

> **Analyse du Cycle de Vie du**
BIOMETHANE
issu de ressources agricoles

RAPPORT D'ACV
Octobre 2021



Résumé

La méthanisation pourrait constituer un des leviers majeurs pour atteindre un mix de gaz 100% renouvelable dans les réseaux en 2050. Le développement de la filière méthanisation repose principalement sur la mobilisation de ressources agricoles tels que les résidus de cultures, les effluents d'élevage et les Cultures Intermédiaires à Vocation Energétique (CIVE). Ces substrats pourraient assurer 50 à 75% de la production de gaz renouvelable.

S'appuyant sur l'Analyse du Cycle de Vie (ACV), cette étude présente un bilan environnemental global du biométhane issu de ressources agricoles en intégrant les trois fonctions associées : la production d'énergie, la gestion d'effluents et la fertilisation des sols. Les résultats de l'ACV de systèmes « avec méthanisation » sont comparés aux bilans environnementaux de systèmes de référence « sans méthanisation », équivalents en termes de fonctions et de services. Selon cette approche, l'étude évalue les impacts environnementaux de la méthanisation selon deux scénarios agricoles différents, l'un orienté vers la polyculture, l'autre vers l'élevage. Les impacts sont quantifiés sur 16 indicateurs clés tels que le changement climatique, l'eutrophisation des eaux ou la déplétion de ressources énergétiques. Ce dernier regroupe ainsi l'utilisation de gaz naturel du réseau, l'emploi d'engrais minéraux traditionnels et une gestion classique des effluents d'élevage sur l'exploitation agricole.

Les systèmes intégrant la méthanisation montrent de meilleures performances pour 7 indicateurs dans les scénarios agricoles « culture » et pour 9 indicateurs dans les scénarios « élevage », notamment une amélioration de 60 à 85% pour le changement climatique, l'épuisement des ressources énergétiques, et la destruction de la couche d'ozone. Pour 5 indicateurs, les écarts ne sont pas significatifs. Les performances en retrait sur plusieurs indicateurs (notamment radiations ionisantes, épuisement des ressources métalliques et minérales pour les deux scénarios, et eutrophisation des eaux douces pour le scénario « culture »), s'expliquent notamment par les besoins en énergie électrique nécessaire au procédé de méthanisation. A noter que l'analyse détaillée des résultats montre que la qualité des eaux n'est pas dégradée localement.

Au-delà de l'utilisation des résidus de cultures végétales (pailles de céréales ou d'oléagineux, résidus de maïs, fanes de betteraves ou encore de déchets de sortie de silos), ou des effluents d'élevage (fumiers, lisiers), un des principaux enjeux du développement de la filière méthanisation repose sur le potentiel de mobilisation des CIVE, semées en période d'interculture entre deux cultures principales. Les CIVE étudiées ici (mélange de céréales immatures : triticale, seigle et avoine, résistants au gel et pouvant être conduites sans pesticide) répondent à des objectifs complémentaires de services écosystémiques, étendus à des critères agro-environnementaux : recyclage des éléments minéraux en cas de restitution de digestats, couverture des sols (anti-érosion), piège à nitrates, ou encore potentiel stockage additionnel de matière organique et de carbone dans les sols agricoles.

Les analyses de sensibilité menées ont également montré l'importance et le poids de certains critères techniques au regard du bilan environnemental du biométhane issus de ressources agricoles. La pertinence environnementale de la méthanisation agricole repose ainsi sur le respect de bonnes pratiques portant notamment sur l'introduction des CIVE, la bonne gestion du digestat, des étapes de digestion anaérobie et d'épuration du biogaz.

Cette étude permet donc de quantifier, suivant les données les plus récentes, les impacts environnementaux potentiels de la production de biométhane à partir de ressources agricoles. La prise en compte des fonctions associées de production d'énergie, de gestion d'effluents et de fertilisation des sols met en avant différentes externalités positives selon les contextes et scénarios agricoles considérés. Dans le contexte d'une exploitation agricole orientée vers l'élevage, les bénéfices environnementaux associés à la méthanisation sont notamment liés à l'amélioration de la gestion des effluents, à la valorisation des digestats et au maintien de leur valeur fertilisante. Dans un contexte d'une exploitation agricole orientée vers la culture végétale, la production d'une énergie locale, l'optimisation du cycle du carbone biogénique et la valorisation des digestats sur le territoire constituent les principales externalités positives associées à la méthanisation.

Bordereau de données documentaires

Titre	Analyse du Cycle de Vie du biométhane issu de ressources agricoles
Commanditaire	GRDF Direction Biométhane Délégation RSE 6, rue Condorcet 75009 PARIS
Citation de ce rapport	Esnouf A., Brockmann D., Cresson R. (2021) Analyse du cycle de vie du biométhane issu de ressources agricoles - Rapport d'ACV. INRAE Transfert, 170pp. Les informations contenues dans ce rapport sont issues de sources jugées fiables. INRAE Transfert décline toute responsabilité concernant les conséquences directes ou indirectes de l'utilisation des informations et résultats contenus dans ce document. L'étude ne fait aucune comparaison entre produits compétiteurs. L'étude compare cependant des scénarios avec présence d'une unité de méthanisation à prédominance de CIVE (dans la mesure du possible), à des scénarios sans unité de méthanisation, pour des exploitations agricoles situées dans des territoires où l'activité agricole est tournée vers l'élevage ou les productions de grandes cultures. L'étude présentée ci-après dans sa version intégrale remplit l'ensemble des exigences des normes ISO 14040 et 14044 relatives à l'ACV, incluant une revue critique réalisée par un panel d'experts indépendants.

Ce document est édité par :

INRAE Transfert – Filiale d'INRAE

Membre de l'institut Carnot 3BCAR

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

Tél. : 33 (0)1 42 75 95 00

contact@it-acv.fr

Website : www.inrae-transfert.fr

Société par Actions Simplifiée au capital de 1 920 000 €

RCS PARIS B 433 960 762

SIRET : 433 960 762 00030

APE 6630ZTVA FR 96 433 960 762

La conception et le pilotage de l'étude ont été menés conjointement par GRDF, INRAE et INRAE Transfert.

La coordination et la réalisation de l'étude ont été confiées à INRAE Transfert.

Les Unités de Recherche INRAE ECOSYS et LBE, ainsi que l'UMR ITAP, Montpellier SupAgro INRAE, ont participé à l'étude.

Ont notamment contribué à l'étude :

Sophie GALHARRET (GRDF),
Sylvain FREDERIC (GRDF),
Jihane LOUDIYI (GRDF),
David DELAUNE (GRDF),
Nicolas BERNET (INRAE),
Renaud ESCUDIE (INRAE),
Sabine HOUOT (INRAE),
Florent LEVAVASSEUR (INRAE)
Antoine ESNOUF (INRAE Transfert),
Doris BROCKMANN (INRAE Transfert),
Romain CRESSON (INRAE Transfert).

L'étude, présentée ci-après dans sa version intégrale, remplit l'ensemble des exigences des normes ISO 14040 et 14044 relatives à l'Analyse du Cycle de Vie. La revue critique de cette évaluation environnementale a été réalisée par un panel d'experts indépendants composé de :

Lorie HAMELIN (HamelinLab Consulting),
Delphine BAUCHOT (Solinnen),
Sylvaine BERGER-RUIZ (Solagro).

La déclaration et les commentaires de revue critique sont présentés en Annexe D et E du présent rapport.



Table des matières

Liste des abréviations	10
1 Définition des objectifs et du champ d'étude	11
1.1 Contexte et objectifs de l'étude	11
1.1.1 Contexte général et objectifs	11
1.1.2 Réalisation de l'étude	12
1.1.3 Positionnement de l'étude	13
1.1.3.1 Dans le contexte de la méthanisation agricole	13
1.1.3.2 Vis-à-vis de l'état des connaissances et travaux antérieurs	14
1.2 Scénarios étudiés	19
1.2.1 Fonctions du système	19
1.2.2 Description globale des scénarios, périmètre de l'étude	19
1.2.3 Unité fonctionnelle	23
1.3 Hypothèses de modélisation	24
1.3.1 Implantation de cultures intermédiaires lors des périodes d'interculture et mobilisation des résidus de culture	24
1.3.1.1 Modélisation des cultures intermédiaires	25
1.3.1.1.1 Assolement, variétés et itinéraire technique	25
1.3.1.1.2 Fertilisation des cultures et ajustement des bouquets d'UF en lien avec les fonctions de fertilisation	27
1.3.1.1.3 Risques d'érosion des sols	29
1.3.1.1.4 Stockage du carbone atmosphérique dans les sols	29
1.3.1.1.5 Analyse de sensibilité	31
1.3.1.2 Résidus de culture	32
1.3.2 Production, distribution et consommation de méthane	33
1.3.2.1 Scénarios de référence : filière gaz naturel	33
1.3.2.2 Scénarios Méthanisation	33
1.3.2.2.1 Mélanges de substrats méthanisés	33
1.3.2.2.2 Prise en charge des substrats et procédé de méthanisation	35
1.3.2.2.3 De l'épuration du biogaz à la combustion du biométhane	37
1.3.2.2.4 Analyse de sensibilité	39
1.3.3 Gestion et valorisation des effluents et du digestat	40
1.3.3.1 Gestion des effluents d'élevages et facteurs d'émissions	40
1.3.3.2 Gestion du digestat	41

1.3.3.3	Epandage des matières organiques.....	42
1.3.3.3.1	Matériel agricole.....	42
1.3.3.3.2	Emissions de composés azotés et valeurs fertilisantes.....	42
1.3.3.3.3	Emissions de phosphate.....	44
1.3.3.3.4	Eléments traces métalliques.....	44
1.3.3.4	Analyse de sensibilité.....	45
1.4	Méthodologie d'évaluation.....	46
1.4.1	Type de modélisation.....	46
1.4.2	Gestion de la multifonctionnalité.....	46
1.4.3	Evaluation des impacts environnementaux.....	49
1.4.4	Données utilisées.....	51
1.4.4.1	Sources des données.....	51
1.4.4.2	Qualité des données.....	52
1.4.5	Analyses d'incertitude.....	53
1.4.6	Récapitulatif des analyses de sensibilité.....	53

2 Résultats et interprétation.....55

2.1	Quantités de substrats, d'éléments fertilisants exportés et production de biométhane et de gaz naturel	55
2.2	Scénarios « culture ».....	58
2.2.1	Comparaison du scénario avec méthanisation au scénario de référence.....	58
2.2.2	Analyses de sensibilités.....	61
2.2.2.1	Analyses des paramètres agronomiques et pratiques agricoles (culture).....	62
2.2.2.1.1	Stockage de carbone par les CIVE et introduction de légumineuses.....	62
2.2.2.1.1	Réduction par deux du rendement des CIVE.....	63
2.2.2.1.2	Retrait des CIPAN sur la période d'interculture du scénario sans méthanisation.....	64
2.2.2.2	Analyses des critères techniques.....	66
2.2.2.2.1	Paramètres liés à l'unité de méthanisation.....	66
2.2.2.2.2	Analyses du mix électrique utilisé.....	67
2.2.2.3	Analyses des pratiques d'épandage.....	68
2.2.2.4	Analyse de trois leviers d'optimisation actionnés simultanément.....	70
2.2.3	Analyse des contributions.....	72
2.2.3.1	Indicateur de changement climatique.....	72
2.2.3.1.1	Analyses des groupes d'étapes du cycle de vie des scénarios.....	72
2.2.3.1.2	Analyses détaillées de groupes d'étapes.....	73

2.2.3.2	Indicateurs d'acidification, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines	77
2.2.3.3	Eutrophisation marine et occupation des sols	78
2.2.3.4	Indicateurs de toxicités et d'écotoxicité	79
2.2.3.5	Epuisement des ressources énergétiques, indicateur de radiations ionisantes et de destruction de la couche d'ozone	80
2.2.3.6	Eutrophisation des eaux douces, formation d'ozone photochimique, épuisement des ressources en eaux, et des ressources métalliques et minérales	81
2.3	Scénarios « élevage »	84
2.3.1	Comparaison du scénario avec méthanisation au scénario de référence	84
2.3.2	Analyses de sensibilités	86
2.3.2.1	Retrait des CIPAN sur la période d'interculture du scénario sans méthanisation	86
2.3.2.2	Analyses des critères techniques	87
2.3.2.2.1	Paramètres liés à l'unité de méthanisation	87
2.3.2.2.2	Analyses du mix électrique utilisé	88
2.3.2.3	Analyses des pratiques d'épandage	89
2.3.3	Analyse des contributions	91
2.3.3.1	Indicateur de changement climatique	91
2.3.3.1.1	Analyses des groupes d'étapes du cycle de vie des scénarios	91
2.3.3.1.2	Analyses détaillées de groupe d'étapes	92
2.3.3.2	Indicateurs d'acidification, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines	95
2.3.3.3	Eutrophisation marine et occupation des sols	95
2.3.3.4	Indicateurs de toxicité et d'écotoxicité	96
2.3.3.5	Epuisement des ressources énergétiques, indicateur de radiations ionisantes et de destruction de la couche d'ozone	97
2.3.3.6	Eutrophisation des eaux douces, formation d'ozone photochimique, épuisement des ressources en eaux, et des ressources métalliques et minérales	97
2.4	Analyses d'incertitude	100
2.5	Analyse des flux de carbone biogénique et d'azote	105
2.5.1	Analyse de la cohérence des flux de carbone biogénique	105
2.5.2	Analyse de la cohérence des flux d'azote	107
2.6	Evaluation des données	109
2.6.1	Evaluation de la qualité des données	109
2.6.2	Vérification des données	112
2.7	Discussion des résultats	113
2.7.1	Gestion de la multifonctionnalité par substitution sur l'indicateur de changement climatique	113

2.7.2	Différences méthodologiques par rapport à la RED II	118
3	Conclusions	119
4	Références	124
A.1.	Modèles d'émissions au champ et catégories d'impacts environnementaux concernées	130
A.1.1.	Modèles d'émissions au champ et indicateurs de la méthode Environmental Footprint	130
A.1.2.	Indicateurs de biodiversité	131
A.2.	Facteur d'abattement des émissions d'ammoniac lors de l'épandage de matières organiques	132
A.3.	Caractéristiques des substrats et séparation des phases du digestat	133
A.4.	Ajustement du bouquet d'UF selon les analyses de sensibilité	137
A.5.	Résultats Inventaires de Cycle de Vie	138
A.5.1.	Inventaires agricoles, scénario « culture »	140
A.5.2.	Inventaires de stockage de fumier, scénario « culture »	143
A.5.3.	Inventaires de stockage de lisier, scénario « culture »	143
A.5.4.	Inventaires d'éléments traces métalliques présents dans les substrats	144
A.5.5.	Inventaires de transport des substrats, scénario « culture »	144
A.5.6.	Inventaires de production et gestion du biogaz et du biométhane, scénario « culture »	145
A.5.7.	Inventaires de gestion des digestats, scénario « culture »	146
A.5.8.	Inventaires agricoles, scénario « élevage »	148
A.5.9.	Inventaires de production et gestion du biogaz et du biométhane, scénario « élevage »	149
A.5.10.	Inventaires de gestion des digestats, scénario « élevage »	149
B	Résultats d'impacts	151
B.1.	Comparaisons des résultats en unité d'impacts	151
B.2.	Détails des résultats d'impacts des scénarios avec méthanisation	153
B.3.	Détails des résultats d'impacts des scénarios sans méthanisation	159
C	Flux de carbone biogénique et azote	163
D	Déclaration de revue critique	166
E	Commentaires de revue critique	169

Liste des abréviations

Acronymes et abréviations fréquents :

ACV	Analyse du Cycle de Vie
BMP	Potentiel méthanogène (Biochemical Methane Potential)
C, N, P, K	Carbone, Azote, Phosphore, Potassium
CH ₄	Méthane
CIMSE	Cultures Intermédiaires à Multi-Services Environnementaux
CIPAN	Cultures Intermédiaires Piège à Nitrates
CIVE	Cultures Intermédiaires à Vocation Energétique
CO ₂	Dioxyde de carbone
ETM	Eléments Traces Métalliques
g eq CO ₂	Gramme de dioxyde de carbone équivalent (unité de l'indicateur de changement climatique)
GES	Gaz à effet de serre
ICV	Inventaire du Cycle de Vie
ISO	International Standard Organization
ITK	Itinéraire Technique
MB	Matière Brute
MFE	Mineral Fertilizer Equivalent
MS	Matière Sèche
N ₂ O	Protoxyde d'azote
NH ₃	Ammoniac
Nm ³	Normo mètre cube (température de 0°C et pression de 1 atmosphère)
PCI	Pouvoir Calorifique Inférieur
RED	Directive sur les Energies Renouvelables
TAN	azote ammoniacal (Total Ammonia Nitrogen)
UF	Unité fonctionnelle
U-N	Unité d'azote : 1 unité fertilisante d'azote représente 1 kg de l'élément chimique N

1 Définition des objectifs et du champ d'étude

1.1 Contexte et objectifs de l'étude

1.1.1 Contexte général et objectifs

Le gaz est un vecteur énergétique majeur au sein du mix énergétique français. Il représente près de 20% de l'énergie finale consommée, soit une part équivalente à la production d'électricité d'origine nucléaire et à la moitié de l'énergie issue de produits pétroliers (Service de la donnée et des études statistiques, 2019). Ce gaz, majoritairement issu de gaz naturel et composé à 97% de méthane, est incontournable pour de nombreux secteurs comme le résidentiel, le tertiaire et l'industrie, mais il est aussi utilisé pour la production d'électricité et est en plein développement pour une utilisation en tant que carburant pour le transport. Le gaz naturel est cependant une énergie fossile, dont la France est entièrement dépendante via des importations et dont la combustion participe à près de un cinquième des émissions de gaz à effet de serre nationales (Comité de prospective de la CRE (GT1), 2019). Au regard des objectifs de développement durable et de l'accord de Paris, il est nécessaire de repenser la place du gaz naturel importé dans le mix énergétique français et de se tourner vers des sources d'énergie locales et renouvelables.

Parmi les technologies de production de gaz renouvelable, la méthanisation est la plus mature sur le plan technologique par rapport à la pyrogazéification et à l'électrolyse-méthanation (ADEME, 2018c). C'est un procédé biologique qui dégrade la matière organique en absence d'oxygène. Ce type de fermentation se déroule naturellement dans les rizières ou durant la digestion des ruminants. Réalisée par des micro-organismes, la dégradation de substrats organiques en milieu confiné et contrôlé permet de maximiser la production d'un gaz, appelé biogaz, qui est riche en méthane. Dans le cas d'une utilisation en injection dans le réseau de gaz naturel, le biogaz obtenu par cette dégradation va être épuré (les autres gaz du mélange gazeux vont être extraits pour ne récupérer que le méthane) afin d'obtenir du biométhane qui possède des caractéristiques identiques au gaz naturel. En sortie du digesteur, une matière pâteuse, appelée digestat, est obtenue. Il s'agit d'un co-produit de la méthanisation au sein duquel sont conservés les éléments fertilisants (azote, phosphore, potassium) initialement introduits dans le méthaniseur via les substrats. De la même manière que les effluents d'élevage, ce digestat est un engrais organique qui peut être utilisé pour fertiliser des cultures.

Par rapport à la pyrogazéification et à l'électrolyse-méthanation, la méthanisation est la filière la plus susceptible de contribuer au développement du gaz produit sur le territoire d'ici 2035, à condition d'optimiser son modèle économique et les ressources qu'elle mobilise (Comité de prospective de la CRE (GT1), 2019). Les bénéfices de la méthanisation ne peuvent toutefois pas être évalués à la seule aune du coût du MWh de biométhane produit. Cette approche par le coût de l'énergie occulte les impacts bénéfiques et négatifs, notamment environnementaux, de la filière de production de biométhane par rapport à l'importation de gaz naturel. Ce n'est qu'en intégrant ces externalités dans le modèle économique de la méthanisation, qu'il sera possible d'évaluer sa rentabilité pour la collectivité, tout en prenant en compte les aides publiques et les coûts de raccordement au réseau de gaz naturel.

La société GRDF (Gaz Réseau Distribution France) est le principal opérateur du réseau de distribution de gaz naturel en France. L'une de ses missions est d'accompagner, de conseiller et de raccorder au réseau les producteurs de biométhane. Dans ce cadre, GRDF a confié à INRAE Transfert la réalisation d'une Analyse du Cycle de Vie (ACV) du biométhane agricole. **Cette étude a pour objectif de réaliser un bilan environnemental multicritères et multi-étapes du biométhane issu de ressources agricoles selon la méthodologie de l'ACV.** Cette étude intègre l'ensemble du cycle de vie du biométhane, depuis sa production jusqu'à son utilisation, afin de le comparer au bilan environnemental d'un système conventionnel équivalent en termes de production énergétique (à partir de gaz d'origine fossile), d'utilisation de matières fertilisantes et de gestion des effluents d'élevage, mais n'intégrant pas la méthanisation.

Selon les scénarios prospectifs décrits par les plus récentes études (ADEME, 2018c; Association Solagro, 2016; Comité de prospective de la CRE (GT1), 2019), le développement de la filière méthanisation, intégrant l'injection de biométhane dans les réseaux de gaz naturel, repose sur la méthanisation d'intrants agricoles tels que les résidus de cultures, les effluents d'élevage et les Cultures Intermédiaire à Vocation Énergétique (CIVE). Ces substrats pourraient représenter de 50 à 75% de la production de méthane, au côté du gaz issu de la méthanisation des biodéchets provenant des industries agro-alimentaires, de la distribution, de la restauration collective et des ménages, et du gaz issu des stations d'épuration et des installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND). La mobilisation des substrats agricoles implique d'identifier de nouvelles pratiques agricoles au regard de la gestion des effluents et résidus de culture ainsi que de l'introduction de CIVE au sein des systèmes de culture. Ces nouvelles pratiques doivent cependant être compatibles avec le maintien de la production alimentaire des territoires, avec les contraintes techniques et économiques des filières agricoles et de production de biométhane, et tout en étant en adéquation avec les objectifs d'une nécessaire réduction des impacts environnementaux. Selon cette perspective, la méthanisation pourrait constituer un levier supplémentaire à même d'inciter les agriculteurs à se tourner vers ces nouvelles pratiques, en cohérence avec la transition agro-écologique et énergétique. **La présente étude a donc également pour objectif d'identifier et quantifier les impacts environnementaux liés à l'usage en méthanisation de ces « nouveaux gisements » agricoles et des « nouvelles pratiques » associées.**

1.1.2 Réalisation de l'étude

L'étude, présentée ici dans sa version intégrale, a été réalisée dans le cadre méthodologique et formel de l'ACV (ISO 14040 et ISO 14044). La première partie de l'étude décrit tout d'abord les différents scénarios étudiés puis l'ensemble des hypothèses de modélisation retenues. Afin d'intégrer la diversité et la spécialisation des activités agricoles à l'échelle des exploitations sur l'ensemble du territoire national, deux scénarios ont été définis : l'un centré sur une activité d'élevage, l'autre sur la culture céréalière. Ces deux scénarios se distinguent par des mélanges contrastés de substrats agricoles destinés à être méthanisés. La seconde partie de l'étude est consacrée à la comparaison, sur la base d'un panel d'indicateurs environnementaux de l'ACV, de ces deux scénarios types intégrant la méthanisation, aux scénarios de référence. Les scénarios de référence sont équivalents en termes de production d'énergie, d'équivalents engrais et de service de gestion des effluents d'élevage, mais n'intègrent pas la méthanisation.

Un comité de pilotage GRDF a été constitué pour cette étude. Il réunit : Mme GALHARRET (Déléguee RSE – Direction Stratégie), M FREDERIC (Responsable R&D – Direction Biométhane), Mme LOUDIYI (Responsable Environnement – Délégation RSE) et M DELAUNE (Chef de projet – Délégation RSE).

L'équipe INRAE Transfert, chargée de la réalisation de l'étude était constituée d'Antoine Esnouf (PhD, Chargé de projet ACV Ecoconception), Doris Brockmann (PhD, consultante sénior) et Romain Cresson (PhD, consultant sénior). Elle s'est appuyée sur les savoir-faire et les connaissances de l'INRAE dans les domaines de l'ACV et de la méthanisation.

L'expertise d'INRAE a été mobilisée avec la participation des Unités LBE (<http://www.montpellier.inra.fr/narbonne/>), ECOSYS (<https://www6.versailles-grignon.inrae.fr/ecosys>) et du groupement de recherche ELSA (<http://www.elsa-lca.org/>). Ont notamment participé aux travaux : M BERNET (Directeur du LBE et Directeur de Recherche INRAE), M ESCUDIE (Directeur de Recherche INRAE au LBE), Mme HOUOT (Directrice d'ECOSYS et Directrice de Recherche INRAE), M LEVAVASSEUR (Ingénieur de Recherche INRAE à ECOSYS).

Des représentants de Solagro, Arvalis et ACE méthanisation ont également été sollicités. L'expertise rassemblée dans le cadre du cycle d'ateliers organisé par WWF France et GRDF en 2018 et 2019 (« *Développement du biométhane : quels enjeux pour une agriculture durable ?* ») a permis d'enrichir et d'améliorer la représentativité des modèles étudiés.

Cette étude a été commandée par GRDF dans le but de quantifier les impacts environnementaux générés par différentes filières de production de biométhane agricole et de développer sa propre expertise. Elle permet de compléter les études ACV préexistantes en affinant les modèles de productions agricoles précédemment utilisés et en proposant une gestion des co-produits par extension des frontières des systèmes (voir section 1.4.2). Son objectif est de comparer des scénarios avec et sans méthanisation et d'estimer les améliorations potentielles des performances environnementales pour deux exploitations. Ces deux exploitations sont définies au travers de mélanges de substrats contrastés (dominance de substrats végétaux ou d'effluents d'élevage). La comparaison des scénarios céréaliers et d'élevage n'est donc pas possible car les fonctions remplies par les scénarios sont différentes en termes de gestion d'effluents et d'exportation d'éléments fertilisants. Aussi, les résultats ne peuvent pas être directement extrapolés à un bilan environnemental réalisé à l'échelle nationale.

Réalisée pour l'expertise de GRDF, cette étude est aussi à destination des pouvoirs publics pour contribuer à la compréhension des enjeux du biométhane.

Pour garantir sa qualité, cette étude a été soumise au processus de revue critique par des experts indépendants suivant les normes ISO (ISO, 2006a, 2006b). Nous tenons à remercier les membres du panel de la revue critique de cette évaluation environnementale :

- Delphine Bauchot (Solinnen)
- Lorie Hamelin (HamelinLab Consulting)
- Sylvaine Berger-Ruiz (Solagro)

La déclaration et les commentaires de revue critique sont présentés en Annexe D et E.

1.1.3 Positionnement de l'étude

1.1.3.1 Dans le contexte de la méthanisation agricole

Depuis la mise en place des tarifs d'achat Biométhane en 2011, la filière française d'injection du biométhane se développe rapidement. Il était recensé en France en juin 2021, 257 sites de production de biométhane qui injectent sur le réseau, pour une capacité raccordée de 4 678 GWh/an¹ (1 674 GWh/an de capacité ont été raccordés durant l'année 2020). Plus de 1 164 projets sont en cours d'instruction ou de montage, pour 26,5 TWh/an de capacités d'injection réservées (GRDF et al., 2020). Cette tendance est amenée à se poursuivre, compte tenu des objectifs de développement de la filière. La croissance annoncée repose toutefois sur la capacité à mobiliser des ressources d'intrants en qualité et en quantité suffisantes pour la méthanisation. En additionnant l'ensemble des ressources potentielles, l'ADEME a ainsi estimé qu'il serait techniquement possible de produire 60 TWh de biométhane en 2030 et 123 TWh en 2050 (ADEME, 2013, 2018c). Ce potentiel repose en majeure partie sur l'exploitation d'intrants agricoles tels que résidus de cultures, les effluents d'élevage et les Cultures Intermédiaires à Vocation Énergétique (CIVE), en tant que ressource pour la méthanisation.

- L'élevage produit un gisement de ressources important pour la méthanisation, à travers les lisiers (forme liquide) et les fumiers (forme solide). Aujourd'hui, 22,5 millions de tonnes de matières organiques sont ainsi produites, soit un potentiel de 60 TWh de biométhane. Selon l'ADEME, les effluents d'élevage, pourraient représenter 36% de la ressource mobilisée en 2030 (22 TWh) et 21% en 2050 (27 TWh) (ADEME, 2013, 2018c).

¹ <https://opendata.reseaux-energies.fr/explore/dataset/points-dinjection-de-biomethane-en-france>, consultation juin 2021

- Au titre des cultures végétales, la méthanisation mobilise aujourd'hui essentiellement des résidus de cultures. Il peut s'agir de pailles de céréales ou d'oléagineux, de menues pailles, de résidus de maïs, de fanes de betteraves ou encore de déchets de sortie de silos. Ces résidus sont aujourd'hui majoritairement utilisés en litières animales ou laissée au champ et seraient probablement aussi mobilisés à l'avenir pour la production de biocarburant de seconde génération et de biomatériaux. Ils bénéficient d'un pouvoir méthanogène important et d'une simplicité d'usage (facilité de stockage notamment), et représentent un gisement important à court et moyen terme. En intégrant les effets possibles du changement climatique sur les rendements des cultures (et donc de la production de résidus) et de la progression de systèmes de production moins productifs à l'hectare (réduisant directement la quantité de résidus à l'hectare), l'ADEME a estimé qu'un taux de mobilisation de 20% pour la méthanisation semble réaliste et que l'ensemble de ces résidus de cultures pourrait ainsi représenter 36% de la ressource mobilisée en 2030 (22 TWh issus des résidus sur 60 TWh de biogaz produit) et 25% en 2050 (31 TWh issus des résidus sur 123 TWh de biogaz produit hors déchets ménagers et industries agro-alimentaires) (ADEME, 2013, 2018c);
- Un des principaux enjeux d'un scénario de développement à l'horizon 2030 repose sur le potentiel de mobilisation des CIVE. L'ADEME a estimé un gisement net disponible de 22 TWh pour un scénario volontariste à horizon 2030, soit une possibilité de production de 6 à 8 TWh à cette échéance avec un taux de mobilisation de 30 % (taux de mobilisation des CIVE se basant sur l'optimisation des technologies, la rentabilité des installations, la réduction du gaspillage, préservation des filières de valorisation existantes ou à venir, ADEME, 2013). Pour le scénario tendanciel proposé par l'ADEME à horizon 2030, ce taux de mobilisation est limité à 15% des 22 TWh de CIVE produit. Dans le scénario 2050 (ADEME, 2018c), ce chiffre est considérablement réévalué (51 TWh, soit 25 fois la production actuelle), en tenant compte notamment du réchauffement climatique, susceptible d'ouvrir la possibilité de nouvelles cultures intermédiaires d'ici 2050. Dotés de caractéristiques comparables aux Cultures Intermédiaires Piège à Nitrates (CIPAN), les CIVE, qui sont regroupés avec les CIPAN au sein des Cultures Intermédiaire Multi-Services Environnementaux (CIMSE), sont semées en période d'interculture, entre deux cultures principales et sont conduites pour être récoltées. Outre les services centrés sur la limitation de la lixiviation des nitrates ou la production d'énergie, les CIVE répondent à des objectifs complémentaires de services écosystémiques, étendus à des critères agro-environnementaux : recyclage des éléments minéraux en cas de restitution de digestats (N, P, K, S, etc.), couverture des sols (anti-érosion), gestion des adventices et des ravageurs, ou encore le stockage potentiellement additionnel de matière organique et de carbone dans les sols qui est apporté par les racines, les chaumes et par le retour au sol des digestats. L'hypothèse d'une généralisation des CIVE est donc tributaire de la volonté des agriculteurs de les inclure dans leurs pratiques culturales et des conditions climatiques futures. Cette généralisation est aussi dépendante de la capacité des pouvoirs publics à intégrer dans le modèle économique de la méthanisation l'ensemble des externalités des CIVE, dont les bénéfices environnementaux sont quantifiés dans la présente étude sur les indicateurs environnementaux fournis par la méthodologie ACV (certains bénéfices ne sont pas quantifiés, comme les impacts sur les indicateurs de biodiversité au champ, qui ne relèvent pas des périmètres ACV, voir section 1.4.3 et Annexe A.1.2). Selon cette perspective et sous la réserve que les cultures intermédiaires récoltées n'introduisent pas d'impacts supplémentaires, la méthanisation pourrait constituer un levier pertinent à même d'inciter les agriculteurs à se tourner vers ces nouvelles pratiques, en cohérence avec la transition agro-écologique et énergétique.

1.1.3.2 Vis-à-vis de l'état des connaissances et travaux antérieurs

Cette étude vient compléter plusieurs études ACV portant sur la méthanisation de substrats agricoles. Une brève revue de ces études est proposée.

- Etudes « Evaluation des impacts GES de l'injection du biométhane dans le réseau de gaz naturel » réalisées par Quantis – Enea Consulting (Vargas et al., 2015, 2017).

Ces deux études réalisées pour le compte de GRDF en 2015 et 2017 analysent plusieurs filières de production de biométhane : traitement des ordures ménagères, territoriale, agricole, station d'épuration des eaux urbaines et les installations de stockage des déchets non dangereux (ISDND). Le choix de ces filières est basé sur des études prospectives des gisements mobilisables à l'échelle de la France à des horizons 2020 et 2023. Selon ces études, la production de biogaz estimée, toutes filières confondues, permettrait l'injection sur le réseau de 4 TWh de méthane. Concernant la filière territoriale et agricole (dont la production estimée représenterait 81% du biogaz injecté en 2023), l'étude de 2017 se base sur un mix de substrats comprenant 25% de biodéchets, 30% d'effluents d'élevage, 20% de déchets verts, 10% de résidus de culture, 7,5% de cultures dédiées et 7,5% de CIVE.

Dans ces études, les changements de pratiques agricoles potentiellement entraînées par l'introduction d'une unité de méthanisation n'ont pas été étudiés car ils restent encore peu évalués à ce jour. Les changements de pratiques qui y étaient envisagés concernaient les modifications d'assolements, l'allongement des rotations de cultures ou le passage au cahier des charges de l'agriculture biologique. Ces modifications sont en effet difficiles à appréhender en ACV lors de la comparaison de systèmes remplissant les mêmes fonctions et produisant les mêmes services.

Les scénarios proposés par Quantis – Enea Consulting étudient la filière méthanisation à l'échelle nationale et pour des horizons temporels proches. A ces horizons, la proportion de CIVE mobilisées par la méthanisation agricole reste faible. Les proportions considérées limitent la représentativité des résultats pour un scénario prospectif à un horizon temporel plus éloigné où les CIVE deviennent un gisement majoritaire. Les Inventaires du Cycle de Vie (ICV, modélisation des étapes de production et des flux d'inventaires) des CIVE y sont peu développés (du fait de leur faible proportion au sein des mélanges de substrats) et leur production vient en remplacement de CIPAN dont les itinéraires sont relativement similaires. Exceptée la prise en compte d'engrais minéraux, les autres modifications de l'itinéraire technique n'ont pas été prises en compte car elles n'entraînent pas de différences entre les scénarios sur les résultats du bilan des Gaz à Effet de Serre (GES).

Finalement, ces études présentent une analyse mono-indicateur où seuls les résultats sur l'indicateur de changement climatique sont quantifiés. La multifonctionnalité des unités de méthanisation y est entièrement gérée par substitution (voir section 1.4.2).

L'ACV proposée ici inclut au sein des frontières du système l'ensemble de l'itinéraire technique de production des CIVE. Cette modélisation permet d'évaluer un mélange de substrat se basant majoritairement sur des CIVE dans le scénario « culture » et apporte une meilleure représentativité des potentiels bénéfices de la méthanisation via l'ajout de CIVE à la place d'une CIPAN.

Dans cette étude, et comme il a été convenu avec le comité de pilotage, la modélisation des étapes depuis la digestion anaérobie et jusqu'à la combustion du biométhane en chaudière sont identiques pour les deux mélanges contrastés de substrats, et repose en partie sur les hypothèses consensuelles prises par les études Quantis – Enea Consulting (voir les hypothèses de modélisation et l'annexe A.5). Certaines mises à jour des données et modifications ont été réalisées (rendement, biogaz envoyé en torchère...). Les étapes d'hygiénisation et de traitement de l'air n'ont pas été modélisées dans cette étude puisqu'aucun substrat de type « biodéchet » n'est géré au sein des scénarios étudiés.

Enfin, les résultats exposés dans ce rapport ne se limitent pas à l'indicateur de changement climatique et incluent l'ensemble des indicateurs environnementaux classiquement référencés au sein d'une ACV. Notamment, les indicateurs associés au cycle de l'azote et aux ressources énergétiques sont quantifiés (acidification et d'eutrophisation des milieux, émissions de particules fines et utilisation de ressources énergétiques), car particulièrement pertinents pour la filière étudiée. L'étude propose une gestion de la multifonctionnalité par extension de système via un bouquet d'unités

fonctionnelles où les services rendus par le scénario de référence sont ajustés en terme de quantité d'effluents traités et de fertilisations des sols. Cette gestion de la multifonctionnalité permet d'appréhender dans le cadre de l'ACV les bénéfices et les points critiques du biométhane agricole par des comparaisons cohérentes entre scénarios avec et sans méthanisation.

- Etudes « Un mix de gaz 100 % renouvelable en 2050 ? » et « Étude au champ des potentiels agronomiques, méthanogènes et environnementaux de cultures intermédiaires à vocation énergétique » réalisées pour le compte de l'ADEME par Solagro et AEC Conseil (ADEME, 2018c) et Méthaneva et Caussade semences (ADEME, 2016)

Le scénario prospectif à l'horizon 2050 proposé par Solagro et AEC Conseil adresse un cadre de développement potentiel de la filière méthanisation. Ce développement repose essentiellement sur la mobilisation des CIVE et des résidus de cultures afin d'atteindre une production mobilisable techniquement et économiquement atteignable de 123 TWh de méthane agricole injecté. Un des scénarios étudiés dans la présente étude repose ainsi sur la mobilisation d'un gisement de substrats composé majoritairement de CIVE. L'itinéraire technique modélisé dans cette étude permettrait, en étant complété d'hypothèses de variation de fréquence d'intégration de CIVE au sein de rotations types d'un territoire et de taux de mobilisation des biomasses au regard d'autres usages, d'étudier les potentiels impacts environnementaux liés au déploiement à large échelle de ce type de culture intermédiaire.

L'étude ADEME « Étude au champ des potentiels agronomiques, méthanogènes et environnementaux de cultures intermédiaires » (ADEME, 2016) contient l'une des ACV qui considère les CIVE en tant que gisement pour la méthanisation. L'un des objectifs de cette étude est l'analyse du bilan environnemental par ACV de la production de différents types de CIVE. La comparaison avec une situation de référence sans méthanisation n'entraîne pas dans les objectifs. Se focalisant sur les étapes de cultures, les frontières de l'étude s'arrêtent à la sortie du champ puisque les étapes de méthanisation ne diffèrent pas entre les scénarios étudiés. Suivant ces frontières du système étudié, le retour au sol du digestat n'est aussi pas pris en compte, or les bénéfices obtenus en termes de fertilisation peuvent être très intéressants pour la filière. Aussi, la modélisation des bénéfices potentiels des CIVE réalisée dans cette étude considère uniquement une diminution par deux de la lixiviation des nitrates (bénéfices équivalents par l'implantation de CIPAN).² Au regard des impacts sur le changement climatique, les étapes de cultures de CIVE à cycle long, fertilisées par des engrais minéraux et non des digestats, ont des résultats allant de 500 à 620 g eq CO₂ / Nm³ de biométhane, soit environ 50 à 62 g eq CO₂ / kWh_{pci}. L'une des conclusions principales de ce travail est que la fertilisation minérale (limitée à 50 unités d'azote par hectare) ne présente pas forcément d'avantages évidents d'un point de vue environnemental par rapport à une culture intermédiaire sans fertilisation minérale. Rapportés au Nm³ de méthane produit, les impacts environnementaux de la production et de l'utilisation d'engrais minéraux masquent les bénéfices de la fertilisation minérale qui permet une augmentation de rendement à l'hectare.

Les modélisations effectuées dans l'étude proposée ici prennent en compte des besoins de fertilisation azotée de 80 unités d'azote par hectare et un retour au sol de digestat qui permet de remplacer ces besoins minéraux au sein des frontières du système.

- Rapports et études scientifiques ACV de méthanisation de culture dédiée

Un certain nombre d'études et de publications scientifiques ont analysé la production de biogaz par méthanisation de cultures dédiées (entre autre Bio Intelligence Service & EREP, 2011; Blengini, Brizio, Cibrario, & Genon, 2011; Jury,

² La lixiviation des nitrates dans l'étude ADEME est estimée à 10 et 50 kg N-NO₃⁻ / ha de sol nu pour respectivement une interculture courte et longue. L'introduction d'un couvert végétal, CIPAN, CIVE ou CIMSE, durant ces intercultures permet de réduire par deux ces émissions.

Benetto, Koster, Schmitt, & Welfring, 2009; Rehl, Lansche, & Müller, 2012; Tufvesson, Lantz, & Börjesson, 2013). Les cultures dédiées ont des itinéraires techniques similaires à ceux des cultures alimentaires et se positionnent sur les mêmes périodes que ces cultures alimentaires. L'usage généralisé de ce substrat n'est cependant pas la voie choisie par la France. La réglementation impose un approvisionnement en cultures dédiées suivant une proportion maximale de 15 % du tonnage brut total des intrants par année civile³.

Ces cultures dédiées n'entraînent pas de modifications réelles du fonctionnement et des flux d'éléments au sein de la rotation. Isoler leur itinéraire technique (ITK) est simple et pertinent. En isolant l'ITK de la culture dédiée, ces ACV peuvent comparer directement leurs résultats d'impacts aux filières de production d'énergie fossile. Cependant, en remplissant bien la même fonction de production d'énergie, les systèmes comparés restent très différents puisqu'une production d'énergie à partir d'un combustible fossile est comparée à une production d'énergie intégrant une part importante de production agricole.

Les résultats d'impacts sur les indicateurs de changement climatique montrent des réductions d'impact de 50 à 80% pour les scénarios avec méthanisation par rapport aux scénarios de référence. Les résultats d'impacts sur les indicateurs d'acidification et d'eutrophisation des milieux sont cependant de 5 à 20 fois plus importants pour les scénarios utilisant des cultures dédiées pour la production d'énergie par rapport aux scénarios de référence où aucune étape agricole n'est prise en compte. Ces résultats montrent que ces indicateurs sont fortement liés aux activités agricoles liées à la production des cultures dédiées. De plus, les cultures dédiées « remplacent » et concurrencent des cultures principales à vocation alimentaire. Ce remplacement peut entraîner des changements indirects d'affectation des sols, mais leurs conséquences sont rarement prises en compte par les ACV de système de méthanisation (Bacenetti et al., 2016; Hijazi et al., 2016).

La présente étude vise à intégrer au sein des frontières des systèmes l'ensemble des étapes de l'itinéraire technique de production des CIVE, et non des cultures dédiées qui ne correspondent pas au modèle de développement de la méthanisation en France. Les scénarios avec méthanisation peuvent ainsi être comparés avec des scénarios sans méthanisation où des périodes d'interculture couverte de CIPAN sont prises en compte.

La présente étude vise à déterminer le bilan environnemental de la production de biométhane agricole obtenu à partir des principaux substrats mis en avant par les études prospectives : les CIVE, les effluents d'élevage et les résidus de cultures. L'étude propose une description fine des ICV de ces substrats agricoles en considérant tout le cycle de vie du biométhane.

Les cultures dédiées ne sont pas un substrat privilégié par le modèle français et ne sont pas traitées au sein de cette étude. La mobilisation de cultures dédiées est actuellement réglementée à hauteur de 15% du tonnage de matière brute entrante dans le digesteur. Les CIVE y sont par contre favorisées puisqu'elles se positionnent sur la période d'interculture et permettent de s'intégrer au sein des itinéraires techniques des cultures alimentaires en affectant, à la marge, les rotations et sans affecter l'utilisation des terres. Les potentielles modifications de pratiques agricoles liées à l'utilisation de ces substrats (CIVE, effluents d'élevage et résidus de cultures) en méthanisation se concentrent sur les implications de l'introduction des CIVE sur les périodes d'interculture, sur la gestion différente des effluents d'élevage et l'amélioration des techniques d'épandage ainsi que sur la mobilisation de résidus de culture. L'objectif de cette étude est d'analyser les externalités positives et les points de vigilance environnementale de ces modifications au travers de comparaisons cohérentes de scénarios avec et sans méthanisation.

³ Décret n° 2016-929 du 7 juillet 2016 approvisionnement d'installations de méthanisation par des cultures alimentaires ou énergétiques en application du titre IV du livre V du code de l'environnement. Article 1.

La comparaison des scénarios ne se base pas uniquement sur la fonction de production de kilowattheure d'énergie fossile ou issue de la biomasse, mais intègre la gestion des effluents d'élevage et la valorisation de tous les effluents organiques au sein de chaque scénario avec et sans méthanisation. La gestion des fonctions de la méthanisation par un bouquet d'UF élargit le périmètre considéré en ajustant les services rendus des scénarios de référence : les comparaisons cohérentes entre scénarios avec et sans méthanisation sont alors possibles. Par contre, les comparaisons des résultats d'impacts environnementaux obtenus avec d'autres études (analysant par exemple uniquement la fonction de production d'énergie) sont à réaliser avec précaution. Par exemple, les bilans gaz à effets de serre de la Base Carbone suivent une méthodologie spécifique et ne peuvent être directement comparés aux résultats sur l'indicateur d'impacts sur le changement climatique obtenus dans cette étude.

1.2 Scénarios étudiés

Cette étude a pour objectif de réaliser un bilan environnemental multicritères et multi-étapes de la méthanisation agricole en intégrant l'ensemble des fonctions associées (production d'énergie, gestion d'effluents, fertilisation des sols), afin de le comparer au bilan environnemental d'un système équivalent en termes de fonctions et de services qui n'intègre pas la méthanisation.

1.2.1 Fonctions du système

Les filières de méthanisation étant intrinsèquement multifonctionnelles, trois fonctions – une fonction principale et deux fonctions secondaires – sont considérées dans le cadre de cette étude :

- **La production d'énergie chaleur⁴ par la combustion de méthane** – fonction principale
C'est la fonction principale des scénarios comparés. Pour les scénarios de références, ce méthane provient de gisements de gaz naturel fossile. Pour les filières de méthanisation, le méthane est issu de la digestion anaérobie des substrats agricoles.
- **La gestion d'effluents d'élevage** – fonction secondaire
Le mélange de substrats méthanisés étant constitué en partie d'effluents d'élevage, la méthanisation intègre également une fonction secondaire de prise en charge et de traitement de ces matières. Au sein des scénarios de référence, les effluents d'élevage sont stockés puis épandus sur des surfaces agricoles.
- **Fertilisation des sols** – fonction secondaire
La valorisation des effluents organiques (les lisiers et fumiers pour les systèmes de référence et les digestats pour le système avec méthanisation) donne aux systèmes une fonction de producteur d'engrais organiques. La fonction de production d'engrais organiques est considérée comme un flux de sortie du système au travers des équivalents engrais des éléments azote, phosphore et potassium présents dans les différents effluents : lisiers, fumiers et digestats. Une partie de ces éléments fertilisants est mobilisée par les CIVE au sein du périmètre de l'étude et le surplus est considéré comme étant exporté et épandu sur d'autres cultures situés en dehors du périmètre. Afin d'obtenir des quantités identiques d'éléments fertilisants exportés entre les scénarios, des recours à des fertilisants minéraux sont réalisés.
Le pouvoir amendant (amélioration de la structure du sol) des matières organiques n'est pas pris en compte dans cette étude. Les modèles prenant en compte cette valeur d'amendement restent limités en ACV.

La gestion de ces trois fonctions au sein du cadre méthodologique de l'ACV est présentée en section 1.4.2.

1.2.2 Description globale des scénarios, périmètre de l'étude

Afin d'intégrer la diversité des mélanges possibles de substrats issus des exploitations agricoles françaises, deux scénarios « types » sont définis et étudiés séparément :

- Un **scénario « culture »**, représentatif d'un gisement de substrats d'un territoire où l'activité agricole est tournée vers une production de grandes cultures ;
- Un **scénario « élevage »**, représentatif d'un gisement de substrats d'un territoire où l'activité agricole est centrée sur l'élevage.

⁴ En plus du chauffage tertiaire et résidentiel, le gaz naturel peut aussi être utilisé pour la production d'énergie pour l'industrie, d'eau chaude sanitaire, pour la cuisson, en tant que carburant pour véhicule, pour la production d'électricité ou encore en tant que matière première pour l'industrie chimique. En France, l'usage pour la production d'énergie, hors électricité, est majoritaire et l'usage en tant que carburant reste encore minoritaire. Un seul usage de production de chaleur a été choisi pour cette étude afin de limiter le nombre de scénarios à étudier. Cet usage est l'un des principaux en France (Service de la donnée et des études statistiques, 2018).

Pour chacun des scénarios « culture » et « élevage » étudiés, deux scénarios sont définis et comparés : un scénario intégrant la méthanisation et un scénario de référence sans méthanisation. Les scénarios de référence sont équivalents en termes de production énergétique (à partir de gaz d'origine fossile), de quantités d'effluents d'élevage gérés et de productions de fertilisant, par rapport à leur scénario respectif intégrant la méthanisation.

Les principales hypothèses et les étapes du cycle de vie prises en compte pour chacun de ces scénarios sont représentées en Figure 1 et en Tableau 1. Le détail des hypothèses est précisé en partie 1.3. Le Tableau 9 (partie 2.1) permet de compléter la description des scénarios en quantifiant les masses de substrats, les quantités de digestat et les éléments fertilisants exportés.

