Cartographie des pressions anthropiques terrestres en France métropolitaine - Catalogue pour un diagnostic du réseau d'espaces protégés*. PatriNat (OFB-CNRS-MNHN). 139 p. <https://mnhn.hal.science/mnhn-04167557>.
- **Clements L.J. et al.** 2012. « The usability of digestate in organic farming », *Water Science & Technology* 66 : 1864-1870. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.389>.
- **Clough Y. et al.** 2020. « Field sizes and the future of farmland biodiversity in European landscapes », *Conservation Letters* 13. <https://doi.org/10.1111/conl.12752>.
- **Commission européenne** 2022a. *REPowerEU - Retrouver notre indépendance grâce aux énergies propres*. https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/repower-eu-affordable-secure-and-sustainable-energy-europe_fr.

- **Commission européenne** 2022b. *Renewable energy directive*. https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/renewable-energy-directive-targets-and-rules/renewable-energy-directive_en.
- **Commission européenne** 2016. *Évaluation des impacts. Durabilité des bioénergies*. Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:1bdc63bd-b7e9-11e6-9e3c-01aa75ed71a1.0001.02/DOC_1&format=PDF.
- **Commission européenne** 2011. « Règlement (UE) n°142/2011 de la Commission du 25 février 2011 portant application du règlement (CE) n°1069/2009 du Parlement européen et du Conseil établissant des règles sanitaires applicables aux sous-produits animaux et produits dérivés non destinés à la consommation humaine et portant application de la directive 97/78/CE du Conseil en ce qui concerne certains échantillons et articles exemptés des contrôles vétérinaires effectués aux frontières en vertu de cette directive ». *JO L 54 du 26.2.2011* : p. 1. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2011R0142:20110819:FR:PDF>.
- **Comolet-Tirman J. et al.** 2021. « Bilan du second rapportage au titre de la directive Oiseaux. Statuts et tendances des populations d'Oiseaux de France. Partie II. Une analyse des pressions et menaces et des actions de conservation comme facteurs des évolutions constatées », *Alauda* 89 : 203-229. https://www.researchgate.net/profile/Jacques-Comolet-Tirman/publication/358637149_Bilan_du_second_rapportage_au_titre_de_la_Directive_Oiseaux_Statuts_et_tendances_des_populations_d%27oiseaux_de_France_Partie_II.
- **Congilosi J.L. & D.S. Aga** 2021. « Review on the fate of antimicrobials, antimicrobial resistance genes, and other micropollutants in manure during enhanced anaerobic digestion and composting », *Journal of Hazardous Materials* 405. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123634>.
- **Conkling T.J. et al.** 2022. « Vulnerability of avian populations to renewable energy production », *Royal Society Open Science* 9. <https://doi.org/10.1098/rsos.211558>.
- **Costello C. & N. Ayoub** 2019. « Exploring the potential for riparian marginal lands to enhance ecosystem services and bioenergy production » chapter 6 in Debnath D. & S.C. Babu dir. *Biofuels, Bioenergy and Food Security*. Academic Press : 101-123. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803954-0.00006-1>.
- **Cour des comptes** 2021. *L'encadrement et le contrôle des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) dans le domaine agricole*. 107 p. <https://www.ccomptes.fr/system/files/2022-05/20220509-S2021-2244-encadrement-controle-ICPE.pdf>.
- **CRA Normandie** 2021. *Qualité agronomique des digestats en Normandie*. 35 p. <https://normandie.chambres-agriculture.fr/toutes-les-publications/publication/actualites/guide-sur-la-qualite-agronomique-des-digestats-en-normandie/>.
- **CRA Grand Est** 2021. *Suivi des méthaniseurs du Grand Est*. https://grandest.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Grand-Est/049_Inst-Acal/RUBR-agro-environnement/ACSE_2020_2022/PRES_20210902_expobiogaz_ACSE-suivimetha.pdf.
- **Csikós N. & G. Tóth** 2023. « Concepts of agricultural marginal lands and their utilization : A review », *Agricultural Systems* 204. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103560>.
- **Csikós N. & P. Szilassi** 2020. « Impact of Energy Landscapes on the Abundance of Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*), an Example from North Germany », *Sustainability* 12 : 1-14. <https://ideas.repec.org/a/gam/jjsusta/v12y2020i2p664-d309492.html>.
- **Csikós N. et al.** 2019. « Density of Biogas Power Plants as An Indicator of Bioenergy Generated Transformation of Agricultural Landscapes », *Sustainability* 11. <https://doi.org/10.3390/su11092500>.
- **Cramer M. et al.** 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>.

- **Creutzig F. et al.** 2021. « Considering sustainability thresholds for BECCS in IPCC and biodiversity assessments », *GCB Bioenergy* 13 : 510-515. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12798>.
- **Cumplido-Marin L. et al.** 2020. « Two Novel Energy Crops. *Sida hermaphrodita* (L.) Rusby and *Silphium perfoliatum* L.—State of Knowledge », *Agronomy* 10 : 928. <https://doi.org/10.3390/agronomy10070928>.
- **Daghighi E. et al.** 2023. « The forgotten impacts of plastic contamination on terrestrial micro- and mesofauna. A call for research », *Environmental Research* 231. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116227>.
- **Dainese M. et al.** 2019. « A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production », *Science Advances* 5. <https://www.science.org/doi/epdf/10.1126/sciadv.aax0121>.
- **Dale V.H. et al.** 2010. « Biofuels : Implications for Land Use and Biodiversity », *Biofuels and Sustainability Reports*. 15 p. https://www.esa.org/biofuelsreports/files/ESA%20Biofuels%20Report_VH%20Dale%20et%20al.pdf.
- **Dauber J. & S. Miyake** 2016. « To integrate or to segregate food crop and energy crop cultivation at the landscape scale ? Perspectives on biodiversity conservation in agriculture in Europe », *Energy, Sustainability and Society* 6 : 25. <https://doi.org/10.1186/s13705-016-0089-5>.
- **Dauber J. & A. Bolte** 2014. « Bioenergy : Challenge or support for the conservation of biodiversity ? », *GCB Bioenergy* 6 : 180-182. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12188>.
- **Dauber J. et al.** 2012. « Bioenergy from “surplus” land : environmental and socio-economic implications », *BioRisk* 7 : 5-50. <https://doi.org/10.3897/biorisk.7.3036>.
- **Dauber J. et al.** 2010. « The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity », *GCB Bioenergy* 2 : 289-309. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01058.x>.
- **De Gelder L. et al.** 2018. « Processing of mycotoxin contaminated waste streams through anaerobic digestion », *Waste Management* 71 : 122-128. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.039>.
- **Delacour G.** 1991. « Suivi de lâchers de perdrix grises en plaine d'Alsace », *Bulletin Mensuel de l'O.N.C.* 158 : 9-12.
- **Donnison C. et al.** 2021. « Land-use change from food to energy. Meta-analysis unravels effects of bioenergy on biodiversity and cultural ecosystem services », *Environmental Research Letters* 16. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac22be>.
- **DREAL Bretagne & AILE** 2022. *Synthèse des bilans de fonctionnement des unités de méthanisation sur l'année 2020 en Bretagne réalisée à partir des déclarations réglementaires liées au tarif d'achat de l'énergie*. 34 p. <https://bretagne-environnement.fr/synthese-bilans-fonctionnement-unites-methanisation-lannee-2020-bretagne>.
- **DREAL Grand Est** 2021. *Observation régionale de la méthanisation en région Grand Est. Synthèse régionale édition 2021*. 25 p. <https://www.grandest.fr/wp-content/uploads/2022/05/synthese-ademe-regionale-finale-2504.pdf>.
- **DREAL Pays de la Loire et al.** 2022. *Analyse des bilans de fonctionnement des installations de valorisation du biogaz*. <https://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/valorisation-du-biogaz-bilans-de-fonctionnement-a5329.html>.
- **Durand M. & T. Eglin** 2023. *Sol et méthanisation*. ADEME Éditions. 26 p. <https://librairie.ademe.fr/ged/7978/2023-Sol-et-methanisation-VF.pdf>.
- **EauFrance (1).** *La pollution de l'eau et des milieux*. <https://www.eaufrance.fr/la-pollution-de-leau-et-des-milieux>; *Eaux souterraines* : ADES <https://ades.eaufrance.fr/>; *Eaux de surface* : NAIADES <https://naiades.eaufrance.fr/>.
- **EauFrance (2).** *Onde – observatoire national des étiages*. <https://onde.eaufrance.fr/>.
- **EBA** 2020. *EBA statistical report 2020*. 14 p. https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2021/01/EBA_StatisticalReport2020_abridged.pdf.