Scénarios
« Culture »

Scénarios
« Elevage »

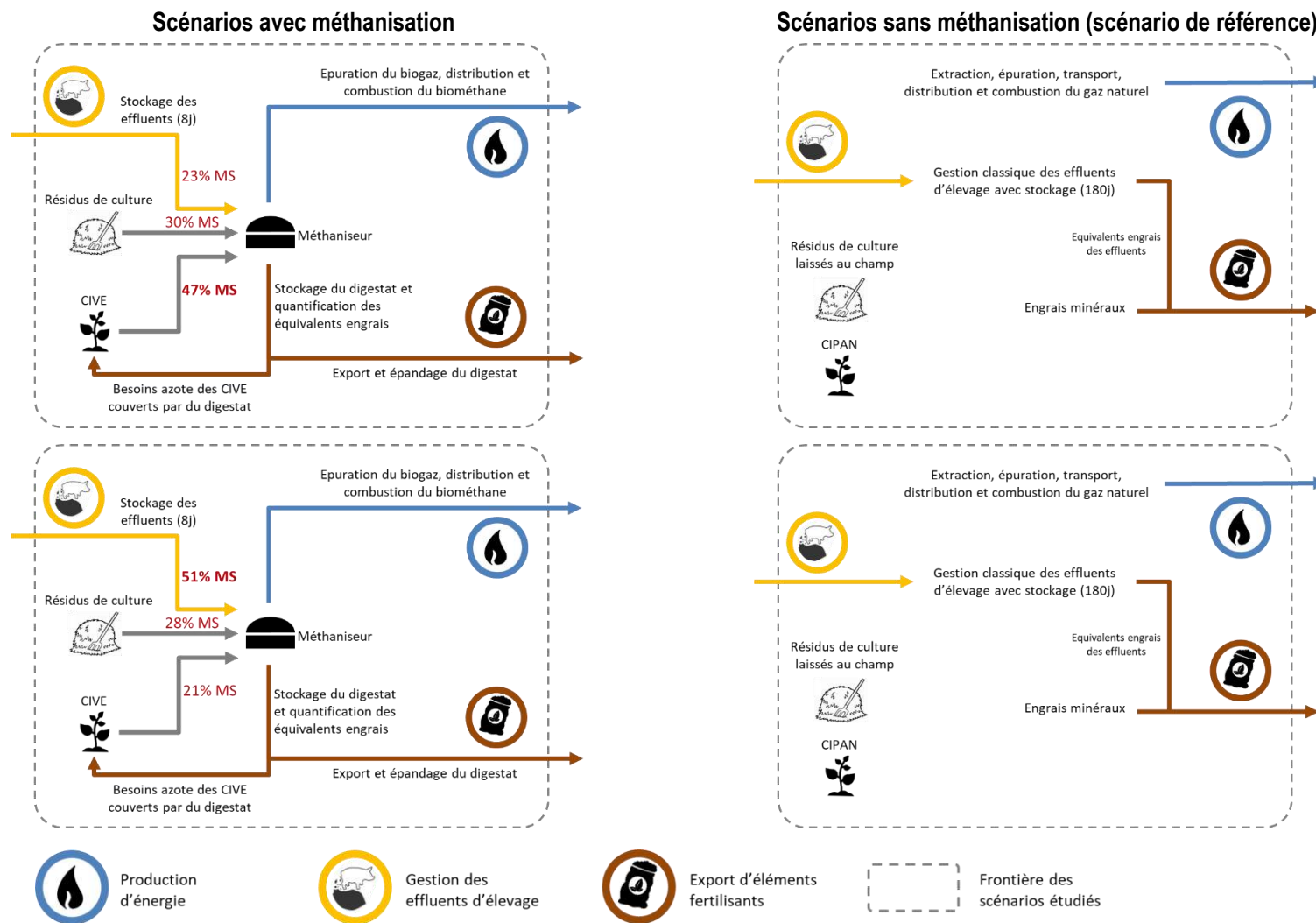


Figure 1. Synoptique des scénarios

Tableau 1. Récapitulatif des scénarios étudiés

Scénario « culture »					Scénario « élevage »		
		Avec méthanisation	Sans méthanisation (Scénario de référence)		Avec méthanisation	Sans méthanisation (Scénario de référence)	
<i>Bouquet d'UF</i>	Production d'énergie	Combustion de biométhane injecté	Combustion de gaz naturel		Combustion de biométhane injecté	Combustion de gaz naturel	
	Gestions des effluents	Stockage 8 jours puis méthanisation	Stockage 180 jours puis épandage		Stockage 8 jours puis méthanisation	Stockage 180 jours puis épandage	
	Fertilisation	Les éléments fertilisants NPK du digestat sont exportés vers d'autres cultures, et donc retournés au sol, après avoir couvert les besoins azotés des CIVE	Les éléments fertilisants NPK des fumiers et lisier sont comptabilisés et des fertilisants minéraux complètent la balance pour atteindre les mêmes quantités d'équivalents engrais exportés par le digestat vers d'autres cultures		Les éléments fertilisants NPK du digestat sont exportés vers d'autres cultures, et donc retournés au sol, après avoir couvert les besoins azotés des CIVE	Les éléments fertilisants NPK des fumiers et lisier sont comptabilisés et des fertilisants minéraux complètent la balance pour atteindre les mêmes quantités d'équivalents engrais exportés par le digestat vers d'autres cultures	
<i>Mélange de substrat %MS - %MB</i>	Type de substrat	%MS du mélange	%MB du mélange		%MS du mélange	%MB du mélange	
	Fumier bovin	20,4%	25%	Même quantité gérée classiquement	34,7%	23%	Même quantité gérée classiquement
	Lisier porcin	2,2%	15%	Même quantité gérée classiquement	16,2%	60%	Même quantité gérée classiquement
	CIVE	47,2%	50%	non produit	21,1 %	12%	non produit
	Résidus - pailles et menues pailles de blé	30,2%	10%	Même quantité enfouie	28%	5%	Même quantité enfouie
<i>Cultures intermédiaires</i>		CIVE (mélange de tritcale, de seigle et d'avoine) en interculture longue d'hiver		CIPAN Hypothèse faisant l'objet d'une analyse de sensibilité avec une période d'interculture nue*	CIVE (mélange de tritcale, de seigle et d'avoine) en interculture longue d'hiver		CIPAN Hypothèse faisant l'objet d'une analyse de sensibilité avec une période d'interculture nue*

*Interculture nue possible pour des surfaces situées hors de zones vulnérables Directive Nitrates où la couverture des sols en interculture longue n'est pas obligatoire au cours des périodes pluvieuses automnales.

1.2.3 Unité fonctionnelle

Pour permettre une comparaison des scénarios, l'unité fonctionnelle choisie doit traduire toutes les fonctions associées aux systèmes étudiés, soit : la production d'énergie, la gestion d'effluents organiques et la fertilisation des sols. La fonction principale des scénarios étant la production d'énergie, la base de l'unité fonctionnelle choisie est l'injection sur le réseau gazier français d'1 kilowattheure (PCI) d'énergie sous forme de méthane, consommé en France en usage chaleur.

En fonction des mélanges de substrats de chacun des scénarios « culture » et « élevage », les quantités d'effluents d'élevage gérés et d'éléments fertilisants exportés (et donc retournées au sol) vers des cultures situées en dehors des frontières du périmètre d'étude varient au regard de la production de 1 kilowattheure à partir de méthane. Les quantités d'éléments fertilisants et d'effluents gérés sont déduites à partir de la modélisation ACV des scénarios « culture » et « élevage » intégrant la méthanisation en lien avec le flux de référence de 1 kWh. Les hypothèses de rendement de biométhane et de biogaz (émissions fugitives, rendement d'épuration, autoconsommation de biogaz pour la production de chaleur sur le site du digesteur...) ainsi que les hypothèses des mélanges de substrats déterminent la quantité de CIVE, de résidus de culture, d'effluents d'élevage et des digestats et de ses éléments fertilisants.

Au sein des « scénarios de référence », la production d'énergie est obtenue par du gaz naturel fossile. Au sein de ces scénarios, les effluents d'élevages sont gérés d'une manière classique (stockage d'environ 180 jours à l'air libre puis épandage) et leur équivalent engrais est comptabilisé suivant la même méthode de calcul que les digestats. Les périodes d'interculture sont couvertes par des CIPAN et les résidus de cultures sont laissés au champ.

Pour servir de comparaison entre les scénarios « méthanisation » et les « scénarios de référence », les unités fonctionnelles (UF) doivent être détaillées pour tenir compte de l'origine du méthane et ont donc été formalisée de la manière suivante :

- UF pour les scénarios « culture » : « 1 kWh PCI de méthane injecté et consommé dans le réseau français pour la production de chaleur, issu de ressources agricoles ou fossiles, associé à la gestion et la valorisation de 377 g de fumier et 226 g de lisier issus d'exploitations agricoles partenaires, et à l'exportation de 2,07 g d'azote, de 1,35 g de phosphore (équivalent P_2O_5) et de 3,83 g de potassium (équivalent K_2O) »
- UF pour les scénarios « élevage » : « 1 kWh PCI de méthane injecté et consommé dans le réseau français pour la production de chaleur, issu de ressources agricoles ou fossiles, associé à la gestion et la valorisation de 870 g de fumier et 2 270 g de lisier issus d'exploitations agricoles partenaires, et à l'exportation de 9,06 g d'azote, de 6,45 g de phosphore (équivalent P_2O_5) et de 16,05 g de potassium (équivalent K_2O) »

Les scénarios « culture » et « élevage » remplissent strictement la même fonction principale mais les fonctions secondaires et leurs flux de sortie du système (gestion des effluents et exportation d'éléments fertilisants) sont totalement différents puisqu'associés à des quantités différentes de substrats et d'effluents traités. **La comparaison des scénarios « culture » et « élevage » n'est donc pas possible. Seules des tendances de réductions d'impacts environnementaux par rapport à chacun de leur scénario de référence respectif peuvent être étudiées avec précaution.**

1.3 Hypothèses de modélisation

Cette section décrit les principales hypothèses de modélisation des scénarios étudiés avec et sans méthanisation. Les Inventaires de Cycle de Vie (ICV) des scénarios étudiés sont détaillés en Annexe 0. Les étapes agricoles de culture des CIVE et des CIPAN sont tout d'abord décrites, suivies des hypothèses de modélisation des étapes de production, de distribution et de consommation de méthane, et enfin les étapes de gestion et de valorisation des effluents d'élevages et des digestats.

1.3.1 Implantation de cultures intermédiaires lors des périodes d'interculture et mobilisation des résidus de culture

L'un des substrats envisagés pour le déploiement de la méthanisation est les CIVE. Ce substrat représente ainsi une part importante du mélange de substrats du scénario « culture ». La mobilisation de ce substrat est tributaire de la volonté des agriculteurs de les inclure au sein de leur système de culture et de mobiliser des périodes d'interculture, occupée majoritairement actuellement par des CIPAN, pour la production de biomasse ayant une valorisation énergétique.

Les CIVE et les CIPAN sont des cultures qui sont implantées sur les périodes d'interculture d'hiver ou d'été, entre deux cultures dites « principales » le plus souvent à destination alimentaire (entre un blé et un tournesol ou entre un blé et un maïs fourrage par exemple). Cette implantation permet de couvrir les sols entre la récolte d'une culture principale et le semis de la culture principale suivante.

Cette couverture apporte un certain nombre de bénéfices environnementaux comme la limitation de l'érosion et l'amélioration de la structure du sol, l'apport d'un stockage additionnel de carbone dans les sols via les racines et les chaumes laissées sur place ou via l'enfouissement de l'intégralité des CIPAN, la limitation du développement d'adventices et donc de l'usage de pesticides sur le reste de la rotation de culture. Ces cultures intermédiaires permettent de limiter les pertes d'azote au champ par lixiviation des nitrates grâce aux réseaux de racine en place lors de la période hivernale.

Les CIVE, contrairement aux CIPAN, ont vocation à être récoltées pour être méthanisées et leur itinéraire technique nécessite certaines étapes supplémentaires (fertilisation, récolte, ensilage, transport...) afin de remplir les objectifs de production de biomasse. Les étapes des productions de ces deux cultures sont décrites dans cette section.

Les CIVE sont implantées dans les scénarios avec méthanisation tandis que les CIPAN sont le couvert par défaut de la période d'interculture des scénarios sans méthanisation. Leur implantation est réglementée au sein des zones vulnérables Directive Nitrates où la couverture des sols en interculture longue est obligatoire au cours des périodes de drainage. Cette étude permet ainsi d'appréhender les bénéfices environnementaux d'un changement de couvert des CIPAN vers les CIVE, à l'échelle des périmètres étudiés. Le périmètre étudié du système de culture se limite aux périodes d'interculture en excluant de l'analyse l'intégration d'une rotation type. Cette exclusion a été réalisée pour focaliser l'étude sur les étapes directement liées à la production du méthane.

La restriction de ce périmètre à la période d'interculture limite la prise en compte de la fréquence d'intégration des cultures au sein des rotations (les périodes d'interculture propices à l'intégration de CIVE peuvent différer d'une rotation à l'autre et des exploitations tournées vers les productions de grandes cultures ou d'élevage), mais aussi des bénéfices potentiellement obtenus à l'échelle du système de culture (par exemple la réduction de l'usage de produits phytosanitaires pour lutter contre les adventices), ne sont pas considérées dans cette étude.

La description des modèles d'émissions et de diffusion des substances dans l'environnement (IPCC, EMEP EEA, SALCA...) est détaillée en Annexe A.1. Il est à noter que les facteurs d'émissions de l'IPCC ont été mis à jour en 2019.

Cette mise à jour affecte de façon limitée les résultats (seul le facteur appliqué d'émissions indirectes de N_2O à partir du lessivage est réévalué de 0,75% à 1,1% des NO_3^-N).

1.3.1.1 Modélisation des cultures intermédiaires

1.3.1.1.1 Assolement, variétés et itinéraire technique

Le mélange de CIVE proposé dans cette étude est un mélange de céréales immatures : triticales, seigle et avoine. Contrairement au mélange sorgho-triticales-colza proposé par Vargas et al. (2017), le mélange de CIVE proposé est non-gélif (contrairement au sorgho) et ne nécessite pas de protection phytosanitaire (contrairement au colza). Les CIPAN implantées sur les périodes d'interculture des scénarios sans méthanisation sont des moutardes blanches (une des CIPAN les plus communes).

Le rendement des CIVE dépend de plusieurs facteurs, comme l'espèce implantée, le climat, le sol, la fertilisation et la date de récolte. Pistor (2016) donne des rendements moyens de 2,3 à 4,8 t MS / ha / an pour des CIVE d'été et de 1 à 4,1 t MS / ha / an pour des CIVE d'hiver. Arvalis (2018) présente des rendements de 2 à 8 t MS / ha / an pour des CIVE d'hiver. Selon Marsac (2018), le seuil minimum de rendement pour l'utilisation de la biomasse en méthaniseur est autour de 4 à 6 t MS / ha / an. Pour cette étude, un rendement moyen fixé à 7 t MS / ha / an a été pris en compte avec le comité de pilotage. Une analyse de sensibilité est menée sur ce paramètre avec une valeur de 4 t MS / ha / an.

Le rôle principal des CIPAN, aussi valable pour les CIVE, réside dans une implantation d'une culture générant un couvert et produisant des racines pour limiter les risques accrus de lixiviation de nitrate lors de la période hivernale. Ces risques sont modélisés via la grille de risques proposée par le COMIFER et utilisé par Agribalyse (Comifer, 2001; Koch & Salou, 2020) où un risque « culture » (déterminé par les cultures précédant et suivant la période d'interculture) et un risque « milieu » (lié aux conditions pédoclimatiques) sont croisés. Les risques sont estimés sur une échelle de 1 à 5 et la grille couvre un risque de lessivage allant de 5 à 80 U-N / ha / an.

Les risques « culture » sont déterminés par les cycles de culture qui sont hors du périmètre de l'étude et le risque « milieu » est fixé à la moyenne de l'échelle de risques. L'implantation des CIPAN et des CIVE permet de limiter la durée de la période d'interculture à sol nu et joue ainsi sur le risque « culture » qui réduit le lessivage de nitrate d'environ 50% (ADEME, 2015). Une période d'interculture nue a ainsi un risque de lessivage des nitrates évalué à 50 kg N/ha et l'implantation des CIPAN et des CIVE permet de réduire ce lessivage à 20 kg N/ha. Pour les scénarios « culture » sans méthanisation, une gestion de l'interculture par un sol nu a été testée en analyse de sensibilité.

Le risque de lessivage évalué suivant cette modélisation proposée par Agribalyse montre une limite puisqu'il est décorrélié des doses et des types d'engrais minéral et organique apportés.

Contrairement aux CIVE qui sont récoltées, les CIPAN sont détruites mécaniquement et enfouies au champ. Les étapes de destruction mécanique sont un déchaumage (ou broyage) et un labour. Les autres méthodes possibles de destruction des CIPAN sont l'utilisation d'herbicide ou l'utilisation de cultures sensibles au gel. Ces deux autres techniques ne sont pas considérées dans cette étude puisque la moutarde est peu gélive et permet de limiter l'usage d'herbicide (Chambre d'agriculture de Bourgogne, 2012).

L'incorporation et la dégradation de la biomasse aérienne des CIPAN dans le sol peut stimuler les phénomènes de nitrification et de dénitrification, entraînant des émissions de N_2O (Blanco-Canqui et al., 2015; Plaza-Bonilla et al., 2018). En comptabilisant la quantité d'azote incorporé issu de la biomasse aérienne et selon l'IPCC (IPCC, 2006), il est considéré que 1% de cet azote était émis sous forme de $N-N_2O$. Ce facteur d'émission est aussi appliqué aux résidus de culture des scénarios sans méthanisation et aux chaumes des CIVE laissées au champ.

Les modèles d'interventions au champ sont basés sur les données moyennes et des inventaires proposés par la base de données Agribalyse (Koch & Salou, 2020). Les différences d'itinéraires techniques liées à la culture de CIVE, de CIPAN ou d'une période d'interculture en sol nu sont précisées en Tableau 2. Les paragraphes suivant détaillent les modèles synthétisés au sein de ce tableau.

Tableau 2. Caractéristiques des trois périodes d'interculture étudiées (Sensibilité : caractéristique faisant l'objet d'une analyse de sensibilité, les analyses de sensibilité sont testées indépendamment les unes des autres)

	CIVE	CIPAN	Sol nu (analyse de sensibilité)
Espèce	Triticale – Seigle – Avoine		
	Sensibilité : 20% de légumineuses fournissant 50 kg N / ha / an		
Rendement	7 t MS / ha / an	2,5 t MS / ha / an	
	Sensibilité : 4 t MS / ha / an		
Fertilisation	80 kg N / ha / interculture		
Modélisation de l'occupation de la surface	Culture annuelle : « Occupation, annual crop » ⁵	Culture annuelle « Occupation, annual crop »	Surface en jachère : « Occupation, cropland fallow (non-use) »
Perte en nitrate durant l'interculture	88 kg NO ₃ /ha / interculture Soit 20 kg N/ha/ interculture	88 kg NO ₃ /ha / interculture Soit 20 kg N/ha/ interculture	220 kg NO ₃ /ha/interculture Soit 50 kg N/ha/ interculture
Stockage de carbone ⁶	1 265 kg eq CO ₂ / ha / an Soit 345 kg C / ha / an Sensibilité : 2 530 kg eq CO ₂ / ha / an	480 kg eq CO ₂ / ha / an Soit 130 kg C / ha / an	
Itinéraire technique	Préparation du lit de semence Semis (120 kg / ha) Fertilisation (80 kg N / ha) Récolte par une ensileuse ⁷ Transport à la ferme Ensilage	Préparation du lit de semence Semis (12 kg / ha) Labour (destruction et enfouissement du couvert)	
Produits phytosanitaires	Aucun	Aucun	Aucun

⁵ Pour la catégorie d'impact de l'utilisation des surface (land use, LANCA®), l'utilisation de la surface par une culture annuelle a un facteur de caractérisation de 131 Pt/m²a tandis qu'une surface en jachère a un facteur de caractérisation légèrement plus important de 141 Pt/m²a. Ce facteur est de 301 Pt/m²a pour une zone urbaine continue et est de 63,6 Pt/m²a pour une forêt non exploitée

⁶ Voir section 1.3.1.1.4 traitant du stockage de carbone dans la matière organique du sol.

⁷ Il est à noter que le labour précédant la culture alimentaire qui suit les CIVE peut être exceptionnellement nécessaire lors de certaines années. Ce labour n'est pas pris en compte au sein de cet ITK mais il reflète la variabilité des ITK en lien avec les conditions pédoclimatiques locales.

Les retours d'expérience de terrain mettent en évidence certaines conséquences potentielles liées à l'introduction de CIVE au sein des cycles de cultures, comme la modification des assolements et des rendements (lié entre autres aux décalages des dates de semis). L'introduction de CIVE peut en effet être liée à une modification globale des systèmes de production. Cependant, la modification potentielle de l'assolement et des rendements des cultures principales entraînée par l'introduction de CIVE à la place de CIPAN n'est pas intégrée à l'étude.

Une implantation de CIVE ayant des objectifs de production élevée (plus de 9 t MS / ha / an) peut impacter les rendements des cultures suivantes. Il est en effet observé que les CIVE récoltées très tôt n'ont pas d'influence sur le rendement des cultures principales, mais cette récolte précoce affecte fortement leur rendement en biomasse. A l'inverse, une récolte tardive des CIVE maximise leur rendement, mais aura un impact sur la date de semis de la culture principale suivante et peut diminuer de 10 à 15% son rendement. Une récolte tardive des CIVE peut aussi affecter la réserve utile en eau du sol et ainsi diminuer le rendement de la culture suivante. Les modifications des rendements des cultures principales générées par un objectif élevé de production de biomasse des CIVE, pourraient introduire des aspects de changements d'affectation des sols. Un rendement des CIVE de 7 t MS / ha est considéré comme n'entraînant pas de modification des rendements des productions alimentaires principales. L'abaissement à 4 t MS/ha de ce seuil de rendement de CIVE sans influence sur la culture suivante est testée dans l'analyse de sensibilité. Cette valeur testée correspond à un seuil de rendement des CIVE à partir duquel il devient économiquement rentable de les récolter.

1.3.1.1.2 Fertilisation des cultures et ajustement des bouquets d'UF en lien avec les fonctions de fertilisation

La gestion de la fertilisation, notamment azotée, est généralement le poste le plus contributeur sur les bilans environnementaux des productions agricoles. La modélisation de l'apport des CIVE est réalisée en deux phases (voir Figure 2 et Figure 3 et section 1.3.3.3.2) :

- L'ensemble des besoins en fertilisation des CIVE $N_{\min \text{ besoins CIVE}}$ est apporté initialement par des engrais minéraux (nitrate d'ammonium pour la fertilisation azotée des CIVE) ;
- Puis les équivalents en engrais minéraux (mineral fertilizer equivalent : MFE) des effluents d'élevage et des digestats sont calculés. Ils sont calculés à partir des caractérisations des substrats en entrée du méthaniseur auxquelles sont soustraits les différents flux d'éléments comme le biogaz produit ou les émissions au stockage et à l'épandage des effluents et digestat (voir section 1.3.3.3.2 et les tableaux en annexe A.3). Les MFE permettent de déterminer les quantités d'éléments disponibles par les cultures dans ces engrais organiques ($NPK_{\text{dispo eff}}$ et $NPK_{\text{dispo dig}}$). Pour les scénarios avec méthanisation, les besoins azotés des CIVE, remplis initialement par des engrais minéraux, sont retranchés de l'azote disponible des digestats.

Les surplus d'éléments fertilisants azotés N_{export} produits par les digestats et non épandus sur les CIVE permettent ainsi d'exporter les éléments vers d'autres cultures qui se situent en dehors du périmètre d'étude (ces cultures peuvent être les cultures de la succession au sein de laquelle les CIVE sont introduites ou une autre succession de cultures). Les quantités d'éléments azote ré-épandues sur les CIVE et les quantités totales contenues et disponibles au sein des digestats permettent de déterminer un ratio d'usage de l'azote des digestats au sein du périmètre étudié ($N_{\min \text{ besoins CIVE}} / N_{\text{dispo dig}}$), et donc un ratio d'azote exporté en dehors du périmètre ($1 - N_{\min \text{ besoins CIVE}} / N_{\text{dispo dig}}$). Les ratios d'éléments phosphatés et potassiques qui sont exportés sont déterminés par ces ratios d'azote mobilisé car aucune séparation des éléments fertilisants n'est réalisée. Ces éléments exportés NPK_{export} correspondent aux quantités d'éléments mentionnées dans les UF.

Au sein des scénarios sans méthanisation, un complément d'engrais minéraux est déterminé en soustrayant des valeurs NPK_{export} les quantités d'éléments fertilisants fournis par les effluents d'élevages et gérés classiquement

$NPK_{dispo\ eff}$. Ces ajustements, réalisés pour toutes les comparaisons de scénarios, dont lors des analyses de sensibilité, permettent aux scénarios avec et sans méthanisation de fournir des quantités identiques d'éléments fertilisants (Tableau 9, Tableau 10 et Tableau 23).

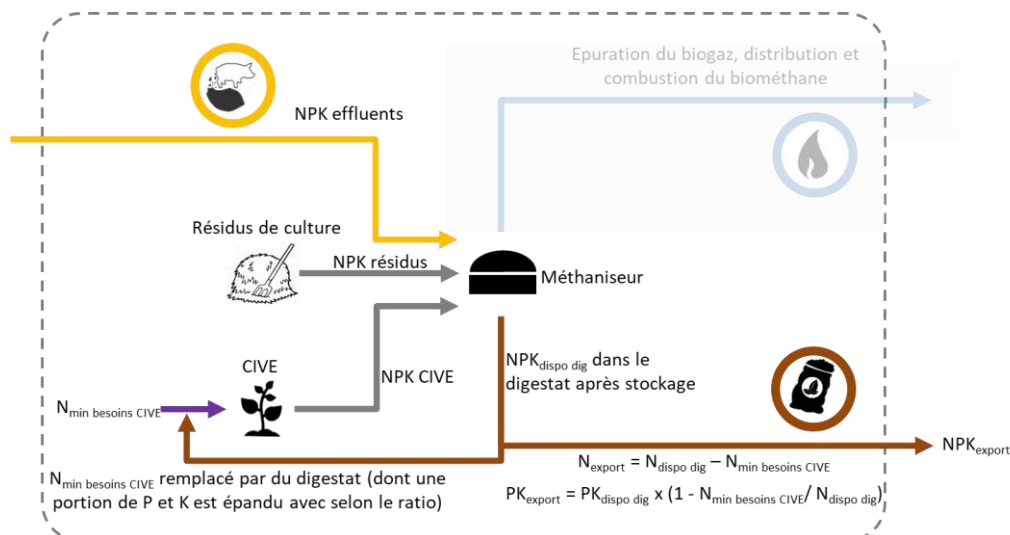


Figure 2. Gestion des éléments fertilisants au sein des scénarios avec méthanisation

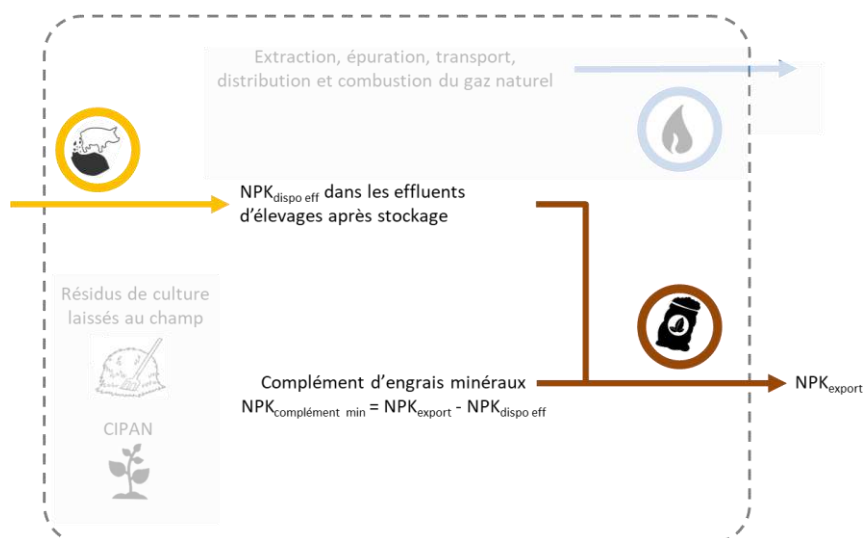


Figure 3 Gestion des éléments fertilisants au sein des scénarios sans méthanisation

Les besoins en fertilisation minérale des CIVE ont été fixés en accord avec les retours d'expérience et les avis d'experts à hauteur de 80 kg N / ha de CIVE. Selon un rendement de 7 t MS / ha et un pourcentage d'azote de 1,06% contenu dans la matière sèche (données des caractérisations des substrats, Annexe A.3), les besoins en azote peuvent s'estimer à 74 U-N / ha. Une fertilisation à hauteur de 80 kg N / ha est donc cohérente au regard des exportations d'azote par la récolte des CIVE. Par contre, lors de l'analyse de sensibilité portant sur un rendement de CIVE de 4 t MS / ha /an, le taux de fertilisation est maintenu à 80 kg N / ha de CIVE.

L'utilisation d'engrais minéraux entraîne des émissions vers l'environnement. Les modèles d'émissions d'azote, de phosphore et d'éléments traces métalliques sont détaillés en Annexe A.1.

La prise en compte de la fertilisation organique, dont le calcul des MFE des digestats, qui permet de remplacer une partie des fertilisations minérales est présentée en section 1.3.3.2.

1.3.1.1.3 Risques d'érosion des sols

Les périodes d'interculture qui accueillent les CIVE ou les CIPAN sont modélisées de manière identique au regard des risques d'érosion des sols, des flux des éléments traces métalliques et du phosphore. La couverture végétale obtenue durant l'interculture permet de limiter l'érosion des sols. Une analyse de sensibilité est réalisée pour le scénario sans méthanisation où les CIPAN ne sont pas conduites et la période d'interculture est menée en sol nu. Les différences entre un sol nu et un couvert végétal en termes de risque d'érosion sont alors comptabilisées à deux niveaux.

Pour l'interculture nue, l'occupation de la surface durant l'interculture est modélisée par une jachère. Pour l'implantation de CIVE ou de CIPAN, l'occupation de surface est considérée comme une culture annuelle classique. Cette différence de modélisation de l'occupation est prise en compte par l'indicateur de l'occupation de surface LANCA® utilisé dans cette étude pour mesurer les impacts de l'occupation des surfaces (Bos et al., 2016). A travers la définition de ces occupations de surfaces, la prise en compte de la résistance à l'érosion des sols est réalisée à travers le modèle RUSLE lors de la définition des facteurs de caractérisation et de l'évaluation des impacts (Renard et al., 1997).

En complément de l'occupation des surfaces, la limitation des risques d'érosion par l'ajout de CIVE ou de CIPAN est aussi prise en compte à travers la diminution du phosphore emporté par le sol érodé. Ce phosphore ruisselé est visualisable sur l'indicateur d'eutrophisation des eaux douces. Le calcul de ces émissions se base sur le modèle SALCA-P (Prasuhn, 2006) pour la quantité de phosphore ruisselé. Selon ce modèle, le ruissellement de phosphore durant la période d'interculture entre un sol nu et un couvert végétal est réduit de près de 50%, passant de 330 à 178 g de phosphore / ha / an. Par manque de données scientifiques et malgré le fait que le réseau racinaire des CIVE tend à être nettement plus développé que celui des CIPAN et limiterait le ruissellement, la modélisation du ruissellement de phosphore reste identique pour ces deux types de couvert de période d'interculture.

1.3.1.1.4 Stockage du carbone atmosphérique dans les sols

La modification de la teneur en carbone des sols agricoles est principalement liée aux changements d'affectation des sols, puis potentiellement liée aux pratiques culturales (Prechsl et al., 2017). L'évolution de la teneur en carbone dépend d'un équilibre entre les flux d'entrée et de sortie de carbone du sol. Les pratiques culturales peuvent influencer sur les entrées de carbone, via la restitution des résidus de cultures et les entrées souterraines (racines et exsudats) et l'épandage de matière organique, et sur les flux de sortie en favorisant les pertes de carbone labile des matières laissées aux champs ou épandues.

Suite à l'adoption d'une pratique culturale stockante, le potentiel de stockage de carbone peut croître fortement (au regard de la situation de départ) puis ralentit pour devenir nul lorsque la dynamique du sol retrouve un équilibre (limite temporelle d'un puits de carbone) (Marsac, 2018; Tailleur et al., 2018). Les plages de temps nécessaires pour considérer des variations réelles de teneur en carbone sont relativement longues, de l'ordre de plusieurs dizaines d'années (Tailleur et al., 2018). La prise en compte d'un stockage net de carbone n'est alors plus valable une fois cette période de transition dépassée.

L'introduction de cultures intermédiaires au sein d'un cycle de culture est une pratique culturale de séquestration potentielle de carbone. Par rapport à un sol nu, le couvert végétal produit de la biomasse souterraine et aérienne dont une partie du carbone sera intégrée à la matière organique après décomposition. L'action 4 du rapport d'INRAE portant sur la contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de GES (Justes et al., 2012; Pellerin et al., 2013) estime un stockage constant du carbone dans le sol par des cultures intermédiaires. L'implantation de CIPAN avec destruction de la culture et enfouissement de la biomasse (CIPAN dont le rendement est d'environ 2 t MS / ha) serait associée à un stockage de carbone dans le sol qui est estimé à :

- valeur basse de 480 kg eq CO₂ / ha / an (soit 130 kg C / ha / an) ;
- valeur haute de 1 265 kg eq CO₂ / ha / an (soit 345 kg C / ha / an).

La méta-analyse réalisée par Poeplau et al. (2015) conclut sur une valeur moyenne de carbone stocké de 320 kg C / ha / an pour des CIPAN détruites et enfouies. Ces données sont uniquement associées aux CIPAN. Cependant, selon Constantin (2018), le potentiel de stockage du carbone dans le sol par des CIVE (ou CIVE) avec récolte de la biomasse et retour au sol du digestat devrait être du même ordre de grandeur (voir supérieur avec le retour au sol avéré du digestat) que pour une CIPAN détruite et enfouie et ayant un rendement similaire à l'hectare. Cette hypothèse est aussi détaillée par Möller (2015), Szerencsits et al. (2015) et Thomsen et al. (2013) qui estiment que la quantité de carbone stabilisé sera similaire dans le cas où une quantité identique de biomasse végétale est, soit laissée au champ, soit exportée et digérée par un méthaniseur ou un ruminant, puis épandue sur la même parcelle.

Finalement d'après Marsac (2018), la biomasse racinaire et aérienne restant au champ après la récolte d'une CIVE est du même ordre de grandeur que l'ensemble de la biomasse des CIPAN non récoltée, la biomasse souterraine d'une CIVE étant nettement plus importante que la biomasse souterraine d'une CIPAN. Prendre en compte un stockage de carbone plus important pour les CIVE (rendement de 7 t MS / ha) que pour les CIPAN (rendement de 2,5 t MS / ha) est pertinent puisque le retour au sol du digestat rapporte une partie du carbone exportée par la récolte.

Par contre, il n'est pas considéré que le carbone des résidus de culture, des fumiers et lisiers amène un stockage additionnel, ceux-ci étant déjà épandus, et aucune différence n'est considérée après méthanisation suivant l'hypothèse qu'environ la même quantité de carbone se retrouvera dans la matière organique du sol, quel que soit le scénario de gestion de ces effluents (Thomsen et al., 2013).

Cette étude prend en compte les valeurs de séquestration de carbone INRAE (Pellerin et al., 2013). Les valeurs appliquées sont la valeur basse pour les CIPAN (130 kg C / ha / an de CIPAN) et la valeur haute pour les CIVE (345 kg C / ha / an de CIVE). Les valeurs sont différentes entre CIPAN et CIVE afin de considérer une production de biomasse plus importante pour les CIVE et le retour du carbone au sol de la biomasse aérienne par le digestat.

Le stockage de carbone durant une période d'interculture nue est considéré nul pour les scénarios sans méthanisation testé en analyse de sensibilité.

Il faut cependant préciser que le stockage de carbone n'est plus valable une fois que la dynamique du carbone du sol est revenue à l'équilibre. Finalement, suivant ces données, en cumulant la séquestration de carbone sur 20 ans d'implantation de cultures intermédiaires, durée prise par défaut pour estimer les potentiels de stockage de carbone (European Commission, 2018a; Tailleux et al., 2018), les CIPAN permettraient de stocker 2,6 t C / ha, et les CIVE permettraient de stocker 6,9 t C / ha. Les données de 130 kg C / ha / an et de 345 kg C / ha / an utilisées pour la modélisation ACV du stockage de carbone respectivement par les CIPAN et les CIVE sont donc cohérentes avec les ordres de grandeur des quantités de carbone présentes dans les sols cultivés qui se situent entre 50 et 70 t de C / ha (ADEME, 2014; European Commission, 2010)

1.3.1.1.5 Analyse de sensibilité

Afin de tester la variation des résultats d'impacts environnementaux par rapport à certains paramètres liés aux productions de CIVE et de CIPAN, quatre analyses de sensibilité ont été menées sur les inventaires des cycles de cultures :

- Les CIVE introduites au sein d'un cycle de cultures sont un puits potentiel de carbone atmosphérique. Le flux de stockage net de carbone lié à cette pratique est estimé à 345 kg de C / ha de CIVE (Pellerin et al., 2013). L'effet du doublement de ce flux de stockage sur le bilan environnemental du scénario avec méthanisation est testé. Les variabilités sur la donnée de stockage de carbone sont fortes tant sur la dynamique temporelle que sur la valeur du flux de stockage à l'année. Il faut noter que ce flux de stockage est estimé à l'échelle d'une interculture. Le doublement de ce flux de stockage permettrait d'apporter 13,8 t C / ha stocké sur un total de 20 période d'interculture propice à l'implantation de CIVE. Cette quantité, qui est découplée du rendement des CIVE et qui relève d'un exercice théorique visant à tester une valeur élevée de stockage de carbone, reste cohérente avec les résultats du projet Opticive (Marsac, 2019).
- L'introduction de légumineuses au sein des rotations est une pratique qui apporte de l'azote, provenant de l'atmosphère, aux cultures suivantes par une autre voie que celles des engrais minéraux et des effluents d'élevage externes au système de culture. Les CIVE peuvent être un des moyens pour introduire ces légumineuses dans les systèmes de production. Selon le COMIFER (2013), un taux de 20% de légumineuses peut fournir environ 50 unités d'azote par hectare pour une prairie récoltée ayant une production de biomasse de 6 t MS / ha / an. L'effet de l'ajout de légumineuses au sein des CIVE ayant un rendement maintenu à 7 t MS / ha / an sur les impacts environnementaux est testé. Un évitement de 50 unités d'azote sous forme d'engrais minéraux est donc considéré suite à l'introduction de légumineuses. D'autres conséquences de l'introduction de légumineuses pourraient être attendues mais n'ont pas fait l'objet d'analyses (caractérisation de la biomasse, spécificité de récolte...). La représentativité de cette analyse au regard des pratiques agricoles existantes et des réels abaisséments de fertilisations minérales devra être approfondie.
- Le rendement des CIVE, fixé à 7 t MS / ha / an est un rendement moyen se situant dans la fourchette haute des valeurs de CIVE sans apport excessif d'azote. Une analyse de sensibilité a été menée afin d'étudier les impacts d'un rendement de CIVE réduit à 4 t MS / ha / an. La quantité de CIVE introduite au sein des digesteurs reste identique. Cette analyse a cependant des conséquences sur la surface agricole mobilisée et sur le poids de l'itinéraire technique rapporté à la tonne de CIVE produite. Les CIVE sont fertilisées à la même hauteur que dans le scénario de base avec méthanisation. Par contre le surplus d'azote apporté au champ et qui n'est pas exporté par la CIVE n'est pas pris en compte dans cette analyse sous forme d'émission vers l'environnement.
- Les scénarios sans méthanisation considèrent une implantation de CIPAN. Dans les scénarios « culture », il est testé une gestion de la période d'interculture en sol nu. La parcelle ne bénéficie alors plus du stockage de carbone (estimé à 130 g de C / ha de CIPAN). De plus, la limitation par deux des pertes potentielles d'azote par lixiviation lors de cette interculture n'est plus prise en compte (soit 30 kg N/ha supplémentaires lixiviés). Finalement, les risques d'érosion et de ruissellement de phosphore par une occupation différente des sols sont plus élevés.

L'impact des trois premières analyses est ainsi testé sur les scénarios avec méthanisation où les CIVE sont introduites. Le retrait des CIPAN de la période d'interculture est testé sur le scénario « culture » sans méthanisation.

1.3.1.2 Résidus de culture

Les résidus de culture considérés sont un mélange de pailles de blé, de cannes de maïs, de pailles de seigle et de chanvre. Cette biomasse est laissée au champ dans les scénarios sans méthanisation et est exportée pour les scénarios avec méthanisation. Comme pour l'enfouissement des CIPAN, leur dégradation au champ peut générer des émissions de N_2O . Suivant le modèle de l'IPCC, 1% de l'azote contenu dans ces matières est émis sous forme de $N-N_2O$ (IPCC, 2006). Par contre, concernant les flux de carbone, aucune différence n'est réalisée entre des résidus laissés au champ et des résidus mobilisés en méthanisation et dont le digestat est épandu sur les champs comme précisé en partie 1.3.1.1.4. Le carbone stabilisé et fixé à long terme reste similaire dans les deux cas de gestion.

L'étude ne soulève par contre pas les questions des limites de disponibilité et de mobilisation de ces résidus au regard des autres usages possibles au sein des territoires. L'objectif proposé par l'ADEME est un taux de mobilisation de 20% des résidus en méthanisation afin de prendre en compte les autres usages (litière, biocarburant de 2ème génération et biomatériaux) (ADEME, 2013, 2018c).

Cette section visait à décrire l'amont agricole des scénarios étudiés. Une unité de méthanisation fonctionnant en synergie avec une ou plusieurs exploitations agricoles n'a pas la même configuration ni les mêmes mélanges de substrats à disposition selon les productions alimentaires majoritaires présentes sur l'exploitation. Ainsi, afin de prendre en compte ces contrastes, deux scénarios « culture » et « élevage » ont été modélisés où chacun est associé à un mélange de substrats types. Les étapes d'amont agricole se focalisaient sur les productions de CIVE sur des périodes d'interculture d'hiver, l'occupation de ces mêmes surfaces par des CIPAN pour les scénarios de références, et les résidus de culture, laissés au champ pour les scénarios de référence.

La mobilisation de nouveaux gisements tels que les CIVE peut avoir des conséquences sur les périodes d'interculture, en termes de stockage de carbone ou de risques d'érosion par exemple.

Déterminer les différences d'impacts environnementaux de scénarios avec et sans méthanisation agricole en prenant en compte les externalités apportées par les CIVE, dans la limite des spécificités et des possibilités des cultures alimentaires précédentes et suivantes, constitue l'apport principal de cette étude ACV.

Les CIVE et les résidus de culture sont une partie des substrats mis en jeu. Les effluents sont les autres principaux substrats. La description de leur gestion et des différences apportées par la méthanisation sont détaillées en partie 1.3.3.

1.3.2 Production, distribution et consommation de méthane

Afin de réaliser des comparaisons cohérentes, les scénarios avec et sans méthanisation produisent une quantité identique d'énergie. Elle est obtenue par la combustion de biométhane ou de gaz naturel.

Pour la filière de méthanisation, le biogaz correspond au mélange de gaz obtenu en sortie du digesteur (gaz composé entre 50 et 60% de méthane, le reste étant du CO₂ biogénique, de la vapeur d'eau et d'H₂S principalement) et le biométhane correspond au mélange de gaz après épuration (gaz composé à environ 97% volumique de méthane). Les émissions aux postes suivants sont prises en compte : les transports des substrats, l'unité de méthanisation, l'épuration du biogaz en biométhane, l'injection et la distribution de biométhane dans le réseau de gaz naturel et enfin les émissions de la combustion du biométhane (CO₂ biogénique bénéficiant d'une neutralité d'impact au regard du changement climatique, imbrûlés de CH₄, particules fines, oxyde d'azote...) pour la production de chaleur dans une chaudière à condensation (<100kW).

Pour la filière sans méthanisation, les étapes depuis l'extraction du gaz naturel jusqu'à la production de la chaleur par sa combustion dans une chaudière à condensation (<100kW) sont prises en compte.

1.3.2.1 Scénarios de référence : filière gaz naturel

Au sein des scénarios sans méthanisation, la filière de production d'énergie chaleur utilise du gaz naturel fossile d'importation comme ressource initiale. L'inventaire de production de chaleur choisi est : *Heat, central or small-scale, natural gas (Europe without Switzerland) | heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW*.

Cet inventaire du cycle de vie est issu de la base de données Ecoinvent 3.6 (Wernet et al., 2016). Il regroupe l'utilisation d'une chaudière à condensation et un approvisionnement en gaz naturel venant d'un bouquet de gaz naturel d'importation. L'ensemble des étapes depuis l'extraction du gaz naturel jusqu'à la combustion du méthane est alors pris en compte. Les étapes de traitement du gaz naturel, d'épuration, de liquéfaction, de transport (haute pression, taux de fuites de méthane de 0,103%) et de distribution (basse pression, taux de fuites de méthane de 0,13%⁸) sont intégrées dans les frontières du système, et cela pour chaque type d'approvisionnement.

1.3.2.2 Scénarios Méthanisation

Les scénarios avec méthanisation produisent de l'énergie via la combustion du biométhane agricole. Selon les scénarios « culture » et « élevage », deux mélanges de substrats sont modélisés où les proportions de CIVE et d'effluents d'élevage sont différentes. Ces mélanges de substrats et leurs caractérisations chimiques (composition en carbone, azote, potentiels biométhane...) sont tout d'abord définis. Le procédé de méthanisation est ensuite détaillé. Les étapes suivant la production du biogaz (épuration, injection, distribution et combustion) sont finalement décrites.

1.3.2.2.1 Mélanges de substrats méthanisés

La composition des mélanges de substrats types est un paramètre clé des unités de méthanisation et de leur bilan environnemental. Les mélanges proposés en Tableau 3 ont été discutés et choisis au sein du comité de pilotage dans le but de représenter au mieux des mélanges contrastés de substrats méthanisés pour que chacun des scénarios « élevage » et « culture » soit économiquement viable. Ces mélanges présentent des ratios de C/N de 28,8 et 15,4 g C / g N_{tot}, respectivement pour le scénario culture puis élevage (cf. Tableau 18). Cet indicateur, théoriquement

⁸ Taux de fuites adapté, passant de 0,087% pour les données Ecoinvent à 0,13% apporté par l'expertise GRDF

compris entre 10 et 30, montre que le mélange du scénario « élevage » est plus riche en azote que le scénario « culture ».

Tableau 3. Répartition des substrats selon les pourcentages de matière sèche et de matière brute (MS - MB) au sein de mélanges de chaque scénario

Substrat	Scénario « culture »		Scénario « élevage »	
	%MS	%MB	%MS	%MB
Fumiers bovins	20,4%	25%	34,7%	23%
Lisiers porcins	2,2%	15%	16,2%	60%
CIVE	47,2%	50%	21,04%	12%
Résidus de culture	30,2%	10%	28%	5%

Dans le mélange de substrats du scénario « culture », les lisiers porcins représentent 37% MB (15% / 40%) et 10% MS (2,2%/22,6%) des effluents d'élevage, le reste étant constitué des fumiers bovins. Pour le scénario « élevage », les lisiers porcins représentent 72% MB et 32% MS des effluents d'élevage. Dans l'étude ADEME du mix de gaz à horizon 2050 (ADEME, 2018c), il est précisé que « les systèmes « fumier » augmentent au détriment des systèmes « lisier », pour des raisons d'amélioration des conditions sanitaires des élevages ». L'amélioration du bien-être animal est souvent associée à une augmentation des besoins en paille. Mais la production de paille, très saisonnière, pourrait devenir problématique suivant l'expertise rassemblée pour cette étude. Les systèmes logettes pour les vaches allaitantes, par exemple, sont de plus en plus répandus, sont très économes en paille et sont le plus souvent associés à un système lisier. Dans les deux scénarios, les mélanges de substrats modélisés sont donc des systèmes mixtes associant fumiers peu pailleux et lisiers et la part de matière brute de lisier est considérée comme plus importante que la part de fumier pour le scénario élevage.

Les CIVE sont majoritaires pour le scénario « culture » et ne sont introduites qu'à 21% de MS pour le scénario « élevage ». Les résidus de culture sont introduits à hauteur d'environ 30% de MS des deux mélanges. Au regard du tonnage de matière brute, ces taux d'incorporation sont de 10% et 5% des mélanges.

La teneur moyenne en matière sèche de ces mélanges de substrats en entrée du méthaniseur est de 29,3% MS pour le scénario « culture » et 15,8% MS pour le scénario « élevage ». Malgré un %MS élevé en entrée pour le scénario culture, la recirculation possible du digestat permet l'utilisation de la technologie infiniment mélangé. La voie en technologie sèche n'est pas retenue du fait notamment d'absence de retours d'expériences consolidés. Au sein des digesteurs, les taux de MS/MB sont de 14,5% et de 8,3% respectivement pour les scénarios « culture » et « élevage » (matière sèche résiduelle après avoir soustrait les masses de CO₂ et de CH₄ extraites par le biogaz). Pour le scénario culture, une recirculation de 60% du digestat permet de diminuer le taux de MS du digesteur en dessous de 12%, seuil permettant de mener correctement une méthanisation en infiniment mélangé.

La caractérisation chimique des substrats est donnée en Annexe A.3. Ces caractérisations sont issues de l'expertise interne d'INRAE Transfert et de données mesurées provenant des bases de données INRAE. Ces caractérisations permettent ainsi de déterminer les quantités de substrats nécessaires à l'obtention de la masse de CH₄ présent dans le biogaz qui permettra, après épuration, de fournir 1 kWh de chaleur. Les caractérisations de substrats vont aussi déterminer les quantités d'azote, de phosphore et de potassium pouvant être valorisées après stockage sur les cultures à travers l'épandage des matières brutes (pour les scénarios sans méthanisation) et des digestats (pour les scénarios avec méthanisation).

1.3.2.2.2 *Prise en charge des substrats et procédé de méthanisation*

Suite à la production des substrats, les scénarios avec méthanisation prennent en charge ces matières pour leur digestion. Des émissions au stockage des effluents d'élevage sont prises en compte pour une durée de stockage de 8 jours (voir le détail des facteurs d'émission au stockage en section 1.3.3.1). Les modalités de stockage des résidus de culture ne sont pas considérées dans cette étude et les émissions sont considérées négligeables. Le stockage des CIVE est réalisé par un ensilage des matières fraîches. Seules les étapes de tassement sont prises en compte dans l'inventaire de l'itinéraire technique de culture des CIVE. Un stockage peut entraîner certaines émissions et une perte en matière sèche (estimée à 10% MS par Giuntoli, Agostini, Edwards, & Marelli, 2017). Cette perte en MS peut constituer une limite de l'étude mais les recherches menées au LBE montrent que les BMP des matières fraîches et ensilées restent similaires en étant rapporté au tonnage récolté (Hillion et al., 2018).

La mobilisation du gisement nécessite une étape de transport. Les distances moyennes parcourues sont estimées à 10 km pour chacun des substrats.

Aucun prétraitement d'hygiénisation des substrats, ni de traitement de l'air vicié, n'ont été pris en compte puisque les mélanges de substrats ne prennent pas en charge des biodéchets.

Le modèle du procédé de digestion anaérobie à l'origine de la production de biométhane repose sur un procédé mésophile en voie liquide en infiniment mélangé, comprenant un digesteur et un post-digesteur. Les consommations de chaleur et d'électricité pour les digesteurs sont de :

- 5,1 kWh_e / t de mélange de substrats pour le brassage (Vargas et al. 2017) ;
- 8% d'autoconsommation du méthane qui est produit est utilisé pour la production de chaleur nécessaire au chauffage et au maintien en température du digesteur et du post-digesteur (ADEME et al., 2020).

L'électricité consommée est d'origine française (majoritairement issue de la filière nucléaire)⁹. Une analyse de sensibilité est menée sur les répercussions du choix d'un mix électrique différent. Le choix du mix électrique de la Norvège est testé où la production d'électricité est fournie à près de 95% par des centrales hydroélectriques. Ce mix a été choisi afin de tester un mix électrique principalement renouvelable ayant une faible part de charbon. L'évolution du mix électrique français tendrait en effet à s'écarter du mix moyen européen (plus prononcé en charbon) en se tournant potentiellement vers des énergies renouvelables. Ce choix reste discutable au regard du déploiement limité de nouveaux barrages en France mais permet de mettre en évidence la contribution du mix électrique sur certains indicateurs environnementaux.

Pour le scénario culture, la quantité d'électricité consommée pour le mélange a été calculée à partir de la masse de substrat en entrée du digesteur à laquelle sont ajoutés 60% afin de prendre en compte les recirculations du digestat. Le maintien en température du digesteur est réalisé par une chaudière fonctionnant au biogaz produit sur place. Le suivi de 10 installations de méthanisation réalisé pour le compte de l'ADEME (ADEME et al., 2020) met en évidence la variabilité des ratios de consommation de chaleur allant de 2% à 14% du méthane produit. Le ratio moyen de 8% a été affecté aux deux scénarios étudiés. La chaudière à biogaz est modélisée avec un taux d'imbrûlés de méthane de 0,25%.

⁹ Le mix électrique français de référence utilisé est celui de l'année 2016, modélisé par Ecoinvent 3.6 sur la base de données provenant de l'Agence Internationale de l'Energie, de l'OCDE et ENTSO-E, et où sont pris en compte des importations provenant principalement de Belgique et de Suisse, est estimé à : 70,5% provenant de centrale nucléaire, 11,82% provenant de centrale hydroélectrique, 5,3% provenant de centrale au gaz naturel, 3,7% provenant d'éolienne, 3,7% provenant d'importation de pays frontaliers, 2,5% provenant de photovoltaïque, 1,5% provenant de centrale à charbon, le reste se partage entre la géothermie, les incinérateurs, la biomasse et le fuel.

Au sein du digesteur, les émissions fugitives de biogaz sont des pertes nettes de biogaz vers l'atmosphère. Elles limitent le rendement de l'unité de méthanisation et ont des impacts économiques et sur l'environnement à travers le méthane perdu. Dans la littérature, les émissions fugitives de méthane sont évaluées entre 0,1 et 5% du biogaz, voire plus dans certains cas extrêmes (Bioteau et al., 2018; Blengini et al., 2011; Börjesson et al., 2015; Holmgren et al., 2015; Jørgensen & Kvist, 2015; Jury et al., 2009; Liebetrau et al., 2017; Rehl et al., 2012). Ces émissions fugitives se trouvent affectées à des postes différents selon les études, certaines ne considèrent que des émissions au niveau du méthaniseur, d'autres uniquement au niveau de l'épuration ou pour les deux postes.

Dans la présente étude, les émissions fugitives sont calculées sur la base de la production totale de biogaz (hors émissions diffuses du stockage du digestat). Le taux d'émissions fugitives est fixé à 0,5% de la production de biogaz. Suivant l'expertise de Mme Aissani et de M. Bioteau qui ont été mobilisés sur ce paramètre technique (responsable d'équipe et ingénieur de l'équipe SAFIR de l'UPR INRAE OPAALE), ce taux de fuite correspond à un système de production optimisé dont la maintenance est bien suivie et les gestions de l'alimentation du digesteur et de la soupape sont bien menées (Bioteau et al., 2018). Un suivi technique de 10 installations a été publié par l'ADEME en 2020 où des émissions fugitives inférieures à 0,15% ont été estimées (ADEME et al., 2020). Il s'agit cependant d'estimations car ce taux de fuites est dans ce cas inférieur au seuil de détection des caméras à détection de gaz mobilisées pour les suivis. Aussi, ces estimations ne prennent pas en compte les éventuels échappements de biogaz aux soupapes de sécurité qui sont un point critique des fuites de méthane.

La nouvelle réglementation¹⁰ applicable dès 2021 aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et modifiant l'arrêté du 10 novembre 2009 augmente le niveau des vérifications et donc de maintenance globale des unités de méthanisation qui tend à limiter les émissions fugitives. Ces vérifications concernent notamment :

- un contrôle semestriel de l'étanchéité des équipements et des soudures ;
- l'inspection des soupapes de décompression (nettoyage et maintenance préventive via le recensement des pressions de tarage) ;
- le suivi de la gestion des quantités de substrats traités. En cas de suralimentation du digesteur, une surproduction de biogaz peut en effet entraîner un dépassement des capacités de l'installation et déclencher l'ouverture des soupapes de décompression et le torchage du biogaz. Ces éventuels pics de production sont recensés à travers la durée de torchage ou l'ouverture d'une soupape et sont communiqués par l'exploitant lors des inspections. Une analyse des causes et des propositions de mesures correctives sont alors attendues dans le but de limiter ce type d'évènement.

Le taux d'émissions fugitives fait l'objet d'une analyse de sensibilité à travers une valeur idéale de 0,15% de la production de biogaz, puis des valeurs de 1,5 et 3% sont testées. La valeur du taux d'émission la plus élevée qui est testée a été choisie par consensus au sein du comité de pilotage de l'ACV et semble cohérent au regard de l'application des nouvelles réglementations ICPE. Avant la mise en œuvre de ces dernières et lors de travaux réalisés ces dernières années, un épisode exceptionnel de suralimentation lié à un fonctionnement dégradé (panne de co-génératrice) a été étudié où des émissions fugitives ont pu être quantifiées atteignant 18% du biogaz produit au moment du dysfonctionnement. La soupape de sécurité était alors ouverte 76% du temps (Bioteau et al., 2018).

¹⁰ 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 no 2781-1

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 no 2781 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement

Arrêté du 14 juin 2021 modifiant l'arrêté du 10 novembre 2009 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de méthanisation soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l'environnement

Le dernier poste d'émissions modélisé à cette étape est une torchère de sécurité. La présence d'une torchère sur un site de méthanisation est soumise à des obligations réglementaires (Arrêtés du 10 novembre 2009¹¹ et du 12 août 2010¹²). La torchère permet de brûler le biogaz lorsque les équipements de valorisation du biogaz, de distribution et/ou de stockage du biométhane ne sont pas disponibles. Les temps d'allumage des torchères de 6 unités de méthanisation suivies par l'ADEME montrent une moyenne de 245 h de fonctionnement (ADEME et al., 2020). Cette durée correspond à 2,8% du temps sur une année de fonctionnement de l'unité. En corrélant ce temps de fonctionnement à la production globale de biogaz, 3,1% du biogaz sont estimés envoyés en torchère (moyenne de 2,8% à laquelle est ajouté 10% d'incertitude).

Le volume de CH₄ (au sein du biogaz) envoyé en épuration est calculé à partir des BMP de chacun des substrats associés aux tonnages de MS, des émissions fugitives, de l'envoi de gaz en torchère et de l'autoconsommation de biogaz nécessaire au chauffage et maintien de la température des digesteurs :

$$- V_{CH_4 \text{ épuration}} = (\sum_{\text{Substrat } i} MS_i \times BMP_i) \times (1 - r_{CH_4 \text{ fuites}}) \times (1 - r_{CH_4 \text{ torchère}}) \times (1 - r_{CH_4 \text{ autoconsommation}}) \quad \text{Equation 1}$$

Où :

$r_{CH_4 \text{ fuites}}$ est le ratio de gaz émis vers l'atmosphère par les émissions fugitives ;

$r_{CH_4 \text{ torchère}}$ est le ratio de gaz envoyé en torchère ;

$V_{CH_4 \text{ autoconsommation}}$ est le volume de CH₄ envoyé en autoconsommation car nécessaire au chauffage et maintien de la température des digesteurs

Les infrastructures du digesteur sont modélisées suivant l'inventaire Ecoinvent 3.6 de digesteur anaérobie de substrats agricoles : « *Anaerobic digestion plant, agriculture, with methane recovery (GLO) | market for* ». La quantité utilisée de cet inventaire est déterminée à partir de l'inventaire « *Biogas (RoW) | anaerobic digestion of manure* » qui utilise 6,67 E - 8 unité d'infrastructure par mètre cube de biogaz valorisé (au regard du modèle d'infrastructure et de la durée de vie moyenne du méthaniseur modélisé). Ainsi, la modélisation des infrastructures au sein de cette étude repose sur une quantité de 6,67E-8 unité de l'inventaire de l'infrastructure de l'unité multipliée par la quantité de biogaz envoyé en épuration.

1.3.2.2.3 De l'épuration du biogaz à la combustion du biométhane

Le biogaz obtenu en sortie du méthaniseur doit être épuré avant son injection dans le réseau de gaz naturel. Après l'injection et la distribution, la combustion du biométhane est l'étape finale du cycle de vie considérée au sein des frontières de ce système. Les modélisations de ces étapes reprennent en partie les éléments de modélisation consensuels de Vargas et al. (2017).

Le système d'épuration du biogaz en biométhane est nécessaire pour extraire l'eau, le H₂S et le CO₂ présents dans le biogaz. L'eau et le H₂S sont présents respectivement sur des plages de valeur de 0 à 6% et de 0 à 10 g/Nm³, la teneur

¹¹ Arrêté du 10 novembre 2009 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de méthanisation soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l'environnement. Article 10 Destruction du biogaz.

¹² 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° 2781-1 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement. Article 32 Destruction du biogaz.

en CO₂ dépend des caractérisations des substrats du mélange. Le biométhane a une composition en méthane proche du gaz naturel (97% volumique de méthane, le reste étant majoritairement du CO₂) et peut alors être injecté dans le réseau. Les consommations d'énergie et de ressources liées à ces opérations d'épuration membranaire du biogaz (Vargas et al., 2017) sont :

- 0,044 kWh_e / Nm³ de biogaz pour son séchage ;
- 0,15 g de charbon actif / Nm³ de biogaz pour l'extraction du H₂S ;
- 0,3 kWh_e / Nm³ de biogaz pour l'extraction du CO₂.

L'extraction du CO₂ va permettre d'obtenir d'un côté le biométhane et de l'autre des gaz pauvres. Le taux de récupération du méthane contenu dans le biogaz est estimé à 99,3%. Ce taux de récupération est légèrement inférieur au taux de 99,5% utilisé par Vargas et al. (2017) afin d'être plus représentatif des épurateurs existants (ADEME et al., 2020). Il est à noter que suivant les nouvelles réglementations ICPE¹³, ce taux de récupération devra être ramené à 0,5% en volume du biométhane produit dans les prochaines années. Concernant les gaz pauvres, ceux-ci sont émis directement vers l'atmosphère. Ces gaz pauvres sont essentiellement composés du CO₂ biogénique et des 0,7% du méthane biogénique qui n'ont pu être retenus dans le biométhane.

A l'injection dans le réseau français de gaz naturel, la montée en pression du biométhane nécessite une consommation électrique de 0,120 kWh_e / Nm³. Cette consommation est probablement surestimée car elle est associée à une compression pour une injection dans le réseau de transport de gaz à haute pression (65 bars) et non de distribution à pression moyenne (4 bars). Au vu des résultats, qui montrent que la consommation électrique pour la compression est faible dans l'impact total, cette approximation a été maintenue. A cette étape, le gaz est odorisé avec du tetrahydrothiophène pour atteindre une teneur de 25 mg / Nm³ de biométhane. Un pourcentage de 0,1% d'émissions fugitives de biométhane est pris en compte au poste d'injection.

Les étapes de distribution du biométhane au sein du réseau de gaz naturel et de combustion en chaudière sont modélisées à partir des ICV de distribution (basse pression, taux de fuites de méthane de 0,13%¹⁴) et de combustion du gaz naturel de la base de données Ecoinvent 3.6. Il s'agit des mêmes ICV que ceux utilisés pour les scénarios sans méthanisation. Cependant, ces ICV ont été adaptés en supprimant des émissions de substances absentes du biométhane comme le butane ou le propane. Aussi, les émissions de deux substances CO₂ et CH₄ sont modélisées comme biogéniques pour ces scénarios. Seule une étape de transport dans le réseau de distribution du biométhane est comptabilisé et non dans le réseau de transport. La production du biométhane étant locale est répartie sur le territoire, la mobilisation du réseau de transport à haute pression n'est pas envisagée.

¹³ 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 no 2781-1

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 no 2781 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement

Arrêté du 14 juin 2021 modifiant l'arrêté du 10 novembre 2009 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de méthanisation soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l'environnement

¹⁴ Ce taux d'émissions fugitives est fourni par GRDF. Le taux d'émissions fugitives initial du procédé unitaire Ecoinvent est de 0,087% : Natural gas, low pressure {FR}| market for | APOS, U

1.3.2.2.4 Analyse de sensibilité

Afin de tester la variation des résultats d'impact environnementaux par rapport à certains paramètres liés à la production du biogaz, deux analyses de sensibilité ont été menées :

- Le système de base avec méthanisation considère 0,5% de biogaz perdu par les émissions fugitives. L'impact d'une baisse et d'une augmentation de ces émissions à 0,15%, 1,5% et 3% du biogaz est analysé ;
- Le changement du mix électrique utilisé en passant du mix électrique français (à 75% issue de centrales nucléaires) au mix électrique Norvégien (à 95% issue de centrales hydroélectriques).

Les étapes directement liées à la production ou l'extraction du vecteur énergétique sont différentes entre les scénarios avec et sans méthanisation. La même filière d'extraction et d'épuration de gaz naturel est utilisée pour les scénarios sans méthanisation. Pour les scénarios avec méthanisation, le biométhane est obtenu après épuration d'un biogaz produit au sein d'un digesteur anaérobie.

Suite à l'injection de ces gaz au sein du réseau français de gaz naturel, les étapes de distribution et de combustion sont sensiblement similaires. Certaines substances émises vers l'environnement sont cependant absentes du biométhane distribué. Pour les scénarios avec méthanisation, les émissions de CO₂ et de CH₄ sont considérées comme biogéniques dont les facteurs de caractérisation sont donc respectivement de 0 et de 34 kg eq CO₂ / kg (GWP 100 ans de la méthode Environmental Footprint 3.0 (European Commission, 2018b; Fazio et al., 2018), ce modèle GWP 100 ans est basé sur celui de l'IPCC 2013 avec certaines adaptations de facteurs réalisées par les auteurs de la méthode, voir section 1.4.3).

1.3.3 Gestion et valorisation des effluents et du digestat

Dans tous les scénarios étudiés, une certaine quantité de matières organiques est gérée et est épandue sur des surfaces agricoles. Pour les scénarios sans méthanisation, ces résidus sont des effluents d'élevage bruts. Pour les scénarios avec méthanisation, seule une brève étape de stockage des effluents bruts est comptabilisée, puis le digestat obtenu en parallèle du biogaz est stocké puis épandu. La valorisation par épandage des matières organiques permet de fertiliser et d'amender les sols agricoles. Seule la fonction de fertilisation est considérée dans cette étude (voir section 1.2.1). Elle permet de calculer la quantité d'engrais minéral équivalente exportée vers des cycles de cultures en dehors du périmètre étudié.

Dans cette partie, les facteurs d'émissions liés au stockage et à l'épandage de ces matières organiques sont détaillés. Le calcul de la valeur fertilisante des matières organiques est aussi présenté.

1.3.3.1 Gestion des effluents d'élevages et facteurs d'émissions

Les effluents d'élevages sont considérés comme des déchets et entrent dans le système sans charge environnementale. L'entrée dans les frontières des systèmes correspond au début de l'étape de stockage des fumiers et lisiers. C'est à cette étape où les scénarios sans et avec méthanisation vont différer par les durées de stockage. Il est donc pertinent de l'intégrer au sein des frontières du système afin de mesurer les différences d'impact de cette étape.

Un stockage classique d'effluents d'élevages est estimé à 180 jours (INRA, 2013). Le scénario avec méthanisation permet d'obtenir une durée moyenne du stockage des effluents bruts de 8 jours (retours d'expérience issus de l'étude Vargas et al., 2017). Le flux d'émission est considéré constant sur toute la durée de stockage. La réduction des émissions est donc linéaire par rapport à la durée du stockage. Un facteur de $8/180=0,044$ est affecté aux facteurs d'émissions aux stockages de lisiers et fumiers de référence pour obtenir les facteurs d'émissions des scénarios avec méthanisation.

Ce stockage est associé à des émissions vers l'atmosphère de NH_3 , de NO_x et de N_2O (Tableau 4). Des émissions de CH_4 sont comptabilisées à cette étape du fait d'une méthanisation spontanée obtenue en milieu anaérobie. Aussi, que ce soit pour le stockage des effluents d'élevage ou celui des digestats après séparation des phases solide et liquide, un facteur de minéralisation de 10% de l'azote organique vers de l'azote ammoniacal est appliqué (EMEP/EEA, 2019).

Tableau 4. Facteurs d'émissions lors des stockages d'effluents et de digestats après séparation des phases (pour 180 jours)

Emissions au stockage	Lisier (Référence)	Fumier (Référence)	Digestat liquide	Digestat solide
N_{NH_3} (%TAN)	11% du TAN* (TAN : 70% de N_{tot} **, EMEP/EEA, 2019, Tier 2)	32% du TAN (TAN : 60% de N_{tot} , EMEP/EEA, 2019, Tier 2)	10% du N_{tot} (Retour Expert)	10% du N_{tot} (Retour Expert)
N_{NO_x} (%TAN)	0,01% du TAN (EMEP/EEA, 2016, Tier 2)	1% du TAN (EMEP/EEA, 2016, Tier 2)	0%	0%
$\text{N}_{\text{N}_2\text{O direct}}$ (%N)	0,08% (INRA, 2013)	2% (INRA, 2013)	0,08% (identique lisier, INRA, 2013)	2% (identique fumier, INRA, 2013)
CH_4	36% du BMP*** (INRA, 2013)	1,5% du BMP (INRA, 2013)	2% du biogaz produit (Hartig, 2010)	2% du biogaz produit (Hartig, 2010)

* TAN : azote ammoniacal (Total Ammonia Nitrogen)

** N_{tot} : azote total

*** BMP : potentiel méthanogène (Biological Methane Potential)

1.3.3.2 Gestion du digestat

La digestion anaérobie des mélanges de substrats au sein des méthaniseurs va extraire une partie du carbone, d'hydrogène et d'oxygène sous forme de CH_4 et de CO_2 . Les autres éléments se retrouvent intégralement dans le digestat pris en charge à la sortie du digesteur.

En sortie de méthanisation, la totalité du digestat est séparée en une phase solide et une phase liquide. La totalité du digestat est considéré comme séparée afin de maximiser l'impact d'étape de séparation et de n'avoir que deux types de digestat à gérer. La consommation d'électricité par le séparateur de phase est estimée à 0,6 kWh électrique par tonne de digestat entrant (Vargas et al., 2017). Aussi, suivant les données EMEP/EEA (2016a), 0,12% de l'azote du digestat brut est émis sous forme de N-NH_3 (dont 1% est ensuite réémis sous forme de $\text{N-N}_2\text{O}$ via les émissions indirectes). Aucune consommation de polymère, observé notamment lors de l'utilisation de centrifugeuse, n'a été modélisée dans ce type de séparation de phase.

A l'issue de la séparation, chaque phase a des compositions différentes en nutriments liées à l'affinité des éléments (concentration de l'azote minéralisé en phase liquide et carbone stabilisé, phosphore et potassium en phase solide). La connaissance de la répartition des éléments entre les deux phases a des répercussions sur les émissions de N_2O au stockage et de NH_3 à l'épandage dont les modèles d'émissions diffèrent entre les phases liquide et solide. Les ratios utilisés pour la répartition des éléments sont issus de l'étude de Drosch, et al. (2015). Les valeurs utilisées sont les valeurs moyennes des fourchettes de répartition (voir Tableau 20 en Annexe A.3). Cependant, pour la répartition de la masse totale, l'étude de Drosch, et al. (2015) considère que 10 à 20% de la masse totale de digestat brut se retrouve en phase solide. Au regard des compositions des digestats bruts que nous obtenons (déterminées à partir des caractérisations des substrats utilisés et de leur mélange, voir annexe A.3, Tableau 18), appliquer ce ratio de 10 à 20% amène à obtenir des phases solides de digestat ayant une teneur en MS beaucoup trop élevée (de l'ordre de 70% MS/MB pour le scénario « culture »). Le ratio de répartition de la masse totale pour le scénario « culture » est augmenté à 30% pour la phase solide, ce qui permet d'obtenir un digestat solide et un digestat liquide ayant des teneurs en MS cohérente de 26% et de 9% respectivement. Pour le scénario « élevage », le ratio utilisé est de 20% de la masse totale qui se retrouve dans la phase solide.

Le stockage des digestats est une étape souvent identifiée comme critique pour les émissions vers l'environnement. C'est en effet la première étape où la matière organique minéralisée est en relation avec l'atmosphère. La durée de ce stockage et surtout la manière dont il est réalisé sont des paramètres déterminants. Les facteurs d'émissions de NH_3 , de N_2O et de CH_4 référencés dans le Tableau 4 sont associés à un stockage non couvert de 180 jours.

La couverture des fosses de stockage de digestats permet de limiter fortement les émissions de NH_3 et de CH_4 . Cette couverture est prise en compte dans les scénarios de base avec méthanisation et un facteur d'abattement des émissions de 80% est appliqué (Hartig, 2010). Ce facteur d'abattement est alors appliqué aux facteurs d'émissions présentés au Tableau 4. Les gaz captés par cette couverture permettent de réduire les émissions et sont récupérés et valorisés avec le biogaz pour le méthane ou par épandage pour l'ammoniac.

Suivant les nouvelles réglementations ICPE¹⁵, les ouvrages de stockage des digestats solides et liquides sont désormais obligatoirement couverts par une couverture étanche aux eaux de pluie (à l'exception des digestats solides stockés en

¹⁵ 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 no 2781-1

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 no 2781 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement

bout de champ moins de 24 heures avant épandage, des lagunes de stockage de digestat liquide ayant subi un traitement de plus de 80 jours). Une analyse de sensibilité est menée sur la non-couverture du stockage du digestat par une couverture étanche aux émissions gazeuses et où le méthane résiduel n'est pas collecté. Cette analyse est menée pour pouvoir quantifier les bénéfices obtenus grâce à la couverture du stockage.

1.3.3.3 *Épandage des matières organiques*

Les épandages des fumiers, lisiers et digestats solides et liquides sont réalisés sur des surfaces agricoles se trouvant hors du périmètre d'étude. L'étude prend ainsi en compte les étapes d'épandage des matières organiques et considère les valeurs fertilisantes des fumiers et lisiers et des digestats. Une partie des digestats étant utilisée directement sur les CIVE, les valeurs fertilisantes exportées qui se retrouvent au travers des unités fonctionnelles définies en section 1.2.3 correspondent à la différence entre l'azote disponible dans le digestat et celui ré-épandu sur les CIVE. Ces flux d'azote du digestat utilisé au sein des frontières des scénarios et exportés fournissent un ratio qui est appliqué au phosphore et potassium afin de déterminer les parts de ces éléments qui sont eux aussi exportés.

1.3.3.3.1 *Matériel agricole*

Les modèles d'utilisations d'équipements pour l'épandage (en terme d'usage de tracteur et de consommation de diesel) sont considérés identiques pour le fumier bovin et le digestat solide ainsi que pour le lisier porcin et le digestat liquide. En revanche concernant l'abattement de la volatilisation de l'ammoniac, les équipements dédiés aux effluents bruts et aux digestats liquide et solide sont différents (cf. section 1.3.3.3.2). Les inventaires utilisés sont issus de la base de données Agribalyse (Koch & Salou, 2020) :

- *Fertilizing, solid manure (charging and spreading), with 8-10t spreader/FR U*
- *Fertilizing, slurry, with tanker/FR U*

Ces inventaires sont référencés en nombre d'heures d'utilisation. Pour l'épandage de matière organique solide, un débit d'épandage de 8 t / h est considérée (Koch & Salou, 2020). Un débit de chantier de 16 t / h a été estimé pour l'épandage de la matière organique liquide avec le calculateur développé par Ifip & FRcuma de l'Ouest (2019).

1.3.3.3.2 *Emissions de composés azotés et valeurs fertilisantes*

Les épandages de matières organiques sont liés à des émissions de NH_3 , de NO_x et de N_2O vers l'atmosphère ainsi que de phosphate et de métaux lourds dans l'eau et les sols. Cette partie précise les modèles d'émissions pris en compte. Le modèle de lixiviation de nitrate n'est pas précisé ici car il est décorrélié du type et de la dose d'engrais minéral et organique (cf. section 1.3.1.1.1). Le calcul de la valeur fertilisante est ensuite détaillé en prenant en compte ces pertes vers l'atmosphère (voir Annexe A.3, Tableau 21). Les modèles d'émissions sont présentés en Tableau 5.

La volatilisation de NH_3 est dépendante de nombreux facteurs comme le ratio de minéralisation de l'azote, le pH du produit, mais aussi des conditions d'épandage des matières. Un épandage réalisé sur un sol faiblement poreux, avec une température élevée et des conditions venteuses favorisera la perte d'ammoniac vers l'atmosphère et aura des conséquences sur le pouvoir de fertilisation des engrais.

L'épandage du digestat issu d'installations de méthanisation est soumis à des obligations réglementaires (Arrêté du 10 novembre 2009¹⁶). Il doit en effet être effectué par enfouissement, par pendillard ou par un dispositif équivalent

Arrêté du 14 juin 2021 modifiant l'arrêté du 10 novembre 2009 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de méthanisation soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l'environnement

¹⁶ Arrêté du 10 novembre 2009 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées de méthanisation soumises à déclaration sous la rubrique n°2781-1. Article 5.8 Épandage du digestat.

permettant de limiter les émissions atmosphériques d'ammoniac. Il est donc considéré que l'introduction de la méthanisation au sein d'un territoire tend à favoriser l'adoption de meilleures techniques d'épandage que celles utilisées pour l'épandage des effluents bruts. Les techniques d'épandage mobilisées pour les digestats liquides et solides sont respectivement l'usage de pendillards et l'incorporation par charrue dans les 12 h (Annexe A.2 ; Martin & Mathias, 2013; Wilfart, Aurélie, et al., 2017). Les pendillards apportent un taux d'abattement de la volatilisation d'ammoniac de 50% et l'incorporation dans les 12 h apportent un taux d'abattement de 45%. Ces facteurs d'abattements sont appliqués en plus des facteurs d'émissions présentés au Tableau 5. Pour les épandages d'effluents bruts des scénarios sans méthanisation aucun facteur d'abattement n'est modélisé. Il est à noter que la réglementation au regard des matériels d'épandage des effluents bruts évoluera dans les années qui viennent.

Tableau 5. Facteurs des émissions azotées lors des épandages d'effluents et de digestats

Emissions à l'épandage	Lisier (Référence)	Fumier (Référence)	Digestat liquide	Digestat solide
N_{NH_3} (%TAN), hors facteurs d'abattement	40% du TAN (TAN : 70% de N_{tot} , EMEP/EEA, 2019, Tier 2)	68% du TAN (TAN : 60% de N_{tot} , EMEP/EEA, 2019, Tier 2)	Identique au lisier : 40% du TAN (TAN : suivant minéralisation du carbone dans le digesteur, soit 76% et 70% de N_{tot} pour les scénarios culture puis élevage)	80% du TAN* (TAN : suivant minéralisation du carbone dans le digesteur, soit 58% et 59% de N_{tot} pour les scénarios culture puis élevage)
N_{N_2O} direct (% N_{tot})	1% (IPCC, 2006)	1% (IPCC, 2006)	1% (IPCC, 2006)	1% (IPCC, 2006)
NO_x (% N_{tot})	2,6% (Field et al., 2009)	2,6% (Field et al., 2009)	2,6% (Field et al., 2009)	2,6% (Field et al., 2009)
MFE (azote) / N_{tot}	0,59 (Brockmann et al, 2018)	0,42 (Brockmann 2018)	Scénario culture : 0,76 Scénario élevage : 0,70 (Brockmann 2018)	Scénario culture : 0,58 Scénario élevage : 0,59 (Brockmann 2018)

* : Le pourcentage d'émission de NH_3 du digestat solide vient de Agrammon Group (2013)

Au sein des scénarios avec et sans méthanisation, les matières organiques épandues possèdent une valeur fertilisante. La valeur fertilisante de ces matières est comptabilisée selon la méthode de Brockmann et al. (2018) et est utilisée pour remplacer les apports d'engrais minéraux azotés des CIVE (rebouclage des éléments fertilisants) et comptabiliser les éléments fertilisants pouvant être utilisés sur d'autres productions agricoles (voir Figure 2 et Figure 3 de la section 1.3.1.1.2). La valeur fertilisante des digestats est calculée en fonction des teneurs en azote, phosphore et potassium de l'ensemble des substrats. Les éléments fertilisants provenant des CIVE et des résidus, qui sont initialement apportés par des engrais minéraux, se retrouvent donc dans le digestat avec les éléments fertilisants apportés par les effluents d'élevages. Ces éléments sont épandus sur les surfaces agricoles dont une part est rebouclée sur les CIVE. Les résultats d'impacts en lien avec la fertilisation des CIVE font donc apparaître une utilisation d'engrais minéraux épandus sur les CIVE et un évitement d'engrais minéraux azotés permet grâce au retour au sol du digestat. Les quantités d'azote, de phosphore et de potassium fournies par les différents scénarios sont spécifiés dans les Tableau 9, Tableau 10 et Tableau 23.

Les MFE des matières organiques sont déterminées suivant le modèle de Brockmann et al., (2018) :

$$MFE_N = N_{org} \cdot k_{min} + N_{min} - N_{emissions}$$

Où les teneurs en azote organique (N_{org}) et minéral (N_{min}) sont déterminées via les valeurs de TAN (Annexe A.3). Le facteur de minéralisation au sol de l'azote organique (k_{min}) est fixé à 67% pour le lisier, le fumier et le digestat solide (en complément de la minéralisation au stockage) (D. Brockmann et al., 2018). Il est fixé à 75% de l'azote organique appliqué pour le digestat liquide. Ces facteurs de minéralisation au sol à long terme sont appliqués à l'azote organique épandu et s'ajoute à la minéralisation subit lors des étapes de stockage (10% de l'azote organique). Les émissions azotées prises en comptes sont les émissions de NH_3 , de NO_x et de N_2O présentées dans le Tableau 5. Les pertes en nitrates ne sont pas comptabilisées à l'épandage des matières organiques et minérales car le modèle d'émission de nitrate utilisé par Agribalyse est indépendant de la quantité d'azote apportée (Koch & Salou, 2020) et sont comptabilisés au sein des inventaires de production agricole.

Les équivalences des apports organiques en termes d'engrais minéraux azotés sont donc de 59% et 42% pour les lisiers et fumiers bruts, puis de 76% et 58% pour les digestat liquide et solide du scénario « culture » et de 70% et 59% pour les digestat liquide et solide du scénario « élevage ». Concernant les éléments phosphore et potassium, les équivalents pris en comptes sont respectivement de 95% et 100% des apports.

1.3.3.3.3 Emissions de phosphate

Les émissions de phosphate issues de l'épandage des matières organiques sont liées aux phénomènes de lixiviation et de ruissellement. Le modèle SALCA-P est utilisé en suivant les données moyennes de référence pour le ruissellement et la lixiviation, associées aux terres arables : 0,07 kg P / ha pour le ruissellement vers les eaux de rivière et 0,175 kg P / ha pour la lixiviation vers les eaux souterraines (Prasuhn, 2006). Ce modèle différencie les émissions vers l'environnement en affectant des ratios suivant les types d'apports d'engrais minéraux et organiques, solide et liquide.

1.3.3.3.4 Eléments traces métalliques

Finalement, l'épandage des engrais organiques et minéraux est associé à des émissions de métaux lourds. Ces émissions ont des impacts potentiels sur les catégories de toxicité humaine et d'écotoxicité. Il est considéré que la totalité des métaux lourds contenus dans les matières organiques est émise vers les sols agricoles. Les compositions en métaux lourds des lisiers, des fumiers et des digestats sont présentées en Annexe A.3. Les compositions des digestats sont obtenues par un bilan massique via les éléments traces métalliques contenus dans les substrats.

Par contre, pour la fertilisation des CIVE, la modélisation des émissions au champ d'éléments traces métalliques par les engrais minéraux est différente. En effet, la modélisation des émissions d'éléments traces métalliques liées aux engrais minéraux est intégrée dans l'outil en ligne MEANS InOut, développé par l'INRAE et le CIRAD, qui a été utilisé pour la modélisation des périodes d'interculture. L'outil MEANS InOut utilise le modèle SALCA-SM pour estimer des émissions au champ d'éléments traces métalliques. Le modèle SALCA-SM considère une répartition des émissions vers les compartiments sol, eaux de surface et souterraine et pas uniquement vers les sols agricoles.

La répartition entre ces différents compartiments n'est ensuite pas considérée pour les émissions évitées d'engrais minéraux par l'épandage des matières organiques et pour les exportations d'éléments traces métalliques par la récolte des CIVE et des résidus de culture. Ces émissions liées à l'épandage des engrais organiques, à l'évitement d'épandage d'engrais minéraux et à l'export dû aux récoltes n'ont pas été calculées via la plateforme MEANS InOut, mais suivant Agribalyse (Koch & Salou, 2020) qui proposent des teneurs en éléments traces métalliques et un modèle d'émissions vers le compartiment sol agricole uniquement.

1.3.3.4 Analyse de sensibilité

Afin de tester la variation des résultats d'impacts environnementaux par rapport à certains paramètres liés à la gestion du digestat, deux analyses de sensibilité ont été menées :

- La couverture du stockage du digestat devient obligatoire avec les nouvelles réglementation ICPE 2021. Il est ici testé les conséquences de la non-couverture du digestat associée à une augmentation de la volatilisation de l'ammoniac et une perte de biogaz.
- Les scénarios avec méthanisation sont modélisés en prenant en compte des abattements d'émissions d'ammoniac via l'utilisation d'un équipement adapté soumis à la réglementation. Les matériels d'épandage pris en compte correspondent aux matériels présentant le plus faible taux d'abattement de la volatilisation d'ammoniac. L'analyse de sensibilité teste l'usage des meilleures techniques d'épandage à disposition, à savoir l'injection du digestat liquide et l'incorporation immédiate du digestat solide. Les valeurs fertilisantes sont ainsi adaptées selon le matériel utilisé.

L'ACV réalisée compare des systèmes avec et sans méthanisation mais remplissant les mêmes fonctions. La modélisation des scénarios prend en compte l'ensemble des étapes de l'amont agricole jusqu'à l'épandage du digestat. Les différences entre les scénarios « culture » et « élevage » proviennent principalement :

- De la composition des mélanges de substrats (ratio entre CIVE, effluents et résidus de culture) ;
- De la caractérisation des mélanges de substrats (teneur en azote, potentiel méthanogène...).

L'introduction de cultures intermédiaires au sein des cycles de culture induit un bénéfice pour les scénarios avec méthanisation. Par rapport aux scénarios de référence intégrant des CIPAN, la couverture du sol par des CIVE durant cette période d'interculture va permettre de stocker plus de carbone atmosphérique.

En amont de l'unité de méthanisation, la prise en charge des effluents d'élevage par la méthanisation réduit de 180 jours à 8 jours la durée du stockage. En aval, la production d'un digestat va permettre d'exporter des éléments fertilisants suivant la balance entre l'azote contenu dans le digestat et l'azote mobilisé pour les CIVE.

Finalement, la production d'une quantité de chaleur via la combustion de biométhane est comparée à la production d'énergie via la combustion de gaz naturel.

1.4 Méthodologie d'évaluation

Le bilan environnemental des scénarios étudiés est réalisé selon le cadre méthodologique de l'ACV. Cette méthodologie est encadrée par les normes ISO 14040 et 14044 (ISO, 2006a, 2006b) pour la réalisation de bilan multicritère et multi-étapes.

1.4.1 Type de modélisation

L'ACV réalisée dans cette étude prend en compte tous les flux entrants et sortants des systèmes étudiés afin d'identifier les étapes du système les plus contributrices et les possibilités de réduction d'impacts. Cette analyse, effectuée sur la base des différents indicateurs d'impacts environnementaux de l'ACV permet notamment :

- de comparer deux systèmes remplissant la ou les mêmes fonctions ;
- de quantifier les bénéfices ou les impacts environnementaux liés aux changements de pratiques agricoles ;
- de déterminer des possibles transferts de pollution entre étapes de production et entre catégories d'impacts.

La modélisation étudie les systèmes sur la base de leur fonctionnement normal et sans considérer de changement ni de période de transition. Les données de modélisation de premier et d'arrière-plan sont des données « moyennes » et non « marginales ». La gestion des co-produits, détaillée dans la partie suivante, est réalisée par extension de système pour les inventaires de premiers plans (exportation d'éléments fertilisants, gestion du digestat...). Pour les données d'arrière-plan, la base de données Ecoinvent 3.6 version APOS (Allocation at the Point of Substitution) est utilisée pour les données comme la production d'électricité par exemple, et la base de données Ecoinvent 3.5 version Cut-off est utilisée pour les inventaires agricoles (base de données par défaut mobilisée par Agribalyse). Seul un facteur de stockage de carbone atmosphérique vers le carbone organique du sol sera pris en compte. Ce flux de stockage de carbone ne peut être considéré que pour une période de temps limitée d'environ 20 ans (voir section 1.3.1.1.4).

1.4.2 Gestion de la multifonctionnalité

Pour cette étude, les trois fonctions que remplissent les scénarios étudiés sont : la production d'énergie, le traitement d'effluents d'élevage et la production d'engrais. Afin de comparer les scénarios suivant la méthodologie de l'ACV, il est nécessaire d'établir clairement une équivalence fonctionnelle entre les scénarios avec et sans la méthanisation. Différentes possibilités de gestion de la multifonctionnalité sont proposés par l'amendement 2 daté de 2020 de la norme ISO 14044 (ISO, 2006a, 2006b) :

- **La subdivision des étapes** (Figure 4)

Seules les étapes directement liées à la production d'énergie seraient à considérer. Cette gestion est difficilement applicable pour les scénarios avec méthanisation où les flux de matière sont associés à des changements de phase et des variations de concentration d'éléments. Les flux de matières étant continus, indissociables et liés à chacune des fonctions, isoler les étapes uniquement associées à la production d'énergie n'est pas possible. Cette approche n'est donc pas retenue.

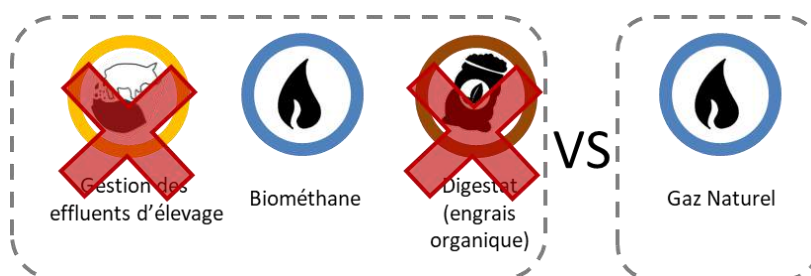


Figure 4. Résolution de la multifonctionnalité par subdivision

- **L'extension des frontières des systèmes via un bouquet d'unités fonctionnelles** (Figure 5)
Il s'agit d'étendre les frontières du système pour intégrer toutes les fonctions de la méthanisation agricole dans chacun des scénarios avec et sans méthanisation. Cette approche est retenue.

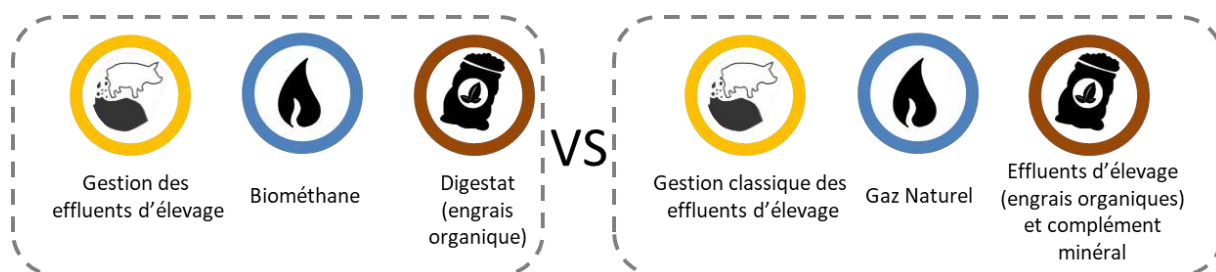


Figure 5. Résolution de la multifonctionnalité par extension des frontières du système

- **L'affectation des impacts entre fonction** (Figure 6)
Les impacts des étapes en amont d'une séparation de flux de matière ou d'énergie sont répartis entre les fonctions des systèmes suivant des ratios massiques, énergétiques ou économiques. En aval de la séparation de flux, les impacts sont affectés uniquement à l'une des fonctions. Pour la fonction de production d'énergie, l'ensemble des impacts de la gestion du biogaz après l'unité de méthanisation sont pris en compte, auxquels sont ajoutés une partie des impacts des étapes communes avec les trois autres fonctions (la digestion anaérobie par exemple). Cette approche n'est pas retenue afin d'obtenir une vision globale des scénarios.

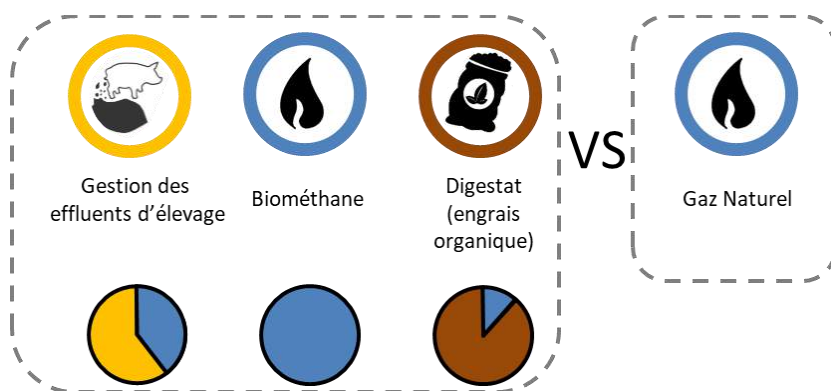


Figure 6. Résolution de la multifonctionnalité par affectation (massique, énergétique ou économique ; les diagrammes circulaires figurent une répartition d'impacts entre les fonctions pour les étapes en amont de la séparation des flux ; pour le biométhane, toutes les étapes directement liées à cette fonction lui sont affectées)

L'extension de systèmes est assimilée à une substitution par la Base Carbone (ADEME, 2018b) et par l'ILCD Handbook (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). La norme ISO ne mentionne cependant pas qu'une extension de système doit être réalisée par substitution (ISO, 2006a, 2006b). L'extension des frontières de système et la substitution sont conceptuellement différentes (Heijungs et al., 2021) et ne donnent pas de résultats égaux :

- Pour la substitution (Figure 7), les impacts d'une filière classique produisant un produit le plus équivalent possible au co-produit sont soustraits (car évités) au scénario avec méthanisation. La substitution va soustraire

du résultat du scénario avec méthanisation les émissions issues par exemple d'une gestion classique des effluents d'élevage. La comparaison du scénario avec méthanisation pourrait être faite avec une production seule d'énergie obtenue par la combustion de gaz naturel. Cette approche est discutée en section 2.7.1 en présentant des résultats monocritère sur le changement climatique ;

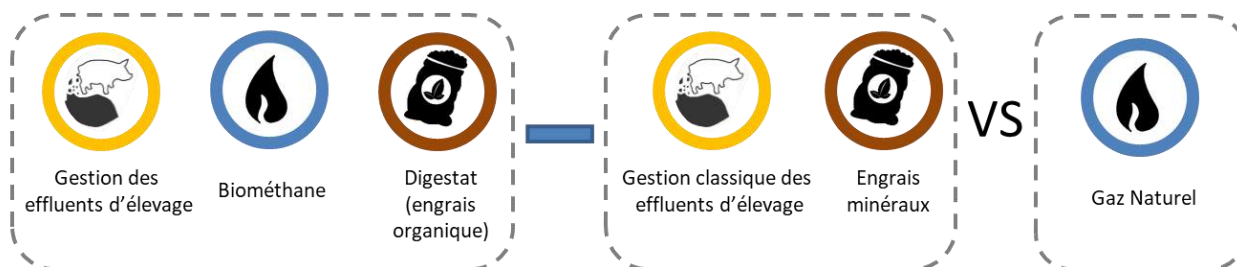


Figure 7. Résolution de la multifonctionnalité par substitution

- Pour une extension de système avec un bouquet d'unités fonctionnelles, les impacts des productions alternatives sont comptabilisés dans le scénario sans méthanisation. C'est à travers la comparaison des scénarios multifonctionnels que les améliorations sont étudiées. La gestion des effluents est prise en compte dans les scénarios avec et sans méthanisation puisque les scénarios avec méthanisation gèrent les effluents en digestion anaérobie tandis que les scénarios sans méthanisation incluent les gestions classiques de ces mêmes quantités d'effluents d'élevages.

Les unités fonctionnelles proposées par ces deux interprétations d'extension des frontières du périmètre d'étude sont différentes (Heijungs, 2014; Heijungs & Guinée, 2007). La substitution repose sur une unité fonctionnelle simple où la multifonctionnalité transparait uniquement à travers des potentielles émissions évitées. L'extension de système repose sur un bouquet d'unités fonctionnelles qui permet d'établir les améliorations d'impact à travers la comparaison de scénarios.

Dans cette étude, la multifonctionnalité est prise en compte par extension des frontières du système en intégrant les fonctions supplémentaires fournies par la méthanisation aux deux systèmes comparés. Cette approche donne une vision particulièrement lisible des bénéfices liés à la gestion des effluents d'élevage et à l'exportation de fertilisants. Cependant, la comparaison des résultats obtenus au sein de cette étude avec ceux d'autres études doit être réalisée avec certaines précautions. Il s'agit en effet de vérifier la cohérence des fonctions prises en compte (uniquement production d'énergie ou panel de fonctions) et la manière dont elles sont gérées par affectation, bouquet d'unités fonctionnelles ou substitution (en plus de la vérification des étapes intégrées aux scénarios, les mélanges de substrats et de déchets, la configuration de l'unité de méthanisation, ou encore le type d'énergie produite).

1.4.3 Evaluation des impacts environnementaux

La méthode de calcul d'impacts environnementaux est l'*Environmental Footprint 3* (European Commission, 2018b; Fazio et al., 2018). Cette méthode regroupe un ensemble de 16 indicateurs recommandés par la Commission Européenne (Tableau 6). Les trois indicateurs de toxicité sur l'homme et d'écotoxicité qui y sont proposés par défaut modélisent les impacts de l'ensemble des substances dont les impacts des éléments traces métalliques. Du fait de l'incertitude liés aux résultats obtenus sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, les auteurs de ces indicateurs et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement précisent aussi que les différences de résultats ne sont significatives qu'à des échelles logarithmiques au regard de l'avancée des recherches (Bijster et al., 2018; UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative, 2019).

Il faut noter que l'indicateur de ressources énergétiques associe les ressources fossiles et nucléaires.