- **Eberlein C. et al.** 2023. « Effects of Substrate and Processing Conditions on Nematode Suppressiveness of Anaerobic Biogas Digestates », *PhytoFrontiers™* 3 : 399-410. <https://doi.org/10.1094/PHYTOFR-11-22-0126-R>.
- **EFSA** 2007. « Opinion of the Scientific Panel on Biological Hazards on the safety vis-à-vis biological risk of the mesophilic process of biogas and compost treatment of Animal By-Products (ABPs). Question n° EFSA-Q-2006-126 », *The EFSA Journal* 465 : 1-16. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2007.465>.
- **EFSA** 2005. « Opinion of the Scientific Panel on Biological Hazards (BIOHAZ) on *Bacillus Cereus* and Other *Bacillus* spp. in Foodstuffs. Question n° EFSA-Q-2004-010 », *The EFSA Journal* 175 : 1-48. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2005.175>.
- **Elobeid A. et al.** 2019. « Implications of biofuel production on direct and indirect land use change. Evidence from Brazil », chapter 7 in Debnath D. & S.C. Babu dir. *Biofuels, Bioenergy and Food Security*. Academic Press : 125-143. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803954-0.00007-3>.
- **Emmerling C.** 2014. « Impact of land-use change towards perennial energy crops on earthworm population », *Applied Soil Ecology* 84 : 12-15. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.06.006>.
- **Esnouf A. et al. (ADEME & EVEA)** 2023. Outil DIGES 3 – Évaluation environnementale d’une unité de méthanisation – rapport méthodologique. <https://librairie.ademe.fr/changement-climatique-et-energie/6776-outil-diges-3.html>.
- **Esnouf A. et al.** 2021. *Analyse du Cycle de Vie du Biométhane issu de ressources agricoles. Rapport d’ACV*. INRAE Transfert. 197 p. <https://www.inrae.fr/actualites/bilan-environnemental-methanisation-agricole-etude-acv-inedite>.
- **Esteves E.M.M. et al.** 2019. « Life cycle assessment of manure biogas production : A review », *Journal of Cleaner Production* 219 : 411-423. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.091>.
- **Everaars J. et al.** 2014. « Species ecology and the impacts of bioenergy crops : an assessment approach with four example farmland bird species », *GCB Bioenergy* 6 : 252-264. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12135>.
- **FAO** 2019. *The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture*, J. Bélanger & D. Pilling dir. FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments. Rome. 572 p. <http://www.fao.org/3/CA3129EN/CA3129EN.pdf>.
- **Flores-Orozco D. et al.** 2022. « A meta-analysis reveals that operational parameters influence levels of antibiotic resistance genes during anaerobic digestion of animal manures », *Science of The Total Environment* 814. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152711>.
- **FNE** 2022. *Photoscope. Contribuer au dialogue territorial. Évaluer un projet photovoltaïque terrestre*. 68 p. <https://fne.asso.fr/publications/photoscope>.
- **FNE** 2021. *Méthanisation : état des lieux de l'analyse de controverse*. 19 p. <https://fne.asso.fr/publications/methanisation-etat-des-lieux-de-l-analyse-des-controverses>.
- **FNE** 2020. *Eoloscope. Contribuer au dialogue territorial. Évaluer un projet de parc éolien*. 49 p. <https://fne.asso.fr/publications/eoloscope-terrestre>.
- **FNE** 2019. *Méthascope. Évaluer un projet de méthaniseur. Contribuer au dialogue territorial*. 50 p. <https://fne.asso.fr/publications/methascope>.
- **FNR** 2020. *Bioenergy in Germany. Facts and figures 2020*. 51 p. https://www.fnr.de/fileadmin/allgemein/pdf/broschueren/broschuere_basisdaten_bioenergie_2020_engl_web.pdf.
- **Fontaine B. et al.** 2021. *Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019. 30 ans de suivis participatifs*. MNHN- Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation. LPO BirdLife France - Service Connaissance, ministère de la Transition écologique et solidaire. 46 p. https://www.vigienature.fr/sites/vigienature/files/atoms/files/syntheseoiseauxcommuns2020_final.pdf.

- **Forsell N. et al.** 2016. *Follow-up study on impacts on resource efficiency of future EU demand for bioenergy (ReceBio follow-up). Final report.* Project : ENV.F1/ETU/2015/Ares(2015)5117224. Luxembourg : Publications Office of the European Union. 65 p. https://wayback.archive-it.org/12090/20230313090549/https://ec.europa.eu/environment/enveco/resource_efficiency/pdf/studies/KH0716156ENN_002.pdf.
- **Fosse J.** 2019. *Objectif «zéro artificialisation nette» : quels leviers pour protéger les sols ? France stratégie. Rapport au ministre de la Transition écologique et solidaire, au ministre de la Cohésion des territoires et des Relations avec les collectivités territoriales, et au ministre chargé de la Ville et du logement.* 54 p. <https://urls.fr/wZbFuc>.
- **FranceAgrimer** 2022. *Ressources en biomasse et méthanisation agricole : quelles disponibilités pour quels besoins ? - Analyse des données théoriques de l'ONRB.* https://www.franceagrimer.fr/content/download/69402/document/20221007_RESSOURCES_EN_BIOMASSE_ET_METHANISATION_2022_WEB-V2.pdf.
- **French K.** 2019. « Assessing the bioenergy potential of grassland biomass from conservation areas in England », *Land Use Policy* 82 : 700-708. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.001>.
- **FRB** 2017. *Biodiversité et transition énergétique : enquêtes sur des liaisons dangereuses.* Compte rendu. de la journée FRB du 5 octobre 2017. 35 p. <https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2017/10/CR-JFRB.pdf>.
- **Gac A. et al.** 2010. *Le stockage de carbone par les prairies : une voie d'atténuation de l'impact de l'élevage herbivore sur l'effet de serre.* Collection L'Essentiel, Institut de l'Élevage – INRA Éditions. 12 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02824535/document>.
- **Gaixiu Y. et al.** 2022. « A critical review on retaining antibiotics in liquid digestate : Potential risk and removal technologies », *Science of The Total Environment* 853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158550>.
- **Gasparatos A. et al.** 2017. « Renewable energy and biodiversity : Implications for transitioning to a Green Economy », *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 70 : 161-184. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.030>.
- **Gayer C. et al.** 2021. « Flowering fields, organic farming and edge habitats promote diversity of plants and arthropods on arable land », *Journal of Applied Ecology* 58 : 1155-1166. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13851>.
- **Gerbens-Leenes P.W. et al.** 2009. « The water footprint of bioenergy », *Proceedings of the National Academy of Science U.S.A* 106 : 10219-10223. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812619106>.
- **Gerbens-Leenes P.W. et al.** 2009. « The water footprint of energy from biomass : a quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply », *Ecological economics* 68 : 1052-1060. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.07.013>.
- **Gevers J. et al.** 2011. « Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy : impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife », *GCB Bioenergy* 3 : 472-482. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01104.x>.
- **GFC** 2022. *Biomethane production potentials in the EU. Feasibility of REPowerEU 2030 targets, production potentials in the Member States and outlook to 2050.* 34 p. https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2022/07/GfC_Biomethane-potentials_2022.pdf.
- **GFC** 2021. *Market state and trends in renewable and low-carbon gases in Europe.* 51 p. <https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2021/12/Gas-for-Climate-Market-State-and-Trends-report-2021.pdf>.
- **Gibon T. et al.** 2021. *Life cycle assessment of electricity generation options. Technical report, United Nations Economic Commission for Europe (UNECE).* 97 p. https://unece.org/sites/default/files/2022-04/LCA_3_FINAL_March_2022.pdf.
- **Gibon T. et al.** 2017. « Health benefits, ecological threats of low-carbon electricity », *Environmental research letters* 12. <https://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aa6047>.