Tableau 6. Détails des indicateurs d'impacts et niveau de recommandation/confiance des indicateurs d'impacts selon ILCD (Fazio et al., 2018)

Catégorie d'impact	Problématiques mesurées	Unité	Niveau de recommandation
Changement climatique	Modification des équilibres climatiques, et notamment du phénomène naturel d'effet de serre, due à l'augmentation d'origine anthropique de certains gaz dans l'atmosphère (les principaux sont le CO₂, le CH₄ et le N₂O...). Modèle basé sur l'IPCC 2013, GWP100, avec prise en compte de boucles de rétroaction et certains facteurs adaptés par les auteurs de la méthode : Facteur de caractérisation du CO₂ biogénique : 0 kg eq CO₂ / kg ; Facteur de caractérisation du CH₄ biogénique : 34 kg eq CO₂ / kg ; CH₄ fossile : 36,8 kg eq CO₂ / kg Facteur de caractérisation du N₂O : 298 kg eq CO₂ / kg A noter que l'AR 6 de l'IPCC, publié en août 2021 lors de la révision de cette étude, fournit des facteurs de caractérisation révisés¹⁷.	kg CO ₂ eq	I
Destruction de l'ozone stratosphérique	Phénomène de destruction de la couche d'ozone stratosphérique dû notamment aux gaz CFC. Cette couche est une protection pour les organismes vivants en absorbant les rayons ultraviolets nocifs.	kg CFC-11 eq	I
Formation d'ozone photochimique	Pollution à l'ozone ou « smog » générée par l'émission dans les couches basses de l'atmosphère de composés organiques volatils et de NO _x . L'ozone est un fort oxydant, il provoque des problèmes respiratoires et limite la croissance végétale.	kg NMVOC eq	II
Particules fines	Pollution aux particules fines en suspension dans l'air pouvant avoir de fortes conséquences sanitaires suite à leur infiltration dans les voies respiratoires. En plus des particules issues des combustions, les oxydes d'azote, de soufre et l'ammoniac sont des gaz liés à la production de particules.	Disease incidence	I
Toxicité humaine (effet cancérigène)	Catégories d'impact représentant les effets toxiques sur l'être humain, en termes de morbidité, des émissions de substances dans l'environnement (modèle USETox). Pour chacun des deux indicateurs, la version étudiée est celle où les conséquences des métaux lourds sont modélisées	CTUh	II / III
Toxicité humaine (effet non cancérigène)		CTUh	II / III
Radiation ionisante (santé humaine)	Quantification des impacts des radiations ionisantes sur la population.	kBq U ²³⁵ eq	II
Acidification	Phénomène naturel qui est amplifié par l'augmentation de polluants atmosphériques, notamment le NH ₃ , les NO _x et le SO ₂ . Cet effet se traduit par une diminution de l'absorption d'éléments minéraux par la végétation.	mol H ⁺ eq	II

¹⁷ https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf

<i>Eutrophisation terrestre</i>	Enrichissement excessif d'un milieu terrestre en éléments nutritifs azotés suite à la déposition d'éléments azotés préalablement émis vers l'atmosphère.	mol N eq	II
<i>Eutrophisation des eaux douces</i>	Enrichissement excessif d'un milieu aquatique en éléments nutritifs phosphatés. En milieu aquatique, cet enrichissement peut provoquer un développement surabondant de biomasse végétale dont la décomposition ultérieure consomme, en partie ou en totalité, l'oxygène dissous dans l'eau et réduit la biodiversité du milieu aquatique.	kg P eq	II
<i>Eutrophisation marine</i>	Enrichissement excessif d'un milieu aquatique en éléments nutritifs azotés.	kg N eq	II
<i>Ecotoxicité de l'eau douce</i>	Catégorie d'impact représentant les effets toxiques sur les écosystèmes d'eau douce, en termes de fraction d'espèces potentiellement affectées, des émissions de substances dans l'environnement (modèle USETox). La version étudiée est celle où les conséquences des métaux lourds sont modélisées.	CTUe	II / III
<i>Occupation des terres</i>	L'indicateur est l'index de qualité des sols proposé par le modèle LANCA V2.2.	Pt	III
<i>Epuisement des ressources en eau</i>	Modèle Relative Available WAtER REMaining (AWARE) qui mesure la ressource disponible restant dans le milieu après que la demande des humains et des écosystèmes aquatiques a été satisfaite	m³ depriv.	III
<i>Epuisement des ressources métalliques et minérales</i>	Indicateur de mesure de l'utilisation de ressources métalliques et minérales	kg Sb eq	III
<i>Epuisement des ressources énergétiques</i>	Indicateur de mesure de l'utilisation de ressources énergétiques fossiles et nucléaires	MJ	III

Niveau I : recommandé et satisfaisant

Niveau II : recommandé, mais besoin de quelques améliorations

Niveau III : recommandé, mais devrait être utilisé avec prudence

1.4.4 Données utilisées

1.4.4.1 Sources des données

Les Inventaires du Cycle Vie (ICV) relatifs aux systèmes de cultures ont été modélisés grâce à l'outil en ligne MEANS InOut, développé par INRAE et le CIRAD (<https://www6.inra.fr/means>). Cette plateforme permet de modéliser des productions agricoles et de calculer les émissions vers l'environnement (NH₃, N₂O, cadmium, plomb...) suivant les modèles d'émissions sélectionnés. Les données des étapes unitaires (labour, épandage, récolte...) proviennent de la base de données Agribalyse V3 (Koch & Salou, 2020) développée par l'ADEME et dédiée aux productions agricoles françaises. Ces inventaires sont représentatifs des modes de production conventionnels moyens à l'échelle de la France. Aussi, comme il a été convenu avec le comité de pilotage, la modélisation des étapes depuis la digestion anaérobie et jusqu'à la combustion du biométhane en chaudière sont identiques pour les effluents d'élevage, les résidus et les CIVE,

et repose en partie sur les hypothèses consensuelles prises par les études Quantis – Enea Consulting (Vargas et al., 2017).

Les données dites d'arrière plan qui sont des données génériques (production d'électricité, modélisation des transports de matières...) sont issues de la base de données Ecoinvent 3.6 (Wernet et al., 2016).

En termes d'outil informatique, la modélisation ACV a été réalisée avec le logiciel SimaPro (version 9.1.1.1).

1.4.4.2 Qualité des données

La qualité des données est un enjeu essentiel en ACV car elle conditionne fortement la robustesse des résultats et leur interprétation. Il convient donc d'analyser leur qualité selon les critères recouvrant l'ensemble des aspects influençant le niveau de qualité des données (fiabilité, exhaustivité, représentativités technologique, géographique et temporelle) selon Weidema & Wesnæs (1996), et de mettre en regard cette qualité des données avec leur niveau de contribution aux impacts : plus une donnée intervient fortement dans les résultats (i.e. elle est utilisée pour calculer un fort contributeur aux impacts), plus le niveau de qualité attendu est important. Ces analyses ont été réalisées pour les systèmes avec et sans méthanisation.

Tableau 7. Matrice de pedigree utilisée pour évaluer la qualité des sources de données (Bo Pedersen Weidema & Wesnæs, 1996)

Score de qualité	1	2	3	4	5
Fiabilité	Données vérifiées sur la base de mesures	Données vérifiées basées en partie sur des hypothèses ou données non vérifiées basées sur des mesures	Données non vérifiées et basées en partie sur des hypothèses	Estimation qualifiée (par exemple par un expert industriel)	Estimation non qualifiée
Exhaustivité	Des données représentatives provenant d'un échantillon suffisant de sites sur une période adéquate pour compenser les fluctuations normales	Données représentatives provenant d'un nombre plus restreint de sites mais pour des périodes adéquates	Données représentatives provenant d'un nombre adéquat de sites mais sur des périodes plus courtes	Données représentatives mais provenant d'un nombre plus restreint de sites et de périodes plus courtes ou données incomplètes provenant d'un nombre adéquat de sites et de périodes	Représentativité des données inconnues ou incomplètes provenant d'un plus petit nombre de sites et/ou de périodes plus courtes
Repr. Temporelle	Moins de 3 ans de différence avec l'année d'études	Moins de 6 ans de différence avec l'année d'études	Moins de 10 ans de différence avec l'année d'études	Moins de 15 ans de différence avec l'année d'études	Âge des données inconnu ou plus de 15 ans de différence
Repr. Géographique	Données provenant de la zone étudiée	Données moyennes d'une zone plus étendue mais dans laquelle la zone étudiée est incluse	Données provenant de zones ayant des conditions de production similaires	Données provenant d'une zone dont les conditions de production sont légèrement similaires	Données provenant de zones inconnues ou de zones dont les conditions de production sont très différentes
Repr. Technologique	Données spécifiques aux entreprises, procédés et matériaux à l'étude	Données provenant de procédés et de matériaux à l'étude mais provenant d'entreprises différentes	Données provenant de procédés et de matériaux à l'étude mais d'une technologie différente	Données sur des procédés ou matériaux apparentés mais de même technologie	Données sur des procédés ou matériaux apparentés mais de technologie différente

Au sein de l'analyse de la qualité des données, les contributions des étapes concernées sont échelonnées entre forte, moyenne et faible (contribution >20%, contribution comprise entre 5 et 20%, contribution inférieure à 5%).

En complément de l'analyse de la qualité des données, la vérification de la complétude, de la sensibilité et de la cohérence des données est réalisée. L'étude de la complétude consiste à s'assurer que toutes les informations pertinentes et les données requises pour l'interprétation sont disponibles et complètes. L'étude de la sensibilité consiste à évaluer la fiabilité des résultats et des conclusions obtenues en déterminant s'ils sont affectés par des incertitudes des données. Elle reprend donc les analyses de sensibilité et les analyses d'incertitude. L'analyse de la cohérence des données va approfondir les différences de qualité des données au regard des objectifs et du champ de l'étude (en termes de différences régionales, temporelles, méthodologique, de calcul d'impact).

1.4.5 Analyses d'incertitude

En complément des analyses de sensibilité (étudiant la variabilité de paramètres spécifiques) et des analyses de la qualité des données, une analyse de l'incertitude des données a été réalisée. L'analyse d'incertitude de type Monte Carlo a été réalisée dans SimaPro avec 1000 simulations de résultats pour chacun des quatre scénarios « culture » et « élevage », avec et sans méthanisation. L'incertitude des données a été estimée sur la base des résultats des indicateurs de qualité de données détaillés précédemment au sein de la matrice pedigree (section 2.6.1 et Weidema & Wesnæs, 1996). Pour une valeur technique ou d'émission d'un inventaire, la matrice pedigree relative à la qualité de la donnée permet d'obtenir un écart type associé à une loi de distribution log-normale. Chaque simulation mobilise ainsi un jeu de données dont les valeurs sont comprises dans ces plages de distribution. Les jeux de données d'ICV créés via ces incertitudes vont permettre de calculer des jeux de résultats d'impacts environnementaux. Un intervalle de confiance à 95% des résultats d'impact au regard de l'incertitude des données est obtenu.

Les incertitudes sont implémentées sur les paramètres de base. Les valeurs de paramètre étudiées en analyse de sensibilité ne sont pas prises en compte dans les distributions log-normales utilisées ici. Par exemple, l'analyse Monte Carlo associe une incertitude autour du taux d'émission de biogaz de 0,5% au niveau du digesteur. Par contre, cette distribution n'intègre pas les valeurs de fuites de biogaz à 0,15%, 1,5% et 3% de l'analyse de sensibilité.

L'analyse d'incertitude via Monte Carlo se poursuit par une analyse de discernabilité menée pour 1000 simulations de comparaisons des scénarios « élevage » avec et sans méthanisation puis des scénarios « culture » avec et sans méthanisation. L'objectif de cette analyse de discernabilité est de déterminer, lors d'une comparaison, combien de fois un scénario obtient de meilleurs scores environnementaux sur les différents impacts qu'un autre scénario, via des simulations de jeu de donnée d'incertitude implémentée (Mendoza Beltran et al., 2018). D'autres analyses d'incertitudes liées à la comparaison de scénarios peuvent être menées (analyse des recouvrement d'aires de répartition des résultats, analyse de la pertinence des catégories d'impacts, test de la significativité des différences de résultats...) mais l'analyse de discernabilité a été choisie en étant directement implémentée au sein de SimaPro. Cette analyse permet de discuter et de prendre du recul par rapport aux résultats environnementaux fixes obtenus dans les premières parties de résultats. Les résultats obtenus correspondent aux pourcentages du nombre de fois où le scénario avec méthanisation obtient un meilleur score que le scénario de référence.

1.4.6 Récapitulatif des analyses de sensibilité

Au sein d'un scénario, une analyse de sensibilité va permettre de déterminer les variations de résultats d'impacts que peuvent engendrer les variations de paramètres du système de production. Les analyses de sensibilité ont été détaillées dans les parties 1.3.1.1.5, puis 1.3.2.2.4 et enfin 1.3.3.4. Le Tableau 8 propose un récapitulatif des paramètres testés.

Aussi, pour le scénario « culture », une analyse de la sensibilité portant sur l'action simultanée de trois leviers d'optimisation est testée. Les trois leviers d'action sont : l'introduction de légumineuses dans le mélange de CIVE, la pratique d'épandage limitant fortement la volatilisation d'ammoniac et le changement du mix électrique

Tableau 8 Récapitulatif des paramètres testés

	Scénario avec méthanisation	Scénario sans méthanisation
Pratiques agricoles	Seulement pour le scénario « culture » où les CIVE sont majoritaires : - Doublement du stockage de carbone par les CIVE - Introduction de légumineuses dans le mélange de CIVE - Réduction du rendement des CIVE de 7 à 4 t MS / ha	- Retrait de CIPAN pour modéliser une période d'interculture à sols nus
Critères techniques	- Stockage de digestat non couvert (situation non réglementaire au regard des réglementations ICPE 2021) ou par une couverture étanche uniquement aux eaux de pluie, sans récupération du biogaz résiduel - Diminution des émissions fugitives à 0,15% puis augmentation de ces émissions à 1,5 puis 3% (par défaut : 0,5%) - Changement du mix électrique français au mix électrique norvégien.	
Pratiques d'épandage	- Usage d'un matériel d'épandage optimisé (enfouissement direct et injection)	

2 Résultats et interprétation

Les résultats d'impacts environnementaux des scénarios « culture » et « élevage » sont présentés et analysés dans cette partie. Tous les résultats sont exprimés en pourcentage par rapport aux résultats agrégés des scénarios sans méthanisation. Pour chaque scénario « culture » et « élevage », les alternatives avec et sans méthanisation sont comparées sur la base des mêmes bouquets de fonctions assemblées au sein d'une UF par scénario (cf. section 1.2.3). Ces scénarios ne sont en effet pas uniquement producteurs d'énergie, mais exportent des éléments fertilisants et gèrent et valorisent des effluents d'élevage. Etudier ces résultats sans prendre en compte l'intégralité de ces fonctions pourrait entraîner de mauvaises interprétations.

Les conséquences de certains paramètres clés des scénarios sur les résultats d'impacts sont ensuite étudiées. Puis, une analyse des étapes de cycle de vie les plus contributrices sur les bilans environnementaux est réalisée pour approfondir l'analyse des étapes critiques sur chaque indicateur environnemental.

A la suite de ces résultats, la cohérence des flux de carbone et d'azote pour les scénarios avec méthanisation est analysée. L'analyse des scénarios est finalisée testant une autre méthode de gestion de la multifonctionnalité par substitution des co-fonctions et non par prise en compte d'un bouquet d'UF.

2.1 Quantités de substrats, d'éléments fertilisants exportés et production de biométhane et de gaz naturel

La fonction principale des systèmes comparés étant la production d'énergie, la base de l'unité fonctionnelle choisie est l'injection dans le réseau gazier français de 1 kilowattheure (PCI) d'énergie chaleur sous forme de méthane, consommé en France.

En fonction des hypothèses de modélisation retenues, les quantités de substrats, d'éléments fertilisants exportés et de digestat varient pour chacun des scénarios retenus. Le Tableau 9 récapitule ces quantités pour chacun des scénarios avec méthanisation. Le Tableau 10 récapitule ces éléments de flux gérés pour les scénarios sans méthanisation.

Les variations de valeurs de paramètres explorées au sein des analyses de sensibilité font aussi évoluer les UF. Le Tableau 23 présenté en Annexe A.4 récapitule les valeurs que prennent ses flux de substrats et d'éléments fertilisants au sein des bouquets d'UF pour chacune des analyses de sensibilité.

Tableau 9. : Quantités de substrats, éléments fertilisants exportés, quantités de digestat produits et volume et masse de biogaz et de biométhane obtenus pour les deux scénarios « culture » et « élevage » avec méthanisation

	Substrats			Eléments fertilisants*			Digestat*	Biogaz total produit**	Biogaz envoyé en épuration***	Biométhane après distribution
	Cultures intermédiaires et résidus	Déjections animales	Total substrat	N	P ₂ O ₅	K ₂ O				
scénarios « culture »	753 g de CIVE 151 g de résidus de cultures	226 g de lisier porcin 377 g de fumier bovin	« Mélange culture » 1 507 g MB	4,46 g disponibles dont 2,39 g épandus sur les CIVE soit 2,07 g N exportés	2,91 g disponible Soit 1,35 g exportés	8,25 g disponible Soit 3,83 g exportés	1,25 kg produit Soit 0,58 kg exporté	0,211 Nm ³ Soit 260 g 58,5% CH ₄	0,184 Nm ³ Soit 227 g 58,5% CH ₄	0,109 Nm ³ Soit 82,4 g 97% CH ₄
scénarios « élevage »	391 g de CIVE 163 g de résidus de cultures	1 950 g de lisier porcin 749 g de fumier bovin	« Mélange élevage » 3 253 g MB	9,07 g disponibles dont 1,24 g épandus sur les CIVE soit 7,83 g N exportés	6,44 g disponible Soit 5,56 g exportés	16 g disponible Soit 13,81 g exportés	2,99 kg Soit 2,58 kg exportés	0,247 Nm ³ Soit 309 g 57,2% CH ₄	0,188 Nm ³ Soit 234 g 57,2% CH ₄	0,109 Nm ³ 82,4 g 97% CH ₄

* Les masses d'éléments fertilisants exportés et de digestats exportés sont déterminés par les masses totales déduites de la part épandue sur les CIVE suivant leur besoin en azote

** Les compositions des biogaz en CH₄ sont différents du fait de mélanges de substrats différents dont les potentiels biogaz et les caractérisations des biogaz obtenus sont différents (voir Tableau 18 en Annexe A.3)

*** Après autoconsommation de biogaz (pour la production de chaleur), envoi en torchère et émissions fugitives

Tableau 10. : Quantités de substrats, éléments fertilisants exportés, quantités de gaz naturel gérés pour les deux scénarios « culture » et « élevage » sans méthanisation

	<i>Substrats gérés classiquement</i>		<i>Eléments fertilisants*</i>			<i>Gaz naturel</i>
	Cultures intermédiaires et résidus	Déjections animales	N*	P ₂ O ₅ *	K ₂ O*	
<i>scénarios « culture »</i>	269 g de CIPAN enfouis 151 g de résidus de cultures laissés au champ	226 g de lisier porcin 377 g de fumier bovin	2,07 g N exportés dont 1,2 g apportés par les effluents d'élevage	1,35 g exportés dont 1,3 g apportés par les effluents d'élevage	3,83 g exportés dont 3,2 g apportés par les effluents d'élevage	0,109 Nm ³ Soit 82,4 g 97% CH ₄
<i>scénarios « élevage »</i>	140 g de CIPAN enfouis 163 g de résidus de cultures	1 950 g de lisier porcin 749 g de fumier bovin	7,83 g N exportés dont 4,9 g apportés par les effluents d'élevage	5,56 g exportés dont 5,2 g apportés par les effluents d'élevage	13,81 g exportés dont 13,5 g apportés par les effluents d'élevage	0,109 Nm ³ 82,4 g 97% CH ₄

* Ammonium nitrate, as N {RER} | ammonium nitrate production | Cut-off, S ; Average mineral fertilizer, as P₂O₅, at regional storehouse/FR | Cut-off, S ; Average mineral fertilizer, as K₂O, at regional storehouse/FR | Cut-off, S.

2.2 Scénarios « culture »

2.2.1 Comparaison du scénario avec méthanisation au scénario de référence

Les comparaisons des résultats agrégés des indicateurs d'impacts environnementaux pour les scénarios « cultures » avec et sans méthanisation sont présentés dans les Figure 8 et Figure 9. Afin de faciliter la lecture, les indicateurs sont regroupés en deux groupes selon les résultats obtenus : meilleures performances environnementales pour le scénario avec méthanisation et résultats non discriminants ou moins bonnes performances pour le scénario avec méthanisation. Les résultats sont ici présentés en pourcentage par rapport au scénario sans méthanisation. Les résultats en unité d'impact sont présentés en Annexe B.

La comparaison entre les scénarios avec et sans méthanisation montre de meilleures performances pour la méthanisation sur 7 indicateurs :

- Meilleures performances de 65% à 85% par rapport au scénario de référence pour **l'épuisement des ressources énergétiques**, le **changement climatique** et la **destruction de la couche d'ozone**.
- Meilleures performances de 18% à 30% par rapport au scénario de référence pour la **formation d'ozone photochimique**, l'émission de **particules fines**, l'**acidification des milieux** et l'**eutrophisation terrestre**.

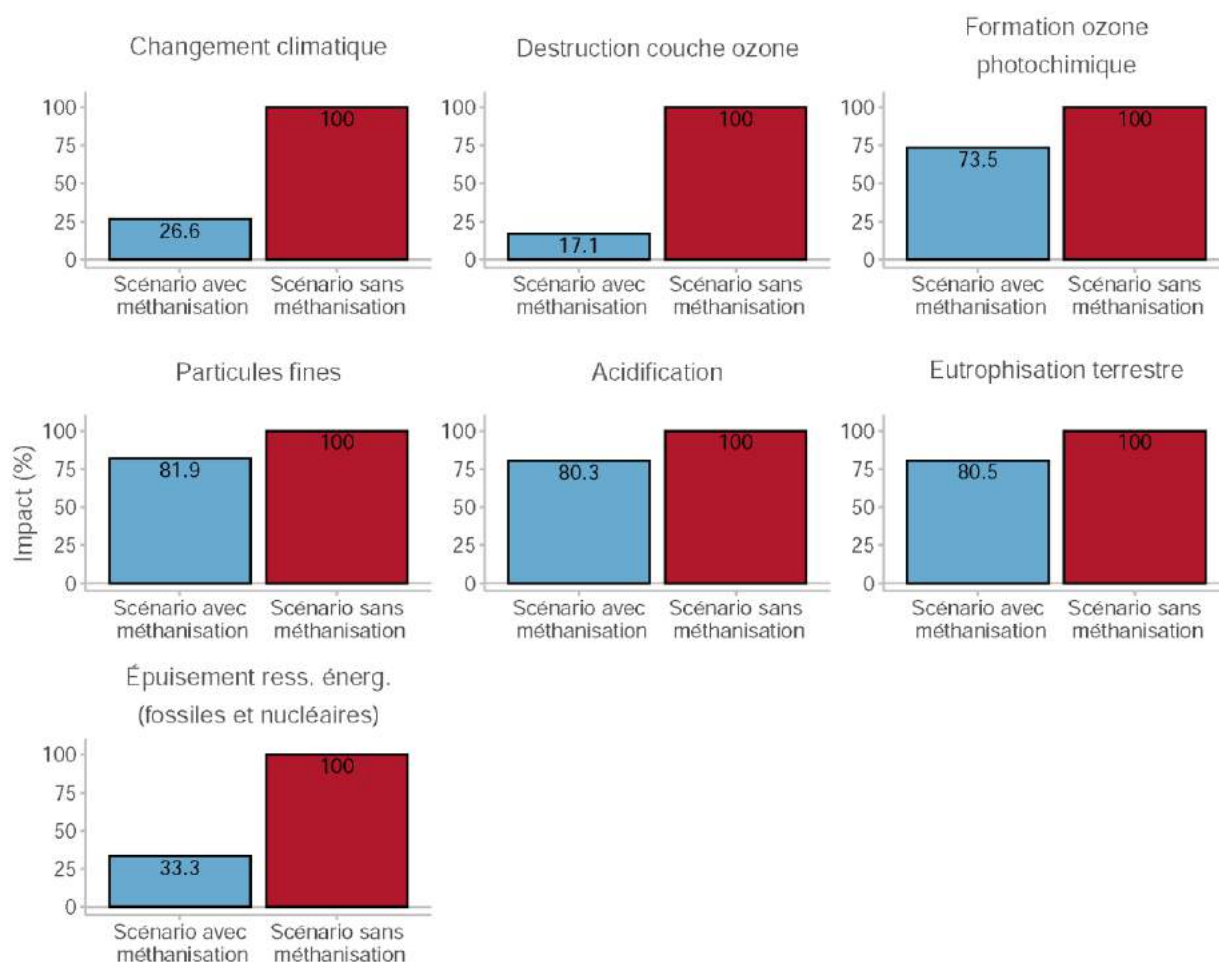


Figure 8. Groupe de résultats d'indicateurs environnementaux où le scénario avec méthanisation obtient de meilleures performances (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les trois indicateurs d'acidification, d'eutrophisation terrestre et de particules fines obtiennent des résultats similaires où la contribution des résultats est dominée par les émissions d'ammoniac pour plus de 93% des impacts pour les scénarios avec et sans méthanisation. Les contributions de cette substance proviennent pour 80% de l'épandage des digestats et pour 9% de leur stockage pour le scénario avec méthanisation. Pour le scénario sans méthanisation, les contributions sont de 60% pour les épandages des effluents bruts et 33% pour leur stockage. La prépondérance du flux d'une substance qui se concentre sur un nombre d'étapes restreint permet de limiter l'incertitude au regard du bénéfice d'environ 20% de réduction observée sur ces indicateurs d'impacts.

Sur l'indicateur de formation d'ozone photochimique, les oxydes d'azote contribuent à 85% et 77% des résultats respectivement pour le scénario avec, puis sans, méthanisation. Les activités émettrices sont cependant plus nombreuses : l'épandage des digestats, la production et l'épandage des engrais minéraux, la combustion de diesel par le machinisme agricole, la combustion du biogaz en autoconsommation et du biométhane, le transport des substrats et la production d'électricité utilisée l'ensemble de la chaîne de valeur.

Pour 5 indicateurs environnementaux, les différences de résultats entre les scénarios sont inférieures aux seuils de significativité fixés à 30% pour les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité et à 10% pour les autres indicateurs d'impacts (Figure 9), (Guérin-Schneider et. al. 2018). Du fait de l'incertitude liés aux résultats obtenus sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, les auteurs de ces indicateurs et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement précisent aussi que les différences de résultats ne sont significatives qu'à des échelles logarithmiques au regard de l'avancée des recherches (Bijster et al., 2018; UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative, 2019). Selon un seuil de 30% de différences, les résultats sur les **deux indicateurs de toxicité et l'indicateur d'écotoxicité des eaux douces** ne montrent pas de différences significatives entre les deux scénarios. Les autres indicateurs qui ne différencient pas les scénarios sont **l'eutrophisation marine et l'occupation des terres**.

Finalement, le scénario avec méthanisation obtient de moins bonnes performances sur l'indicateur de **radiations ionisantes, l'épuisement des ressources métalliques et minérales, l'eutrophisation des eaux douces et l'épuisement des ressources en eaux** (Figure 9).

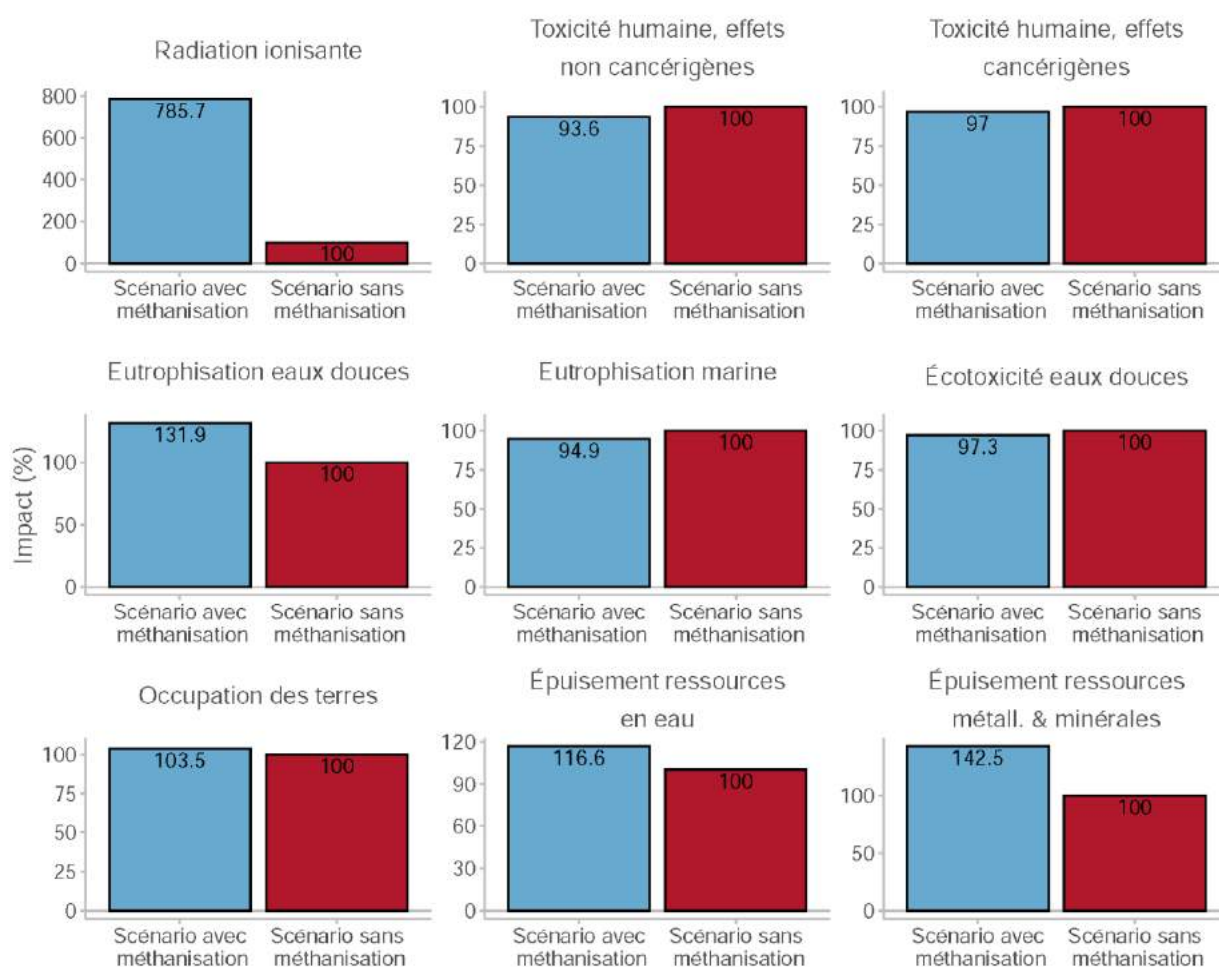


Figure 9 Groupe de résultats d'indicateurs environnementaux non discriminants entre les scénarios avec et sans méthanisation ou avec moins bonnes performances pour le scénario avec méthanisation (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les moins bonnes performances des indicateurs de radiations ionisantes, d'épuisement des ressources en eaux et d'épuisement en ressources métalliques et minérales sont le fait d'un plus grand usage de l'électricité pour le scénario avec méthanisation. Le mix électrique français, généré à plus de 75% par de l'énergie nucléaire, est mobilisé pour les étapes de digestion des substrats et d'épuration du biogaz. La production d'électricité nucléaire contribue ainsi fortement aux résultats sur l'indicateur de radiations ionisantes et d'épuisement des ressources en eaux. Le réseau de distribution de l'électricité, intensif en métaux comme le cuivre, entraîne un résultat plus important pour le scénario avec méthanisation. Ces tendances de résultats ont déjà été relevées dans d'autres études ACV où est mobilisée une électricité d'origine nucléaire, qui est bénéfique sur le changement climatique mais entraîne d'autres impacts nécessaires pour la transformation de biomasse (Brockmann et al., 2015). Une analyse de sensibilité sur le mix électrique utilisé est proposée.

L'indicateur d'eutrophisation des eaux douces obtient un résultat de 32% plus important pour le scénario avec méthanisation. Les résultats sont dominés par les émissions de phosphate à 75% et 68% pour les scénarios avec et sans méthanisation respectivement (les restes des contributions sont liés au phosphore qui est généré à 99% par l'amont agricole). La différence de résultats est liée à l'usage du mix électrique français où est mobilisée une production d'électricité issue de charbon au sein même du mix (part du mix qui reste très limitée) et à travers les procédés d'extraction et de transformation du cuivre nécessaires au réseau électrique. Ces impacts ne sont pas liés aux activités

locales et agricoles de l'unité de méthanisation. Les impacts locaux des gestions des périodes d'intercultures sont relativement similaires sur cet indicateur et ne sont pas à l'origine de la différence de résultats entre les scénarios. Le ruissellement de phosphate généré par l'épandage des effluents est deux fois plus conséquent pour les digestats du fait d'une plus grande masse d'effluent à épandre, par rapport aux effluents bruts du scénario sans méthanisation. L'épandage de digestat permet cependant de remplacer l'usage d'engrais minéraux dont le bénéfice est du même ordre de grandeur que l'augmentation générée par le ruissellement.

Sur l'épuisement des ressources en eau, les activités qui contribuent majoritairement au résultat sont les productions d'engrais (généré, évité et ajusté entre les scénarios avec et sans méthanisation), la production d'électricité utilisée sur la chaîne de valeur du biogaz et enfin la chaîne de valeur du gaz naturel (dominé par l'usage d'acier nécessaire au pipeline).

Les analyses de sensibilité (section 2.2.2) liées à l'introduction de légumineuses au sein de CIVE et à l'optimisation des matériels d'épandage des digestats montrent des réductions d'impact de 10% à 50% sur les indicateurs d'épuisement de ressources en eau, des ressources métalliques et minérales et d'eutrophisation des eaux douces. En dehors de l'épuisement des ressources en eau, les résultats d'impacts du scénario avec méthanisation sur les deux autres indicateurs restent cependant supérieurs au scénario sans méthanisation. L'action simultanée de différents paramètres pourraient permettre d'inverser cette tendance. L'optimisation de la gestion des fertilisants peut tendre à égaliser, voire inverser les résultats sur ces indicateurs.

Pour conclure, pour 3 indicateurs (changement climatique, épuisement des ressources énergétiques et destruction de la couche d'ozone), le scénario « culture » avec méthanisation montre une réduction des impacts environnementaux de plus de 65% comparé au scénario sans méthanisation. Pour 4 autres indicateurs, le scénario avec méthanisation montre des réductions d'impacts autour de 20% à 30%. Les résultats de ces scénarios ne sont, en revanche, pas discriminants pour 5 indicateurs dont les trois indicateurs de toxicité et d'écotoxicité. Finalement, pour 4 indicateurs, le scénario avec méthanisation montre de moins bons résultats. Sur 3 de ces 4 indicateurs, des progrès sont atteignables en optimisant les cycles des éléments fertilisants au sein des agroécosystèmes sans toutefois inverser les résultats sur ces indicateurs. La combinaison de ces optimisations étudiées en analyse de sensibilité de la section 2.2.2.4 montre des possibilités de réduction de ces résultats et l'obtention de résultats égaux sur certains de ces indicateurs, notamment sur l'eutrophisation des eaux douces.

Les écarts observés entre les scénarios avec et sans méthanisation proviennent notamment de : absence ou non d'émissions de CO₂ fossile lors de la combustion finale, usage différencié d'énergie fossile, usage différencié du mix électrique, pratiques de stockage et d'épandage des effluents et digestats différentes, gestions différentes des périodes d'intercultures. L'analyse des étapes clés de ces bilans agrégés est réalisée en partie 2.2.3.

2.2.2 Analyses de sensibilités

La présente partie vise à étudier la variation des résultats obtenus précédemment en fonction de changements opérés sur certains paramètres techniques ou agronomiques. La variation de ces paramètres techniques a le plus souvent des conséquences sur les flux d'éléments fertilisants contenus et valorisés via l'épandage des digestats et les quantités de substrats mobilisés pour remplir la fonction de production d'énergie. Par exemple, une diminution des émissions fugitives permet d'améliorer le rendement global d'une unité de méthanisation. Cette unité de méthanisation a donc besoin d'une plus faible quantité de substrats pour produire un même 1 kWh, et la quantité de digestat obtenu sera mécaniquement plus faible. Ce mécanisme nécessite alors d'ajuster les bouquets d'UF pour chaque cas et de répercuter ces changements de flux sur les scénarios sans méthanisation. Le Tableau 23 présenté en Annexe A.4 récapitule les valeurs que prennent ses flux au sein des bouquets d'UF pour chacune des analyses de sensibilité.

Ainsi, les figures suivantes présentant les résultats des analyses de sensibilité, des scénarios avec et sans méthanisation, sont comparées. Pour les analyses où des ajustements des bouquets d'UF sont nécessaires et où plusieurs scénarios avec méthanisation sont présentés sur la même figure, les scénarios peuvent remplir des bouquets d'UF différents. Alors qu'un seul scénario sans méthanisation est présent sur les figures, les résultats de chaque scénario avec méthanisation sont exprimés en pourcentage par rapport à leurs scénarios de référence respectifs sans méthanisation. Ainsi, pour plus de lisibilité, et quand l'analyse de sensibilité affecte uniquement le scénario avec méthanisation et ajuste les valeurs du bouquet d'UF, seul un scénario sans méthanisation est présenté.

2.2.2.1 Analyses des paramètres agronomiques et pratiques agricoles (culture)

Pour le scénario avec méthanisation, les pratiques agricoles testées concernent la variation de stockage de carbone par les CIVE et l'introduction de légumineuses au sein de ces CIVE. Une réduction du rendement des CIVE est ensuite analysée. Une gestion des périodes d'interculture en sol nu, et donc sans CIPAN, est testée pour le scénario sans méthanisation.

2.2.2.1.1 Stockage de carbone par les CIVE et introduction de légumineuses

La Figure 10 permet de visualiser les réductions d'impacts sur le scénario « culture » avec méthanisation pour le doublement du stockage de carbone par les CIVE et pour l'apport d'azote fourni via l'introduction des légumineuses. Seules les catégories montrant plus de 5% de différence de résultats d'impact par rapport au scénario de base avec méthanisation sont présentées.

Le doublement du stockage de carbone permet d'augmenter la réduction d'impact « changement climatique » par rapport au scénario de référence sans méthanisation de près de 12%. Ce stockage n'a pas de répercussion sur les autres indicateurs environnementaux.

L'introduction des légumineuses au sein des CIVE apporte de l'azote au système grâce à la fixation d'azote atmosphérique par leurs nodosités. Cet apport d'azote réduit les besoins azotés des CIVE de 80 à 30 U-N / ha / an et permet d'exporter une plus grande part des éléments fertilisants des digestats. Ainsi, suite à l'ajustement du bouquet d'UF dont la composante liée à l'azote passe de 2,07 à 3,56 g d'azote exporté par UF (les composantes phosphore et potassium augmentent de manière similaire, Tableau 23), cela se traduit par une augmentation de la quantité d'engrais minéraux considérés dans le scénario sans méthanisation nécessaire pour compléter les équivalences d'UF entre les scénarios. L'effet de l'introduction de légumineuses sur les indicateurs d'impacts est le plus bénéfique sur les indicateurs d'épuisement des ressources en eau (-50% d'impacts), d'épuisement des ressources métalliques et minérales (-13% d'impacts) et d'eutrophisation des eaux douces (-14% d'impacts). Les résultats sur l'indicateur d'épuisement des ressources en eau sont majoritairement liés aux productions d'engrais minéraux supplémentaires pour le scénario sans méthanisation, nécessaires pour ajuster les fonctions de fertilisation des scénarios. Etant dominés par les productions d'engrais, et puisque les ajustements du bouquet d'UF sur les fonctions fertilisantes suite à l'introduction de légumineuses sont importants (près du double du scénario de base), les conséquences sur cet indicateur sont importantes. La diminution des besoins azotés des CIVE suite à l'introduction de légumineuse doit cependant faire l'objet d'approfondissement car la donnée utilisée correspond à la fourniture en azote permis par l'ajout de légumineuses au sein d'une prairie récoltée (COMIFER, 2013). Pour les deux derniers indicateurs, les résultats du scénario avec méthanisation restent moins performants que ceux du scénario sans méthanisation. Une plus grande part de digestats exportés entraîne pour le scénario sans méthanisation de plus grandes quantités de compléments d'engrais minéraux à produire afin qu'il remplisse la même unité fonctionnelle. Les autres indicateurs présentés (formation d'ozone photochimique, formation de particules fines, l'acidification et l'eutrophisation terrestre) montrent des réductions d'impact

plus faibles qui sont liées, non pas à l'augmentation de la quantité de fertilisants de synthèse des scénarios sans méthanisation, mais une augmentation de leur épandage et donc des émissions de NH_3 et de N_2O .

Il est à noter que le stockage de carbone permis par l'introduction des CIVE a une limite temporelle. Ce stockage net n'est seulement possible que jusqu'à l'atteinte du nouvel équilibre des flux de carbone entre la matière organique du sol et l'atmosphère (voir section 1.3.1.1.4). L'augmentation du contenu en carbone du sol peut faciliter à long terme l'utilisation d'engins agricoles et limiter la consommation de diesel. Cette conséquence n'a pas été étudiée faute de données scientifiques.

Les bénéfices obtenus par l'introduction des légumineuses n'ont pas de limites temporelles.

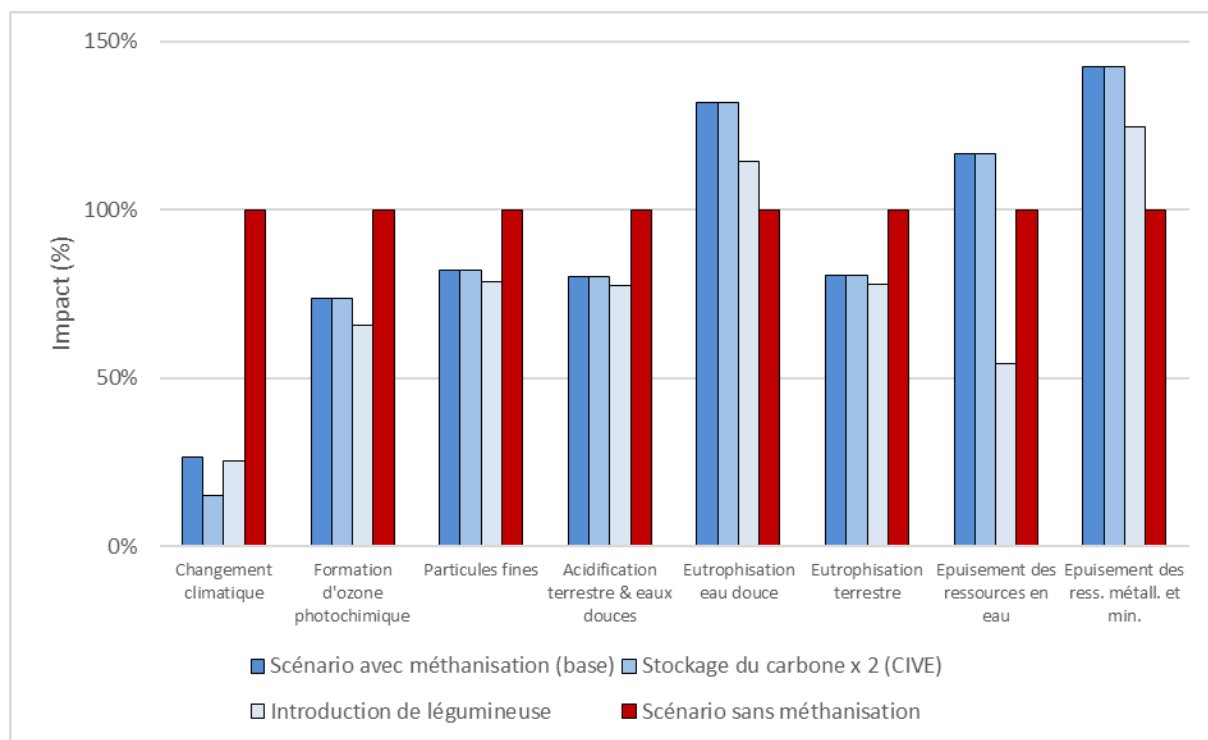


Figure 10 Analyse de sensibilité sur le stockage de carbone par les CIVE et l'introduction de légumineuses (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario respectif sans méthanisation, différents scénarios sans méthanisation sont modélisés et chaque résultat est bien exprimé par rapport à son propre scénario de référence)

Par rapport au système sans méthanisation, tendre vers des pratiques favorisant le stockage du carbone et l'utilisation de légumineuses permet de réduire les impacts du scénario avec méthanisation sur un certain nombre d'indicateurs. Sur deux indicateurs, ces améliorations ne permettent pas d'inverser la tendance des résultats (eutrophisation des eaux douces et épuisement des ressources métalliques et minérales). Les indicateurs concernés sont le changement climatique (uniquement pour l'analyse portant sur le stockage de carbone), l'épuisement des ressources en eau, l'épuisement des ressources métalliques et minérales, la formation d'ozone photochimique, la formation de particules fines, l'acidification et l'eutrophisation terrestre. Les résultats sur les autres indicateurs non présentés ici ne présentent pas de différences supérieures à 5% des résultats d'impacts du scénario avec méthanisation.

2.2.2.1.1 Réduction par deux du rendement des CIVE

La réduction du rendement des CIVE de 7 à 4 t MS / ha entraîne une augmentation de l'usage du machinisme agricole rapporté à la quantité de biomasse produite.

La Figure 11 présente les résultats d'impacts environnementaux pour les catégories où la différence entre les scénarios avec méthanisation est supérieure à 5%. Les catégories présentées (changement climatique, destruction de la couche d'ozone, formation d'ozone photochimique, épuisement des ressources en eau et des ressources énergétiques) montrent toutes une augmentation d'impacts. Concernant les deux indicateurs les plus impactés, les augmentations de résultats sont liées à une combustion plus importante de diesel par tonne de CIVE récoltée, générant des oxydes d'azote (dont les émissions contribuent à la formation d'ozone photochimique), et à un usage plus important du machinisme agricole par tonne de CIVE récoltée, mobilisant ainsi une masse plus importante d'acier (dont la consommation contribue à l'épuisement des ressources en eau). Ces augmentations n'inversent pas les résultats des comparaisons par rapport au scénario de référence.

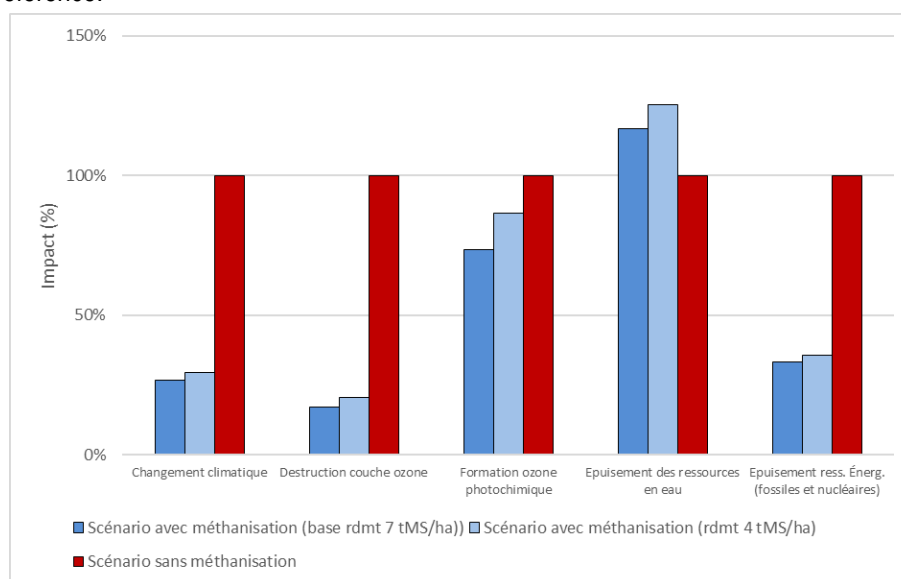


Figure 11 Analyse de sensibilité sur la diminution du rendement des CIVE (7 et 4 t MS/ha) (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario respectif sans méthanisation, différents scénarios sans méthanisation sont modélisés et chaque résultat est bien exprimé par rapport à son propre scénario de référence)

La réduction de 7 à 4 t MS/ha du rendement des CIVE entraîne certaines conséquences sur les résultats du scénario « culture ». Ces évolutions sont en défaveur du scénario avec méthanisation et sont liées à l'augmentation de l'usage du machinisme agricole et de la combustion de diesel rapportées à une unité de biomasse produite.

La diminution du rendement des CIVE demande des surfaces supplémentaires afin de produire la même quantité de substrat. Pour une comparaison cohérente des surfaces mobilisées sur les indicateurs d'impacts et sur les indicateurs d'eutrophisations, d'usage des surfaces ou encore de changement climatique (en lien avec les flux de nitrate, de stockage de carbone et d'usage des sols), cette surface supplémentaire nécessaire est bien prise en compte au sein du scénario sans méthanisation avec un couvreur de la surface par des CIPAN. Par contre, la disponibilité réelle de ces surfaces en période d'interculture n'est pas questionnée et nécessiterait d'étendre l'étude à des échelles plus larges.

Les résultats sur les autres indicateurs non présentés ici ne présentent pas de différences supérieures à 5% des résultats d'impacts du scénario avec méthanisation.

2.2.2.1.2 Retrait des CIPAN sur la période d'interculture du scénario sans méthanisation

Les principales conséquences sur les résultats d'impacts associées au retrait des CIPAN de la période d'interculture du scénario sans méthanisation sont visualisées en Figure 12. Sur l'eutrophisation marine, l'impact du scénario sans méthanisation double du fait de l'augmentation de la lixiviation des nitrates. Intégrer des CIPAN ou des CIVE sur les périodes d'interculture à sol nu est très bénéfique au regard du modèle de risque nitrate appliqué. Les résultats du scénario sans méthanisation augmentent aussi de près de 30% sur l'indicateur d'eutrophisation des eaux douces du fait de l'augmentation du ruissellement de phosphore. Cet indicateur ne serait alors plus discriminant lors de la comparaison entre le scénario sans méthanisation et le scénario avec méthanisation.

La gestion de CIPAN lors d'une interculture entraîne l'usage du machinisme agricole. Le retrait des CIPAN se traduit par une diminution des impacts environnementaux sur les indicateurs de formation d'ozone photochimique et d'épuisement des ressources en eau.

Finalement, sur l'indicateur de changement climatique, la diminution du stockage de carbone a des conséquences limitées par rapport à l'ensemble des étapes du scénario. Sans CIPAN, le stockage de carbone est nul mais l'usage du machinisme agricole diminue aussi. Le bilan net n'entraîne pas de différence notable sur cet indicateur.

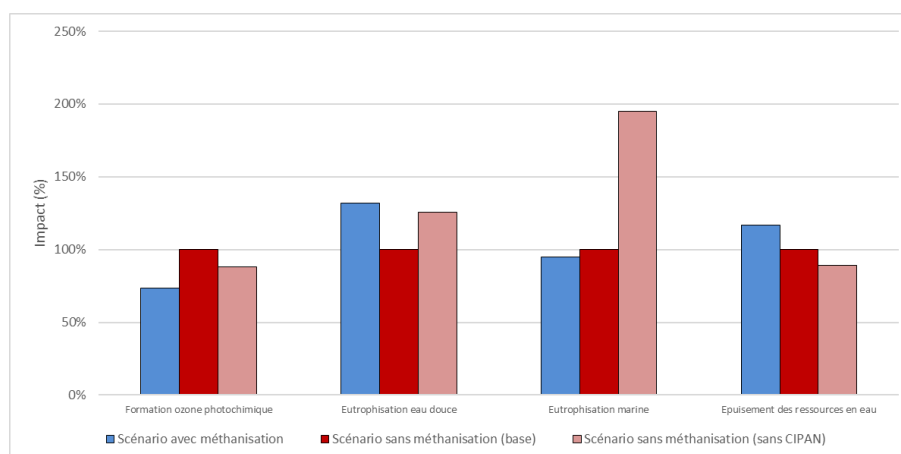


Figure 12 Analyse de sensibilité sur le retrait des CIPAN au sein du scénario sans méthanisation (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation de base)

Le retrait de CIPAN au sein du scénario sans méthanisation a principalement des conséquences sur les résultats d'eutrophisation marine et d'eau douce en augmentant fortement les risques de lixiviation des nitrates et de ruissellement de phosphore sur les périodes d'interculture longue. Sur ces indicateurs, le scénario sans méthanisation obtient des résultats qui deviennent similaires au scénario avec méthanisation ou qui creusent l'écart entre les scénarios en défaveur du scénario sans méthanisation. La diminution des résultats du scénario sans méthanisation réduit l'écart des résultats sur l'indicateur de formation d'ozone photochimique et creuse celui-ci sur l'indicateur d'épuisement des ressources en eau.

Les résultats sur les autres indicateurs non présentés ici ne présentent pas de différences supérieures à 5% des résultats d'impacts du scénario avec méthanisation.

2.2.2.2 Analyses des critères techniques

2.2.2.2.1 Paramètres liés à l'unité de méthanisation

Au sein de l'unité de méthanisation, les effets de variations du taux d'émissions fugitives de biogaz et de la non-couverture du digestat (situation non réglementaire au regard des nouvelles réglementation ICPE de 2021) sur les impacts environnementaux sont évalués. Les conséquences de ces deux paramètres sur le bilan environnemental du scénario avec méthanisation sont présentées en Figure 13. Seuls les indicateurs présentant des résultats ayant au moins 5% de différence avec le système de base pour l'un des deux paramètres sont étudiés.

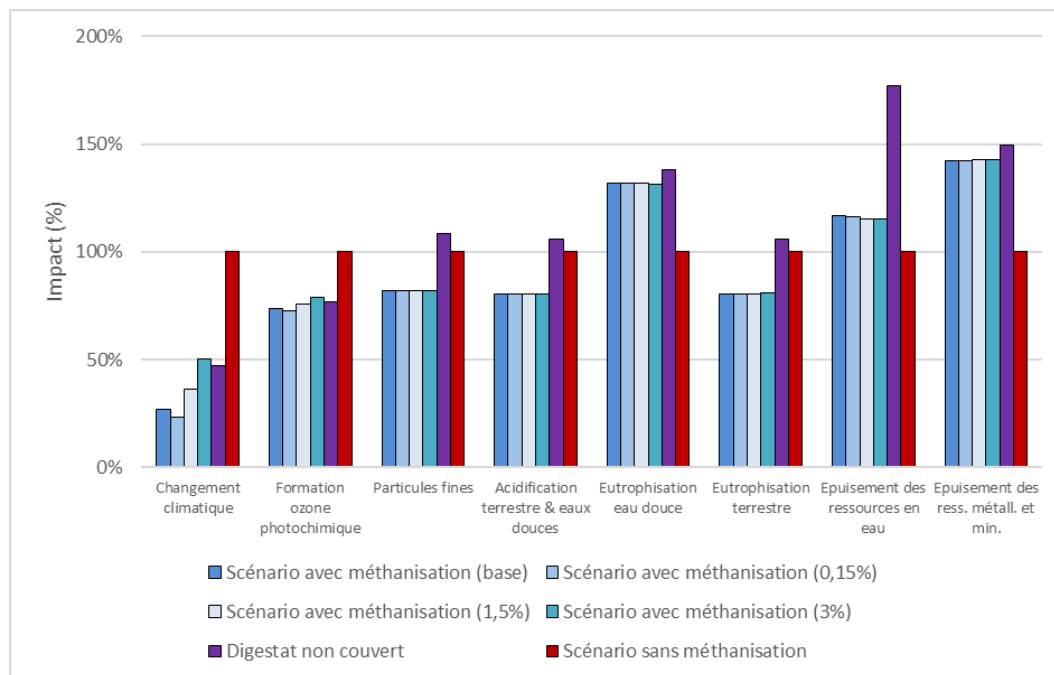


Figure 13 Analyses de sensibilité des paramètres techniques (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario respectif sans méthanisation, différents scénarios sans méthanisation sont modélisés et chaque résultat est bien exprimé par rapport à son propre scénario de référence)

La variation du taux d'émissions fugitives entraîne des variations notables uniquement sur les indicateurs de changement climatique et de formation d'ozone photochimique (pour le scénario ayant 3% d'émissions fugitives).

La diminution des émissions fugitives pour le scénario idéal ayant 0,15% d'émissions fugitive de biogaz permet de réduire de 12% les impacts sur le changement climatique par rapport au scénario avec méthanisation ayant un taux de fuites de 0,5%. Au regard du scénario sans méthanisation, cette réduction additionnelle d'impact est de 3%.

En ayant des impacts inférieurs au scénario de référence, l'augmentation des émissions fugitives à 1,5% et à 3% augmente néanmoins les impacts sur le changement climatique du scénario avec méthanisation de 35% et de 89% respectivement par rapport au scénario de base avec méthanisation. Au regard du scénario sans méthanisation, l'écart entre les deux scénarios se réduit de 23% avec un taux d'émission fugitive de 3%. Cette augmentation est directement liée à l'augmentation des émissions de méthane, mais aussi à la diminution du rendement global de l'unité. La perte de biogaz via les émissions fugitives entraîne une surconsommation de substrats nécessaire à l'obtention de la même quantité d'énergie envoyée en épuration (voir Equation 1 en section 1.3.2.2.2 ainsi que le Tableau 23 en annexe A.4).

Finalement, la non-couverture du stockage de digestat augmente de 77% les résultats d'impacts sur le changement climatique par rapport au scénario de base avec méthanisation. La non-récupération du méthane produit lors du

stockage affecte aussi le rendement de l'unité, puisque moins d'énergie est valorisée pour la même quantité de substrat. La quantité de substrats nécessaire est plus importante et les émissions liées à leur production sont alors plus importantes.

Ce paramètre a aussi des conséquences sur les indicateurs de formation de particules fines, d'acidification des milieux, d'eutrophisation terrestre où les résultats augmentent de 30% par rapport au scénario de base avec méthanisation. Les émissions d'ammoniac lors du stockage du digestat ont des conséquences directes et importantes sur ces 3 indicateurs. Sans couverture, le scénario avec méthanisation obtient des résultats non discriminants par rapport au scénario sans méthanisation sur ces 3 indicateurs.

Les résultats augmentent de près de 50% sur l'indicateur d'épuisement des ressources en eau. Les impacts sur l'eutrophisation des eaux douces et l'épuisement des ressources métalliques et minérales sont plus restreints.

Les pertes d'ammoniac au stockage réduisent la quantité de digestat exporté et augmente l'impact par rapport au scénario sans méthanisation sur ces indicateurs dont les résultats sont liés à la balance en éléments fertilisants.

2.2.2.2 Analyses du mix électrique utilisé

Le choix du mix électrique alimentant l'unité de méthanisation est ici testé. Le mix électrique français, majoritairement nucléaire, est remplacé par le mix électrique norvégien, majoritairement hydroélectrique. Les résultats des indicateurs entraînant une différence d'impact de plus de 5% avec les scénarios de base avec méthanisation sont présentés en Figure 14.

Les résultats montrent une évolution très forte des résultats sur les indicateurs de radiations ionisantes (82% de réduction), d'épuisement des ressources fossiles et nucléaire (82% de réduction) et de déplétion de la couche d'ozone (65% de réduction). Les autres indicateurs ne montrent pas de grandes variations de résultats.

Le choix du mix électrique alimentant l'unité de méthanisation est très sensible sur certains indicateurs. Le choix d'un mix électrique majoritairement composé d'énergies renouvelables permet d'en limiter les impacts. Cette analyse ouvre des perspectives d'étude sur l'alimentation électrique externe des unités de méthanisation au vue de la sensibilité de ce paramètre. Le recours à de l'électricité produite localement et renouvelable pourrait potentiellement réduire l'usage de cuivre nécessaire au transport de l'énergie en haute et moyenne tension au sein des réseaux nationaux et ainsi améliorer les bilans des indicateurs d'eutrophisation des eaux douces et d'épuisement des ressources métalliques et minérales. D'autres mix, ciblés vers d'autres productions d'électricité renouvelable pourront être testés.

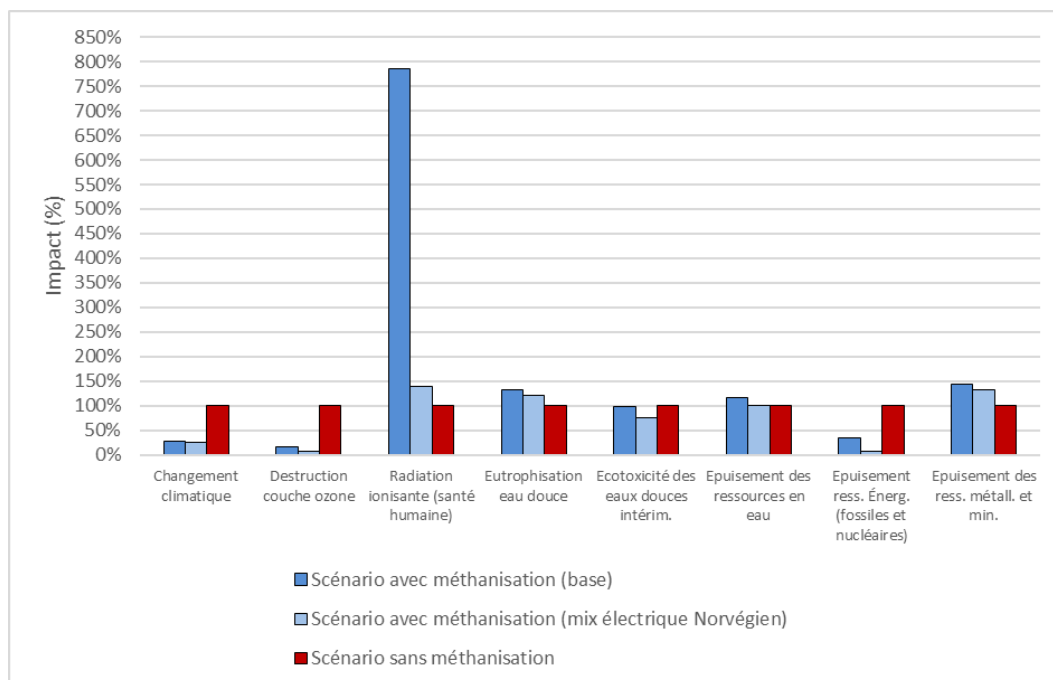


Figure 14. Analyses de sensibilité des mix électrique (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation, les bouquets d'UF sont tous identiques dans les 3 scénarios présentés ici)

Par rapport à un scénario sans méthanisation, les augmentations des émissions vers l'environnement liées à la non-couverture du digestat inversent, en défaveur de la méthanisation, les impacts sur l'acidification des milieux, la formation de particules fines et l'eutrophisation terrestre.

Le non-fonctionnement de la torchère et l'augmentation du taux de fuites de biogaz engendrent une augmentation de l'impact sur le changement climatique. Des émissions fugitives à 3% entraînent une diminution de l'écart entre le scénario avec et sans méthanisation de 23% des résultats d'impact par rapport au scénario sans méthanisation.

L'analyse menée sur le choix du mix électrique montre des résultats très intéressants et questionne l'alimentation électrique sur laquelle repose les unités de méthanisation. Les résultats montrent une évolution très forte des résultats sur les indicateurs de radiations ionisantes (82% de réduction), d'épuisement des ressources fossiles et nucléaires (82% de réduction) et de déplétion de la couche d'ozone (65% de réduction). Cette analyse permet d'éclairer les résultats précédemment obtenus sur ces indicateurs.

2.2.2.3 Analyses des pratiques d'épandage

L'épandage des digestats liquides et solides au champ est une étape critique où l'azote minéralisé peut être aisément perdu par volatilisation. L'épandage des digestats est soumis à des obligations réglementaires pour limiter les émissions atmosphériques d'ammoniac. L'usage de pendillard pour les digestats liquides et l'enfouissement pour les digestats solides sont des techniques en accord avec la réglementation visant à réduire ces émissions. Ces techniques, relativement bien répandues pour la gestion des digestats, offrent cependant une réduction de la volatilisation moyenne. Les techniques par injection du digestat liquide et d'incorporation directe des digestats solides sont ici testées à travers les abattements de volatilisation d'ammoniac très intéressants (respectivement 80 et 90%) (Annexe A.2, Martin & Mathias, 2013). Les limites possibles du déploiement de ces techniques ne sont pas étudiées (injection de digestat très limitée sur des cultures déjà en place).

Pour le scénario avec méthanisation, les conséquences sur le bilan environnemental de l'épandage de digestat avec un dispositif d'épandage optimisé sont présentées en Figure 15. Seuls les indicateurs présentant des résultats ayant au moins 5% de différence avec le système de base avec méthanisation sont présentés ici.

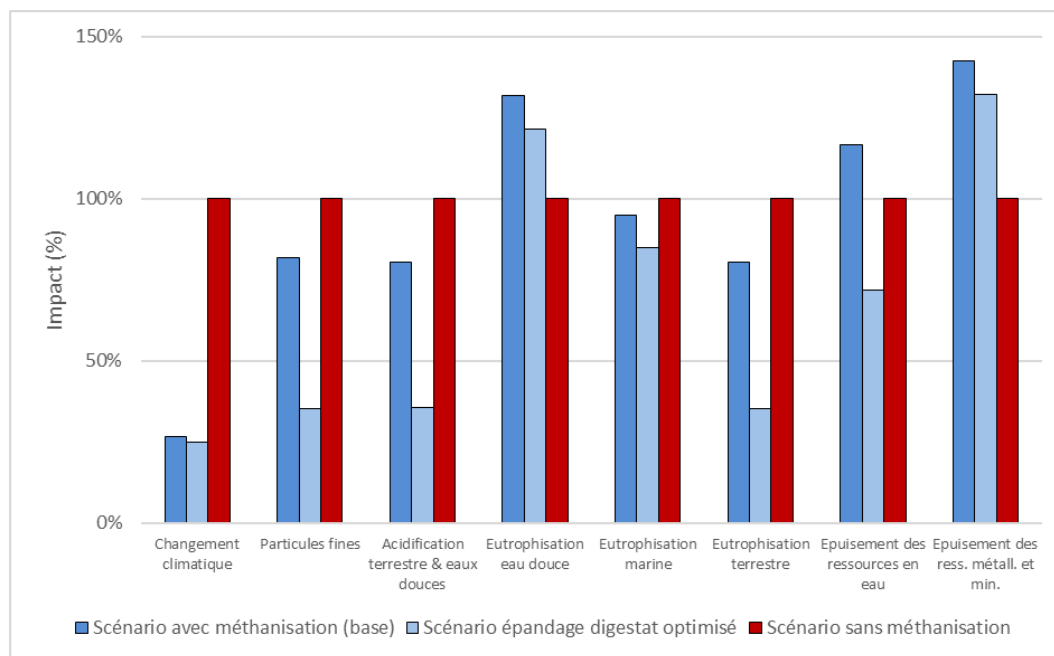


Figure 15 Analyses de sensibilité sur l'optimisation des pratiques d'épandage par injection des digestats liquides et incorporation directe des digestats solides (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario respectif sans méthanisation, différents scénarios sans méthanisation sont modélisés et chaque résultat est bien exprimé par rapport à son propre scénario de référence)

L'amélioration des pratiques d'épandage a de très fortes conséquences sur 4 indicateurs en réduisant les résultats d'impacts environnementaux de 40 à 60% sur les indicateurs de formation de particules fines, d'acidification des milieux, d'eutrophisation terrestre et d'épuisement des ressources en eau. Sur ce dernier indicateur, ce paramètre permet même d'inverser les impacts au regard du scénario sans méthanisation. La réduction d'impact observée sur cet indicateur est liée à la diminution de la volatilisation de l'ammoniac qui augmente la quantité d'azote biodisponible et exporté. Cette quantité d'azote supplémentaire se retrouve donc à travers l'augmentation de la part azotée du bouquet d'UF des scénarios : augmentation de 2,07 g à 2,84 g d'azote par UF (Tableau 23). Suite à cet ajustement des UF et du fait que les contributions sur cet indicateur sont dominées par les activités de production d'engrais minéraux, les impacts des compléments d'engrais minéraux nécessaires au scénario sans méthanisation pour remplir cette fonction augmentent et sont à l'origine de l'inversement de résultats.

Les réductions d'impacts sur l'eutrophisation des eaux douces, l'eutrophisation marine et l'épuisement des ressources métalliques et minérales sont intéressantes mais plus limitées. La réduction d'impact sur le changement climatique, liée à la réduction des émissions indirectes de N_2O , reste limitée.

Les réductions d'impacts des indicateurs de particules fines, d'acidification et d'eutrophisation terrestre sont directement liées à la réduction de la volatilisation de NH_3 . L'abattement de la volatilisation d'ammoniac augmente indirectement la valeur fertilisante du digestat puisqu'une plus grande partie d'azote est disponible pour les plantes et exportable. Cette augmentation de la biodisponibilité de l'azote augmente ainsi le recours aux compléments de fertilisants minéraux des

scénarios sans méthanisation nécessaire pour avoir une quantité d'éléments fertilisants identiques. Cette augmentation de l'utilisation d'engrais minéraux dans le scénario sans méthanisation explique les réductions d'impacts pour l'eutrophisation des eaux douces, d'épuisement des ressources en eau et métallique.

2.2.2.4 Analyse de trois leviers d'optimisation actionnés simultanément

Pour cette dernière analyse de sensibilité du scénario « culture », il est étudié les répercussions d'une action simultanée de trois leviers d'optimisation : l'introduction de légumineuses dans le mélange de CIVE, la pratique d'épandage limitant fortement la volatilisation d'ammoniac et le changement du mix électrique. Ces leviers d'action ont été sélectionnés au regard des réductions d'impacts intéressantes sur l'indicateur d'eutrophisation des eaux douces. La Figure 16 présente les résultats d'impacts sur les indicateurs ayant au moins 5% de différence avec le système de base avec méthanisation.

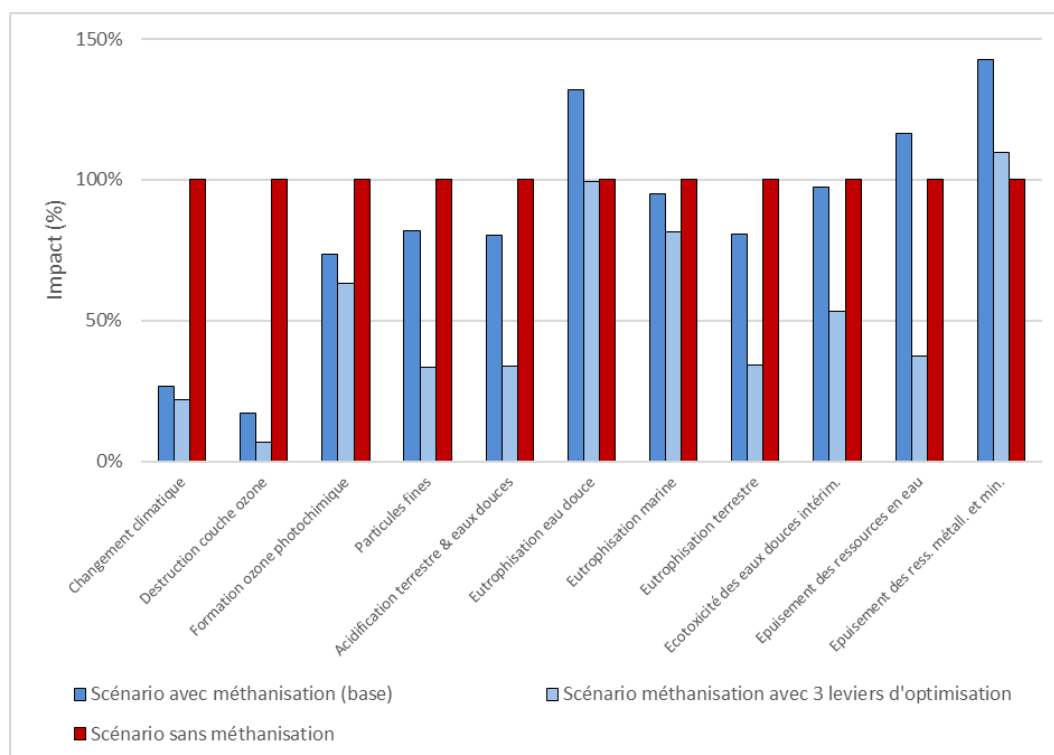


Figure 16. Analyses de sensibilité portant sur l'action simultanée de trois leviers d'amélioration du scénario avec méthanisation (leviers d'optimisation : introduction de légumineuses, pratique d'épandage et changement du mix électrique ; résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario respectif sans méthanisation, différents scénarios sans méthanisation sont modélisés et chaque résultat est bien exprimé par rapport à son propre scénario de référence)

L'action simultanée de ces trois leviers d'optimisation permet de tester une configuration d'un scénario optimisé où il est possible, suivant les hypothèses de modélisation prises, d'égaliser les résultats d'impacts sur l'eutrophisation des eaux douces. Les résultats portant sur l'épuisement des ressources métalliques et minérales sont aussi nettement diminués et n'ont plus que seulement 10% d'impacts supplémentaires par rapport au scénario sans méthanisation. Sur ces deux indicateurs, l'optimisation de la gestion de l'azote par l'introduction de légumineuse et par la réduction de la volatilisation d'ammoniac permet de limiter les besoins en engrais minéraux des CIVE et d'augmenter la part de digestat exporté pour la fertilisation d'autres cultures. Au sein du scénario sans méthanisation, les compléments d'engrais minéraux supplémentaires ainsi générés et demandés afin de fournir la même quantité d'engrais sont principalement à l'origine de ces réductions d'écarts entre les résultats de ces indicateurs. Aussi, comme il a été observé en analyse des sections 2.2.2.2.2 et 2.3.3.6, le retrait des parts marginales de production électrique à partir de centrale à charbon du mix français réduit aussi d'un ordre de grandeur de la dizaine de pourcentage les résultats sur

l'indicateur d'eutrophisation des eaux douces. L'étude de l'usage d'un mix électrique locale pourrait être intéressant au regard des résultats sur l'indicateurs d'épuisement des ressources métalliques et minérales.

Sur les autres indicateurs, les résultats suivent les observations obtenues dans les sections précédentes.

Pour conclure, l'analyse de sensibilité réalisée sur des paramètres agronomiques et techniques a permis de mettre en évidence la nécessité du respect de la réglementation (dispositif d'épandage du digestat) par rapport aux impacts environnementaux du scénario sans méthanisation. Associés à des émissions fugitives et à la non-couverture du digestat, les impacts environnementaux du scénario avec méthanisation peuvent ne plus être discriminants pour certains indicateurs par rapport au scénario sans méthanisation. La couverture du digestat (situation hors du cadre de l'ICPE 2021) et les pratiques vertueuses de son épandage permettent d'optimiser fortement le cycle de l'azote du scénario avec méthanisation et de réduire ses impacts sur un grand nombre d'indicateurs environnementaux par rapport au scénario avec méthanisation.

Les analyses ont aussi montré l'importance du choix du mix électrique qui alimente les installations de méthanisation. Les indicateurs de radiations ionisantes, de déplétion des ressources énergétiques fossiles et nucléaires sont très fortement impactés par ce paramètre.

La diminution du rendement des CIVE entraîne une diminution de la production des CIVE rapportée aux impacts du machinisme agricole. Cela entraîne une augmentation des résultats sur les indicateurs de formation d'ozone photochimique (émissions d'oxydes d'azote plus importantes par unité de CIVE récoltée) et d'épuisement des ressources en eau (consommation d'heure de tracteur, et donc d'acier, plus importante par unité de CIVE récoltée).

Une augmentation du potentiel de stockage de carbone par les CIVE permet de réduire de 12% l'impact sur le changement climatique du scénario avec méthanisation par rapport au scénario sans méthanisation. Les résultats sur les autres indicateurs environnementaux ne sont pas affectés par cette analyse de sensibilité. Ce résultat est à nuancer puisqu'étant limité dans le temps. Un stockage net n'est seulement possible que jusqu'à l'atteinte d'un nouvel équilibre des flux de carbone entre la matière organique du sol et l'atmosphère. L'ajout de légumineuses permet de faire entrer dans le système de l'azote supplémentaire via les CIVE en plus de celui apporté via les effluents d'élevage et les résidus de cultures (l'azote des CIVE sans légumineuse circule en boucle entre les CIVE et l'épandage d'azote par le digestat sur celles-ci). Cet apport entraîne une augmentation de l'exportation de digestat, puisque les CIVE ont alors des besoins en engrais azotés inférieurs. Cette exportation d'une quantité plus importante de digestat vers d'autres cultures nécessite alors d'ajuster l'UF secondaire en lien avec la fonction de fertilisation des sols ; cela augmente les recours aux engrais minéraux du scénario sans méthanisation. Cela permet de diminuer les impacts du scénario avec méthanisation sur les indicateurs d'eutrophisation des eaux douces, et d'épuisement des ressources en eau, métalliques et minérales.

2.2.3 Analyse des contributions

Les résultats exposés en partie 2.2.1 sont des résultats agrégés. Les contributions des différentes étapes du cycle de vie des scénarios avec et sans méthanisation sont ici analysées pour les différents indicateurs d'impacts. Cette analyse permet de déterminer les étapes clés du bilan environnemental. L'interprétation de ces résultats est déclinée en 5 parties qui font chacune référence à un ou plusieurs indicateurs environnementaux.

2.2.3.1 Indicateur de changement climatique

Les résultats sur l'indicateur de changement climatique sont présentés dans cette partie. La comparaison des résultats agrégés montre une réduction d'impact de 75% en faveur de la méthanisation (Figure 17).

Les étapes du cycle de vie sont tout d'abord regroupées en 9 groupes (culture des CIVE, culture des CIPAN, gestion du digestat...). Ces étapes sont ensuite détaillées en sous étapes afin d'obtenir une meilleure visibilité sur les résultats (production des engrais, émissions fugitives...).

2.2.3.1.1 Analyses des groupes d'étapes du cycle de vie des scénarios

La Figure 17 présente les résultats des contributions pour les deux scénarios avec et sans méthanisation exprimés en pourcentage par rapport aux impacts agrégés du scénario sans méthanisation.

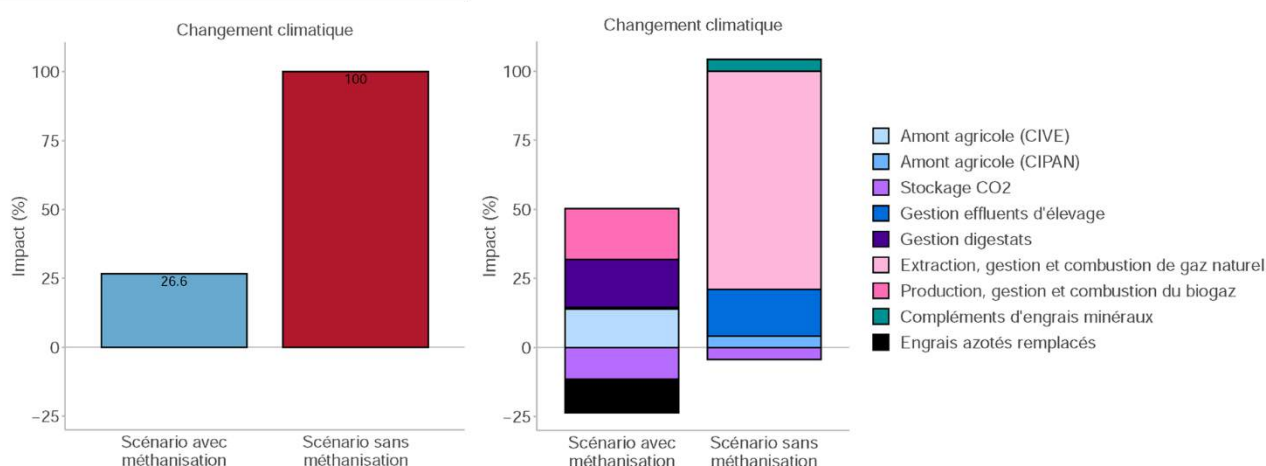


Figure 17 Analyse des contributions des grandes étapes du cycle de vie des scénarios avec et sans méthanisation (droite) et mise en relation avec les résultats agrégés (gauche) (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les impacts du scénario sans méthanisation sont dominés par la chaîne de valeur du gaz naturel. Au sein de cette activité, les impacts sont issus à 86,6% des émissions vers l'atmosphère de CO₂ d'origine fossile et à 13% des émissions de CH₄ d'origine fossile.

Les impacts environnementaux de l'amont agricole sont tout d'abord présentés sans prendre en compte les bénéfices liés à l'épandage du digestat : la fertilisation des CIVE est apportée entièrement sous forme minérale qui est intégralement remplacée par l'épandage du digestat. Le complément d'engrais minéraux correspond aux recours en engrais du scénario sans méthanisation nécessaires pour fournir une quantité identique d'éléments fertilisants suite à l'exportation de digestat excédentaire.

Les contributions des étapes du scénario avec méthanisation sont relativement bien réparties sur l'ensemble du cycle de vie entre la production des CIVE, la gestion des digestats et les étapes de méthanisation et de valorisation du biogaz. La gestion des effluents d'élevage au sein du scénario avec méthanisation est négligeable grâce à leur prise en charge rapide qui limite les émissions directes vers l'atmosphère.

Les contributions sur l'indicateur de changement climatique du scénario sans méthanisation sont dominées par la chaîne de valeur du gaz naturel¹⁸. La gestion classique des effluents d'élevage obtient un résultat similaire à la gestion des digestats alors que près de deux fois plus de digestat est géré (1,25 kg contre 0,603 kg d'effluents d'élevage).

L'introduction des CIVE au sein d'une période d'interculture entraîne une augmentation de l'impact de l'amont agricole par rapport à l'implantation de CIPAN. Cette augmentation est très majoritairement liée à la fertilisation minérale des CIVE dont l'impact s'annule par le remplacement des engrais permis par l'épandage de digestat.

Ces CIVE sont aussi à l'origine d'un stockage de carbone 2,6 fois plus important que celui des CIPAN. Ce stockage est permis par la production additionnelle de biomasse par rapport aux CIPAN. Ce stockage a néanmoins une limite temporelle (quelques décennies) puisque le puits de carbone est fonctionnel uniquement jusqu'à l'atteinte du nouvel équilibre des flux de carbone entre la matière organique du sol et l'atmosphère (voir section 1.3.1.1.4).

En prenant en compte l'ensemble des fonctions de la méthanisation, une unité de méthanisation permet une réduction de 75% de l'impact sur le changement climatique par rapport à un scénario sans méthanisation. Cette réduction est principalement due à l'arrêt de l'utilisation de gaz naturel, au remplacement des engrais minéraux par le digestat et au stockage de carbone dans les sols. L'impact de la gestion des effluents d'élevage est fortement réduit, mais un transfert de pollution aux étapes de gestion des digestats peut limiter cette réduction d'impact.

Par rapport à des CIPAN, le résultat obtenu pour le stockage de carbone permis par les CIVE est intéressant pour le scénario avec méthanisation. Ce résultat est lié à de fortes hypothèses : 1) les données de stockage de carbone sont associées à des CIPAN enfouies (données considérées comme représentatives de CIVE récoltées et dont le digestat est ensuite épandu) et 2) ces données sont soumises à une limite de validité temporelle liée aux dynamiques du carbone des sols.

2.2.3.1.2 Analyses détaillées de groupes d'étapes

Les résultats des étapes incluses au sein des groupes précédents (comme « l'amont agricole » ou « la production et la gestion du biogaz ») sont analysés dans cette partie.

Les contributions des sous étapes de l'amont agricole sont présentées en Figure 18. Lors de l'interprétation, les impacts environnementaux de l'amont agricole sont tout d'abord étudiés sans prendre en compte les bénéfices liés à l'épandage du digestat et du lisier. L'évitement de l'utilisation d'engrais minéraux et de l'exportation du digestat sont ensuite analysés séparément.

¹⁸ Le bilan carbone de la chaîne gazière proposé par la base carbone est de 227 g eq CO₂ / kWh PCI (ADEME, 2018a) tandis que celui obtenu dans cette étude en mobilisant Ecoinvent 3.6 est de 260 g eq CO₂ / kWh PCI (Tableau 75 et Tableau 77). Certaines modélisations, entre Ecoinvent 3.6 et cette étude ADEME doivent être différentes. Les facteurs de caractérisation du méthane sont aussi plus élevés au sein de la méthode de calcul d'impacts utilisée dans cette étude que ceux recommandés par la base carbone.

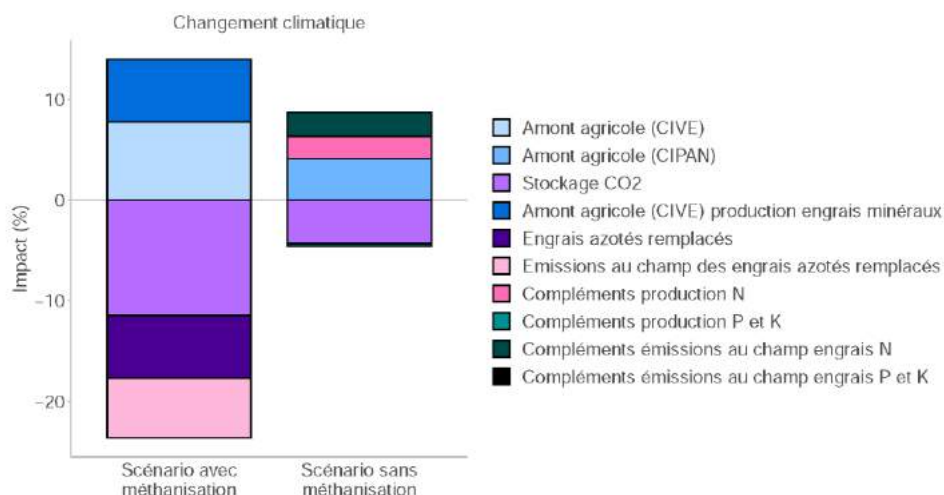


Figure 18 Analyse des contributions de l'amont agricole (les lettres N, P et K font références à la production d'engrais minéraux azotés, phosphatés et potassiques) (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

L'introduction des CIVE au sein d'une période d'interculture entraîne une augmentation de l'impact de l'amont agricole par rapport à une culture de CIPAN. Les impacts liés à l'amont agricole des CIPAN sont majoritairement liés aux passages de tracteur et aux émissions de N_2O après enfouissement des CIPAN. Les CIVE nécessitent un peu plus de travail au champ (la contribution de ce poste est de 3%) mais l'augmentation de l'impact des CIVE par rapport aux CIPAN est principalement issue d'une consommation supplémentaire d'engrais nécessaires à remplir l'objectif de production de 7 t MS / ha / an. Au sein de l'étape Amont Agricole associée à la production des CIVE, l'étape de production des engrais minéraux représente 45% de la contribution de cette étape. Les 55% d'impact générés restants sont liés au machinisme agricole et aux émissions de N_2O issu de l'épandage des engrais.

L'étude des résultats sur ces étapes montre l'importance du stockage net, mais limité dans le temps, de carbone. Ce stockage supplémentaire par rapport au CIPAN contribue à réduire l'impact du scénario avec méthanisation de -7,2% par rapport au scénario sans méthanisation.

Le principal atout du scénario avec méthanisation se concentre dans le **retour au sol du digestat** qui annule les impacts de la fertilisation minérale des CIVE. La réduction d'impacts par le remplacement de la production de nitrate d'ammonium est associée à la non émission de N_2O . Ces réductions annulent l'impact des engrais azotés nécessaires initialement à la production des CIVE et qui sont remplacés par l'épandage du digestat. Tout le digestat n'est cependant pas mobilisé par les CIVE et l'exportation d'éléments fertilisants a pour conséquence que le scénario sans méthanisation fait appel à des engrais minéraux complémentaires pour fournir la même quantité d'éléments fertilisants que celle que le digestat exporté (en ayant bien pris en compte les éléments fertilisants des fumiers et lisiers bruts, en Figure 18).

Les contributions des sous étapes de la gestion des effluents et des digestats sont présentées en Figure 19.

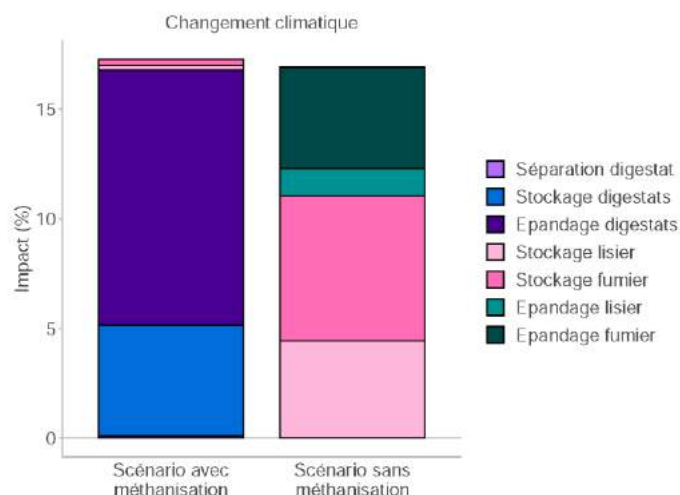


Figure 19 Analyse des contributions de la gestion du lisier et du digestat (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les impacts de ces étapes sont relativement similaires. Cependant, rapportés à la quantité de matière gérée, il y a près de deux fois plus de digestat géré que d'effluents d'élevage brut. L'impact du stockage du digestat est lié aux émissions de méthane biogénique et aux émissions de N_2O . L'impact de l'épandage du digestat est dominé par les émissions de N_2O . Par rapport au scénario de référence, les émissions au stockage du digestat sont deux fois plus faibles que celles engendrées par le stockage des effluents d'élevage (principalement du méthane). Par contre, l'épandage du digestat engendre un impact nettement plus grand que l'épandage des effluents d'élevage.

Les contributions des sous étapes de la gestion du biogaz et du biométhane (combustion comprise), sont présentées en Figure 20.

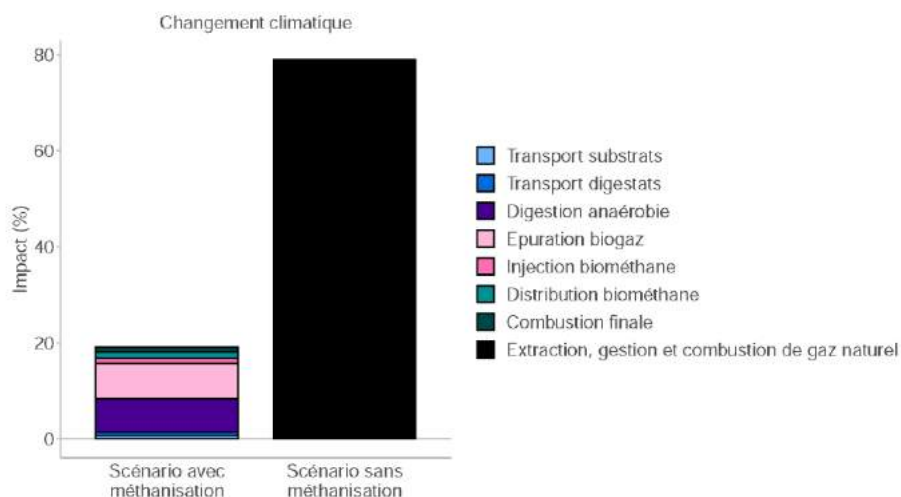


Figure 20 Analyse des contributions de la gestion du biogaz et du biométhane (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

L'ensemble des étapes, depuis la digestion des substrats au sein du méthaniseur jusqu'à la combustion du biométhane, est mis en perspective par rapport à la chaîne de valeur de gaz naturel. C'est au niveau de la digestion anaérobie que les émissions ayant un impact sur le changement climatique sont les plus importantes. Lors de la **digestion anaérobie**, la quantité totale de biogaz produit est de 0,211 Nm³ (relatif à 1,507 kg de matière brute de substrat). Le Tableau 11 détaille la répartition de l'utilisation de ce biogaz et les émissions de méthane entre l'envoi en valorisation (0,184 Nm³), l'autoconsommation au sein de la chaudière à biogaz (0,0196 Nm³), l'envoi en torchère (0,0065 Nm³) et le volume d'émissions fugitives (0,0011 Nm³). Les émissions fugitives de méthane (digestion, épuration, injection, distribution et imbrûlé de combustion) représentent quasiment la moitié de l'impact sur le changement climatique pour l'ensemble des étapes de gestion et de valorisation du biogaz.

Tableau 11 Détails des résultats d'impact liés au méthane biogénique émis au niveau de l'unité de méthanisation¹⁹

Etape du cycle de vie	Répartition des volumes de biogaz (Nm ³)	Masse de CH ₄ présent dans le biogaz avant combustion (g)	Impact des émissions de CH ₄ (g eq CO ₂)	Hypothèses
Biogaz valorisé	0,184	76,8	0	
Emissions fugitives vers l'atmosphère	0,0011	0,44	15	0,5% de la production totale de biogaz
Chaudière biogaz pour l'autoconsommation	0,0196	8,18	0,59	0,25% de CH ₄ non brûlé
Torchage biogaz	0,0065	2,71	4,7	3,1% de la production, après les fuites. A cette quantité envoyée en torchère s'appliquent 3% de fuites et 2,6% de CH ₄ non brûlé

L'étape d'**épuration du biogaz** permet d'extraire le CO₂ biogénique du biogaz pour obtenir du biométhane. Lors de l'extraction du CO₂, 0,7% du méthane se retrouve dans le gaz d'échappement et est émis vers l'atmosphère. Cette émission représente 76% de l'impact de l'épuration.

Les étapes d'**injection et de distribution du biométhane**, associée respectivement à 0,1% et à 0,13% de fuites et à une utilisation de chaleur issue de gaz naturel nécessaire au fonctionnement du réseau (hypothèse Ecoinvent 3.6), ont des contributions de 4,3% et de 5% (les fuites de méthane contribuent respectivement à 68% et 83% de ces contributions).

La **combustion finale** du biométhane est associée à une contribution de l'impact de 3,25% au regard du cycle complet. 42% de cette contribution est issue de la production de la chaudière.

Pour le système sans méthanisation, la chaîne de valeur du **gaz naturel** contribue à hauteur de 79% de l'impact du périmètre étudié. La combustion du gaz naturel constitue 60% de l'impact de ce scénario tandis que les étapes d'extraction et de transports du gaz contribuent à 15%. L'étape de distribution contribue à 4,8% de l'impact global du scénario.

¹⁹ Suivant les résultats d'ICV de production de biogaz, la quantité de biogaz envoyé en épuration est de 0,184 Nm³ pour obtenir 1kWh d'énergie en fin de chaîne de valeur. L'autoconsommation de biogaz pour la production de chaleur in-situ est déterminée par les facteurs suivant : 60 et 9,17kWh_{th} / t MB substrat pour le digesteur et le post-digesteur (1507 g MB / UF-C). La chaudière a un rendement thermique de 0,92, le biogaz a une composition de 58,5% vol de méthane et le méthane possède un PCI de 13,9 kWh / kg. Suivant les conditions normales de température et de pression, le nombre de moles est de 44,16 mol / Nm³ de biogaz, soit un PCI de 5,32 kWh / Nm³ de biogaz.

Finalement les transports des substrats et des digestats ont un impact relativement faible sur l'ensemble du cycle de vie. Ils représentent au total 2,9% et 2,4% du résultat sur l'indicateur de changement climatique du scénario avec méthanisation pour des distances de 10 km parcourus par tonne de substrat et tonne de digestat.

Les résultats d'impact sur le changement climatique montrent que les bénéfices du scénario avec méthanisation sont étroitement liés à la non-utilisation du gaz naturel et à la gestion de l'azote. La gestion de l'azote englobe l'import d'azote par les fumiers et lisiers, la gestion de la fertilisation des CIVE et la gestion du digestat (stockage et épandage). Le remplacement de l'utilisation d'engrais minéraux par l'épandage de digestat est le principal levier qui permet d'améliorer l'impact de la culture des CIVE. Une gestion optimisée de l'azote (la bonne dose, au bon moment en limitant les volatilisations d'ammoniac) permet de limiter l'usage du digestat sur les CIVE et donc d'exporter une part plus importante des éléments fertilisants sur d'autres cultures.

Le stockage de carbone permis par les CIVE est bénéfique, mais possède une limite temporelle. Cette limite temporelle rend la prise en compte de ce bénéfice à long terme difficilement justifiable. Cependant, l'augmentation de la teneur en matière organique du sol pourrait à terme améliorer la structure du sol agricole et diminuer la puissance mécanique nécessaire au machinisme (et donc la consommation de diesel et des émissions de CO₂ fossile associées). Les conséquences d'une meilleure structure du sol sur ces consommations et émissions restent encore peu référencées et n'ont pas été prises en compte dans cette ACV.

Au niveau du digesteur, les fuites de méthane biogénique sont les émissions engendrant le plus d'impact sur cet indicateur. Par rapport au scénario sans méthanisation, ces fuites sont le principal point de vigilance car d'après l'analyse de sensibilité, elles peuvent rapidement ternir le bilan du scénario avec méthanisation sur le changement climatique.

2.2.3.2 Indicateurs d'acidification, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines

Comme déjà observé sur les précédents résultats, les indicateurs d'acidification des milieux, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines présentent des résultats similaires. Les comparaisons des résultats agrégés (Figure 8) montrent des meilleures performances environnementales de 20% pour le système avec méthanisation. L'analyse des contributions présente aussi des profils similaires pour les résultats de ces indicateurs (Figure 21).

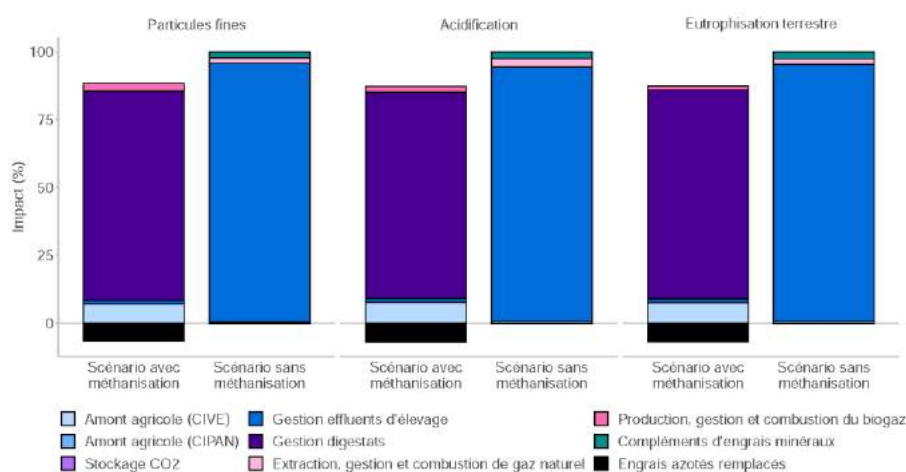


Figure 21 Analyse des contributions pour les indicateurs d'acidification des milieux, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les gestions des digestats et des effluents d'élevage classique sont les étapes dominantes des résultats de ces indicateurs. L'épandage des digestats représente 82% des résultats du scénario avec méthanisation tandis que

l'épandage des effluents bruts représente 60% des impacts du scénario sans méthanisation. Le reste de la contribution de la gestion des effluents est déterminé par les émissions aux stockages des matières (9% pour les digestats pour les résultats avec méthanisation et 33% pour les effluents d'élevage pour le scénario sans méthanisation). Pour ces trois indicateurs, les résultats d'impact sont liés à plus de 90% aux émissions d'ammoniac.

Pour le scénario avec méthanisation, les meilleures performances environnementales sont liées à la limitation de la volatilisation de l'azote lors de l'épandage des digestats. Le remplacement de l'utilisation d'engrais minéraux sur les CIVE par l'épandage du digestat permet de limiter la contribution des étapes de culture. L'utilisation d'un matériel adapté pour l'épandage du digestat est primordiale pour limiter la volatilisation de l'azote, maintenir la valeur fertilisante du digestat et réduire les résultats d'impacts sur ces indicateurs (voir partie 2.2.2.2.2).

2.2.3.3 Eutrophisation marine et occupation des sols

Les résultats sur l'eutrophisation marine et l'occupation des sols (Figure 22) ne présentent pas de différence significative entre les scénarios avec et sans méthanisation. Les résultats sont largement dominés par les étapes de l'amont agricole. Les résultats obtenus sur l'eutrophisation marine sont liés aux nitrates (estimés au même risque entre les deux périodes d'interculture avec CIVE ou CIPAN) sur les étapes de l'amont agricole, puis la volatilisation d'ammoniac constitue l'émission contribuant à cet indicateur pour les étapes de gestion des digestats et effluents. Il est à noter que dans le cas où le système sans méthanisation ne présente pas de CIPAN sur cette même interculture, la différence entre les deux scénarios augmente fortement en faveur du scénario avec méthanisation (voir analyse de sensibilité 2.2.2.1.2). Les résultats sur l'indicateur d'occupation des sols sont identiques entre les deux scénarios. La période d'interculture en sol nu pour le scénario sans méthanisation est modélisée par une occupation de sol en jachère. Cette période est modélisée en occupation de culture annuelle pour la période de culture des CIVE. Le modèle de caractérisation LANCA (Bos et al., 2016) intègre un module de résistance à l'érosion à travers ces hypothèses d'occupation des sols, mais, à l'échelle de la période d'interculture et suivant l'hypothèse que les intercultures cultivées n'ont pas de conséquences sur les rendements des cultures alimentaires, cette distinction d'occupation des sols ne permet pas de discriminer les scénarios en terme d'occupation des sols.