- **Giorni P. et al.** 2018. « Fate of mycotoxins and related fungi in the anaerobic digestion process », *Bioresource Technology* 265 : 554-557. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.077>.
- **GIS Sols.** Réseau de mesures de la qualité des sols – RMQS. <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmqs-34>.
- **Golovko O. et al.** 2022. « Organic micropollutants, heavy metals and pathogens in anaerobic digestate based on food waste », *Journal of Environmental Management* 313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114997>.
- **Graß R. et al.** 2013. « Energy crop production in double-cropping systems. Results from an experiment at seven sites », *European Journal of Agronomy* 51 : 120-129. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.08.004>.
- **Grilo C. et al.** 2020. « Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals », *Frontiers in Ecology and the Environment* 18(6) : 323-328. <https://doi.org/10.1002/fee.2216>.
- **Guittou J.-S. et al.** 2017. « Comment réduire l'impact de la fauche mécanique des prairies sur le petit gibier de plaine ? Résultats d'études menées dans le cadre d'Agrifaune », *Faune Sauvage* 317 : 83-88. https://www.agrifaune.fr/fileadmin/user_upload/National/004_eve-agrifaune/Publications_GTNA_Machinisme/Article-Faune-sauvage-2017.pdf.
- **Gurmessa B. et al.** 2020. « Manure anaerobic digestion effects and the role of pre- and post-treatments on veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes removal efficiency », *Science of The Total Environment* 721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137532>.
- **Haffiez N. et al.** 2022. « A critical review of process parameters influencing the fate of antibiotic resistance genes in the anaerobic digestion of organic waste », *Bioresource Technology* 354. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127189>.
- **Hanssen S.V. et al.** 2022. « Global implications of crop-based bioenergy with carbon capture and storage for terrestrial vertebrate biodiversity », *GCB Bioenergy* 14 : 307-321. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12911>.
- **Hansson J. et al.** 2019. « How is biodiversity protection influencing the potential for bioenergy feedstock production on grasslands? » *GCB Bioenergy* 11 : 517-538. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12568>.
- **Hartung J. et al.** 2020. « Suitability of paludiculture biomass as biogas substrate – biogas yield and long-term effects on anaerobic digestion », *Renewable Energy* 159 : 64-71. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.05.156>.
- **Hassani M. et al.** 2021. « Risk of Invasive *Lupinus polyphyllus* Seed Survival in Biomass Treatment Processes », *Diversity* 13 : 264. <https://doi.org/10.3390/d13060264>.
- **Haughton A. J. et al.** 2016. « Dedicated biomass crops can enhance biodiversity in the arable landscape », *GCB Bioenergy* 8 : 1071-1081. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcbb.12312>.
- **Haumont A. et al.** 2019. *Étude sur les enjeux sanitaires liés à la méthanisation des effluents d'élevage et à l'épandage de digestats*. 57 p. https://aile.asso.fr/wp-content/uploads/2021/09/2019_Etude-enjeux-sanitaires-methanisation_Rapport-final.pdf.
- **Hayman G. et al.** 2024. « Research into land-atmosphere interactions supports the sustainable development agenda », *Global Sustainability* 7. <https://doi.org/10.1017/sus.2024.3>.
- **Heigl F. et al.** 2017. « Amphibian and reptile road-kills on tertiary roads in relation to landscape structure. Using a citizen science approach with open-access land cover data », *BMC Ecology* 17 : 24. <https://doi.org/10.1186/s12898-017-0134-z>.
- **Heiker M. et al.** 2021. « Biogas Plants in Renewable Energy Systems — A Systematic Review of Modeling Approaches of Biogas Production », *Applied Sciences* 11. <https://doi.org/10.3390/app11083361>.
- **Hellström A. et al.** 2011. « Current-use and Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in the Biodegradable Fraction of Source Separated Household Waste, Compost, and Anaerobic Digestate », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 86 : 60-64. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0147-1>.

- **Helms J.A. et al.** 2021. « Bioenergy landscapes drive trophic shifts in generalist ants », *Journal of Animal Ecology* 90 : 738-750. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13407>.
- **Hernández D.L. et al.** 2016. « Nitrogen Pollution Is Linked to US Listed Species Declines », *BioScience* 66 : 213-222. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw003>.
- **Hijazi O. et al.** 2016. « Review of life cycle assessment for biogas production in Europe », *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54 : 1291-1300. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.013>.
- **Hof C. et al.** 2019. « Bioenergy cropland expansion may offset positive effects of climate change mitigation for global vertebrate diversity », *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 : 13294-13299. <https://doi.org/10.1073/pnas.1807745115>.
- **Hogue A.S. & K. Breon** 2021. *The greatest threats to species. Conservation science and practice*. 9 p. <https://doi.org/10.1111/csp2.12670>.
- **Huot S. et al.** 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier*. Ministère de l'Agriculture. 930 p. <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/mafor-synthese-vf-oct2014.pdf>.
- **Igos E. et al.** 2016. « Using rye as cover crop for bioenergy production. An environmental and economic assessment », *Biomass and Bioenergy* 95 : 116-123. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2016.09.023>.
- **Immerzeel D.J. et al.** 2014. « Biodiversity impacts of bioenergy crop production : a state-of-the-art review », *GCB Bioenergy* 6 : 183-209. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12067>.
- **Ingrao C. et al.** 2019. « Investigating energy and environmental issues of agro-biogas derived energy systems : a comprehensive review of Life Cycle Assessments », *Renewable Energy* 136 : 296-307. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.023>.
- **INRAE & INRAE-Transfert – Huot S. coord.** 2023. *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. Étude bibliographique*. Rapport final, 205 p. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/20231020_INRAE_Biomasse-Energie-2050.pdf.
- **IPBES** 2019. *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Version 1)*, Rondizio E.S., Settele J., Díaz S., Ngo H.T. dir. IPBES : Bonn, Germany. 1144 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>.
- **IPBES** 2019. *Summary for policymakers of the Global assessment report on biodiversity and ecosystem services (summary for policy makers)*, Díaz S. et al. dir. IPBES : Paris. 56 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>.
- **IPCC/GIEC** 2023. « Summary for Policymakers » in Core Writing Team, Lee H. & J. Romero dir. *Climate Change 2023 : Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland : 1-34. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001.
- **IPCC/GIEC** 2021. « Résumé à l'intention des décideurs » in Masson-Delmotte V. et al. dir. *Changement climatique 2021 : les bases scientifiques physiques*. Contribution du Groupe de travail I au sixième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Cambridge University Press. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WG1_SPM_French.pdf.
- **IPCC** 2019. *Climate Change and Land. An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*, P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte et al. dir. <https://www.ipcc.ch/srccl/>.
- **IPCC/GIEC** 2018. *Special Report Global warming of 1,5 °C*. <https://www.ipcc.ch/sr15/>.
- **Jager H.I. et al.** 2021. « Renewable energy and biological conservation in a changing world », *Biological Conservation* 263. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109354>.

- **Jager H. & J. Kreig** 2018. « Designing landscapes for biomass production and wildlife », *Global Ecology and Conservation* 16. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00490>.
- **Jakes A.F. et al.** 2018. « A fence runs through it. A call for greater attention to the influence of fences on wildlife and ecosystems », *Biological Conservation* 227 : 310-318. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.026>.
- **Janusch C. et al.** 2021. « Flower-power in the bioenergy sector – A review on second generation biofuel from perennial wild plant mixtures », *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 147. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111257>.
- **Johansen A. et al.** 2013. « Survival of weed seeds and animal parasites as affected by anaerobic digestion at meso- and thermophilic conditions », *Waste Management* 33 : 807-812. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.001>.
- **Kaczmarek J.M. et al.** 2019. « Energy crops affecting farmland birds in Central Europe: insights from a miscanthus-dominated landscape », *Biologia* 74 : 35-44. <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0143-1>.
- **Karimi B. et al.** 2023. « Impact des digestats de méthanisation sur la qualité microbiologique des sols agricoles. État des connaissances », *Étude et Gestion des Sols* 30 : 169-194. <https://www.afes.fr/ressources/impact-des-digestats-de-methanisation-sur-la-qualite-microbiologique-des-sols-agricoles-etat-des-connaissances/>.
- **Karimi B. et al.** 2022. « Impact of biogas digestates on soil microbiota in agriculture : a review », *Environmental Chemistry Letters* 20 : 3265-3288. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01451-8>.
- **Kiesel A. et al.** 2017. « Environmental Performance of Miscanthus, Switchgrass and Maize : Can C4 Perennials Increase the Sustainability of Biogas Production ? » *Sustainability* 9 : 5. <https://doi.org/10.3390/su9010005>.
- **Kline K.L. et al.** 2015. « Bioenergy and Biodiversity : Key Lessons from the Pan American Region », *Environmental Management* 56 : 1377-1396. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0559-0>.
- **Koblentz B. et al.** 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>.
- **Kolb S. et al.** 2021. « Life cycle greenhouse gas emissions of renewable gas technologies. A comparative review », *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 146. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111147>.
- **Kreig J.A.F. et al.** 2021. « Growing grasses in unprofitable areas of US Midwest croplands could increase species richness », *Biological Conservation* 261. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109289>.
- **Kupper T. et al.** 2014. « Heavy metals in source-separated compost and digestats », *Waste Management* 34 : 867-874. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.007>.
- **Lallement A. et al.** 2023. « A Detailed Database of the Chemical Properties and Methane Potential of Biomasses Covering a Large Range of Common Agricultural Biogas Plant Feedstocks », *Waste* 1 : 195-227. <https://doi.org/10.3390/waste1010014>.
- **Landis D.A. et al.** 2008. « Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes », *PNAS* 105 : 20552-20557. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804951106>.
- **Lask J. et al.** 2020a. « Perennial rhizomatous grasses : Can they really increase species richness and abundance in arable land ? - A meta-analysis », *Global Change Biology Bioenergy* 12 : 968-978. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12750>.
- **Lask J. et al.** 2020b. « Comparative environmental and economic life cycle assessment of biogas production from perennial wild plant mixtures and maize (*Zea mays* L.) in southwest Germany », *GCB Bioenergy* 12 : 571-585. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12715>.

- **Launay C. et al.** 2022. «Incorporating energy cover crops for biogas production into agricultural systems: benefits and environmental impacts. A review», *Agronomy for Sustainable Development* 42 : 57. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00790-8>.
- **Légifrance** 2024a. Décret n° 2024-315 du 6 avril 2024 relatif à la création d'un observatoire des énergies renouvelables et de la biodiversité. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000049375494/>.
- **Légifrance** 2024b. Mise sur le marché et utilisation des matières fertilisantes, des adjuvants pour matières fertilisantes et des supports de culture. Articles L255-1 à L255-18 du Code rural et de la pêche maritime (version en vigueur au 6 mars 2024). https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006071367/LEGISCTA000006152218/2024-03-06.
- **Légifrance** 2023a. Loi n° 2023-175 du 10 mars 2023 relative à l'accélération de la production d'énergies renouvelables. <https://www.legifrance.gouv.fr/dossierlegislatif/JORFDOLE000046329719/>.
- **Légifrance** 2023b. Décret n° 2023-1096 du 27 novembre 2023 relatif à l'évaluation et au suivi de l'artificialisation des sols. *JORF* n° 0275 du 28 novembre 2023. <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2023/11/27/2023-1096/jo/texte>.
- **Légifrance** 2023c. Arrêté du 31 octobre 2023 établissant les ratios régionaux de prairies permanentes 2023, les régions concernées par le dispositif d'autorisation individuelle préalable à la conversion et les régions concernées par des obligations de réimplantation des prairies permanentes préalablement converties. *JORF* n° 0254 du 1^{er} novembre 2023. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000048297174>.
- **Légifrance** 2022a. Décret n° 2022-1120 du 4 août 2022 relatif aux cultures utilisées pour la production de biogaz et de biocarburants. *JORF* n° 0180 du 5 août 2022, texte n° 31. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000046144291>.
- **Légifrance** 2022b. Arrêté du 28 mars 2022 établissant des dérogations dans le cadre du paiement pour les pratiques agricoles bénéfiques pour le climat et l'environnement pour la campagne 2022. *JORF* n° 0076 du 31 mars 2022. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045442627>.
- **Légifrance** 2021a. Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets. *JORF* n° 0196 du 24 août 2021. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>; <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFSCA000043957132>.
- **Légifrance** 2021b. Arrêté du 17 juin 2021 modifiant l'arrêté du 10 novembre 2009 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées de méthanisation soumises à déclaration sous la rubrique n° 2781-1. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043714651>.
- **Légifrance** 2021c. Arrêté du 17 juin 2021 modifiant l'arrêté du 12 août 2010 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées de méthanisation relevant du régime de l'enregistrement au titre de la rubrique n° 2781 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043714543>.
- **Légifrance** 2020. Arrêté du 22 octobre 2020 approuvant un cahier des charges pour la mise sur le marché et l'utilisation de digestats de méthanisation d'intrants agricoles et/ou agro-alimentaires en tant que matières fertilisantes. *JORF* n° 0272 du 8 novembre 2020. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFSCA000042506488>.
- **Légifrance** 2018. Arrêté du 9 avril 2018 fixant les dispositions techniques nationales relatives à l'utilisation de sous-produits animaux et de produits qui en sont dérivés, dans une usine de production de biogaz, une usine de compostage ou en « compostage de proximité », et à l'utilisation du lisier. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000036830969>.

- **Légifrance** 2016. Code de l'Environnement - Partie réglementaire, livre V, titre IV, chapitre III, section XX : Méthanisation de déchets non dangereux ou de matières végétales brutes (Articles D543-291 à D543-293); Décret n° 2016-929 du 7 juillet 2016 pris pour l'application de l'article L. 541-39 du code de l'environnement. JORF n° 0158 du 8 juillet 2016. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000032855125/>.
- **Le Maréchal C. et al.** 2019. « Evaluation of the occurrence of sporulating and nonsporulating pathogenic bacteria in manure and in digestate of five agricultural biogas plants », *MicrobiologyOpen* 8(10). <https://doi.org/10.1002/mbo3.872>.
- **Le Tohic et al.** 2022. Suivi de l'impact de l'ensilage de cultures énergétiques sur la faune sauvage sur un territoire dans l'Oise. *Lettre annuelle d'informations du réseau* 30 : 20-21. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc/perdrix-faisan-infos-lettre-ndeg30>.
- **Levavasseur F. et al.** 2023a. « Energy cover crops for biogas production increase soil organic carbon stocks. A modeling approach », *GCB Bioenergy* 15 : 224-238. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13018>.
- **Levavasseur F. et al.** 2023b. « Land cover changes with the development of anaerobic digestion for biogas production in France », *GCB Bioenergy* 15 : 630-641. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13042>.
- **Liu X. et al.** 2021. « Conventional and Innovative Hygienization of Feedstock for Biogas Production. Resistance of Indicator Bacteria to Thermal Pasteurization, Pulsed Electric Field Treatment, and Anaerobic Digestion », *Energies* 14. <https://doi.org/10.3390/en14071938>.
- **LPO.** Observatoire Rapaces : <http://observatoire-rapaces.lpo.fr/> [en cours de construction].
- **Lucken A. et al.** 2023. *Leviers de prise en compte de biodiversité dans le développement des énergies renouvelables*. CAHIER 1. Synthèse de l'étude réalisée dans le cadre du programme européen LIFE « Biodiversité intégrée dans les territoires et les politiques ». OFB Éditions. 90 p. <https://www.ofb.gouv.fr/sites/default/files/Fichiers/Ressources/synthese-etude-leviers-biodiversite-C3%A9-energies-renouvelables.pdf>.
- **Luderer et al.** 2019. « Environmental co-benefits and adverse side-effects of alternative power sector decarbonization strategies », *Nature communications* 10 : 5229. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13067-8>.
- **Lüker-Jans N. et al.** 2017. « The impact of biogas plants on regional dynamics of permanent grassland and maize area—The example of Hesse, Germany (2005-2010) », *Agriculture, Ecosystems & Environment* 241 : 24-38. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.023>.
- **Ma G. et al.** 2022. « Anaerobic digestion process deactivates major pathogens in biowaste : A meta-analysis », *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 153. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111752>.
- **Malet N. et al.** 2023. « Does anaerobic digestion really help to reduce greenhouse gas emissions? A nuanced case study based on 30 cogeneration plants in France », *Journal of Cleaner Production* 384. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135578>.
- **Mamy L. et al.** 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques*. Rapport de l'expertise scientifique collective. [Rapport de recherche] INRAE & IFREMER. 1408 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03777257/>.
- **Marsac S. et al.** 2020. « Optimiser la biomasse des CIVE », *Perspectives agricoles* 473 : 42-45. <https://www.perspectives-agricoles.com/techniques-de-production-optimiser-la-biomasse-des-cive>.
- **Marsac S. et al.** 2019. « Optimisation of French energy cover crop production in double cropping systems on-farm biogas use » : 40-49. 27th European Biomass Conference and Exhibition, 27-30 May 2019, Lisbon, Portugal. <https://doi.org/10.5071/27thEUBCE2019-1AO.4.5>.
- **MASA** 2024. Les sous-produits animaux et les produits qui en sont dérivés : valorisation et élimination. 01/03/2024. <https://agriculture.gouv.fr/les-sous-produits-animaux-et-les-produits-qui-en-sont-derives-valorisation-et-elimination>.

- **MASA** 2022. Le plan stratégique national PAC. 7 p. <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/132689>.
- **Mayer M. & P. Sunde** 2020. « The role of maize cultivation on European hare abundance », *Agriculture, Ecosystems & Environment* 295. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106909>.
- **McInturff A. et al.** 2020. « Fence Ecology : Frameworks for Understanding the Ecological Effects of Fences », *BioScience* 70 : 971-985. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa103>.
- **Meehan T.D. & C.A. Gratton** 2015. « Consistent positive association between landscape simplification and insecticide use across the Midwestern US from 1997 through 2012 », *Environmental Research Letters* 10(11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/114001>.
- **MEDDE & MAAF** 2013. *Plan Énergie Méthanisation Autonomie Azote (EMAA)*. <https://agriculture.gouv.fr/file/le-plan-energie-methanisation-autonomie-azote-emma>.
- **Meletiou A. et al.** 2019. *EU renewable energy policies, global biodiversity, and the UN SDGs. Knowledge & Learning mechanism on biodiversity & ecosystem services (EKLIPSE)*. 104 p. https://boris.unibe.ch/135018/1/EU-RenewableEnergyReport_Final-28062019-1.pdf.
- **Melts I. et al.** 2019. « Combining bioenergy and nature conservation : An example in wetlands », *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 111 : 293-302. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.028>.
- **Melts I. et al.** 2013. « Comparison of two different bioenergy production options from late harvested biomass of Estonian semi-natural grasslands », *Energy* 61 : 6-12. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.06.016>.
- **Mechekour F.** 2021. « La silphie, une pérenne remise au goût du jour », *Réussir*, 6 juillet 2021. <https://www.reussir.fr/lait/la-silphie-une-piste-creuser-pour-pallier-un-deficit-en-fourrages-chez-les-bovins>.
- **MEFSN** - ministère de l'Économie, des Finances et de la Souveraineté industrielle et numérique (2024). *Mise à jour des indicateurs de suivi de la PPE (indicateurs 2022)*. 12 p. https://www.economie.gouv.fr/files/files/2024/2024_01_22_Publication_Indicateurs_Definitifs_PPE.pdf.
- **Mesnil C.** 2023. *Convertir la méthanisation en « solution de transition énergétique » : Le cas de la relance de la méthanisation en Île-de-France 1990-2020*. Thèse de l'université Paris-Est, 465 p. <https://theses.hal.science/tel-04089050>.
- **MeteoFrance.** 2023a. « Sécheresses et changement climatique ». <https://meteofrance.com/changement-climatique/observer/changement-climatique-et-secheresses>.
- **MeteoFrance.** 2023b. « Vagues de chaleur et changement climatique ». <https://meteofrance.com/changement-climatique/observer/changement-climatique-et-vagues-de-chaleur>.
- **Metha Normandie** 2022. *État des lieux 2021 de la méthanisation en Normandie*. 11 p. <https://www.biomasse-normandie.fr/wp-content/uploads/2022/06/ETAT-DES-LIEUX-2021-DE-LA-METHANISATION-EN-NORMANDIE.pdf>.
- **Mladenoff D.J. et al.** 2016. « Recent Land Use Change to Agriculture in the U.S. Lake States : Impacts on Cellulosic Biomass Potential and Natural Lands », *PLoS One* 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148566>.
- **MNHN.** Cahier d'habitats « Oiseaux » – Fiches Espèces : busard cendré : <https://inpn.mnhn.fr/docs/cahab/fiches/Busard-cendre.pdf>; busard Saint-Martin : <https://inpn.mnhn.fr/docs/cahab/fiches/Busard-Saintmartin.pdf>; busard des roseaux : <https://inpn.mnhn.fr/docs/cahab/fiches/Busard-desroseaux.pdf>; alouette des champs : <https://inpn.mnhn.fr/docs/cahab/fiches/Alouette-des-champs.pdf>.
- **Moinard V. et al.** 2021. « Short- and long-term impacts of anaerobic digestate spreading on earthworms in cropped soils », *Applied Soil Ecology* 168. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104149>.