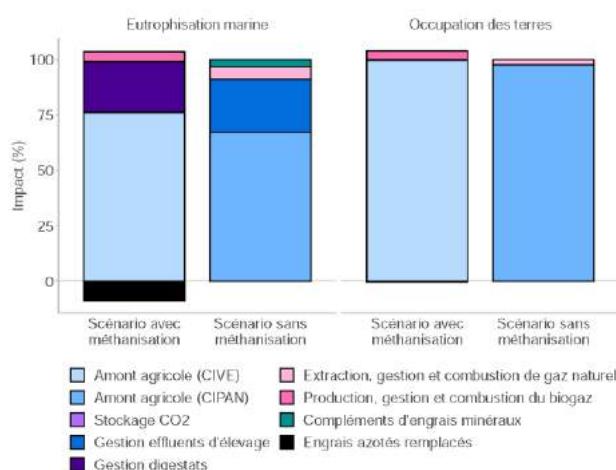


Figure 22 Analyse des contributions pour les indicateurs d'eutrophisation marine et d'occupation des sols (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

2.2.3.4 Indicateurs de toxicités et d'écotoxicité

Au sein de la méthode Environmental Footprint V3, les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité présentent quatre versions de modèle de caractérisation : impacts globaux de toutes les substances, impacts des substances organiques seules, impacts des substances inorganiques seules, impacts des éléments traces métalliques seuls. Dans cette étude, seuls les résultats sur les impacts globaux de toutes les substances sont étudiés. Les impacts sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité sont présentés Figure 23. Aussi, du fait de l'incertitude liés aux résultats obtenus sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, les auteurs de ces indicateurs et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement précisent aussi que les différences de résultats ne sont significatives qu'à des échelles logarithmiques au regard de l'avancée des recherches (Bijster et al., 2018; UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative, 2019).

Les comparaisons des résultats agrégés ne montraient pas de différences significatives entre les scénarios avec et sans méthanisation. Les étapes d'épandages des digestats et des effluents sont les étapes qui dominent les contributions de ces deux scénarios sur ces indicateurs et ce sont les éléments traces métalliques qui sont à l'origine de ces impacts environnement. Pour les toxicités humaines et indépendamment du scénario avec et sans méthanisation, le mercure, le zinc et le chrome sont les éléments contribuent majoritairement sur ces impacts.

Sur l'indicateur d'écotoxicité, les chaînes de production de biométhane et du gaz naturel contribuent à hauteur de 30% des impacts de chacun des scénarios. Concernant le scénario avec méthanisation, la production d'électricité utilisée pour le procédé est l'étape à l'origine de cette contribution. Pour les deux scénarios et pour toutes les étapes confondues, les substances à l'origine de ces résultats sont les émissions d'ammoniac, d'aluminium et de cuivre.

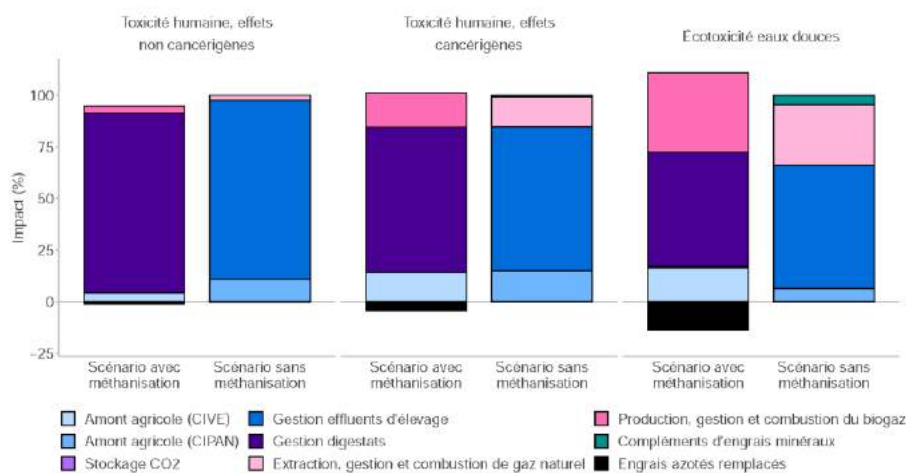


Figure 23 Analyse des contributions pour les indicateurs de toxicité humaine et d'écotoxicité des eaux douces (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité étudiés considèrent les effets de l'ensemble des substances chimiques (organiques, inorganiques et éléments traces métalliques). Les éléments traces métalliques dominent les résultats d'impacts sur tous les indicateurs, excepté l'ammoniac pour l'indicateur d'écotoxicité. Cependant, l'incertitude liée aux résultats de ces indicateurs de toxicité et d'écotoxicité restent élevée par rapport aux résultats issus d'autres indicateurs environnementaux et ne permet pas de distinguer clairement des différences entre les scénarios.

2.2.3.5 Épuisement des ressources énergétiques, indicateur de radiations ionisantes et de destruction de la couche d'ozone

Les résultats d'indicateurs étudiés ici montrent des tendances similaires en termes de répartition des contributions. Vis-à-vis des autres indicateurs présentés dans les autres parties, ce sont les étapes de gestion du biogaz, du biométhane et du gaz naturel qui contribuent le plus sur ces résultats et qui permettent de discriminer les scénarios sur ces indicateurs.

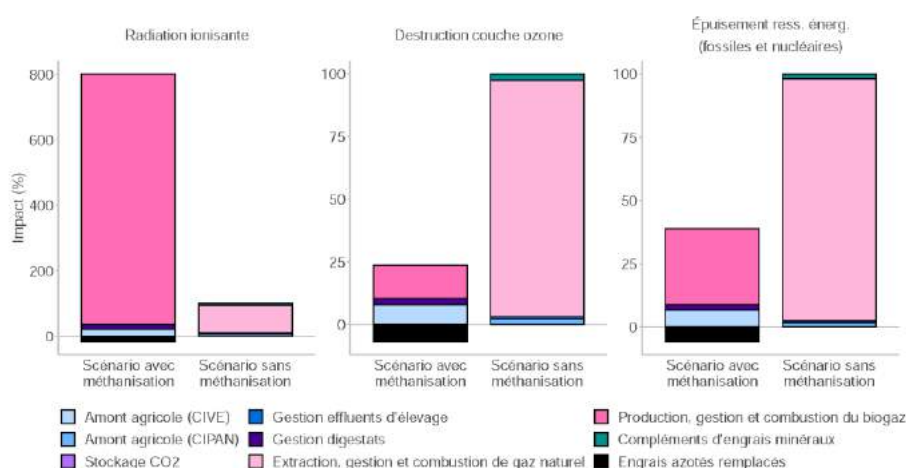


Figure 24 Analyse des contributions pour les indicateurs d'épuisement des ressources énergétiques, de radiation ionisante et de destruction de la couche d'ozone (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Au sein de la gestion du biogaz et du biométhane, l'étape contribuant le plus sur l'utilisation des ressources fossiles et nucléaires et les radiations ionisantes est l'épuration du biogaz en biométhane. C'est en effet à cette étape que la consommation électrique est la plus importante sur cette partie du cycle de vie. L'électricité apparaît sur ces deux indicateurs puisque la production d'électricité française est majoritairement d'origine nucléaire. Par rapport au système de référence, la diminution de la consommation d'énergie est cependant très intéressante.

Concernant la destruction de la couche d'ozone et les étapes en aval des productions agricoles, c'est aussi au niveau de l'étape d'épuration du biométhane et l'utilisation d'électricité nucléaire que la contribution se concentre. L'étape de transport des substrats et des digestats représente près de 12% de l'impact sur cet indicateur.

L'export d'éléments fertilisants permis par le digestat est aussi observable sur le scénario sans méthanisation mais reste minoritaire.

La production d'un vecteur énergétique local par le scénario avec méthanisation montre des performances très intéressantes sur l'indicateur d'épuisement des ressources énergétiques par rapport au système de référence. Pour le scénario avec méthanisation, la demande plus importante en électricité, qui est majoritairement d'origine nucléaire, engendre des impacts nettement plus importants sur l'indicateur de radiations ionisantes. Ce résultat est cependant cohérent pour les filières où des matières sont transformées via l'énergie nucléaire et comparées à des ressources fossiles.

2.2.3.6 *Eutrophisation des eaux douces, formation d'ozone photochimique, épuisement des ressources en eaux, et des ressources métalliques et minérales*

Excepté la comparaison sur l'indicateur de formation d'ozone photochimique dont les résultats sont en faveur du scénario avec méthanisation, les autres indicateurs présentés montrent de meilleures performances pour le scénario sans méthanisation.

Excepté pour l'épuisement des ressources métalliques et minérales, la production des CIVE et la gestion de la fertilisation sont les étapes qui contribuent majoritairement aux résultats d'impact. Les analyses de sensibilités liées aux matériels d'épandage et à l'introduction de légumineuses montraient des variations positives en faveur du scénario avec méthanisation grâce à l'optimisation de la gestion des éléments fertilisants (réduction des émissions lors de l'épandage et augmentation des compléments d'engrais nécessaires pour le scénario sans méthanisation).

Concernant l'eutrophisation des eaux douces, les impacts locaux des gestions des périodes d'intercultures sont relativement similaires sur cet indicateur et ne sont pas à l'origine de la différence notable de résultats entre les scénarios. Au niveau des activités agricoles locales, les ruissellements de phosphate restent identiques entre les couverts. La différence d'impact de l'épandage des effluents, dont la quantité est plus importante pour le digestat que pour les effluents d'élevages brut, s'explique par l'augmentation de la biomasse des substrats ajoutés aux effluents d'élevages. La part d'engrais minéraux appliqués sur les CIVE est remplacée par le pouvoir fertilisant du digestat et permet de limiter les impacts de cette amont agricole.

Sur ce même indicateur, la contribution importante de la production du biométhane est issue des besoins en électricité du procédé de méthanisation et d'épuration. Cette augmentation de l'impact, liée à la partie aval de la chaîne de valeur, n'est donc pas associée aux impacts locaux sur le site de l'unité de méthanisation et aux activités agricoles. L'impact du mix électrique sur cet indicateur provient tout d'abord du traitement des résidus sulfurés et de l'usage d'électricité produite à partir de charbon associé au cycle de vie du cuivre nécessaire au réseau de transport et de distribution de l'électricité. La part marginale d'électricité produite à partir de charbon dans le mix français et celle importée d'Allemagne est le second poste contributeur sur cet indicateur pour les impacts en dehors du site de méthanisation.

Concernant l'épuisement des ressources métalliques et minérales, l'étape dominant les résultats pour les deux scénarios est la production de la chaudière. Cette étape est identique entre les deux scénarios.

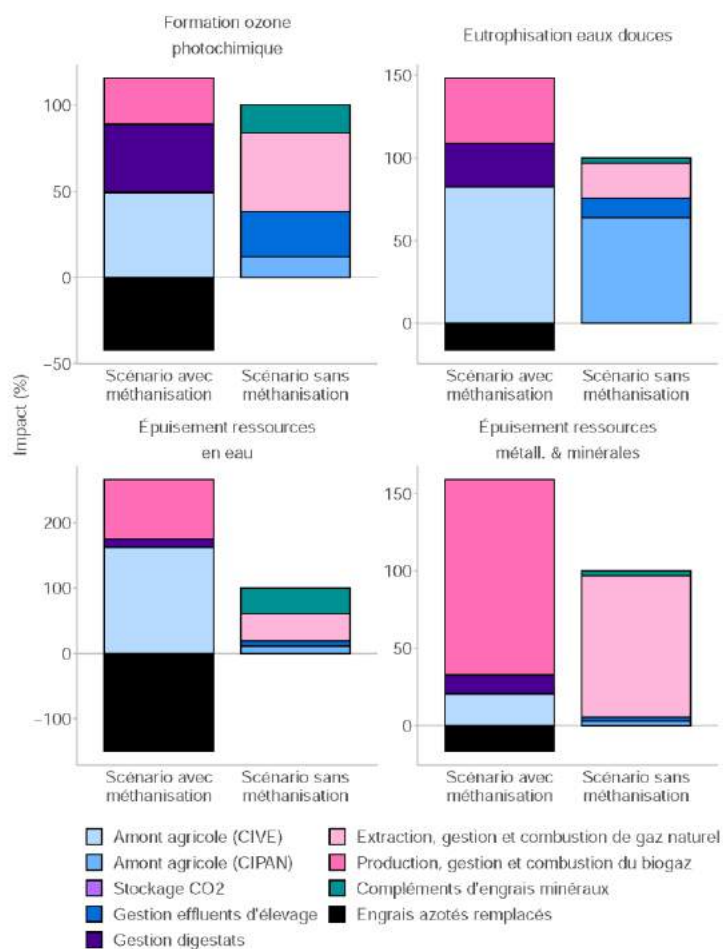


Figure 25 Analyse des contributions pour les indicateurs d'eutrophisation des eaux douces, de formation d'ozone photochimique, d'épuisement des ressources en eau et des ressources métalliques et minérales (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

La comparaison des scénarios « culture » avec et sans méthanisation sur un ensemble d'indicateurs environnementaux a été réalisée. Cette comparaison a montré de meilleures performances notables pour le scénario avec méthanisation sur 7 des indicateurs étudiés. La production d'un vecteur énergétique sans carbone fossile, l'optimisation de la gestion des effluents d'élevage par une diminution des durées de stockage et le remplacement d'engrais azotés (tributaire d'un équipement adapté soumis à obligation réglementaire) sont les principaux leviers de l'amélioration du bilan environnemental.

Aussi, l'analyse de sensibilité effectuée sur de fortes émissions fugitives de méthane a montré qu'elles peuvent limiter les bénéfices de la méthanisation sur les résultats sur l'indicateur de changement climatique. Une vérification des émissions fugitives des installations par détection infrarouge et une bonne gestion de la soupape de surpression avec automatisation de l'allumage de la torchère (Bioteau et al., 2018) peuvent très facilement limiter ces impacts.

L'introduction de CIVE sur les périodes d'interculture où des CIPAN étaient en place, engendre des impacts supplémentaires liés notamment à leur fertilisation. Ces impacts supplémentaires sont largement limités par l'évitement

et l'export d'engrais minéraux via le retour au sol du digestat. Les besoins en azote des CIVE sont couverts par le retour au sol du digestat produit par l'unité de méthanisation. Ce « bouclage » est cependant tributaire d'une amélioration de la gestion de l'azote pour limiter les pertes diffuses vers l'environnement via la volatilisation d'ammoniac.

Un stockage de carbone dans le sol a été estimé et permet de neutraliser une partie des émissions générées par le scénario avec méthanisation. Ce stockage possède cependant une limite temporelle et sera limité après environ deux décennies de culture de CIVE. Il faut cependant noter que l'amélioration potentielle de la structure du sol obtenue par la couverture de l'interculture et l'augmentation de l'épandage de matière organique, peut avoir des conséquences bénéfiques à long terme via une diminution des puissances mécaniques nécessaires aux travaux agricoles et donc une diminution des émissions vers l'environnement liées au machinisme agricole. Ce phénomène n'a cependant pas été intégré à la modélisation et la quantification de ces bénéfices potentiels n'est pas couverte par les résultats ACV de cette étude.

Suivant le respect des bonnes pratiques et une maintenance adaptée des installations de méthanisation, le remplacement du gaz naturel par du biogaz montre une amélioration intéressante du bilan environnemental des scénarios « culture ».

2.3 Scénarios « élevage »

2.3.1 Comparaison du scénario avec méthanisation au scénario de référence

L'étude des résultats des scénarios « élevage » suit la même organisation que celle réalisée pour les scénarios « culture ». Les comparaisons des résultats agrégés des indicateurs d'impacts environnementaux sont présentées dans les Figure 26 et Figure 27. Les résultats sont regroupés selon les performances environnementales du scénario avec méthanisation par rapport au scénario de référence. Les résultats sont ici présentés en pourcentage par rapport au scénario sans méthanisation. Les résultats en unité d'impact sont présentés en Annexe B.

La comparaison entre les scénarios avec et sans méthanisation montre de meilleures performances pour la méthanisation sur 9 indicateurs :

- Meilleures performances de 60% à 80% par rapport au scénario de référence pour le **changement climatique**, la **destruction de la couche d'ozone** et des **ressources énergétiques** ;
- Meilleures performances de près de 50% par rapport au scénario de référence pour la **formation de particules fines**, l'**acidification des milieux**, l'**épuisement des ressources en eau** et l'**eutrophisation des écosystèmes terrestres** ;
- Meilleures performances d'environ de 30% à 40% par rapport au scénario de référence pour l'**eutrophisation marine** et la **formation d'ozone photochimique**.

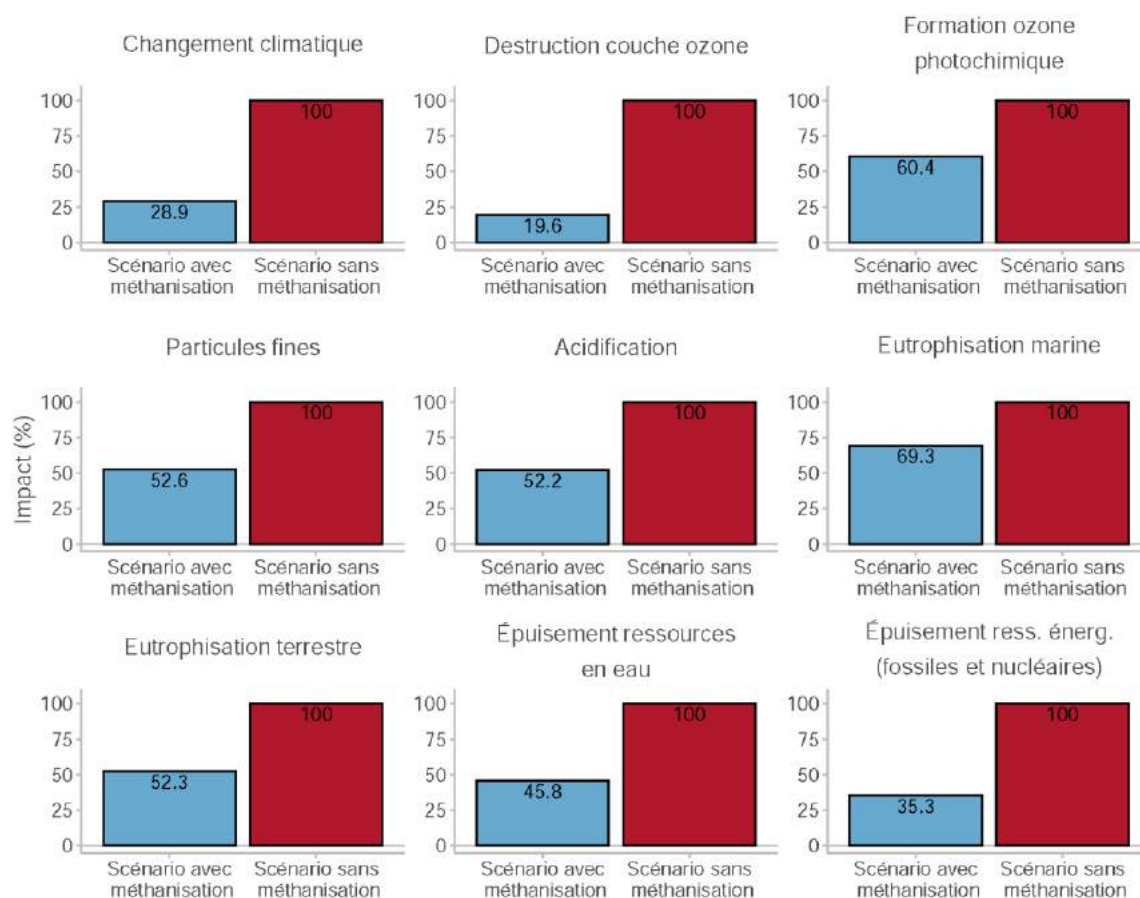


Figure 26 Groupe de résultats d'indicateurs environnementaux où le scénario avec méthanisation obtient de meilleures performances (résultats en pourcentage par rapport au scénario sans méthanisation)

Pour 5 indicateurs environnementaux, les différences de résultats entre les scénarios sont inférieures aux seuils de significativité fixés à 30% pour les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité et à 10% pour les autres indicateurs d'impacts (Figure 27). Du fait de l'incertitude liés aux résultats obtenus sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, les auteurs de ces indicateurs et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement précisent aussi que les différences de résultats ne sont significatives qu'à des échelles logarithmiques au regard de l'avancée des recherches (Bijster et al., 2018; UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative, 2019). Ainsi, les résultats sur les **trois indicateurs de toxicité et d'écotoxicité** ne montrent pas de réelles différences entre les deux scénarios. **L'occupation des sols et l'eutrophisation des eaux douces** ne sont pas non plus des indicateurs différenciant ces scénarios.

Finalement, le scénario avec méthanisation obtient de moins bonnes performances sur l'indicateur de **radiations ionisantes** et de **déplétion des ressources métalliques et minérales** où les impacts sont respectivement 6 fois et 1,3 fois plus importants que pour le scénario sans méthanisation (Figure 27). Ces tendances suivent les mêmes logiques observées dans le scénarios « culture » où l'électricité d'origine nucléaire explique les performances moins bonnes pour le scénario avec méthanisation (Brockmann et al., 2015).

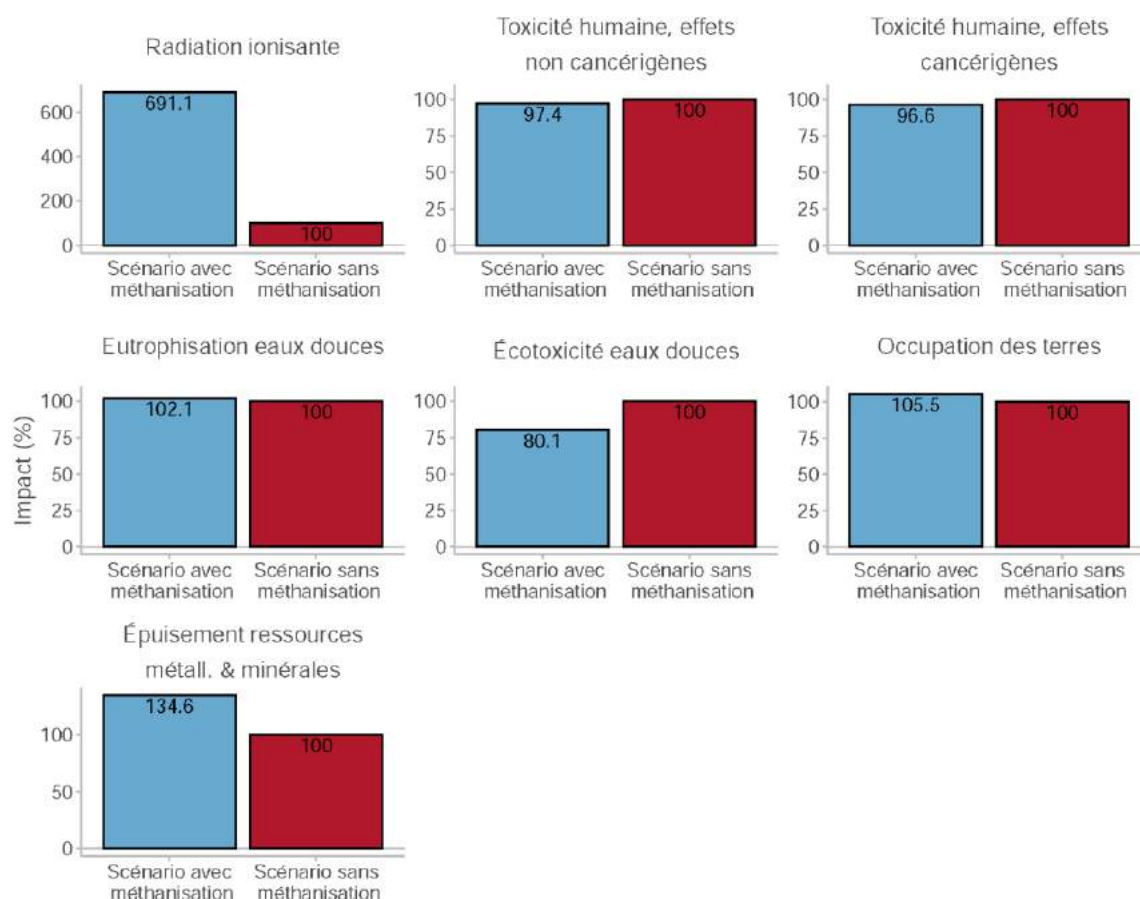


Figure 27 Groupe de résultats d'indicateurs environnementaux non discriminants entre les scénarios avec et sans méthanisation ou avec moins bonnes performances pour le scénario avec méthanisation (résultats en pourcentage par rapport au scénario sans méthanisation)

Les résultats agrégés des impacts environnementaux montrent de très bonnes performances environnementales pour une majorité d'indicateurs. La comparaison directe des résultats avec le scénario « culture » est impossible car les unités fonctionnelles des scénarios sont différentes. Les résultats de réductions d'impacts sur le changement climatique, sur l'épuisement des ressources énergétiques et sur la destruction de la couche d'ozone par rapport aux références sont similaires entre le scénario « culture » et « élevage ».

Les résultats présentés ici sont cependant plus contrastés que ceux des scénarios « culture » et en faveur du scénario avec méthanisation pour les indicateurs de particules fines, d'eutrophisation terrestre, d'acidification et de formation d'ozone photochimique.

Les résultats d'épuisement des ressources en eau et d'eutrophisation marine sont ici meilleurs pour le scénario avec méthanisation que sans méthanisation, contrairement à ce qui était observé pour le scénario « culture ».

L'analyse approfondie des résultats selon les étapes du cycle de vie est présentée en partie 2.3.3.

2.3.2 Analyses de sensibilités

La sensibilité des résultats est ici analysée à travers les variations de paramètres techniques et agronomiques (Tableau 8). Seul le retrait des CIPAN lors de la période d'interculture est étudié pour ce scénario pour les paramètres agronomiques. Le pourcentage de CIVE dans le mélange de substrats étant faible, les autres paramètres agronomiques ont été écartés de l'analyse.

2.3.2.1 Retrait des CIPAN sur la période d'interculture du scénario sans méthanisation

La Figure 28 présente les résultats pour les deux indicateurs montrant une différence de 10% ou plus. Pour ces scénarios, tous les autres résultats d'impacts sont inférieurs à 4% de différence. Le stockage du carbone réalisé par les CIPAN est ici minime au regard du sol nu et n'entraîne pas de changements notables sur les résultats du changement climatique. Suivant la même logique que le scénario culture, ces résultats d'impacts sur l'eutrophisation des eaux douces et marine traduisent l'augmentation de la lixiviation des nitrates et du ruissellement de phosphore lors de l'absence de couvert sur les périodes longues d'interculture. Ces augmentations génèrent un écart de 10% sur l'indicateur d'eutrophisation des eaux douces entre le scénario avec méthanisation. Sur l'indicateur d'eutrophisation marine, l'écart passe de 30% à 50% en faveur du scénario avec méthanisation.

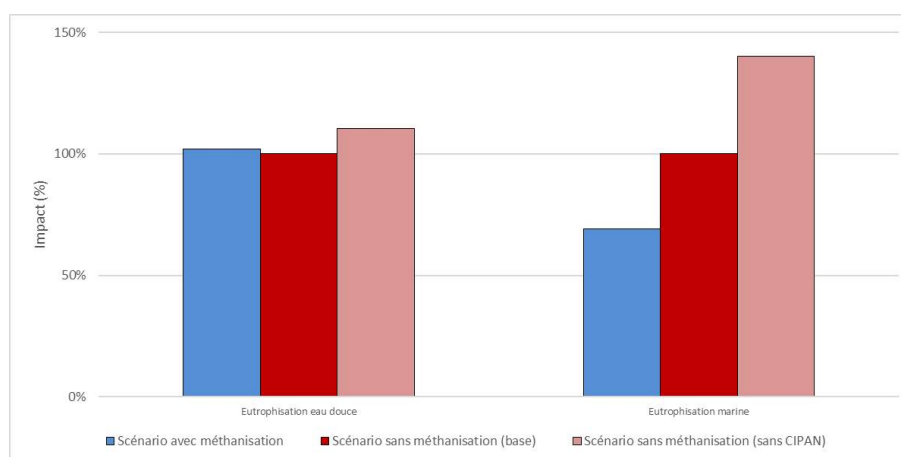


Figure 28 Analyse de sensibilité de l'implantation de CIPAN sur les cycles de culture du scénario sans méthanisation (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation de base)

Le retrait de CIPAN au sein du scénario sans méthanisation a principalement des conséquences sur les résultats d'eutrophisation marine et d'eau douce en augmentant fortement les risques de lixiviation des nitrates et de ruissellement de phosphore sur les périodes d'interculture longue. Comparés au scénario avec méthanisation, les résultats d'impacts génèrent une différence de 10% sur l'eutrophisation des eaux douces et une différence passant de 30% à 50% sur l'eutrophisation marine.

2.3.2.2 Analyses des critères techniques

2.3.2.2.1 Paramètres liés à l'unité de méthanisation

Au sein de l'unité de méthanisation, les effets de variations du taux de fuites de biogaz et de la non-couverture du digestat (situation hors cadre des réglementations ICPE de 2021 pour les couvertures étanche aux eaux de pluie) sur les impacts environnementaux sont analysés.

Les conséquences de ces deux paramètres sur le bilan environnemental du scénario avec méthanisation sont présentées en Figure 29. Seuls les indicateurs présentant des résultats ayant au moins 10% de différence avec le système de base sont étudiés.

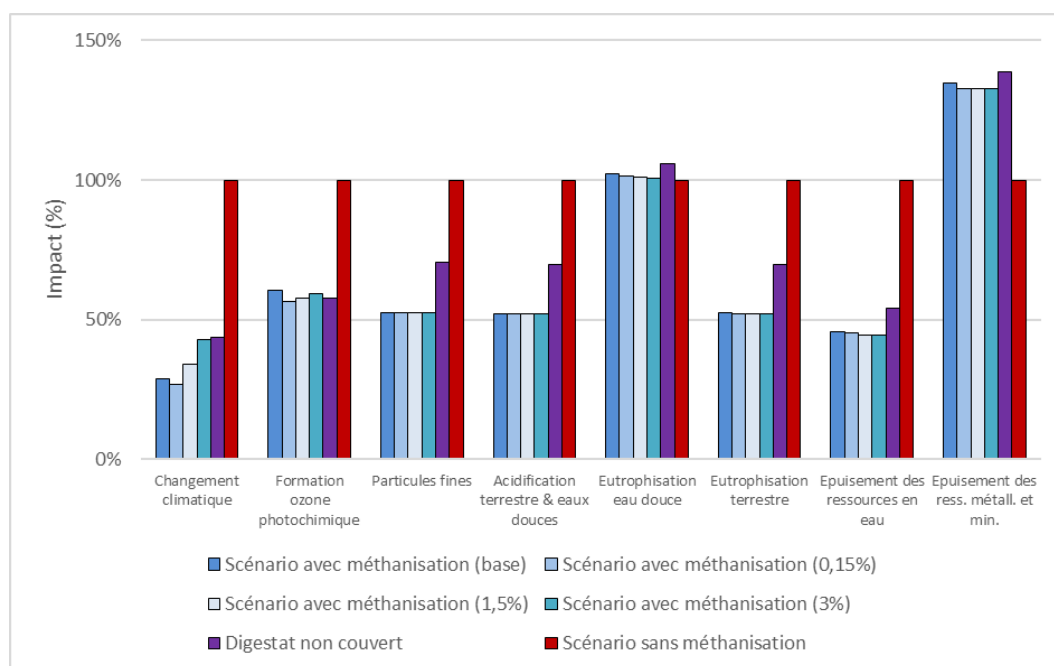


Figure 29 Analyses de sensibilité des paramètres techniques (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario respectif sans méthanisation, différents scénarios sans méthanisation sont modélisés et chaque résultat est bien exprimé par rapport à son propre scénario de référence)

La variation du taux d'émissions fugitives entraîne des variations notables uniquement sur les indicateurs de changement climatique. La diminution du taux d'émissions fugitives augmente la réduction d'impacts du résultat de seulement 71% à 73%% par rapport au scénario de base sans méthanisation. L'augmentation des émissions fugitives à 1,5% puis 3% réduit la réduction d'impacts de 66% et de 57% par rapport au scénario de base sans méthanisation. Au regard du

scénario sans méthanisation et malgré les émissions fugitives de 3%, les performances restent en faveur du scénario avec méthanisation.

La non-couverture du stockage de digestat réduit la réduction d'impact de 71% à 56% sur les résultats d'impacts du changement climatique par rapport au scénario de base sans méthanisation. De manières similaires aux résultats obtenus pour les scénarios cultures, ce paramètre génère les mêmes conséquences sur les indicateurs de formation de particules fines, d'acidification des milieux, d'eutrophisation terrestre, de formation de particules fines et d'eutrophisations des eaux douces par rapport au scénario de base avec méthanisation. L'écart entre les scénarios avec et sans méthanisation étant plus contrasté pour le scénario « élevage », aucune inversion de résultats n'est cependant observée ici. Les conséquences des émissions d'ammoniac lors du stockage du digestat sont identiques.

L'augmentation de l'impact sur les résultats d'épuisement des ressources en eau reste limitée par rapport au scénario « culture ». Ce résultat provient du fait que l'exportation importante d'éléments fertilisants par le digestat entraîne un recours aux éléments fertilisants minéraux important pour le scénario sans méthanisation. Ce recours aux engrais minéraux contribue majoritairement aux impacts sur cet indicateur et limite les variations de résultats sur ce paramètre (section 2.3.3.6).

Par rapport au scénario sans méthanisation, les augmentations des émissions vers l'environnement; liées à la non-couverture du digestat et à l'augmentation du taux de fuites de biogaz, peuvent réduire les gains observés dans la partie 2.3.1 sur les indicateurs de changement climatique, d'acidification des milieux, de formation de particules fines et d'eutrophisation terrestre notamment. Les obligations réglementaires et les bonnes pratiques de maintenance des unités de méthanisation ont donc une réelle pertinence environnementale.

2.3.2.2.2 Analyses du mix électrique utilisé

De manière similaire au scénario « culture », le choix du mix électrique alimentant l'unité de méthanisation est ici testé. Le mix électrique français, majoritairement nucléaire, est remplacé par le mix électrique norvégien, majoritairement hydroélectrique. Les résultats des indicateurs entraînant une différence d'impact de plus de 5% avec les scénarios de base avec méthanisation sont présentés en Figure 30.

Les résultats montrent une évolution très forte des résultats sur les indicateurs de radiations ionisantes (88% de réduction), d'épuisement des ressources fossiles et nucléaire (78% de réduction) et de déplétion de la couche d'ozone (57% de réduction). Les autres indicateurs ne montrent pas de grandes variations de résultats.

Comme pour le scénario « culture », le choix du mix électrique alimentant l'unité de méthanisation est très sensible sur certains indicateurs. Cette analyse maintient les perspectives d'étude préalablement énoncées sur l'alimentation électrique externe des unités de méthanisation au vu de la sensibilité de ce paramètre.

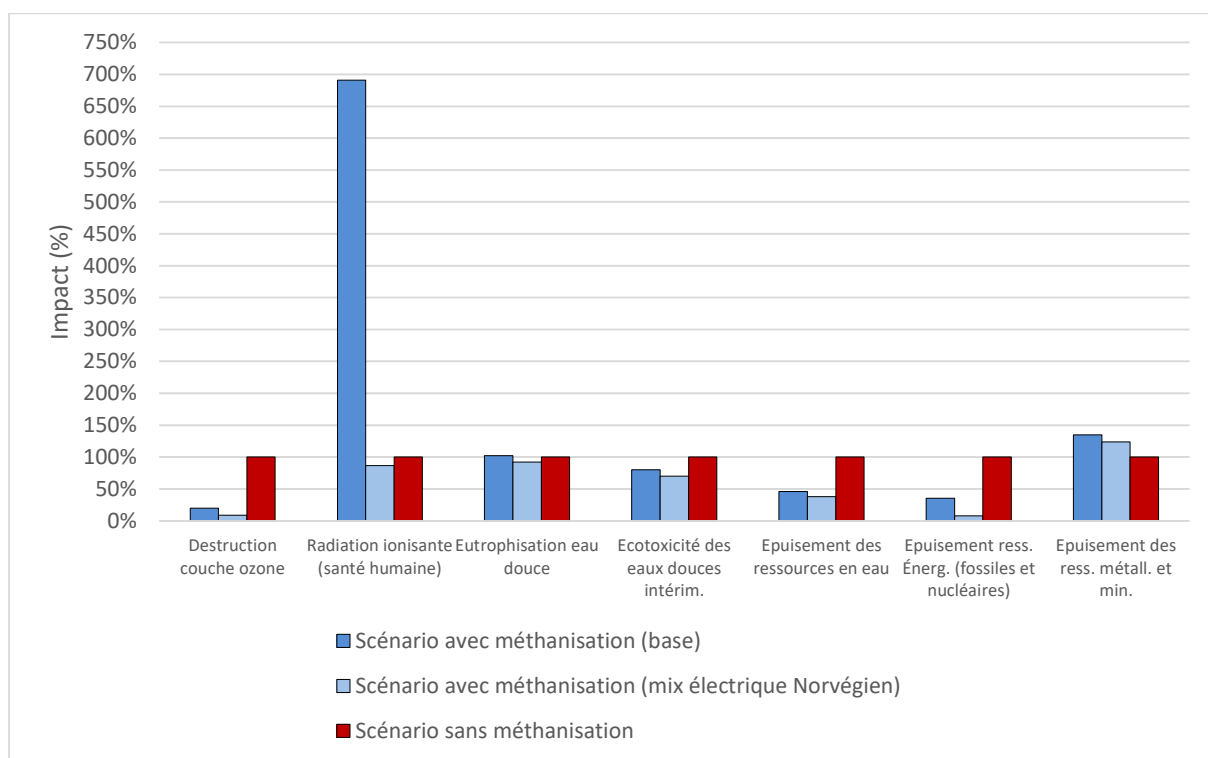


Figure 30 Analyses de sensibilité des mix électrique (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation, les bouquets d'UF sont tous identiques dans les 3 scénarios présentés ici)

2.3.2.3 Analyses des pratiques d'épandage

Les conséquences sur le bilan environnemental de l'épandage de digestat avec un dispositif optimisé par rapport aux pendillards et à une incorporation sans enfouissement direct sont présentées en Figure 31. En plus du changement climatique, seuls les indicateurs présentant des résultats ayant au moins 10% de différence avec le système de base avec méthanisation sont étudiés.

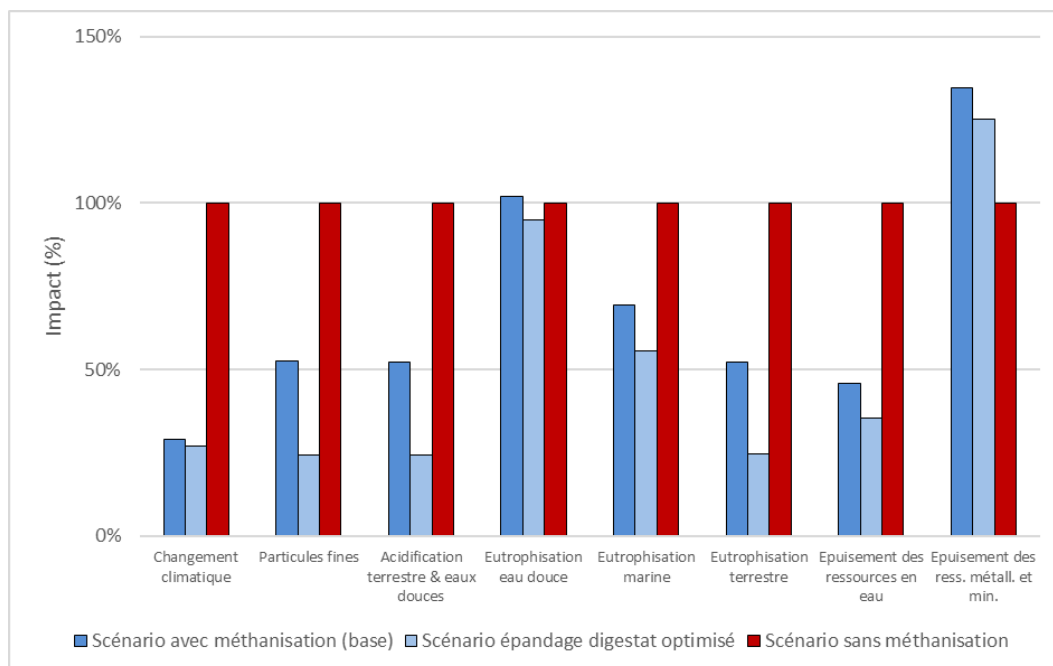


Figure 31 Analyses de sensibilité des pratiques d'épandage (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario respectif sans méthanisation, différents scénarios sans méthanisation sont modélisés et chaque résultat est bien exprimé par rapport à son propre scénario de référence)

Les tendances d'évolution des résultats sont identiques à celles observées pour les scénarios « culture ». L'optimisation de l'épandage des digestats, en lien avec une plus faible volatilisation d'azote, réduit de près de 50% les impacts du scénario avec méthanisation sur les indicateurs de particules fines, d'acidification et d'eutrophisation terrestre. Les résultats obtiennent des réductions d'impacts de plus de 75% par rapport au scénario sans méthanisation.

Les réductions d'impacts restent limitées mais intéressantes pour les indicateurs d'eutrophisation des eaux douces, d'épuisement des ressources en eaux et métalliques et minérales.

Au regard de cette première partie de résultats du scénario « élevage » et des résultats obtenus pour le scénario « culture », des tendances de résultats relativement similaires sont obtenues avec des écarts plus marqués sur les indicateurs où les étapes de gestion du digestat sont très contributrices (formation d'ozone photochimique, acidification, eutrophisation et les particules fines). La faible teneur en énergie des lisiers et fumiers, présents en quantité importante dans le mix de substrats « élevage », provoque une forte demande de ces substrats. La quantité de digestat produite est nettement plus importante que pour le scénario « culture ». En conséquence, les impacts environnementaux liés à une mauvaise gestion du digestat au niveau du stockage et de l'épandage peuvent nuire très fortement sur la comparaison avec le scénario sans méthanisation.

2.3.3 Analyse des contributions

L'analyse des résultats du scénario « élevage » se poursuit par l'étude des contributions des différentes étapes du cycle de vie. Sur chacun des indicateurs, les étapes clés vont être approfondies. L'interprétation de ces résultats est déclinée en 5 parties qui font chacune référence à un ou plusieurs indicateurs environnementaux.

2.3.3.1 Indicateur de changement climatique

La comparaison des résultats agrégés sur l'indicateur de changement climatique montre une réduction d'impact de près de 70% par rapport au scénario de référence (Figure 32).

Pour cet indicateur, les étapes du cycle de vie sont tout d'abord regroupées en 8 groupes (culture des CIVE, gestion du digestat, production et valorisation du biogaz en biométhane...). Ces étapes sont ensuite détaillées en sous étapes afin d'obtenir une meilleure visibilité sur les résultats (production des engrais, émissions fugitives...).

2.3.3.1.1 Analyses des groupes d'étapes du cycle de vie des scénarios

La Figure 32 présente les résultats des contributions pour les deux scénarios avec et sans méthanisation et exprimés en pourcentage par rapport aux impacts agrégés du scénario sans méthanisation.

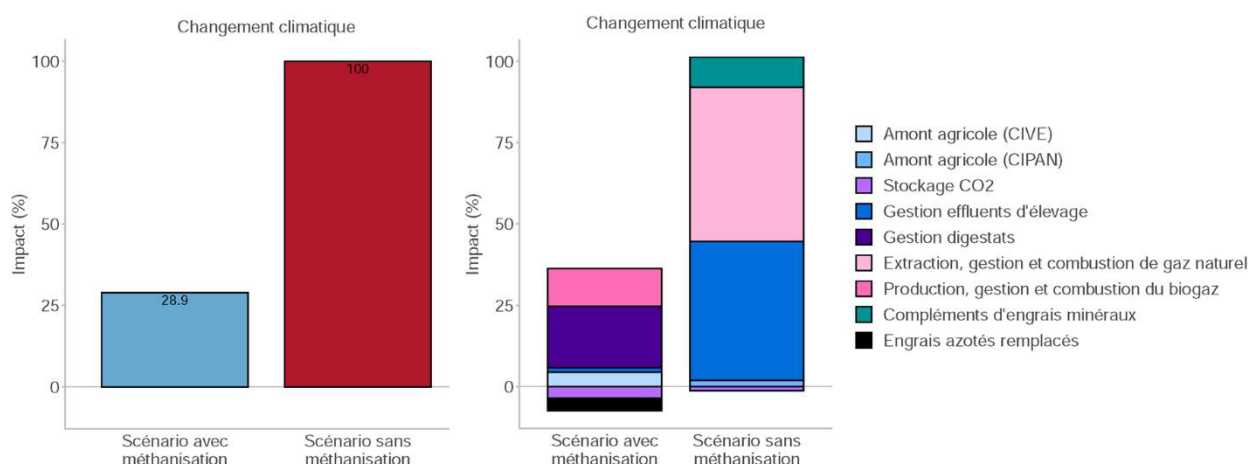


Figure 32 Analyse des contributions des grandes étapes du cycle de vie des scénarios avec et sans méthanisation (droite) et mise en relation avec les résultats agrégés (gauche) (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Dans le scénario avec méthanisation, la production agricole des CIVE est très faiblement contributrice sur les résultats de cet indicateur tandis que la contribution de la gestion des digestats domine nettement les résultats. La gestion du biogaz et du biométhane représente près de la moitié des résultats de la gestion des digestats.

Concernant les résultats du scénario sans méthanisation, les impacts sont dominés à part quasi égale par la chaîne de valeur du gaz naturel et la gestion classique des effluents d'élevages. L'amélioration de la biodisponibilité de l'azote présents dans le digestat entraîne une fourniture d'engrais minéraux par le scénario sans méthanisation qui représente 10% de contribution sur cet indicateur.

Finalement, les stockages de carbone par les CIVE et les CIPAN de ce scénario élevage restent très faibles par rapport aux contributions des autres étapes du cycle de vie.

Sur l'indicateur de changement climatique, les meilleures performances du scénario « élevage » avec méthanisation sont obtenues en grande partie par l'amélioration de la gestion des effluents d'élevage et l'amélioration de la biodisponibilité de l'azote au sein des digestats par rapport aux effluents bruts. Le transfert de l'utilisation d'un vecteur énergétique fossile vers un vecteur énergétique local et renouvelable partage cette amélioration. La faible part de CIVE au sein du mix de substrat et le potentiel stockage de carbone qui leur est associé obtiennent des contributions relativement faibles pour le scénario « élevage ».

2.3.3.1.2 Analyses détaillées de groupe d'étapes

Les résultats des étapes incluses au sein des groupes du paragraphe précédent (comme « amont agricole » ou « production, gestion et combustion du biogaz ») sont analysés dans cette partie.

La Figure 33 présente les contributions des sous étapes de l'amont agricole.

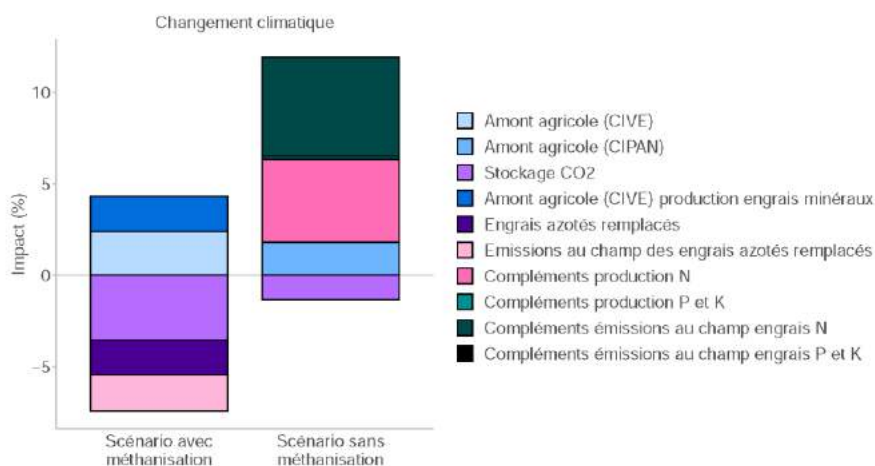


Figure 33 Analyse des contributions de l'amont agricole (les lettres N, P et K font références à la production d'engrais minéraux azotés, phosphatés et potassiques) (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

La contribution de la production des CIVE est marginale au sein de ce scénario. Le remplacement des engrais minéraux par l'épandage du digestat (étape pris en compte en Figure 34) annule les impacts liés à la production et à l'épandage des engrais minéraux. Le machinisme agricole et les émissions de N_2O restent peu impactants pour ce scénario en contribuant à 2,5% de la contribution par rapport aux résultats agrégés du scénario sans méthanisation. Les répartitions entre le coût du machinisme agricole et des émissions de N_2O sont respectivement de 55% et 45% au sein de cette étape de l'amont agricole. Les bénéfices liés au stockage de carbone additionnel par les CIVE ne représentent que quelques pourcents de réduction.

Par contre, l'exportation des éléments fertilisants par le digestat se répercute à travers la demande complémentaire d'éléments minéraux pour le scénario sans méthanisation. Les impacts additionnels de ces compléments sont influencés

à la même hauteur par la production de nitrate d'ammonium et par les émissions liées à leur utilisation (principalement du N_2O).

Les contributions des sous étapes de la **gestion des effluents d'élevages et des digestats** sont présentées en Figure 34. La diminution des impacts générés par le stockage des lisiers du scénario sans méthanisation est l'atout principal du scénario avec méthanisation. Les émissions liées au stockage de fumier et de lisier se réduisent de 33% pour le scénario sans méthanisation à moins de 3% pour le scénario avec méthanisation (rapporté aux résultats agrégés du scénario sans méthanisation). Le stockage couvert du digestat contribue à hauteur de 13% de l'impact sur le changement climatique. Ce résultat est nettement plus faible que pour le stockage des effluents bruts. Les émissions de méthane et de protoxyde d'azote sont très réduites pour le scénario avec méthanisation.

L'épandage des effluents bruts (3,14 kg) et l'épandage du digestat (3,48 kg) ont des impacts similaires (12% pour le scénario sans méthanisation et 15% pour le scénario avec méthanisation). Le N_2O émis durant l'épandage domine ce poste. Les émissions de N_2O sont estimées à 1% de l'ensemble de l'azote contenu dans les matières épandues (effluents et digestat) et la quantité d'azote épandue est de même ordre de grandeur pour les deux scénarios.