- **Montoya D. et al.** 2020. « Reconciling biodiversity conservation, food production and farmers' demand in agricultural landscapes », *Ecological Modelling* 416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108889>.
- **Moorcroft D. et al.** 2002. « The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance », *Journal of Applied Ecology* 39 : 535-547. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00730.x>.
- **Moorman C.E. et al.** dir. 2019. *Renewable Energy & Wildlife Conservation*. Baltimore : Johns Hopkins University Press (Wildlife Management and Conservation), 267 p. <https://doi.org/10.1353/book.67480>.
- **MTE** - ministère de la Transition énergétique (2023). *Stratégie française pour l'énergie et le climat*. 102 p. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/23242_Strategie-energie-climat.pdf.
- **MTE/PPE3** 2024-2033 (connexion 29 octobre 2024). *Élaboration de la future Stratégie française sur l'énergie et le climat*. <https://archivephase1.concertation-strategie-energie-climat.gouv.fr/comprendre/elaboration-future-strategie-francaise-lenergie-climat>.
- **MTES** 2020. *Stratégie nationale bas-carbone. La transition écologique et solidaire vers la neutralité carbone*. Mars 2020 ; https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/2020-03-25_MTES_SNBC2.pdf.
- **MTE/DGEC** 2021. *Guide pratique - Mise en œuvre du système de durabilité pour les biocarburants et les bioliquides*. Version du 23 décembre 2021, 24 p. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Guide_Système de durabilité_2021.pdf
- **MTECT-MTE** 2023. *Suivi hebdomadaire de la consommation énergétique de la France*. <https://www.ecologie.gouv.fr/suivi-hebdomadaire-consommation-energetique-france>.
- **MECT-MTE** 2022. *Biocarburants*. <https://www.ecologie.gouv.fr/biocarburants>.
- **Mueller A.L. et al.** 2020. « Water availability affects nectar sugar production and insect visitation of the cup plant *Silphium perfoliatum* L. (Asteraceae) », *Journal of Agronomy and Crop Science* 206(5) : 529-537. <https://doi.org/10.1111/jac.12406>.
- **Murray L.D. & L.B. Best** 2006. « Effects of Switchgrass Harvest as Biomass Fuel on Grassland-Nesting Birds ». Natural Resource Conservation Service. 4 p. <https://efotg.sc.egov.usda.gov/references/Public/SC/Switchgrass.pdf>.
- **Nag R. et al.** 2021. « Évaluation of pathogen concentration in anaerobic digestate using a predictive modelling approach (ADRISK) », *Science of The Total Environment* 800. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149574>.
- **Nag R. et al.** 2019. « Anaerobic digestion of agricultural manure and biomass – Critical indicators of risk and knowledge gaps », *Science of The Total Environment* 690 : 460-479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.512>.
- **Naturefrance** 2023. « Énergies renouvelables : un outil pour éclairer les communes sur les zonages environnementaux ». <https://naturefrance.fr/actualites/energies-renouvelables-un-outil-pour-eclairer-les-communes-sur-les-zonages>.
- **Naturefrance** 2022. « Petits cours d'eau asséchés en été ». <https://naturefrance.fr/indicateurs/petits-cours-deau-asseches-en-ete>.
- **Navarro C. et al.** 2020. *Méthodes d'expertise : comment les utiliser ? Expertise et synthèse*. FRB Éditions : Paris. 104 p. <https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2020/07/FRB-guide-Methodes-expertise.pdf>.
- **Negri M. et al.** 2014. « Biomethane production from different crop systems of cereals in Northern Italy », *Biomass and Bioenergy* 63 : 321-329. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.041>.
- **Nesse A.S. et al.** 2022. « Confirming the presence of selected antibiotics and steroids in Norwegian biogas digestate », *Environmental Science and Pollution Research* 29 : 86595-86605. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-21479-1>.

- **NF-U-44-051.** Circulaire du 27/02/09 concernant l'entrée en application de la norme NFU-44-051 relative aux amendements organiques. <https://aida.ineris.fr/reglementation/circulaire-270209-concernant-lentree-application-norme-nfu-44-051-relative>.
- **Ng E. et al.** 2018. « An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems », *Science of The Total Environment* 627 : 1377-1388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>.
- **Niang M.D. & R. Goffaux** 2022. *État de l'art des connaissances sur les incidences des infrastructures de production d'énergie renouvelable sur la biodiversité*. Paris : FRB Éditions. 120 p. https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2022/06/FRB_Synthese_biblio_EnR_et_biodiversite.pdf.
- **Nkoa R.** 2014. « Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates : a review », *Agronomy for Sustainable Development* 34 : 473-492. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>.
- **Nolan S. et al.** 2020. « Landspredding with co-digested cattle slurry, with or without pasteurisation, as a mitigation strategy against pathogen, nutrient and metal contamination associated with untreated slurry », *Science of The Total Environment* 744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140841>.
- **Núñez-Regueiro M.M. et al.** 2021. « Effects of bioenergy on biodiversity arising from land-use change and crop type », *Conservation Biology* 35 : 77-87. <https://doi.org/10.1111/cobi.13452>.
- **OFB (1).** Centre de ressources pour la mise en œuvre de la trame verte & bleue (TVB). <https://www.trameverteetbleue.fr/>.
- **OFB (2).** Centre de ressources des milieux humides. <https://www.zones-humides.org/reglementation>.
- **OFB-UICN.** Centre de ressources sur les espèces exotiques envahissantes. <http://especes-exotiques-envahissantes.fr/>.
- **Oldani E. et al.** 2023. « Biogas digestate as potential source for nematicides », *Environmental Technology & Innovation* 29. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103025>.
- **Observatoire national de l'artificialisation des sols.** <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/>.
- **ONB/Observatoire national de la biodiversité** 2023. Taux d'évolution de l'abondance des oiseaux communs spécialistes métropolitains. <https://naturefrance.fr/indicateurs/evolution-des-populations-doiseaux-communs-specialistes>.
- **ONCFS & FNC** 2008. *Tout le gibier de France. Répartition géographique, populations et tendances d'évolution à long terme*. Paris : Hachette pratique Éditions. 503 p.
- **Otto C.** 2019. « Impacts on wildlife of annual crops for biofuel production » in Moorman C.E. et al. dir. *Renewable Energy & Wildlife Conservation*. Baltimore : Johns Hopkins University Press : 41-63.
- **Parlement & Conseil européens** 2022. Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources (recast) (Text with EEA relevance). <http://data.europa.eu/eli/dir/2018/2001/2022-06-07> / <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3AA02018L2001-20220607>.
- **Pawlett M. et al.** 2018. « Amenity grassland quality following anaerobic digestate application », *Grassland Science* 64(3) : 185-189. <https://doi.org/10.1111/grs.12202>.
- **PECBMS** 2024. Report on the Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. <https://pecbms.info/report-on-the-pan-european-common-bird-monitoring-scheme-march-2024/>.
- **Petrovan S.O. et al.** 2017. « Bioenergy crops and farmland biodiversity : benefits and limitations are scale-dependant for a declining mammal, the brown hare », *European Journal of Wildlife Research* 63 : 49. <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1106-5>.
- **Pinay G. et al.** 2017. *Eutrophisation. Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport de l'Expertise scientifique collective (France)* – Institut National de la Recherche Agronomique (INRA); Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER);

- Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA); Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). 144 p. <https://hal.science/hal-02791790>.
- **Pivato A. et al.** 2016. « Use of digestate from a decentralized on-farm biogas plant as fertilizer in soils : an ecotoxicological study for future indicators in risk and life cycle assessment », *Waste Management* 49 : 378-389. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.009>.
 - **Piveteau P. et al.** 2022. « What on earth ? The impact of digestates and composts from farm effluent management on fluxes of foodborne pathogens in agricultural lands », *Science of The Total Environment* 840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156693>.
 - **Pourrostami Niavol K. et al.** 2024. « An overview of the occurrence, impact of process parameters, and the fate of antibiotic resistance genes during anaerobic digestion processes », *Environmental Science and Pollution Research* 31 : 41745-41774. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33844-3>.
 - **Pörtner et al.** 2021. Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change. Bonn : IPBES-IPCC. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4782538>.
 - **Purvis A. et al.** 2019. « Status and trends—Nature » Chapter 2.2 in Brondízio E. S. et al. dir. *Global assessment report of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*. Bonn : IPBES. 108 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3832005>.
 - **Qi G. et al.** 2019. « The survival of pathogenic bacteria and plant growth promoting bacteria during mesophilic anaerobic digestion in full-scale biogas plants », *Animal Science Journal* 90 : 297-303. <https://doi.org/10.1111/asj.13137>.
 - **Renaud M. et al.** 2017. « Organic wastes as soil amendments – effects assessment towards soil invertebrates », *Journal of Hazardous Materials* 330 : 149-156. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.01.052>.
 - **Robertson B.A. et al.** 2011. « Agroenergy crops influence the diversity, biomass, and guild structure of terrestrial arthropod communities », *BioEnergy Research* 5 : 179-188. <https://doi.org/10.1007/s12155-011-9161-3>.
 - **Robin N.** 2011. « Dégâts d'oiseaux sur grandes cultures : 2 750 agriculteurs témoignent », *Perspectives agricoles* 375 : 30-33. <https://www.perspectives-agricoles.com/deg-ts-d-oiseaux-sur-grandes-cultures-2-750-agriculteurs-temoignent-@/view-713-arvarticlepa.html>.
 - **Rollett A.J. et al.** 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>.
 - **Roos A. & S. Ahlgren** 2018. « Consequential life cycle assessment of bioenergy systems – A literature review », *Journal of Cleaner Production* 189 : 358-373. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.233>.
 - **Rupp S.P. et al.** 2012. Effects of bioenergy production on wildlife and wildlife habitat. *Wildlife Society Technical Review* n°12-03 : 92 p. Bethesda : The Wildlife Society. <https://wildlife.org/wp-content/uploads/2014/05/Effects-of-Bioenergy-on-Wildlife.pdf>.
 - **Ruf T. et al.** 2019. « Bioenergy from periodically waterlogged cropland in europe. A first assessment of the potential of five perennial energy crops to provide biomass and their interactions with soil », *Agronomy* 9 : 374. <https://doi.org/10.3390/agronomy9070374>.
 - **Saby N. et al.** 2022. « RMQS et contaminants : nouveaux traitements sur les contaminants historiques et nouveaux contaminants mesurés ». Rendez-vous RMQS 2022, INRAE InfoSol, May 2022, Orléans, France. <https://hal.inrae.fr/hal-04181556v1>.
 - **Sadet-Bourgeteau S. et al.** 2020. « Que sait-on vraiment de l'impact des digestats de méthanisation sur la qualité biologique des sols agricoles ? », *Agronomie, Environnement & Sociétés* 10 : 1-4. <https://doi.org/10.54800/eurq752>.

- **Sadet-Bourgeteau S. et al.** 2024. Impacts des digestats de méthanisation sur la qualité biologique des sols. Metha-BioSol (APR GRAINE). Rapport final, 75 p. <https://librairie.ademe.fr/7293-projet-methabiosol-impact-des-digestats-de-methanisation-sur-la-qualite-biologique-des-sols.html>.
- **Sage R. et al.** 2010. « The environmental impacts of biomass crops : use by birds of miscanthus in summer and winter in southwestern England », *Ibis* 152 : 487-499. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01027.x>.
- **Sauerbrei R. et al.** 2014. « Increased energy maize production reduces farmland bird diversity », *GCB Bioenergy* 6 : 265-274. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12146>.
- **Samanta P. et al.** 2022. « Removal of Diverse and Abundant ARGs by MF-NF Process from Pig Manure and Digestate », *Membranes* 12 : 661. <https://doi.org/10.3390/membranes12070661>.
- **Sausse C. & M. Lévy** 2021. « Bird damage to sunflower : international situation and prospects », *Oilseed & fat Crops and Lipids* (OCL) 28. 18 p. <https://doi.org/10.1051/ocl/2021020>.
- **Sausse C. et al.** 2021. « Hungry birds are a major threat for sunflower seedlings in France », *Crop Protection* 148. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2021.105712>.
- **Schils R. L.M. et al.** 2022. « Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality », *Agriculture, Ecosystems & Environment* 330. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891>.
- **SDES** 2024. Tableau de bord : biométhane injecté dans les réseaux de gaz. Premier trimestre 2024, n°643. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/tableau-de-bord-biomethane-injecte-dans-les-reseaux-de-gaz-premier-trimestre-2024-0?rubrique=21&dossier=174>.
- **SDES** 2023a. DataLab – énergie. Chiffres clés des énergies renouvelables - Édition 2023. 104 p. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-energies-renouvelables-2023/pdf/chiffres-cles-des-energies-renouvelable-2023.pdf>.
- **SDES** 2023b. Les prélèvements d'eau douce : principaux usages en 2020 et évolution depuis 25 ans en France. 4 p. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2023-05/datalab_essentiel_310_prelevement_eau_france_2020_juin2023.pdf.
- **SDES** 2022. Chiffres clés des énergies renouvelables - Édition 2022. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/chiffres-cles-des-energies-renouvelables-edition-2022>.
- **SDES** 2019. DataLab – énergie. Chiffres clés des énergies renouvelables - Édition 2019. 91 p. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/media/2938/download?inline>.
- **Secrétariat général à la planification écologique – SGTE** (2023). Mieux agir – la synthèse du plan (78 p.) + Tableau de bord de la planification écologique. <https://www.gouvernement.fr/france-nation-verte>.
- **Sénat** 2021. Rapport n°872 d'information fait au nom de la mission d'information (1) sur « la méthanisation dans le mix énergétique : enjeux et impacts » par M. Daniel Salmon, sénateur. 211 p. <https://www.senat.fr/travaux-parlementaires/structures-temporaires/missions-dinformation-communes/archives/mission-dinformation-sur-la-methanisation-dans-le-mix-energetique-enjeux-et-impacts.html>.
- **SIA Partners** 2023. 7^e édition de l'Observatoire du biométhane, 31 p. https://www.sia-partners.com/system/files/document_download/file/2023-03/EDITION_2023_Observatoire_du_biomethane.pdf.
- **Sidemo-Holm W. et al.** 2021. « Land sharing versus land sparing—What outcomes are compared between which land uses? », *Conservation Science and Practice* 3. <https://doi.org/10.1111/csp2.530>.
- **Sigurnjak I. et al.** 2021. *Product composition and performance in lab- and field trials for biobased fertilisers and soil improvers recovered from digestate. A product from the H2020 project SYSTEMIC*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, The Netherlands. <https://doi.org/10.18174/572615>.
- **SINOE-déchets**. Carte des unités de méthanisation et de biogaz.

- **Sordello R. et al.** 2021. *Trame noire - Méthodes d'élaboration et outils pour sa mise en œuvre*. Office français de la biodiversité, *Comprendre pour agir*. 112 p. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/trame-noire-methodes-delaboration-outils-mise-en-oeuvre>.
- **Sordello R. et al.** 2014. *Effet fragmentant de la lumière artificielle. Quels impacts sur la mobilité des espèces et comment peuvent-ils être pris en compte dans les réseaux écologiques ?* Muséum national d'histoire naturelle, Centre de ressources pour la mise en œuvre de la trame verte et bleue. 31 p. https://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/141125_-_pollution_lumineuse_et_fragmentation.pdf.
- **Stanley D.A. & J.-C. Stout** 2013. «Quantifying the impacts of bioenergy crops on pollinating insect abundance and diversity. A field-scale evaluation reveals taxon-specific responses», *Journal of Applied Ecology* 50 : 335-344. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12060>.
- **Soubelet H. et al.** 2022. *Prospective scientifique sur les impacts des installations de production d'énergie renouvelables sur la biodiversité et lacunes de connaissances*. FRB Éditions. 50 p. https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2022/06/FRB_Prospective_scientifique_Energies_renouvelables-3.pdf.
- **Sun H. et al.** 2020. «Isolation of antibiotic-resistant bacteria in biogas digestate and their susceptibility to antibiotics», *Environmental Pollution* 266. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115265>.
- **Sunyer-Caldú A. et al.** 2023. «Occurrence and fate of contaminants of emerging concern and their transformation products after uptake by pak choi (*Brassica rapa* subsp. *chinensis*)», *Environmental Pollution* 319 : <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120958>.
- **Tamburini E. et al.** 2020a. «Biogas from Agri-Food and Agricultural Waste Can Appreciate Agro-Ecosystem Services: The Case Study of Emilia Romagna Region», *Sustainability* 12 (20). <https://doi.org/10.3390/su12208392>.
- **Tamburini E. et al.** 2020b. «Is Bioenergy Truly Sustainable When Land-Use-Change (LUC) Emissions Are Accounted for? The Case-Study of Biogas from Agricultural Biomass in Emilia-Romagna Region, Italy», *Sustainability* 12(8). <https://doi.org/10.3390/su12083260>.
- **Tanke A. et al.** 2019. «Seed Viability of *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) Is Quickly Reduced at Temperatures Prevailing in Biogas Plants», *Agronomy* 9(6). <https://doi.org/10.3390/agronomy9060332>.
- **Terralto** 2022. *Accompagner les collectivités à la gestion d'un projet de méthanisation sur leur territoire*. 36 p. Région et Chambre régionale d'agriculture Centre - Val-de-Loire. https://centre-valdeloire.chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/Centre-Val-de-Loire/122_Inst-Centre-Val-de-Loire/Territoires/Collectivites/Guide_regional_methanisation/2022_Guide_Terralto_Metha_Region_Interactif.pdf.
- **Tibi A. coord. et al.** 2022. Protéger les cultures en augmentant la diversité végétale des espaces agricoles. Synthèse du rapport d'ESCO. INRAE (France), 86 p. <https://gestion-diversite-vegetale.colloque.inrae.fr/diversification-des-couverts-vegetaux>.
- **Tokgoz S.** 2019. «The food-fuel-fiber debate» Chapter 5 in Debnath D. & S.C. Babu dir. *Biofuels, Bioenergy and Food Security*. Academic Press : 79-99. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803954-0.00005-X>.
- **Torrijos M.** 2016. «State of Development of Biogas Production in Europe», *Procedia Environmental Sciences* 35 : 881-889. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.043>.
- **Tymchuk K. et al.** 2021. «Spiders (Araneae) as a component of ground-dwelling animal assemblages of the energy crop fields in northern Bukovyna (Ukraine)», *Ekológia* (Bratislava) 40 : 240-247. <https://sciencedirect.com/pdf/10.2478/eko-2021-0026>.
- **UICN Comité français, Suez Recyclage & Valorisation France** 2022. *Accompagner le traitement des déchets de plantes exotiques envahissantes issus d'interventions de gestion. Guide technique*. Centre de ressources des espèces exotiques envahissantes. UICN Comité français & Office français de la biodiversité. 136 p. <http://especies-exotiques-envahissantes>.