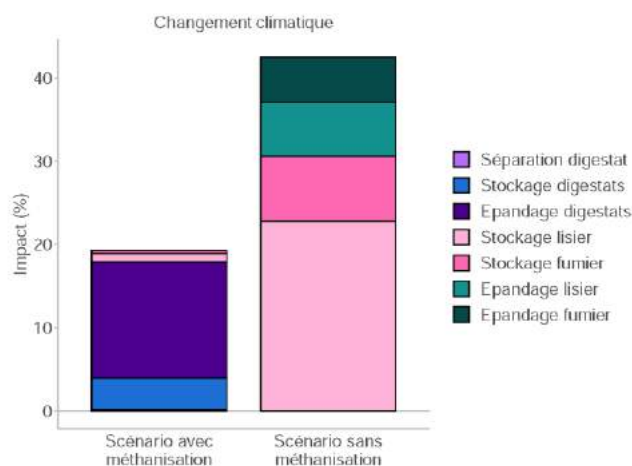


Figure 34 Analyse des contributions de la gestion du lisier et du digestat (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les contributions des sous étapes de la gestion du biogaz et du biométhane (combustion comprise), sont présentées en Figure 35. Ces contributions sont similaires à celles obtenues pour le scénario « culture ». Les différences viennent d'une augmentation d'impact au niveau des étapes de digestion anaérobie et des transports. L'augmentation des volumes de substrats est à l'origine de ces augmentations. En effet, l'augmentation observée en Tableau 12, par rapport au scénario « culture » provient de :

- la consommation plus importante de biogaz nécessaire au maintien en température des substrats ;
- la quantité d'émissions fugitives plus importante du fait d'une plus grande consommation de biogaz nécessaire à l'autoconsommation (les émissions fugitives sont calculées sur la quantité de biogaz produit avant répartition vers la chaudière, la torchère et vers l'épuration).

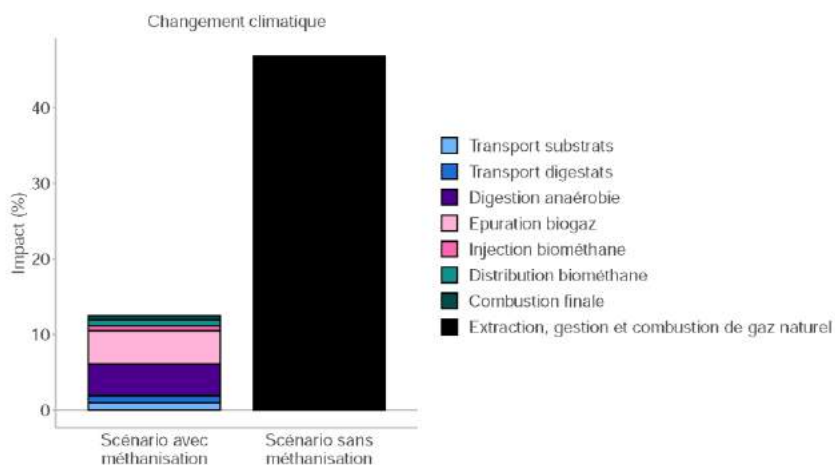


Figure 35 Analyse des contributions de la gestion du biogaz et du biométhane (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Tableau 12 Détails des résultats d'impacts liés au méthane biogénique émis au niveau de l'unité de méthanisation

Etape du cycle de vie	Répartition des volumes de biogaz (Nm ³ / UF-E)	Masse de CH ₄ présent dans le biogaz avant combustion (g / UF-E)	Impact des émissions de CH ₄ (g eq CO ₂ / UF-E)	Hypothèses
Biogaz valorisé	0,188	76,8	0	
Emissions fugitives vers l'atmosphère	0,0011	0,43	15,2	0,5% de la production totale de biogaz
Chaudière biogaz pour l'autoconsommation	0,0171	6,98	0,59	0,25% de CH ₄ non brûlé
Torchage biogaz	0,0066	2,79	4,8	3% de fuites et 2,6% de CH ₄ non brûlé

De manière plus prononcée que pour le scénario « culture », les résultats d'impact sur le changement climatique montrent que les bénéfices du scénario « élevage » avec méthanisation sont étroitement liés à la gestion des effluents et de l'azote associé. Le transfert d'un vecteur énergétique fossile à un vecteur issu de la biomasse partage l'amélioration du bilan sur le changement climatique. Le stockage de carbone par les CIVE est très faiblement contributeur sur un tel scénario. Finalement, au niveau de la gestion du biogaz, les différences avec le scénario « culture » sont faibles.

2.3.3.2 Indicateurs d'acidification, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines

Les indicateurs d'acidification des milieux, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines présentent des résultats similaires aux tendances des résultats des contributions du scénario « culture » (Figure 36). L'amélioration des conditions d'épandage entre les effluents d'élevage et le digestat limite la volatilisation de l'ammoniac. Ce paramètre est à l'origine de l'impact plus faible du scénario avec méthanisation. Les analyses de sensibilité ont montré que cette réduction d'impact peut être encore plus important avec du matériel d'épandage optimisé. Par contre, la réglementation des épandages des effluents bruts du scénario sans méthanisation peut évoluer dans les prochaines années et entraîner une réduction des impacts du scénario sans méthanisation. Cela réduira l'écart des résultats obtenus sur ces indicateurs.

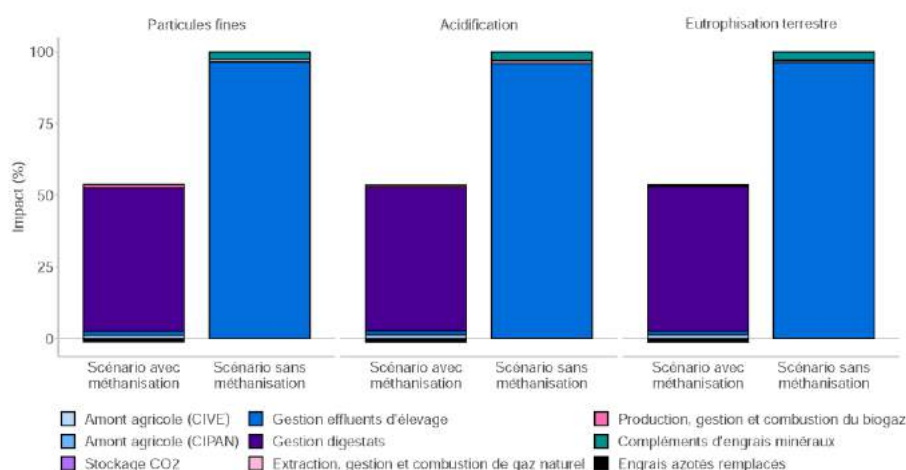


Figure 36 Analyse des contributions pour les indicateurs d'acidification des milieux, d'eutrophisation terrestre et de formation de particules fines (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Pour le scénario avec méthanisation, les meilleures performances environnementales sont liées à l'amélioration des conditions d'épandage entre les effluents d'élevage et le digestat qui limite la volatilisation de l'ammoniac. L'utilisation d'un matériel adapté pour l'épandage du digestat est primordiale pour limiter la volatilisation de l'azote et maintenir la valeur fertilisante du digestat (voir partie 2.3.2.2.2).

2.3.3.3 Eutrophisation marine et occupation des sols

De façon similaire aux scénarios « culture », les contributions des résultats sur les indicateurs d'eutrophisation marine et d'occupation des terres sont largement dominées par les étapes des cultures de CIVE et des CIPAN et la gestion des effluents d'élevage (Figure 37). La diminution des potentiels de lixiviation des nitrates permise par les cultures intermédiaires (CIVE et CIPAN) n'entraîne pas de différence significative sur le résultat de l'eutrophisation. Par contre, les abattements de volatilisations d'ammoniac lors de l'épandage des digestats vont permettre de limiter les contributions de l'ammoniac des digestats par rapport aux épandages des effluents bruts. La réduction d'impact par rapport au scénario sans méthanisation est plus claire ici par comparaison avec le scénario « culture ». Cela provient de la plus grande part d'effluents d'élevages dans le mélange de substrats méthanisés.

Sur l'indicateur d'occupation des terres, la contribution de l'usage de la surface agricole pour l'implantation des CIVE et des CIPAN contribuent majoritairement pour les deux scénarios. La différence entre ces deux résultats reste négligeable.

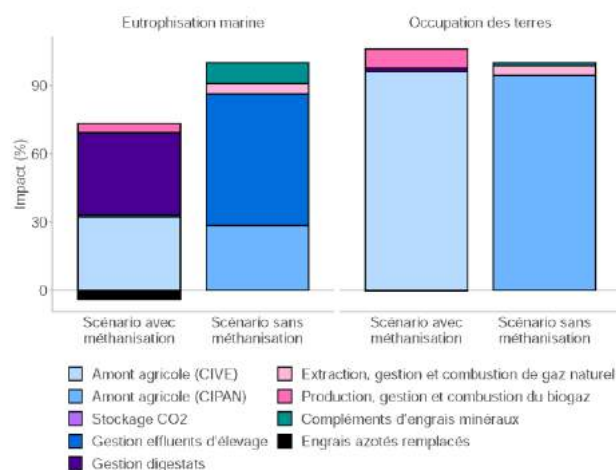


Figure 37 Analyse des contributions pour les indicateurs d'eutrophisation marine et d'occupation des sols (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

2.3.3.4 Indicateurs de toxicité et d'écotoxicité

Les contributions des étapes des cycles de vie sont analysées sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité (Figure 38). Du fait de l'incertitude liés aux résultats obtenus sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, les auteurs de ces indicateurs et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement précisent aussi que les différences de résultats ne sont significatives qu'à des échelles logarithmiques au regard de l'avancée des recherches (Bijster et al., 2018; UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative, 2019)

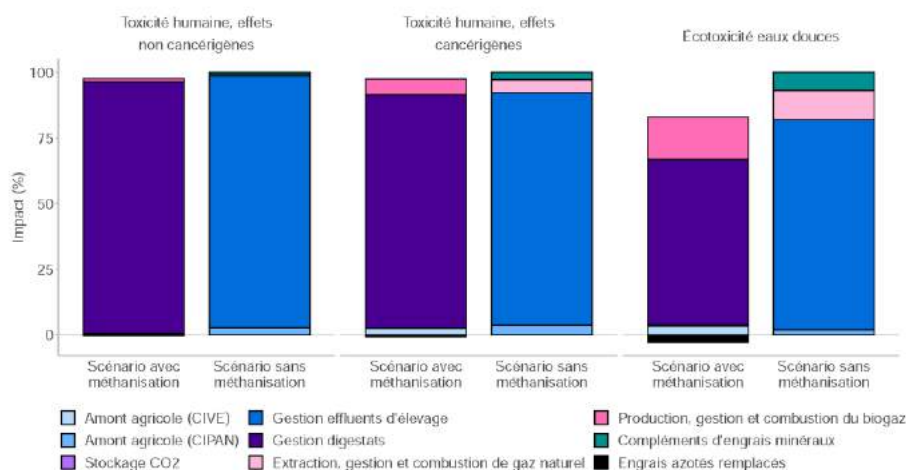


Figure 38 Analyse des contributions pour les indicateurs de toxicité humaine et d'écotoxicité des eaux douces (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

Les étapes d'épandages des digestats et des effluents sont les étapes qui dominent les contributions de ces deux scénarios sur ces indicateurs et ce sont les éléments traces métalliques qui sont à l'origine de ces impacts environnementaux. Sur l'indicateur d'écotoxicité, les émissions d'ammoniac à l'épandage contribuent en partie aux

résultats et l'amélioration des conditions d'épandage dans le scénario avec méthanisation permet de réduire légèrement les impacts du scénario avec méthanisation par rapport au scénario sans méthanisation. Aussi, pour cet indicateur, les chaînes gazières contribuent à une certaine part, et étant notamment liées au processus de production d'électricité et industriel mobilisés au sein de ces cycles de vie.

2.3.3.5 *Épuisement des ressources énergétiques, indicateur de radiations ionisantes et de destruction de la couche d'ozone*

Les résultats agrégés sur l'indicateur d'épuisement des ressources énergétique et de destruction de la couche d'ozone montrent respectivement des réductions d'impacts de 65% et 80% pour le système avec méthanisation. L'analyse des contributions des étapes (Figure 39) montre que la diminution de l'impact est principalement amenée par la non-utilisation de gaz naturel. L'exportation d'éléments fertilisants par les digestats nécessitant un complément d'usage de fertilisants minéraux par le scénario sans méthanisation augmente l'écart de près de 8% entre les résultats avec et sans méthanisation.

La contribution des étapes de gestion du biogaz sur l'indicateur d'épuisement des ressources est issue de la demande en électricité de l'étape d'épuration du biogaz en biométhane. A travers cette étape, ce sont des ressources nucléaires nécessaires à la production de l'électricité française qui génèrent cette contribution. Cette même étape est aussi à l'origine du fort impact du scénario avec méthanisation sur l'indicateur de radiation ionisante.

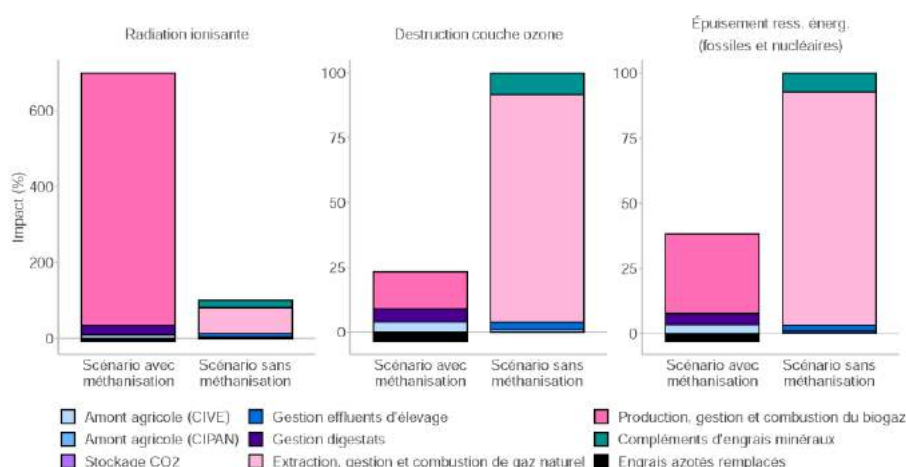


Figure 39 Analyse des contributions pour les indicateurs d'épuisement des ressources énergétiques, de radiation ionisante et de destruction de la couche d'ozone (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

2.3.3.6 *Eutrophisation des eaux douces, formation d'ozone photochimique, épuisement des ressources en eaux, et des ressources métalliques et minérales*

Les tendances des résultats de contribution obtenus sur ces indicateurs d'impacts environnementaux montrent des différences par rapport au scénario « culture », notamment sur les indicateurs de formation d'ozone photochimique et d'épuisement des ressources en eau (Figure 40). Ces différences sont dues à l'exportation importante des éléments fertilisants par les digestats qui entraîne que le scénario sans méthanisation complète ses productions avec des compléments d'engrais minéraux (malgré les bénéfices des pouvoirs fertilisants issus de l'épandage direct des effluents

d'élevages dans le scénario sans méthanisation). Aussi, la faible part de CIVE dans ce scénario limite l'utilisation de l'azote du digestat au sein du périmètre étudié et permet un export important d'éléments fertilisants.

Sur l'indicateur d'épuisement des ressources métalliques et minérales et d'eutrophisation des eaux douces, les résultats ont les mêmes tendances que pour le scénario « culture » mais la contribution des compléments d'éléments fertilisants est plus importante. Sur l'eutrophisation des eaux douces, cette contribution réduit clairement l'écart entre les résultats des scénarios.

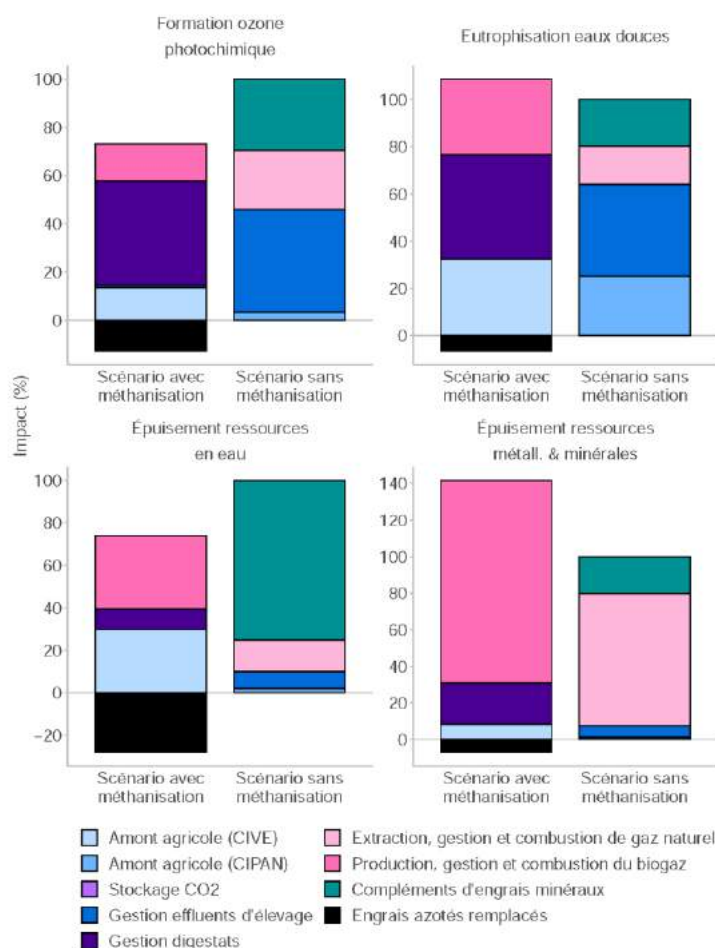


Figure 40 Analyse des contributions pour les indicateurs d'eutrophisation des eaux douces, de formation d'ozone photochimique, d'épuisement des ressources en eau et des ressources métalliques et minérales (résultats en pourcentage du résultat agrégé du scénario sans méthanisation)

La comparaison sur un ensemble d'indicateurs environnementaux des scénarios « élevage » avec et sans méthanisation a été réalisée et a montré des tendances similaires aux scénarios « culture ». Ces tendances ont montré des écarts plus marqués sur certains indicateurs. Les différences de résultats sont amenées par la plus grande quantité de substrats nécessaires à l'obtention d'un kilowattheure, étant donnée la plus faible teneur énergétique des effluents d'élevages. Les impacts associés aux modifications de gestion de ces substrats sont ainsi plus prononcés.

Aussi, la plus faible proportion de CIVE au sein du mélange de substrats entraîne une plus faible demande en éléments fertilisants. Cette plus faible mobilisation d'éléments fertilisants au sein du périmètre d'étude permet à ce scénario d'exporter une plus grande quantité vers d'autres cultures (comme les cultures principales de la succession intégrant les CIVE, ou une toute autre succession). Cet export impacte les résultats du scénario sans méthanisation car un complément d'engrais minéraux plus important doit être fourni pour remplir l'unité fonctionnelle. Ces compléments d'engrais réduisent les écarts d'impacts environnementaux observés notamment pour les indicateurs d'eutrophisation des eaux douces et d'épuisement des ressources métalliques et minérales où le scénario avec méthanisation engendre plus d'impacts.

Contrairement au scénario « culture », la contribution du stockage de carbone par les CIVE est négligeable pour le scénario « élevage » sur le résultat d'impact sur le changement climatique. La proportion de surfaces agricoles avec implantation de CIVE est en effet relativement limitée par rapport au « scénario culture ».

2.4 Analyses d'incertitude

Les Figure 41 à Figure 43 présentent les résultats de l'analyse Monte Carlo pour les scénarios « culture ». Les Figure 44 à Figure 46 présentent les résultats de cette analyse pour les scénarios « élevage ».

Les plages d'incertitude des résultats d'impacts obtenus restent limitées pour la majorité des catégories d'impacts. L'intervalle de confiance est à 95%. Seule l'eutrophisation marine obtient une plage d'incertitude plus large.

Pour les scénarios avec méthanisation du scénario « culture », la plage d'incertitude se situe à plus ou moins 20% de la moyenne et seul l'indicateur d'eutrophisation marine obtient une plage d'incertitude plus large. Le scénario sans méthanisation obtient une incertitude plus large notamment sur les indicateurs de changement climatique, de destruction de la couche d'ozone, de radiations ionisantes et d'épuisement des ressources métalliques et minérales.

La Figure 43 indique clairement qu'aucune conclusion tranchée ne peut être prise sur les indicateurs de toxicité humaine (effet cancérigène), d'eutrophisation marine, d'écotoxicité et d'occupation des terres (cette conclusion rejoint celle obtenue dans les parties précédentes). Sur ces indicateurs où aucun scénario ne se démarque par rapport à l'autre, l'incertitude des données engendre que pour près de 50% des simulations, le scénario avec méthanisation obtient un impact plus important et inversement pour les autres simulations.

Pour presque l'ensemble des autres indicateurs, l'incertitude générée sur les données de base n'engendre pas de chevauchement des distributions des résultats d'impacts environnementaux. Ainsi pour le changement climatique, le scénario avec méthanisation reste clairement meilleur que le scénario sans méthanisation. Ces résultats concernent cependant uniquement les incertitudes ; les résultats des analyses de sensibilité, notamment au regard des émissions fugitives, ont montré qu'elles peuvent limiter certains bénéfices environnementaux du scénario avec méthanisation.

Les scénarios « élevage » montrent des plages d'incertitude similaires aux résultats des scénarios « culture ». La principale différence concerne l'indicateur d'épuisement des ressources en eau où l'incertitude est très importante du fait des importantes exportations d'éléments fertilisants.

Sur l'analyse Monte Carlo de la comparaison des scénarios « élevage », les principaux recouvrements de distribution concernent les indicateurs d'eutrophisation des eaux douces et d'occupations des terres. De même que pour le scénario « culture », les différences de résultats présentées en section 2.3.1 sur ces indicateurs n'étaient pas suffisamment contrastées pour émettre des conclusions discriminantes. Les recouvrements sur les indicateurs de toxicité humaine montrent aussi le peu de différences de résultats existants entre ces scénarios.

Pour les autres indicateurs, l'incertitude des données n'entraîne pas de modifications du positionnement du scénario avec méthanisation par rapport au scénario sans méthanisation.

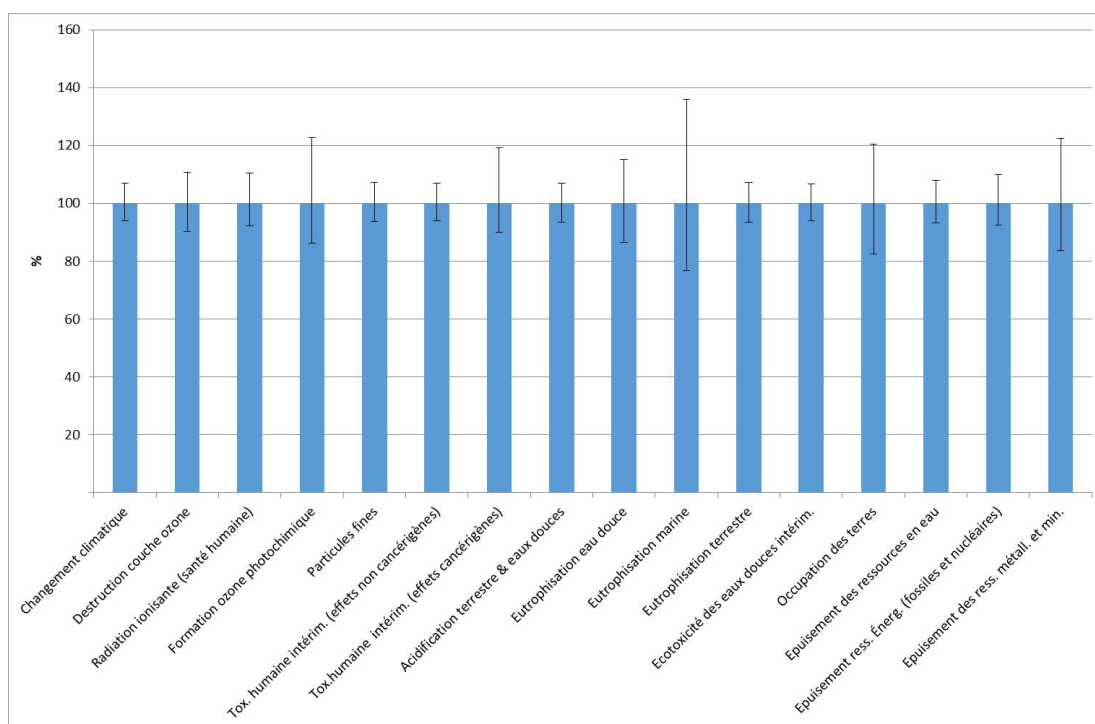


Figure 41. Analyse d'incertitude Monte Carlo du scénario « culture » avec méthanisation (intervalle de confiance : 95)

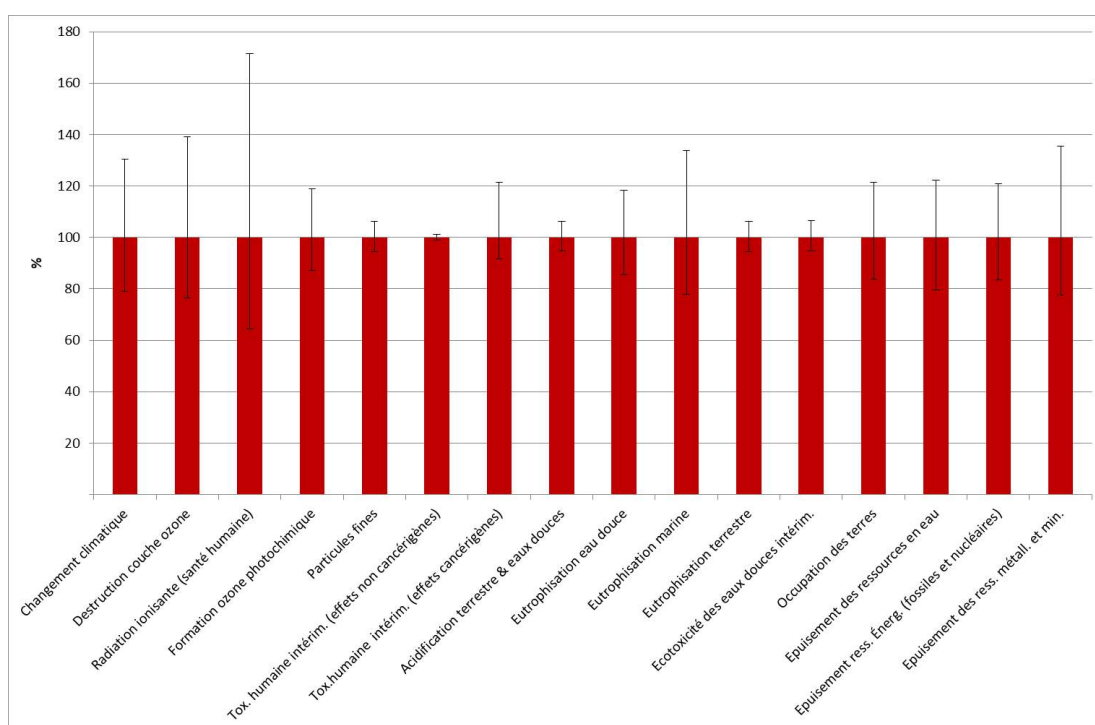


Figure 42. Analyse d'incertitude Monte Carlo du scénario « culture » sans méthanisation (intervalle de confiance : 95)

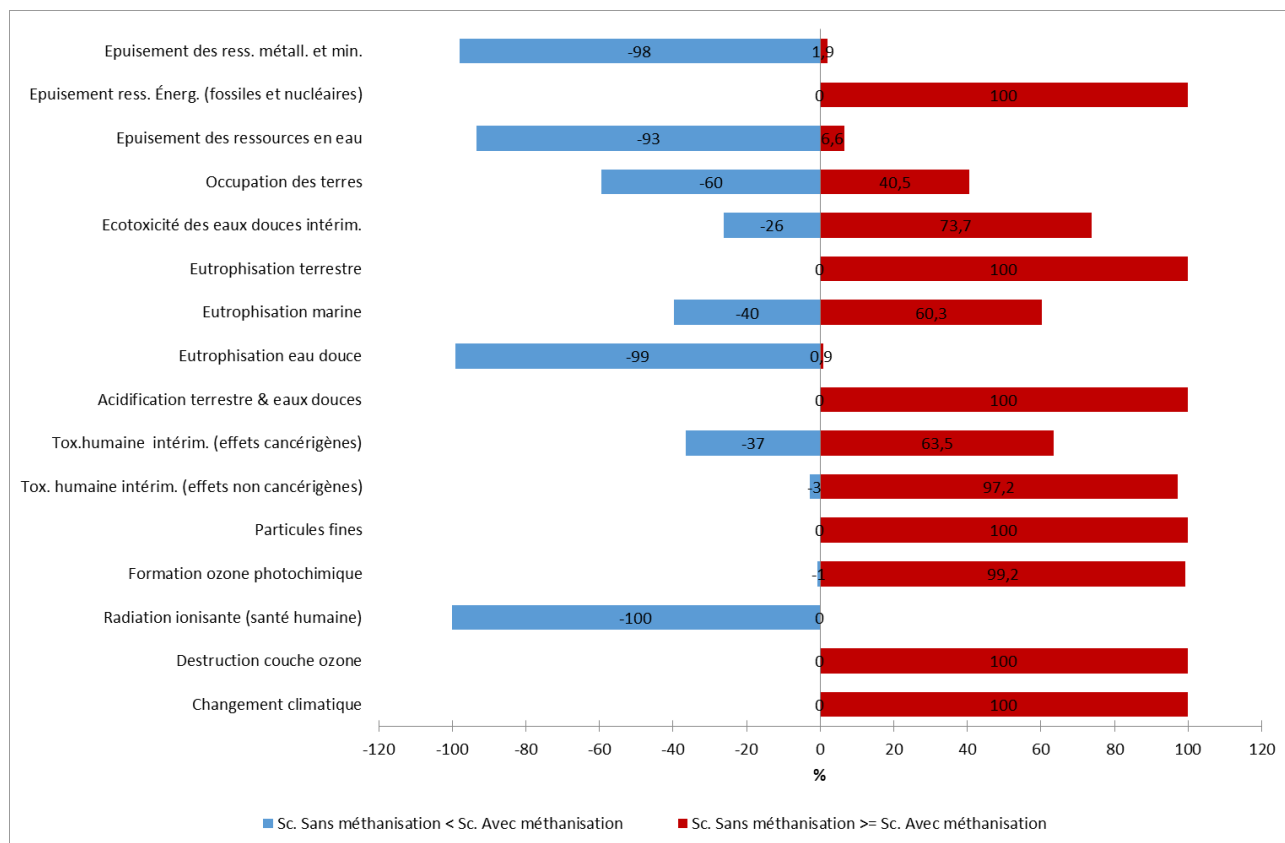


Figure 43. Analyse d'incertitude Monte Carlo sur la comparaison des scénarios "culture" (intervalle de confiance : 95)

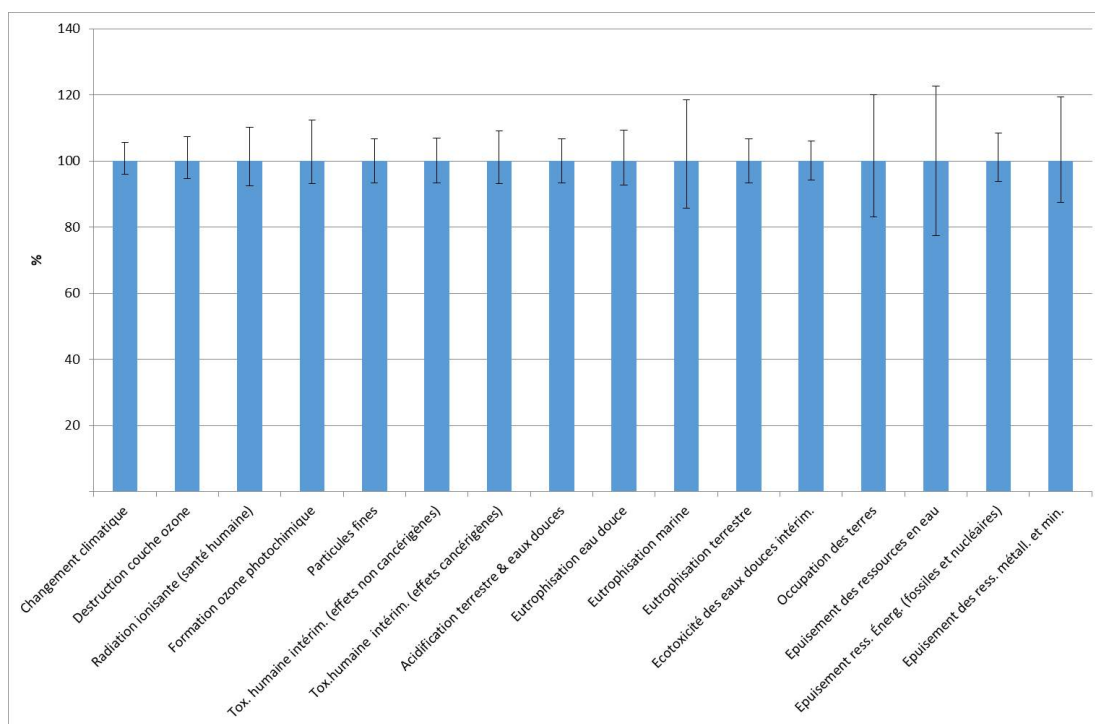


Figure 44. Analyse d'incertitude Monte Carlo du scénario « élevage » avec méthanisation (intervalle de confiance : 95)

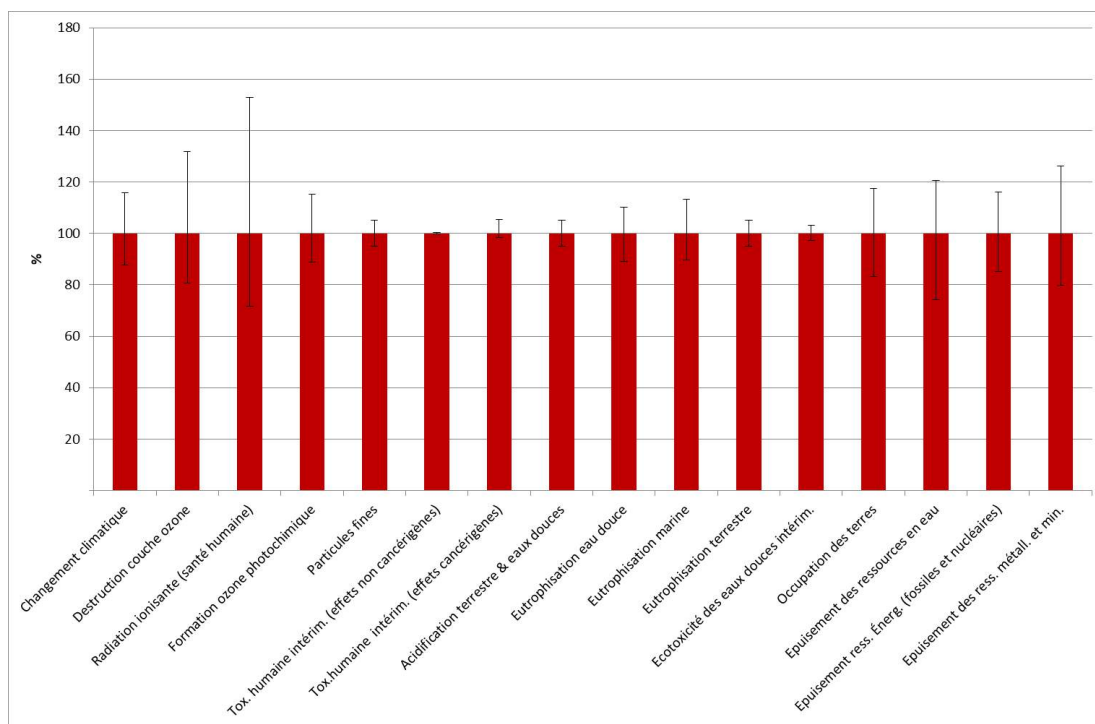


Figure 45. Analyse d'incertitude Monte Carlo du scénario « élevage » sans méthanisation (intervalle de confiance : 95)

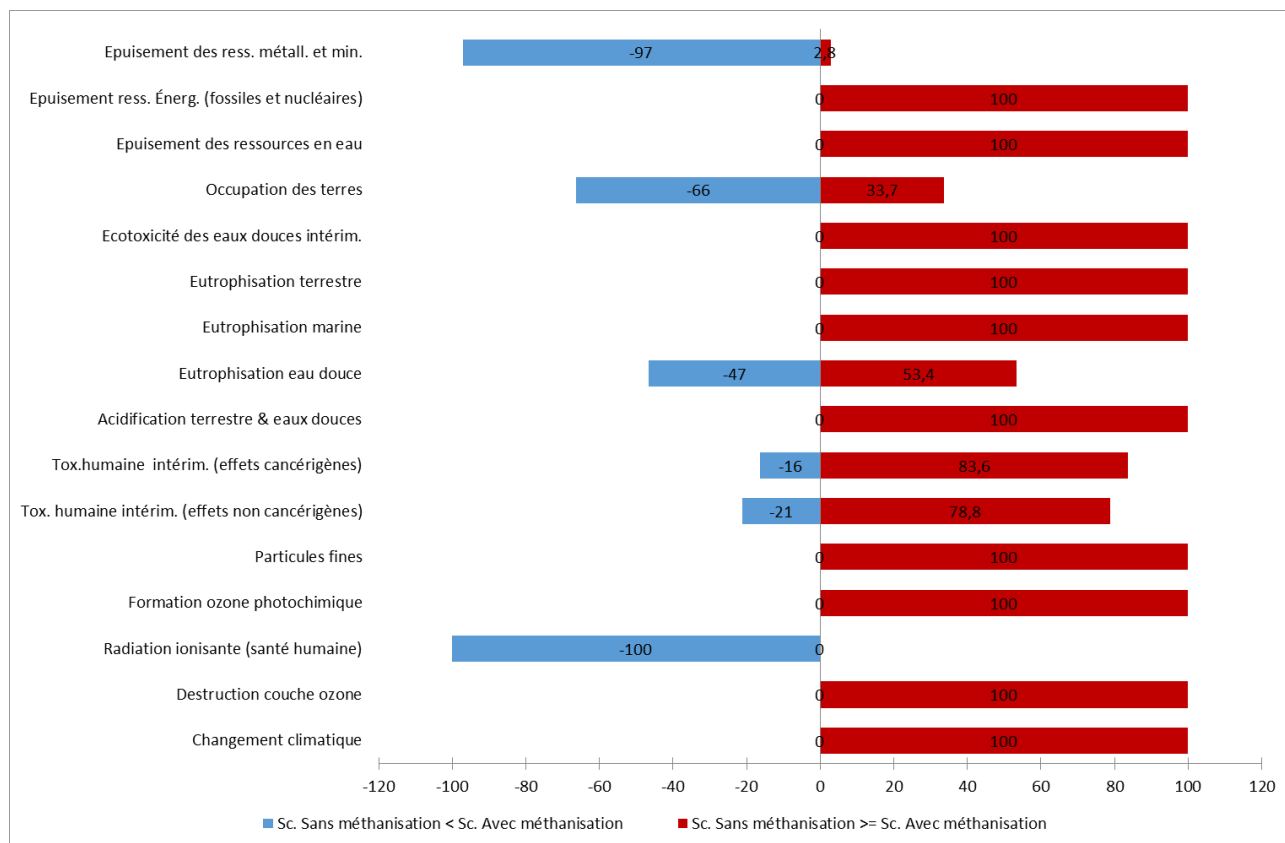


Figure 46. Analyse d'incertitude Monte Carlo sur la comparaison des scénarios "élevage" (intervalle de confiance : 95)

Les analyses d'incertitude basées sur les indicateurs de qualité des données n'entraînent pas de changement de conclusion des résultats obtenus précédemment, et cela pour la majorité des indicateurs. Les indicateurs où les résultats restent non discriminants et où les plages d'incertitude se recouvrent, sont les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, d'épuisement des ressources en eau, d'occupation des terres, d'eutrophisation des eaux douces et marines. Ces analyses sont complémentaires à l'analyse de sensibilité. L'analyse d'incertitude repose sur les valeurs de base issues des hypothèses et ne prend pas en compte les variabilités des paramètres testés en analyse de sensibilité.

2.5 Analyse des flux de carbone biogénique et d'azote

2.5.1 Analyse de la cohérence des flux de carbone biogénique

Pour chacun des scénarios, l'obtention de l'inventaire de l'ensemble des émissions des systèmes avec méthanisation permet d'extraire les émissions de CO_2 et CH_4 biogénique. De ces émissions exprimées en g et non en g eq CO_2 , la masse de carbone est calculée et est comparée à la masse de carbone issue des mélanges de substrats (Annexe A.3 associée aux quantités de substrats par UF). Les émissions concernent les étapes de : combustion finale, distribution du biométhane, injection, épuration, digestion (dont torchère et chaudière en autoconsommation pour le chauffage du digesteur et post digesteur) et les stockages d'effluents (émission de méthane).

Les Figure 47 et Figure 48 présentent les résultats des flux de carbone et l'Annexe C présente les émissions à chaque étape.

Le flux « C-Biogaz » regroupe tout le carbone biogénique se retrouvant dans le biogaz ainsi que les émissions de C- CH_4 au cours du digestat. Le flux « C- CH_4 biogénique » correspond au carbone incorporé dans toutes le émissions de CH_4 sur la chaîne de valeur allant du biogaz au biométhane (émissions fugitives du digesteur, épurateur, fuites de distribution, imbrûlés de combustion) auquel on ajoute les émissions au stockage du digestat (0,27 g C pour le scénario « culture » et 0,54 g de C pour le scénario « élevage »). Le flux « C- CO_2 biogénique » correspond au carbone inclus dans les molécules de CO_2 inventorié aux mêmes étapes.

Le flux « Digestat » correspond au carbone issu des substrats auquel est soustrait le carbone extrait dans le biogaz. Les émissions de CH_4 et de CO_2 lors de la dégradation du carbone labile après épandage du digestat ne sont pas étudiées.

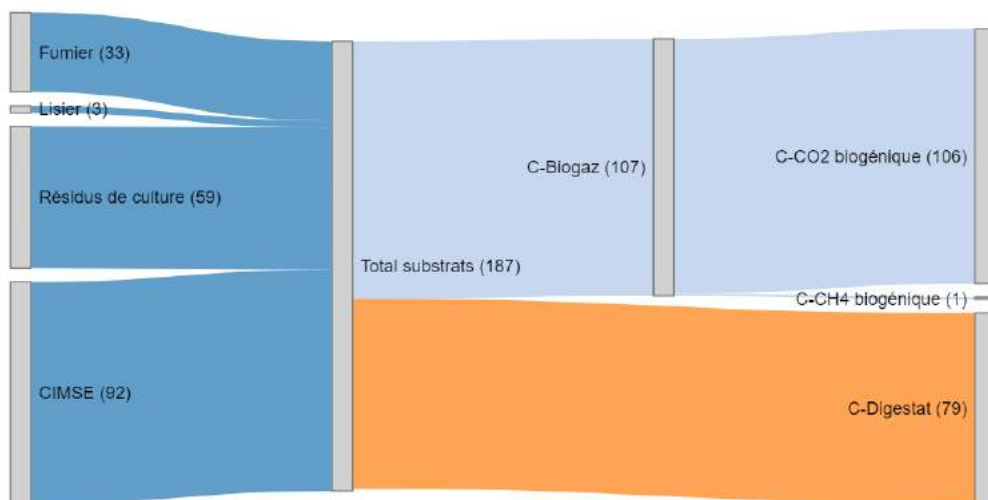


Figure 47 Diagramme Sankey des flux de carbone biogénique (g C) du scénario « culture » avec méthanisation

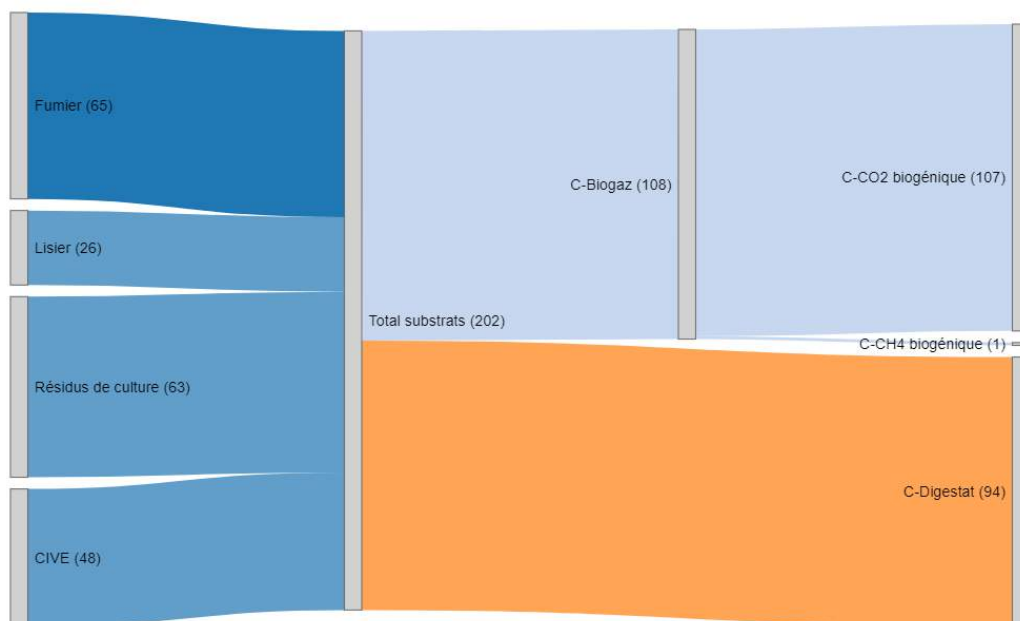


Figure 48 Diagramme Sankey des flux de carbonnes biogénique (g C) du scénario « élevage » avec méthanisation

Rapportée à l'unité fonctionnelle, la quantité de carbone biogénique apportée au sein du méthaniseur est de 187 g et de 235 g pour les scénarios « culture » et « élevage » respectivement. Le retour de carbone dans l'atmosphère est de 107 g et 127 g. Ce modèle semble cohérent puisque au final 42% (scénario « culture ») et 46% (scénario « élevage ») du carbone des substrats reste dans le digestat avant épandage. Tout ce carbone n'est pas comptabilisé comme étant stabilisé à long terme dans la matière organique du sol puisqu'il sera réémis sous forme de CO₂ biogénique et seulement une faible partie intégrera la matière organique stable. Il n'y aurait en effet pas de différence de quantité stockée pour le

carbone contenu dans les lisiers et fumier (Thomsen et al., 2013), qu'ils soient épandus directement ou méthanisés puis épandus.

Pour les CIVE, du carbone est stocké puisque la biomasse produite est plus importante que pour le sol nu de la situation de référence. Le carbone stocké au sol par les CIVE (résidus sous-terrain et laissés au champ, puis retour du carbone au sol par le digestat) n'est pas visualisé sur les figures mais est de 10,2 g pour le scénario « culture » et de 6,14 g pour le scénario « élevage » (valeurs absolues et non les valeurs additionnelles par rapport au scénario de référence avec CIPAN). Ces résultats sont basés sur des données de CIPAN où la plante entière est enfouie. Pour les CIVE, ce carbone correspond au stockage via le réseau racinaire et via le retour au sol du digestat (voir section 1.3.1.1.4). Ces résultats sont cohérents par rapport aux résultats de Thomsen et al. (2013) qui mesurent qu'entre 12% et 14% du carbone des cultures digérées est intégré à la matière organique du sol.

2.5.2 Analyse de la cohérence des flux d'azote

De la même manière que pour le carbone, une analyse des flux d'azote a été réalisée. Les résultats des flux d'azote sont présentés en Figure 49 et Figure 50. Deux bilans d'azote ont été fait : un à l'échelle de la période d'interculture (à la parcelle) et un concernant les flux d'azote depuis les substrats jusqu'au digestat. Les imports d'azote (engrais azoté) ont été déterminés à partir des résultats d'inventaire et des caractérisations des substrats. Les émissions au champ et la gestion des effluents et des digestats comptabilisent les émissions de NH_3 , N_2O (hors émissions indirectes), NO_x et NO_3^- . Les nitrates représentent 78% de l'azote du flux « Emissions système de culture » pour les deux scénarios « culture » et « élevage » avec méthanisation. L'épandage des fumiers et lisiers ne sont pas présents dans ces scénarios avec méthanisation. Les flux d'émissions d'azote liés à l'épandage des digestats prennent en compte uniquement les flux de NH_3 , N_2O et NO_x . Les flux de nitrate sont décorrélés des apports d'engrais minéral et organique et sont uniquement présentés dans le flux « Emissions système de culture ».

Le bilan d'azote du système de culture (« Total engrais » - « Total export azote ») montre une légère surexportation d'azote par rapport aux intrants. Les exports d'azote lié aux nitrates sont décorrélés des apports d'azote fait par les engrais et les digestats et sont à l'origine de l'exportation important via les émissions.

Le bilan méthanisation correspond à l'azote présent dans les substrats auquel est soustrait celui des émissions azotées des étapes gérants ces matières. Ce bilan méthanisation montre que la quantité d'azote se retrouvant au final dans les digestats correspond à peu près au double des besoins en fertilisants azotés des CIVE du scénario « culture » suivant le MFE déterminé selon la méthodologie Brockmann et al. (2018). Cette quantité d'azote est près de 10 fois plus importante que les besoins des CIVE du scénario « élevage ». Le bilan d'azote pour cette partie du système est donc cohérent.