- fr/wp-content/uploads/2022/03/accompagner-traitement-dechets-eee_vfinale.pdf.
- **Union européenne** 2024. Règlement (UE) 2024/1991 du Parlement européen et du Conseil du 24 juin 2024 relatif à la restauration de la nature et modifiant le règlement (UE) 2022/869. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=OJ%3AL_202401991.
 - **Union européenne** 2023. Directive (UE) 2023/2413 du Parlement européen et du Conseil du 18 octobre 2023 modifiant la directive (UE) 2018/2001, le règlement (UE) 2018/1999 et la directive 98/70/CE en ce qui concerne la promotion de l'énergie produite à partir de sources renouvelables, et abrogeant la directive (UE) 2015/652 du Conseil. Journal officiel de l'Union européenne du 31.10.2023. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202302413.
 - **Valerio F. et al.** 2021. « The identification of wildlife-vehicle collision hotspots : Citizen science reveals spatial and temporal patterns », *Ecological Processes* 10 : 6. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00271-4>.
 - **Vallé C. et al.** 2023. « Farmland biodiversity benefits from small woody features », *Biological Conservation* 286. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110262>.
 - **Van Meerbeek K. et al.** 2015. « Biomass of invasive plant species as a potential feedstock for bioenergy production », *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 9(3) : 273-282. <https://doi.org/10.1002/bbb.1539>.
 - **Vautrin F. et al.** 2024. « The short-term response of soil microbial communities to digestate application depends on the characteristics of the digestate and soil type », *Applied Soil Ecology* 193 : <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105105>.
 - **Vepsäläinen V.** 2010. « Energy crop cultivations of reed canary grass — An inferior breeding habitat for the skylark, a characteristic farmland bird species », *Biomass and Bioenergy* 34 : 993-998. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.02.007>.
 - **Verdade L.M. et al.** 2012. « The impacts of sugarcane expansion on wildlife in the state of São Paulo, Brazil », *Journal of Sustainable Bioenergy Systems* 2 : 138-144. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221002926024.htm>.
 - **Vergara F. & T. Lakes** 2019. « Maizification of the Landscape for Biogas Production ? Identifying the Likelihood of Silage Maize for Biogas in Brandenburg from 2008-2018 », *FORLand-Working Paper* 16 : 1-27. <https://doi.org/10.18452/20977> <https://doi.org/10.18452/20977>.
 - **Visca A. et al.** 2022. « Antibiotics and antibiotic resistance genes in anaerobic digesters and predicted concentrations in agroecosystems », *Journal of Environmental Management* 301. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113891>.
 - **Visca A. et al.** 2021. « Anaerobic Digestion and Removal of Sulfamethoxazole, Enrofloxacin, Ciprofloxacin and Their Antibiotic Resistance Genes in a Full-Scale Biogas Plant », *Antibiotics* 10 : 502. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10050502>.
 - **von Cossel M.** 2020. « Renewable Energy from Wildflowers—Perennial Wild Plant Mixtures as a Social-Ecologically Sustainable Biomass Supply System », *Advanced Sustainable Systems* 4(7). <https://doi.org/10.1002/adsu.202000037>.
 - **von Cossel M. et al.** 2020. « The replacement of maize (*Zea mays* L.) by cup plant (*Silphium perfoliatum* L.) as biogas substrate and its implications for the energy and material flows of a large biogas plant », *Biofuels bioproducts & biorefining – BIOFPR* 14 : 152-179. <https://doi.org/10.1002/bbb.2084>.
 - **von Cossel M. et al.** 2019a. « Marginal Agricultural Land Low-Input Systems for Biomass Production », *Energies* 12. <https://doi.org/10.3390/en12163123>.
 - **von Cossel M. et al.** 2019b. « Methane yield and species diversity dynamics of perennial wild plant mixtures established alone, under cover crop maize (*Zea mays* L.) and after spring barley (*Hordeum vulgare* L.) », *GCB Bioenergy* 11 : 1376-1391. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12640>.
 - **von Cossel M. et al.** 2019c. « The Performance of Mesotrophic Arrhenatheretum Grassland under Different Cutting Frequency Regimes for Biomass Production in Southwest Germany », *Agriculture* 9 : 199. <https://doi.org/10.3390/agriculture9090199>.
 - **von Cossel M. & I. Lewandowski** 2016. « Perennial wild plant mixtures for biomass production: Impact of species composition dynamics on yield performance over a five-year cultivation period in

- southwest Germany», *European Journal of Agronomy* 79 : 74-89. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.05.006>.
- **von Redwitz C. et al.** 2019. « Microsegregation in maize cropping—A chance to improve farmland biodiversity », *Gesunde Pflanzen* 71 : 87-102. <https://doi.org/10.1007/s10343-019-00457-7>.
 - **Wagner D.L.** 2020. « Insect Declines in the Anthropocene », *Annual Review of Entomology* 65 : 457-480. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151>.
 - **Warlop F. et al.** 2020. « Des mélanges fleuris optimisés pour un service agroécologique amélioré », *Innovations Agronomiques* 79 : 359-371. <https://hal.inrae.fr/hal-03205849/document>.
 - **Weber J. et al.** 2023. « Competing for space? A multi-criteria scenario framework intended to model the energy–biodiversity–land nexus for regional renewable energy planning based on a German case study », *Energy, Sustainability and Society* 13. <https://doi.org/10.1186/s13705-023-00402-7>.
 - **Weißhuhn P. et al.** 2017. « Supporting Agricultural Ecosystem Services through the Integration of Perennial Polycultures into Crop Rotations », *Sustainability* 9 : 2267. <https://doi.org/10.3390/su9122267>.
 - **Westerman P.R. & B. Gerowitt** 2013. « Weed Seed Survival during Anaerobic Digestion in Biogas Plants », *The Botanical Review* 79 : 281-316. <https://doi.org/10.1007/s12229-013-9118-7>.
 - **Westerman P.R. & B. Gerowitt** 2012a. « The probability of maize biomass contamination with weed seeds », *Journal of Plant Diseases and Protection* 119 : 68-73. <https://doi.org/10.1007/BF03356422>.
 - **Westerman P.R. et al.** 2012b. « Weed seed survival following ensiling and mesophilic anaerobic digestion in batch reactors », *Weed Research* 52 : 286-295. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2012.00918.x>.
 - **Westerman P.R. et al.** 2012c. « Weed seed survival during mesophilic anaerobic digestion in biogas plants », *Weed Research* 52 : 307-316. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2012.00927.x>.
 - **Winberg J. et al.** 2023. « Bioenergy crops, biodiversity and ecosystem services in temperate agricultural landscapes—A review of synergies and trade-offs », *GCB Bioenergy* 15 : 1204-1220. <https://doi.org/10.1111/gcbb.13092>.
 - **Wolak I. et al.** 2023. « Digestate from Agricultural Biogas Plants as a Reservoir of Antimicrobials and Antibiotic Resistance Genes—Implications for the Environment », *International Journal of Environmental Research and Public Health* 20(3) : 2672. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032672>.
 - **WWF** 2024. *Durabilité de la méthanisation agricole : défis et opportunités*. 30 p. <https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2024-02/Durabilite%CC%81%20me%CC%81thanisation%20-%20Suivi%20recos%20de%202020%20rev9-PUBLIE.pdf>.
 - **WWF** 2023a. *A Nature-safe Energy. Linking energy and nature to tackle the climate and biodiversity crises*. Clean action, coalition linking energy and nature for action. 55 p. https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/cleanaction_nature_safe_energy_report.pdf.
 - **WWF** 2023b. Démarche « Énergies renouvelables et durables ». Module « Photovoltaïque au sol ». 105 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2023-09/ENERGIES_RENOUVELABLES_ET_DURABLES.pdf.
 - **WWF** 2020. Méthanisation agricole : quelles conditions de durabilité de la filière en France ? WWF – GRDF. 43 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2020-03/20200317_Rapport_Methanisation-agricole_WWF_GRDF-min.pdf.
 - **WWF** 2019. Démarche « Énergies renouvelables et durables ». Guide méthodologique. 23 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2021-11/06112019_Guide_Methodo_Demarche_Energies_Renouvelables_Et_Durables_WWF-min.pdf.
 - **Zhao Q. & Y. Liu** 2019. « Is anaerobic digestion a reliable barrier for deactivation of pathogens in biosludge ? » *Science of The Total Environment* 668 : 893-902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.063>.

ABRÉVIATIONS

AB	Agriculture biologique
ADES	Accès aux données des eaux de surface
AILE	Association d'initiatives locales pour l'énergie et l'environnement
AEE - bioenergy	Agence européenne de l'énergie - bioénergie
AMM	Autorisation de mise sur le marché
ARIA	base de données (publique) recensant les retours d'expérience sur les accidents technologiques
ATEE	Association technique énergie-environnement
ACV	Analyse du cycle de vie
BARPI	Bureau d'analyse des risques et pollutions industriels
BCAE	Bonnes conditions agricoles et environnementales
bioGNV	Gaz naturel pour véhicules d'origine biologique (méthanisation)
C	carbone
CAS(I)	Changement d'affectation des sols (indirect)
CC	Changement climatique
CO₂	dioxyde de carbone
CGDD	Commissariat général au développement durable
CH₄	méthane
CIMS	Culture intermédiaire multi-services
CIPAN	Culture intermédiaire piège à nitrates
CIVE	Culture intermédiaire à vocation énergétique
CTBM	Centre technique national du biogaz et de la méthanisation (de l'ATEE)
CJUE	Cour de Justice de l'Union européenne
CVE	Culture à vocation énergétique (terme générique incluant les cultures principales et intermédiaires)
DCE	Directive-cadre sur l'eau
DCSMM	Directive cadre stratégie milieu marin
DGEC	Direction générale de l'énergie et du climat
DHFF	Directive habitat-faune-flore
DO	Directive oiseaux
D_T	Temps nécessaire pour réduire la population d'un facteur 10 à la température T
EBA	association européenne du biogaz
ENAF	Espaces naturels, agricoles et forestiers
EnR	Énergies renouvelables
ETM	Éléments traces métalliques
UE	Union européenne
F(s)	<i>Food, Feed, Fiber, Fuel, Faune, Flora, Forestry...</i>
FAO	Organisation (des Nations unies) pour l'alimentation et l'agriculture
g	gramme
GES	Gaz à effet de serre
GFC	Gas for Climate
GIEC	Groupe intergouvernemental d'experts sur le climat (IPCC : <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
GIS	Groupement d'intérêt scientifique
GRA	Gène de résistance aux antibiotiques
ha	hectare
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
IAE	Infrastructure agro-écologique
ICPE	Installation classée pour la protection de l'environnement
IEA	Agence internationale de l'énergie
IPBES	Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (<i>Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services</i>)

LPO	Ligue pour la protection des oiseaux
MASA	Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire
Mt	millions de tonnes
MTE	Ministère de la Transition écologique (2020-2022) puis Ministère de la Transition énergétique (2022--)
MTES	Ministère de la Transition écologique et solidaire (2017-2020)
MTECT	Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des Territoires (2022--)
MB	Matière brute
MF	Matière fraîche
MS	Matière sèche
MW	Mégawatt
NAIADES	données sur la qualité des eaux de surface
N	azote
NH₃	ammoniac
NH₄⁺	ammonium
N₂O	oxyde nitreux ou protoxyde d'azote
NO₃⁻	nitrate
Nm³	Normo mètre cube
NPP	Nombre le plus probable
ONDE	Observatoire national des étiages
PAC	Politique agricole commune
PCS	Pouvoir calorifique supérieur
PMAA	Plan méthanisation autonomie azote
PNACC	Plan national d'adaptation au changement climatique
PPE	Programmation pluriannuelle de l'énergie
PPP	Produits phytopharmaceutiques
PRG	Pouvoir de réchauffement global
ONRB	Observatoire national des ressources en biomasse
RED	Directive européenne sur les énergies renouvelables (<i>Rewable Energy Directive</i>)
RMQS	Réseau de mesures de la qualité des sols
RPG	Registre parcellaire graphique
SH₂	suflure d'hydrogène
SAU	Surface agricole utilisée
SIE	Surface d'intérêt écologique
SNAP	Stratégie nationale aires protégées
SNB	Stratégie nationale biodiversité
SNBC	Stratégie nationale bas-carbone
SNMB	Stratégie nationale mobilisation de la biomasse
SNTE	Stratégie nationale transition écologique
SRB	Schéma régional biomasse
T(T)CR	Taillis à (très) courte rotation
TRH	Temps de rétention hydraulique
TWh	Térawatt-heure
UE	Union européenne
UFC	Unité formatrice de colonie
Wh	Watt-heure
ZAN	Zéro artificialisation nette
ZNIEFF	Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique
ZPS	Zone de protection spéciale

REMERCIEMENTS

Les autrices remercient chaleureusement :

- les relecteurs et relectrices, leurs avis ont permis d'améliorer significativement cette publication ;
- les photographes qui ont accordé un droit de reproduction gracieux.

AUTEURS

- Élisabeth Bro
- Véronique de Billy

RELECTEURS

Arnaud Albert, Bénédicte Augeard, Claire Billy, Nolwenn Bougon, Olivier Crouzet, Laurence Curtet, Anouk Decors, Claire Magand, Jérôme Millet, Sandrine Ruet et Anne van de Wiele de l'OFB.

ÉDITION

Marie-Luce Rauzy, pôle Partage des connaissances scientifiques et techniques

CRÉATION GRAPHIQUE

Second Regard

ADAPTATION ET MISE EN PAGE

Opixido

Gratuit

Dépôt légal à parution

ISSN print : 2607-060X

ISBN web : 978-2-38170-213-1

ISBN print : 978-2-38170-214-8

Impression : Cloître

Imprimé en France sur du papier
issu de sources responsables.

La reproduction à des fins
non commerciales, notamment
éducatives, est permise sans
autorisation écrite à condition
que la source soit dûment citée.

La reproduction à des fins
commerciales, et notamment
en vue de la vente, est interdite.

© OFB, avril 2025

La production de biogaz par méthanisation poursuit actuellement son développement, conforté par la loi d'accélération de la production d'énergies renouvelables publiée en mars 2023 et un objectif cible ambitieux de la 3^e programmation pluriannuelle de l'énergie (production multipliée par trois à cinq d'ici 2030-2035).

Dans ce contexte, ce rapport propose une étude bibliographique dont l'objectif est d'une part d'analyser les pressions potentielles de la méthanisation sur l'environnement et les habitats terrestres et aquatiques, et d'autre part de décrire les connaissances actuelles concernant les incidences sur la biodiversité. Son format long en fait une source de références bibliographiques.

Des perspectives d'études et de suivis sont proposées à la lumière de cet état de l'art, ainsi que des recommandations pratiques pour limiter les pressions et indirectement leurs effets sur la biodiversité.

L'étendue des informations fournies dans ce document le destine à une diversité d'acteurs publics et privés de la filière méthanisation – services de l'État, porteurs de projets, financeurs et développeurs ; mais également aux collectivités locales et aux citoyens dans le cadre des démarches de concertation du développement des énergies renouvelables dans les territoires.



À PROPOS DES AUTEURS

Élisabeth Bro

Chargée de recherche « Biodiversité dans les milieux agricoles » à la direction de la recherche et de l'appui scientifique à l'OFB, elle s'intéresse actuellement au développement de la méthanisation en grande culture.

Véronique de Billy

Coordinatrice thématique « Énergies renouvelables et Biodiversité » à la direction de l'appui aux stratégies pour la biodiversité à l'OFB, elle met notamment en œuvre l'Observatoire des EnR et de la Biodiversité avec l'ADEME.

La collection **Comprendre pour agir** fournit une information de référence sur les thématiques de l'eau et de la biodiversité. En faisant le tour d'une question ou en donnant un état de l'art dont découlent des recommandations opérationnelles, elle accompagne le passage à l'action. La collection s'adresse à un public expert ou averti et à tout acteur concerné, selon la thématique.

Retrouvez les collections de l'OFB sur :
professionnels.ofb.fr/fr/collections

Donnez-nous
votre avis



ofb.gouv.fr