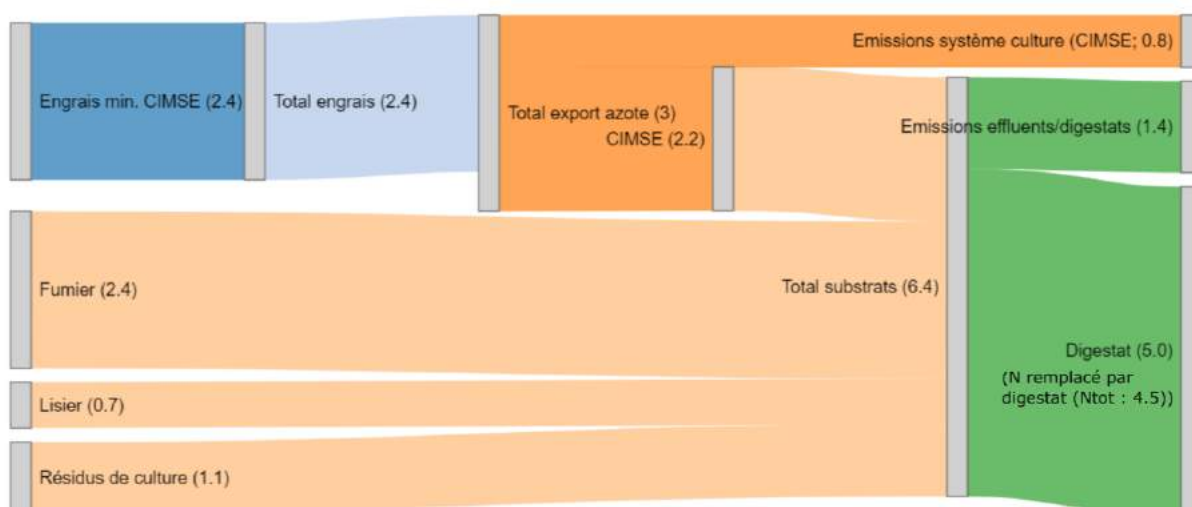


Figure 49 Diagramme Sankey des flux d'azote (g N) du scénario « culture » avec méthanisation



Figure 50 Diagramme Sankey des flux d'azote (g N) du scénario « élevage » avec méthanisation

2.6 Evaluation des données

2.6.1 Evaluation de la qualité des données

La qualité des données d'inventaire sont évaluées selon les critères présentés au paragraphe 1.4.4.2. On s'intéresse à toutes les phases du cycle de vie. Certains acronymes et abréviations ont été utilisés dans les Tableau 13 et Tableau 14 : CC pour Changement Climatique, Acidif pour acidification des milieux terrestres et aquatiques, Eutroph pour les trois catégories d'eutrophisation, Tox – Ecotox pour les trois catégories de toxicité humaine et d'écotoxicité.

La colonne de la contribution du procédé sur les résultats et celle des catégories d'impacts considérées sont liées. Ainsi, les catégories d'impacts citées sont celles où le procédé a une contribution forte, moyenne ou faible. Si le procédé obtient uniquement une faible contribution sur uniquement une seule catégorie d'impact, c'est uniquement cette catégorie qui est citée.

Tableau 13. Analyse de la qualité des données du scénario avec méthanisation

Scénario avec méthanisation Etape du cycle de vie	Procédés/paramètre	Fiabilité	Exhaustivité	Repr. Temporelle	Repr. Géographique	Repr. Technologique	Contribution sur les résultats	Catégories d'impact	Commentaires
Amont agricole (CIMSE)	Rendement CIMSE	2	3	1	3	1	Fort	CC, Eutroph marine et eaux douces, occupation des terres, Ozone Photochimique, Ep ressources en eau	Paramètre soumis à sensibilité, rendement non représentatif de l'ensemble des régions françaises
	Fertilisation	2	2	1	2	2	Moyen	CC, Ep ressources en eau, minérales et énergétiques, Depl Ozone, Ozone Photochimique, Ep ressources en eau	
	Emissions	2	1	1	2	1	Moyen	CC, Acidif, Eutroph, Particules, Tox - Ecotox, Ozone Photochimique	
	Stockage CO2	2	2	2	3	2	Faible	CC	Paramètre soumis à sensibilité; données de CIPAN; variabilité selon conditions pédoclimatiques
Gestion des effluents d'élevage	Emissions stockage	2	3	2	2	1	Faible	CC, Acidif, Eutroph, Particules	linéarité des émissions selon la durée
Transport des substrats	Distance	2	2	1	1	1	Faible		
Digestion anaérobie	Production de biogaz	2	2	1	1	1	Forte	Toutes	Influence l'efficacité globale des scénarios
	Emissions fugitives	2	2	1	1	1	Forte	CC	Paramètre soumis à sensibilité
	Consommation d'énergie	2	2	1	1	1	Moyenne	Toutes	Influence l'efficacité globale des scénarios
	Chaudière biogaz	2	2	1	1	1	Faible		
	Quantité biogaz envoyé en torchère	2	3	1	1	2	Faible	CC	Influence l'efficacité globale des scénarios
	Infrastructure	1	1	1	1	1	Faible		
Gestion des digestats	Séparation des phases	1	2	2	3	1	Faible		
	Stockage	2	3	3	2	1	Forte	CC, Acidif, Eutroph, Particules, Ozone Photochimique	Paramètre soumis à sensibilité
	Epandage	2	3	2	3	1	Forte	CC, Acidif, Eutroph, Particules, Tox - Ecotox	
	Technique d'abattement	2	2	3	2	1	Forte	CC, Acidif, Eutroph, Particules	Paramètre soumis à sensibilité
	Equivalence engrais minéral	2	3	1	2	1	Forte	CC, Acidif, Eutroph, Particules, Ressources en eaux, minérale et énergétique, Ozone Photochimique	
Epuration		2	2	1	1	1	Faible	CC	
Injection		2	1	1	1	1	Faible		Fuites non prises en compte
Transport et distribution		1	1	1	1	1	Faible	CC	
Combustion du biométhane		1	1	1	1	1	Faible	CC, contribution forte pour l'Ep des ressources métalliques et minérales	

Tableau 14. Analyse de la qualité des données du scénario sans méthanisation

Scénario sans méthanisation Etape du cycle de vie	Procédés/paramètre	Fiabilité	Exhaustivité	Repr. Temporelle	Repr. Géographique	Repr. Technologique	Contribution sur les résultats	Catégories d'impact	Commentaires
Gestion des effluents	Stockage	2	3	3	2	1	Forte	CC, Acidif, Eutroph, Particules, Ozone Photochimique	
	Epandage	2	3	2	2	1	Forte	CC, Acidif, Eutroph, Particules, Tox - Ecotox	
Chaîne de valeur du gaz naturel		1	1	1	1	1	Forte	CC, Tox, Epuisement ressources énergétiques, Destruction couche d'ozone, Ep des ressources métalliques et minérales	

2.6.2 Vérification des données

- Contrôle de la complétude

Au regard des objectifs de l'étude, la construction des scénarios a intégré l'ensemble des éléments pour permettre d'obtenir des résultats de comparaison robustes et ne semble pas engendrer des problèmes quant à l'interprétation des résultats. Seules certaines infrastructures n'ont pas été prises en compte (infrastructures des procédés d'épuration et d'injection du biogaz et du biométhane, fosses de stockage des effluents bruts et des digestats). Ce type d'infrastructure devrait avoir des contributions négligeables sur les résultats d'impact, comme ce qui a été obtenu pour les infrastructures du digesteur anaérobie.

Les modalités de stockage des CIVE et des résidus de cultures sont considérées dans cette étude mais pas les émissions lors du stockage. Un stockage peut en effet entraîner certaines émissions et une perte en matière sèche (estimée à 10% MS par Giuntoli, Agostini, Edwards, & Marelli, 2017). Cette perte en MS peut constituer une limite de l'étude, mais n'affecterait pas UF-C et les performances du scénario avec méthanisation car le pouvoir méthanogène n'est pas impacté entre des CIVE fraîche ou ensilées. Les modalités de stockage des résidus de cultures sont considérées négligeables.

- Contrôle de sensibilité

L'analyse de la qualité des données recueillies a montré que dans l'ensemble, celles-ci sont bien représentatives des procédés modélisés. Par contre, les analyses de sensibilité ont montré de fortes variations potentielles des résultats, notamment au regard des émissions fugitives, de l'épandage du digestat et de la gestion des éléments fertilisant impactée par cet épandage.

La diminution du rendement des CIVE entraîne une diminution de la production des CIVE par rapport à une rotation de productions agricoles à destination de l'alimentation au sein de laquelle ces CIVE sont introduites. La diminution du rendement entraîne donc une demande plus grande en surface sur les périodes d'interculture au sein des rotations de l'exploitation ou du territoire. Les limites par rapport à cette fréquence d'introduction possible des CIVE au regard de rotation type ne sont pas étudiées et relève d'une étude ayant un périmètre plus étendu.

En complément des analyses de sensibilité, les analyses d'incertitude Monte Carlo basées sur les indicateurs de qualité des données ont été menées. Ces analyses n'ont pas entraîné de conclusions significativement différentes par rapport aux conclusions préalablement obtenues. Les distributions des résultats d'indicateurs se recouvrent, via l'incertitude, sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, d'épuisement des ressources en eau, d'occupation des terres et d'eutrophisation des eaux douces et marine. Ce sont des indicateurs où les résultats ne permettaient déjà pas d'obtenir une conclusion tranchée de comparaison des scénarios.

Par contre, le type de modélisation choisi (extension des frontières du système) impacte sur les résultats de comparaisons entre les scénarios avec et sans méthanisation comme le montre les études complémentaires sur l'indicateur de changement climatique (les autres indicateurs n'ont pas été étudiés) au sein de la section de discussion des résultats. La gestion de la multifonctionnalité par substitution directe au sein du scénario avec méthanisation peut générer des résultats d'impacts négatifs. La méthanisation étant un procédé multifonctionnel par essence, le choix de leur gestion a de forts impacts sur les résultats.

Finalement, la sensibilité quant à la méthode de calcul d'impacts environnementaux choisie, qui est l'Environmental Footprint 3 (European Commission, 2018b; Fazio et al., 2018), n'a pas été étudiée. Cette méthode multicritère est la méthode actuellement recommandée par la commission européenne pour les études d'ACV.

- Contrôle de la cohérence

La cohérence des données en termes de qualité est homogène sur l'ensemble du cycle de vie des scénarios étudiés. Au regard de la cohérence géographique des procédés d'arrière-plan, lorsque les ICV Ecoinvent ne sont pas disponibles pour la France, les ICV relatifs à l'Europe ou à la Suisse ont été utilisés.

Concernant les règles de gestion des coproduits, la règle de l'extension des frontières des systèmes a été appliquée pour les procédés de premier plan. Cette règle s'applique aux productions d'éléments fertilisants et aux gestions des effluents d'élevage en ajustant les bouquets d'UF et les productions des scénarios sans méthanisation. Concernant les productions d'éléments fertilisants et le pouvoir fertilisant des digestats, l'équilibre en azote entre les apports d'éléments fertilisant et les besoins des CIVE a été réalisé. Par contre, les engrais phosphatés et potassiques sont exportés suivant le même ratio que l'azote des digestats qui suit les besoins des CIVE.

Aussi, pour les procédés d'arrière plan, deux bases de données principales ont été utilisées et gèrent les multifonctionnalités différemment : Ecoinvent 3.6 est utilisée en version APOS (électricité, chaudière gaz naturel, procédé de distribution et de transport de gaz) tandis que les procédés mobilisés par Agribalyse 3 sont issus d'Ecoinvent 3.5 version Cut Off (machinisme agricole et engrais minéraux). Cette incohérence ne devrait cependant pas entraîner de problème majeur d'interprétation des résultats d'impacts. De fortes incohérences auraient pu être générées en mobilisant la version Consequential à la place de la version APOS (Bo P. Weidema, 2017).

Les comparaisons des résultats d'impacts entre les procédés issus des bases de données Cut Off et APOS pour le mix électricité français, la chaîne gazière et la production de nitrate d'ammonium ont montré des résultats similaires ou inférieurs à 5% de différences pour la quasi-totalité des indicateurs. Seuls les indicateurs d'occupation des terres, d'épuisement des ressources en eau et métalliques et minérales montrent des différences notables où la base de données Cut Off obtient de résultats d'impacts plus faibles :

- plus de 75% de différences pour l'occupation des terres pour ces trois procédés ;
- entre 10% et 15% pour l'épuisement des ressources en eau sur uniquement l'électricité et la chaîne gazière ;
- entre 5 et 10% pour l'épuisement des ressources métalliques et minérales pour ces trois procédés.

Ainsi, au vu des résultats de contribution et de comparaison, transférer les ICV en version APOS vers Cut Off pour les inventaires du mix électrique et des procédés de distribution et de transport de gaz n'entraînerait pas d'inversion de résultats sur les indicateurs étudiés ici. Sur l'occupation des terres, la contribution des impacts est dominée à plus de 90% par l'amont agricole (hors production de nitrate d'ammonium). Le transfert des ICV modélisés APOS vers Cut Off, diminueraient leur contribution au dépend de l'amont agricole, sans changer l'interprétation des résultats.

Finalement, l'analyse des impacts sur le changement climatique est réalisée à une échelle temporelle de 100 ans. Par contre, les dynamiques de stockage de carbone tendent à s'équilibrer à partir d'une vingtaine d'année. Les résultats de stockage de carbone obtenu via l'introduction des CIVE au sein des systèmes de culture ne devraient ainsi plus être comptabilisés pour des exploitations agricoles ayant déjà réalisées ce changement de pratique depuis un certain temps.

2.7 Discussion des résultats

2.7.1 Gestion de la multifonctionnalité par substitution sur l'indicateur de changement climatique

Pour cette étude, la multifonctionnalité des scénarios de méthanisation a été gérée par extension de système via un bouquet d'unité fonctionnelle proposé pour chaque scénario. Il s'agit d'étudier les scénarios au travers d'un panel de fonctions remplies. Cela a permis de visualiser aisément l'augmentation des bénéfices environnementaux par rapport à des scénarios de référence sans méthanisation. Il est ici proposé une prise en compte de la multifonctionnalité des scénarios de méthanisation par substitution. L'application de cette méthode permet de comparer et d'appréhender les différences de résultats avec ceux de « l'évaluation des impacts GES de l'injection du biométhane dans le réseau de gaz naturel » réalisée par Vargas et al. (2017).

La fonction à travers laquelle les scénarios sont comparés est uniquement la fonction de production d'énergie via le biométhane ou le gaz naturel. Les fonctions secondaires des unités de méthanisation sont prises en compte par substitution :

- les unités de méthanisation permettent de gérer des effluents d'élevage. Elles substituent ainsi des gestions classiques d'effluents dont les impacts seraient évités ;
- la fonction de production d'engrais organiques était considérée comme un flux de sortie du système mais l'épandage de ces matières organiques sur les CIVE permettait de remplacer les engrais minéraux effectivement utilisés sur celles-ci. La valeur fertilisante des matières organiques est ici considérée de la même manière (D. Brockmann et al., 2018). Les digestats permettent de substituer des engrais minéraux. Au sein des frontières du même scénario avec méthanisation, les effluents d'élevage introduisent des impacts évités en remplaçant les engrais minéraux issus de l'épandage direct des fumiers et lisiers.

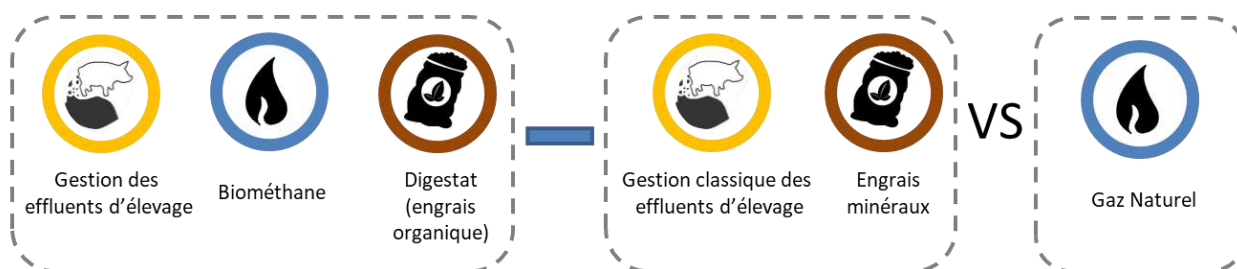


Figure 51. Résolution de la multifonctionnalité par substitution (Figure 9)

Pour servir de base aux comparaisons, l'unité fonctionnelle est :

« 1 kWh PCI de méthane injecté et consommé dans le réseau français pour la production de chaleur, issu de ressources agricoles ou fossiles »

Cette UF est moins restrictive que celle proposée par Vargas et al. (2017) où la comparaison avec un scénario de production d'énergie uniquement fossile n'était pas possible : « Produire, injecter et consommer 1 kWh pci de biométhane issu de déchets ou de cultures en France pour la production d'énergie »

Exceptée la prise en compte fine des productions de CIVE, l'introduction d'un modèle de stockage de carbone et la mise à jour de données de rendements et de flux de gaz, les étapes prises en compte entre les deux études sont relativement similaires. Pour des étapes présentes dans les deux études, certains modèles sont en effet très différents comme notamment le calcul des MFE des matières organiques. Il faut aussi noter que les scénarios comparés remplissent la même unité fonctionnelle avec des mélanges de substrats très différents²⁰.

Pour le calcul de l'impact sur le changement climatique, les facteurs de caractérisation du méthane sont aussi différents entre les deux études. Les mêmes facteurs de caractérisation utilisés par Vargas et al. (2017) ont été utilisés pour recalculer le bilan GES, à savoir : 30 kg eq CO₂ / kg CH₄ pour le méthane fossile et 28 kg eq CO₂ / kg CH₄ pour le méthane biogénique.

Les résultats des scénarios « culture » et « élevage » sont présentés respectivement en Figure 52 et Figure 53. Les résultats sont exprimés en relatif par rapport aux impacts du kWh obtenu par du gaz naturel (scénario de référence).

²⁰ Exprimé en %MS, le mélange de substrats modélisé par Vargas et al. (2017) est de 15% de fumier bovin, 15% de lisier porcin, 7% de CIVE, 10% de résidus de culture, 8% de cultures dédiées, 20% de déchets verts et 25% de biodéchets

Pour le scénario « culture » avec méthanisation, les émissions générées représentent 60% de l'impact sur le changement climatique du scénario de référence. Ce résultat est dominé par la gestion du digestat (18,3%) et surtout la production, gestion et combustion du biogaz et biométhane (23,27%). La production des CIVE représente ensuite 17,7% de l'impact réparti entre la production d'engrais azotés de synthèse (qui sont substitués par la suite) et l'épandage de ces engrais. Le stockage de carbone par les CIVE représente -14,5% par rapport au scénario de référence tandis que le stockage par les CIPAN représente + 5,47% (le stockage par les CIVE est bien 2,6 fois plus important que pour les CIPAN suivant les hypothèses retenues)

La gestion des effluents d'élevage par l'unité de méthanisation permet d'éviter d'importantes émissions en réduisant de -21,4% l'impact. Le remplacement des engrais minéraux par les effluents obtient des impacts évités de + 9,6% tandis que le digestat permet d'éviter - 28,7%. Le bénéfice net de l'évitement de l'utilisation d'engrais minéraux est obtenu principalement grâce à l'abatement de la volatilisation de l'ammoniac et l'augmentation de la biodisponibilité de l'azote par des cultures.

Finalement, le bilan GES agrégé est de 14,2% du scénario sans méthanisation sans prendre en compte le stockage de carbone par les CIVE et est de 5,2% en prenant en compte ce stockage. La réduction d'impact est donc de 86,8% ou 94,8% en fonction de la prise en compte du stockage de carbone et par rapport à une production d'énergie par du gaz naturel.

Pour le scénario « élevage » avec méthanisation, les tendances de résultats sont similaires en étant nettement plus importants du fait de la prépondérance des substrats à faible pouvoir méthanogène. Les émissions générées du scénario avec méthanisation induisent un impact sur le changement climatique de 78% du résultat du scénario de référence. Ce résultat est dominé par la gestion du digestat (37,6%), la production et la valorisation du biogaz (26,8%), puis la production des CIVE (10,7%).

Le stockage de carbone par les CIVE représente -8,7% par rapport au scénario de référence tandis que le stockage par les CIPAN représente + 3,3%.

La gestion des effluents d'élevage par l'unité de méthanisation permet d'éviter d'importantes émissions en réduisant de -105,3% l'impact. Le remplacement des engrais minéraux par les effluents obtient des impacts évités d'évités de + 43,6% tandis que le digestat permet d'éviter - 70,24%.

Finalement, le bilan GES agrégé est de - 51% du scénario sans méthanisation sans prendre en compte le stockage de carbone par les CIVE et les CIPAN. Ce bilan est de - 55,7% en prenant en compte ce stockage. Très fortement dépendant de la substitution de la filière de gestion classique des effluents, et des modèles d'émission de N₂O, la production de chaleur par du biométhane injecté permet une réduction importante de l'impact par rapport à la production de chaleur par du gaz naturel.

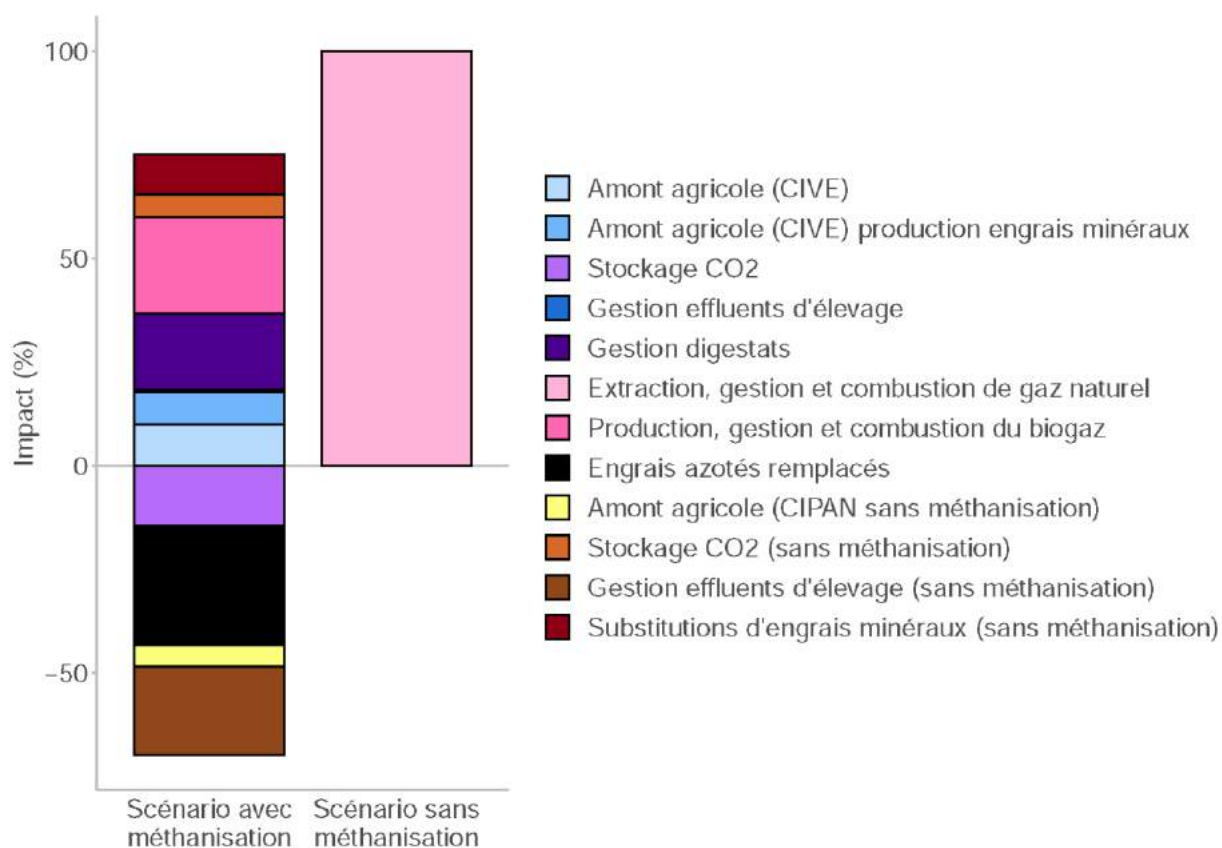


Figure 52. Analyse des contributions des grandes étapes du cycle de vie du scénario « culture » avec gestion de la multifonctionnalité par substitution (le bilan agrégé du scénario avec méthanisation est de 5,2% par rapport au scénario sans méthanisation)

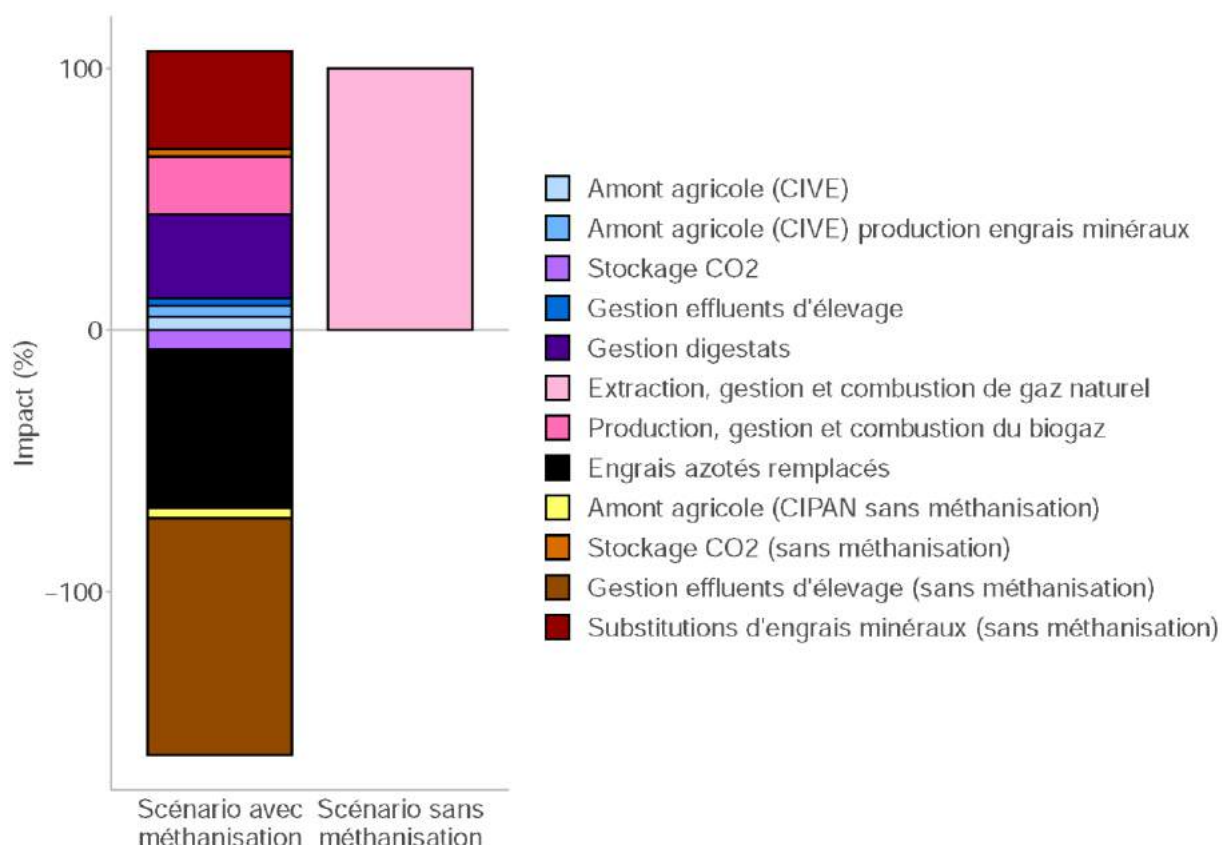


Figure 53. Analyse des contributions des grandes étapes du cycle de vie du scénario « élevage » avec gestion de la multifonctionnalité par substitution (le bilan agrégé du scénario avec méthanisation est de -63,5% par rapport au scénario sans méthanisation)

Le bilan GES réalisé par Vargas et al. (2017) obtenait un résultat d'impact généré de 62% par rapport aux impacts du scénario gaz naturel de cette étude, et des impacts évités estimés à - 52%. Les impacts évités issus des engrais substitués par les filières classiques de déchets (issus du compost de déchets verts et l'épandage de fumier et lisier) sont de + 3,2%. Le bilan agrégé était donc de 14% par rapport au scénario de production d'énergie par du gaz naturel.

Cette analyse permet de mettre en évidence la dépendance des résultats de bilan GES par rapport aux mélanges de substrats et à la gestion de la multifonctionnalité. Le scénario « culture » obtient un résultat similaire au bilan GES de Vargas et al. (2017). La faible teneur en effluents d'élevage de ces deux mélanges permet d'obtenir les mêmes tendances. Par contre, les scénarios avec une forte teneur en effluents d'élevages s'éloignent de ces résultats et l'évitement des filières de gestion classique des effluents permet de limiter une forte quantité de GES.

2.7.2 Différences méthodologiques par rapport à la RED II

La Directive des Energies Renouvelables RED II (European Commission, 2018a) définit une méthodologie de calcul des émissions de gaz à effet de serre (GES) résultant de la production de combustibles issus de la biomasse. Le bilan GES de ces combustibles est ensuite comparé au bilan d'une énergie fossile afin de qualifier de renouvelable l'énergie produite. Cette qualification permettrait entre autre au biométhane de contribuer aux objectifs de la France en termes de production d'énergie renouvelable.

Cette méthodologie se rapproche de la méthodologie d'ACV. Cependant cette méthodologie :

- se restreint aux émissions de gaz à effet de serre ;
- propose un nombre de substrat et de caractérisations restreint ;
- considère certaines émissions en dehors du périmètre d'étude comme les émissions fugitives au niveau du digesteur et les émissions liés à la distribution de biométhane ;
- définit des règles de calcul, notamment relatives à la gestion des coproduits et de la multifonctionnalité (gestion des effluents par substitution et gestion des co-produits par affectation énergétique), qui diffèrent de l'étude proposée ici ;
- propose un résultat d'impact pour la filière d'énergie fossile de référence qui est différent de celui utilisé dans cette étude ;
- applique un facteur différent pour la caractérisation d'impacts du méthane sur le changement climatique et ne prend en compte que 3 gaz à effets de serre (Tableau 15) contre plus de 200 pour Environmental Footprint 3.

Tableau 15 Différence de facteurs de caractérisation (en kg eq CO₂ / kg d'émission)

	<i>Environmental Footprint 3</i>	<i>RED II</i>
CO ₂ fossile	1	1
CO ₂ biogénique	0	0
CH ₄ fossile	36,8	25
CH ₄ biogénique	34	25
N ₂ O	298	298

Ainsi, au regard de l'ensemble de ces différences méthodologiques, il n'est pas possible de considérer les réductions d'impact obtenu sur l'indicateur de changement climatique dans cette étude au regard des seuils de réduction du critère GES proposé par la directive. L'application de ces seuils sur les résultats de cette étude entraînerait des conclusions erronées sur le critère GES RED II.

3 Conclusions

L'ACV du biométhane agricole a été réalisée dans le but de quantifier les performances environnementales de scénarios de méthanisation reposant sur l'exploitation de résidus de culture, d'effluents d'élevage et de Cultures Intermédiaires à Vocation Énergétique (CIVE). Les potentielles modifications de pratiques agricoles liées à l'utilisation de ces trois substrats principaux en méthanisation n'étant peu ou pas représentées à l'échelle des cycles de cultures au sein des ACV multicritères portant sur la méthanisation, l'objectif de cette étude était d'analyser les externalités positives et les points de vigilance environnementale de ces modifications par rapport à des scénarios de référence. La quantification de ces externalités pourrait ainsi supporter l'adoption de nouvelles pratiques en cohérence avec la transition agro-écologique et énergétique. Une ACV comparative multicritère et multi-étapes a donc été menée afin d'étudier les réductions des impacts environnementaux des scénarios de méthanisation agricole par rapport à des scénarios de référence sans méthanisation.

Les unités de méthanisation agricole sont des systèmes de production multifonctionnels. La production d'énergie, fonction principale des scénarios, est réalisée par la combustion et la valorisation en chaleur de biométhane injecté. Afin d'obtenir une vue d'ensemble des bénéfices potentiels de la méthanisation, les fonctions de gestion des effluents et les valeurs fertilisantes des matières épandues ont été prises en compte via une extension des frontières des systèmes. Cette extension permet ainsi de :

- Déterminer les bénéfices en terme de stockage des effluents d'élevages et d'étudier les potentiels transferts de pollution sur l'étape de stockage de digestat ;
- Déterminer les bénéfices de l'usage du digestat par rapport à l'épandage d'effluents bruts quant à leur pouvoir fertilisant et au recyclage des éléments N, P et K au sein de systèmes agricoles.

Au regard de la diversité des exploitations agricoles présentes à l'échelle du territoire français et au sein desquelles une unité de méthanisation pourrait être implantée, deux scénarios « types » ont été définis et étudiés séparément. Ces deux scénarios ont été modélisés suivant des mélanges de substrats reposant majoritairement sur des CIVE pour le scénario « culture », et majoritairement sur des effluents d'élevages pour le scénario « élevage ».

Les périodes d'interculture durant lesquelles peuvent être implantées des CIVE ayant une production de 7 t MS / ha sont majoritairement des intercultures longues d'hiver. La fréquence d'introduction de ces couverts entre deux cultures alimentaires dépend des rotations menées par les exploitants agricoles et peut être un point pouvant limiter la production de biomasse d'interculture à l'échelle d'un territoire. Les limites potentielles de l'introduction de CIVE au regard de la tendance à l'allongement des cycles de culture ne sont pas traitées au sein de cette étude.

Lors de la gestion d'une quantité importante d'effluents d'élevage par méthanisation, la quantité de digestat produite et à épandre peut être très importante et nettement supérieure à la quantité que peuvent recevoir les surfaces de culture produisant la masse de CIVE du mélange de substrat. L'adoption du digestat en tant que fertilisant est une pratique agricole que les territoires intégrant des unités de méthanisation doivent prendre en compte de manière optimisée afin de réellement limiter l'usage d'engrais de synthèse, de recycler les éléments fertilisants au sein de cycles vertueux et de limiter les fuites de ces éléments vers l'environnement.

Les comparaisons des résultats d'impacts, évalués sur un ensemble d'indicateurs, sont majoritairement en faveur des scénarios avec méthanisation. En prenant en compte, grâce à une extension de frontières, l'ensemble des fonctions assurées par les agrosystèmes intégrant la méthanisation, les résultats de l'ACV montrent notamment une réduction d'impact sur le changement climatique de 73% due à la méthanisation, par rapport aux scénarios de référence sans méthanisation. La production locale de biométhane issue de ressources agricoles permet également de réduire de 65% les impacts portant sur l'épuisement des ressources énergétiques par rapport aux scénarios de référence sans méthanisation où du gaz naturel est importé.

Suivant les hypothèses prises, les principales **externalités positives** liées à la méthanisation, évaluées lors de cette étude sont :

- Le **recyclage de l'azote** qui permet d'améliorer nettement le bilan sur la plupart des indicateurs environnementaux considérés par rapport aux scénarios sans méthanisation. Les bilans environnementaux sont très dépendants du devenir des digestats et des possibilités d'épandage sur des cultures alimentaires en vue du remplacement des engrais minéraux. L'amélioration de la biodisponibilité de l'azote des digestats par rapport aux effluents bruts est ainsi nécessaire pour appuyer la pertinence environnementale de la méthanisation agricole.
- Les **gestions des effluents d'élevage**, via un stockage de courtes durées, qui améliore nettement les bilans environnementaux ;
- La quantité de **carbone stocké par les CIVE**, qui demeure toutefois limitée au regard des impacts de l'ensemble des cycles de cultures. Pour le scénario culture, ce stockage supplémentaire par rapport au CIPAN contribue à réduire l'impact du scénario avec méthanisation de -7,2% par rapport au scénario sans méthanisation sur l'indicateur de changement climatique. Ce flux de stockage est cependant nécessaire, mais tend à s'annuler par l'équilibre des flux de carbone de la parcelle ;
- La **mobilisation des résidus de culture** associée à un retour au sol du digestat, permet de limiter l'utilisation des substrats ayant des impacts plus forts sur les étapes du cycle de vie. Les conséquences de leur mobilisation sur les cycles et la matière organique du sol sont très faibles alors que leur potentiel méthanogène est élevé. En revanche, leur mobilisation peut toutefois entrer en concurrence avec d'autres usages, non évalués ici car en dehors du périmètre de l'étude.

Les **points de vigilance suivants ont été identifiés au plan environnemental** :

- **L'introduction des CIVE** au sein d'un cycle de culture entraîne l'ajout d'étapes à l'itinéraire technique déjà en place et un besoin potentiel en fertilisation en fonction des objectifs de production. Ces postes sont liés à l'utilisation de diesel pour la mécanisation et de gaz naturel pour la production et l'utilisation des engrais minéraux. Minimiser ces interventions au champ et maximiser le retour au sol du digestat pour limiter, voire annuler, les émissions liées à la production des engrais minéraux constituent des bonnes pratiques à mettre en œuvre afin de limiter ces impacts environnementaux ;
- **Une bonne gestion du digestat est incontournable** compte tenu des impacts directs et indirects. Les conséquences directes d'une gestion dégradée sont des émissions importantes de substances vers l'environnement au stockage et à l'épandage (CH_4 , NH_3 et N_2O) qui peuvent impacter sensiblement les efforts faits lors de la gestion amont des effluents d'élevage. Un stockage du digestat non couvert par une couverture étanche aux émissions gazeuses pourrait limiter les réductions d'impacts sur le changement climatique de la méthanisation de 75% à 50% par rapport aux scénarios de référence et une augmentation de près de 20% des catégories d'impact liée aux émissions d'ammoniac notamment (formation de particules fines, eutrophisation terrestre et acidification des milieux naturels). Les nouvelles réglementations ICPE 2021 encadrent la couverture des digestats par l'obligation d'utiliser une couverture étanche aux eaux de pluie, qui limiterait par conséquent la volatilisation d'ammoniac. Cette couverture faciliterait par la suite la récupération du biogaz résiduel qui n'est en revanche pas encore couvert par la réglementation. L'optimisation de l'épandage du digestat avec des techniques adaptées (injection du digestat liquide et enfouissement direct pour le digestat solide) est un levier déterminant sur la réduction des impacts sur l'acidification et l'eutrophisation des milieux terrestres et l'émission de particules fines, avec un doublement de la réduction des impacts du scénario avec méthanisation par rapport au scénario sans méthanisation. Les conséquences indirectes, incluses dans les modèles, relèvent de l'optimisation du remplacement des engrais minéraux azotés via la volatilisation de l'ammoniac. La gestion du digestat doit en effet permettre de maintenir sa valeur fertilisante et de faire re-

circuler les éléments fertilisants au sein d'un territoire, notamment par la couverture du stockage du digestat et de pratiques d'épandage adaptées ;

- Les impacts des étapes de **digestion anaérobie** et d'**épuration** du biogaz sont les derniers principaux postes d'émissions qui nécessitent une vigilance et un maintien des installations en conditions optimales pour obtenir une bonne efficacité (autoconsommation du biogaz, gestion des émissions fugitives et de la torchère). Les consommations électriques sont un point relevé par les indicateurs de radiations ionisantes, d'eutrophisation des eaux douces et d'épuisement des ressources métalliques et minérales. Etudier les possibilités de réduire la consommation d'électricité et transférer l'apport d'électricité depuis le mix national vers des sites de productions locales et renouvelables, en limitant les transferts de pollution sur d'autres indicateurs environnementaux (réductions des impacts sur les radiations ionisantes en limitant les augmentations d'impacts sur d'autres problématiques environnementales), serait un axe à de travail à approfondir.

Les deux scénarios évalués ont aussi permis de mettre en évidence les **résultats généraux** suivants :

- Pour le scénario « culture », les diminutions d'impacts entre le scénario avec et le scénario sans méthanisation, sont globalement plus limitées que celles obtenues pour le scénario « élevage ». Ceci est lié à la faible quantité de digestat « excédentaire » produit pour le scénario « culture », au regard des besoins en fertilisation des CIVE. Pour ces scénarios, des réflexions sur l'optimisation de la gestion des éléments fertilisants organiques sont nécessaires à l'échelle des territoires et des exploitations ;
- Les déjections animales, au pouvoir méthanogène faible et aux concentrations importantes en azote, influent directement sur la quantité totale de digestat à gérer et indirectement sur les quantités d'engrais évités. Ainsi, plus ce type de substrats a une part importante dans le mélange de substrat, plus l'évitement des engrais minéraux par le digestat est important et meilleur est le bilan global de la méthanisation. Cela illustre le positionnement des unités de méthanisation au carrefour des filières énergétiques, de gestion des déchets et effluents et de gestion des éléments fertilisants.

Un ensemble **d'analyses de sensibilité** a été réalisé pour tester un certain nombre de paramètres des scénarios avec méthanisation. Ces analyses ont montré l'importance :

- de couvrir le stockage des digestats pour limiter les émissions d'ammoniac, de protoxyde d'azote et de méthane. Ce stockage devient obligatoire suivant les nouvelles réglementations ICPE au regard de l'étanchéité aux eaux de pluie ;
- de limiter au maximum les émissions fugitives de méthane au digesteur, à la soupape de sécurité et à la torchère. Une augmentation de 0,5% jusqu'à 3% d'émissions fugitives réduit les réductions d'impact observées de 15 et 23% sur l'indicateur de changement climatique suivant chacun des scénarios étudiés ;
- d'adopter des pratiques d'épandages adaptées aux digestats (soumis à réglementation) qui limitent la volatilisation d'ammoniac et la perte de valeur fertilisante ;
- de bien gérer les cultures de CIVE, au regard de leur rendement et de l'introduction de légumineuses qui sont une source d'azote supplémentaire intégrable au digestat ;
- de l'origine du mix électrique où un mix électrique issu de ressources majoritairement renouvelables (centrales hydroélectriques) réduit fortement les impacts des scénarios avec méthanisation sur les indicateurs de radiations ionisantes, de déplétion de la couche d'ozone et d'épuisement des ressources fossiles et nucléaires.

Les analyses de ces critères techniques ont montré qu'ils sont des points particulièrement sensibles au regard du bilan environnemental de la méthanisation agricole. La pertinence environnementale de la méthanisation agricole repose entre autres sur l'application et le respect de ces bonnes pratiques. Les nouvelles réglementations ICPE permettent d'encadrer ces aspects pour diffuser et appliquer ces bonnes pratiques.

Finalement, pour valider leur cohérence, les modélisations ont été étudiées sous l'angle des flux de carbone et d'azote traversant les unités de méthanisation. Ces analyses ont montré la robustesse méthodologique de l'étude. Les résultats de l'ACV ont été complétés par l'analyse d'une gestion alternative de la multifonctionnalité par substitution sur l'indicateur de changement climatique.

Cette analyse a mis en évidence la sensibilité des résultats de bilans environnementaux au regard de choix méthodologiques et de la prise en compte des co-produits et co-fonctions de la méthanisation. Les résultats font référence à des scénarios multifonctionnels qui permettent de produire de l'énergie, de gérer des effluents d'élevage et d'exporter des éléments fertilisants. Analyser ces résultats sans prendre en compte l'intégralité de ces fonctions pourrait donner lieu à de mauvaises interprétations. Aussi, extraire ces résultats et les comparer à des données issues d'autres méthodologies (prenant en compte des périmètres d'études et des facteurs de caractérisation différents), comme la méthodologie de la directive RED II, n'est pas pertinent et pourrait générer de mauvaises interprétations.

La réalisation d'une ACV repose sur de nombreuses hypothèses qui affectent la représentativité des résultats. Les principales **limites et perspectives** de cette étude ACV sont :

- La non prise en compte des réductions potentielles d'émissions du machinisme agricole permises par l'amélioration de la structure du sol. A long terme, l'augmentation de la teneur en matière organique du sol, obtenue par la couverture des intercultures et l'augmentation de l'épandage de matière organique, pourrait améliorer la structure du sol et limiter les puissances de tracteur nécessaires ;
- L'enfouissement direct des digestats qui limite la volatilisation d'ammoniac mais place ces matières organiques dans un milieu anaérobie. Ce milieu peut être à l'origine d'émissions de méthane qui n'ont pas été pris en compte. Aucune source de données fiable présentant des données quantifiées sur ce point n'a cependant été identifiée ;
- Les valeurs de stockage de carbone ne sont pas des valeurs mesurées sur des CIVE mais sont estimées sur des CIPAN. Les ordres de grandeurs obtenus semblent cependant cohérents en cumulant le stockage sur 20 ans. Des modèles du type AMG d'estimation d'évolution de stock de carbone à l'échelle de rotation complète pourraient être mobilisés dans de futurs travaux afin d'affiner ces valeurs (Andriulo et al., 1999) ;
- L'absence d'indicateur permettant de quantifier la réduction des « odeurs », qui pourrait être pertinent en zone d'élevage ;
- La non prise en compte de l'évolution potentielle des conditions de stockage et d'épandage des effluents bruts suivant les objectifs du plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques ;
- L'allongement et la modification des rotations culturales grâce à l'introduction des CIVE ne sont pas pris en compte dans cette ACV ;
- Les conséquences potentielles de l'introduction des CIVE cultivées de manière intensive, sur les rendements des cultures suivantes ;
- L'introduction, dans le seuil de la réglementation, d'une part de cultures dédiées au sein des mélanges de substrats et remplaçant des cultures alimentaires, pourrait entraîner des changements indirects d'affectation des sols ;
- Les bénéfices obtenus par l'introduction de CIVE sur le reste du cycle de culture, comme par exemple la potentielle réduction de l'usage d'herbicides, l'amélioration de la structure du sol et de la vie microbienne, de la faune et de la flore du sol, et de la biodiversité aérienne ne sont pas intégrés à l'analyse.

Cette étude a permis de quantifier, suivant les données les plus récentes de la filière et les avancées de la science à date, les bénéfices environnementaux potentiels de la production de biométhane à travers la comparaison de scénarios avec

et sans méthanisation. En réalisant une extension de système, l'approche utilisée a l'avantage de visualiser clairement ces bénéfices. Les scénarios « culture » et « élevage » mettent en avant différentes externalités positives.

Pour le scénario « élevage », les bénéfices environnementaux sont liés principalement à l'amélioration de la gestion des effluents, la valorisation des digestats et le maintien de leur valeur fertilisante. Pour le scénario « culture », la production d'une énergie locale, l'optimisation du cycle du carbone biogénique et la valorisation des digestats sur le territoire sont les principales externalités positives.

4 Références

- ADEME. (2011). *Analyse de cycle de vie du biogaz issu de cultures énergétiques - Valorisation en carburant véhicule et en chaudière, après injection dans le réseau de gaz naturel - non surligné*. Dcdd, 142.
- ADEME. (2013). *Une vision pour le biométhane en France pour 2030*.
- ADEME. (2014). Carbone organique des sols. L'énergie de l'Agroécologie, une solution pour le climat. *Sol et Carbone*, 1–28. https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/7886_sol-carbone-2p-bd.pdf
- ADEME. (2015). *Agriculture & Environnement, Fiche 4 : Introduire des cultures intermédiaires*. 1–229.
- ADEME. (2016). *Étude au champ des potentiels agronomiques, méthanogènes et environnementaux de cultures intermédiaires à vocation énergétique*.
- ADEME. (2017). *Guide méthodologique pour la conception des ICV intrants de l'élevage de la base de données ECOALIM*. 60.
- ADEME. (2018a). *Base Carbone. Documentation des facteurs d'émissions de la Base Carbone* ®. 1–204.
- ADEME. (2018b). *Guide pour proposer des données, Base Carbone* ®, Version 3.0. 1–33.
- ADEME. (2018c). *Un mix de gaz 100 % renouvelable en 2050 ?*
- ADEME, SOLAGRO, APESA, & AGROBIOMASSE. (2020). *Suivi technique, économique, et social de 10 installations de méthanisation*. 1–78.
- Agrammon Group. (2013). *Technical Parameters of the Agrammon Model (Technische Parameter Modell Agrammon)*. Berner Fachhochschule, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Bern, CH. 1–19. <http://www.agrammon.ch/assets/Downloads/Technische-Parameter-20130>
- Andriulo, A., Mary, B., & Guerif, J. (1999). Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19(5), 365–377. <https://doi.org/10.1051/agro:19990504>
- Association Solagro. (2016). *Afterres 2050*.
- Bacenetti, J., Sala, C., Fusi, A., & Fiala, M. (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>
- Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Joliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T., Posthuma, L., Rosenbaum, R. K., Meent, D. van de, & Zelm, R. van. (2018). *USEtox® 2.0 - UNEP/SETAC scientific consensus model for characterizing human toxicological and ecotoxicological impacts of chemical emissions in life cycle assessment - Documentation* (P. Fantke (ed.); Issue 2). <https://doi.org/10.11581/DTU:00000011>
- Bioteau, T., Loisel, P., Peu, P., Guibert, A., Auvinet, N., Barbu, I., Aissani, L., De Oliveira Fernandes, M., Heitz, D., Déchaux, C., Nunes, G., Buffet, J., Blondel, L., Georgeault, P., & ADEME. 2018. (2018). *TRACKYLEAKS - Développement d'une méthode d'identification et de quantification des émissions fugitives de biogaz - Application aux installations de méthanisation*.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A., & Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107(6), 2449–2474. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>
- Blengini, G. A., Brizio, E., Cibrario, M., & Genon, G. (2011). LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability. *Resources, Conservation and Recycling*, 57, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.10.003>
- Börjesson, P., Prade, T., Lantz, M., & Björnsson, L. (2015). Energy Crop-Based Biogas as Vehicle Fuel—The Impact of Crop Selection on Energy Efficiency and Greenhouse Gas Performance. *Energies*, 8(6), 6033–6058. <https://doi.org/10.3390/en8066033>
- Bos, U., Horn, R., Beck, T., Linder, J. P., & Fischer, M. (2016). LANCA® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment. *FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR BAUPHYSIK Ulrike*.
- Brockmann, D., Pradel, M., & Hélias, A. (2018). Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent. *Resources, Conservation and Recycling*, 133(January), 50–62. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.034>
- Brockmann, Doris, Pradinaud, C., Champenois, J., Benoît, M., & Hélias, A. (2015). Environmental assessment of bioethanol from onshore grown green seaweed. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 9(6), 696–708. <https://doi.org/10.1002/bbb.1577>
- Chambre d'agriculture de Bourgogne. (2012). *Cultures Intermédiaires*.
- Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining

Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9987–9995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>

Comifer. (2001). *Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles. Diagnostic du risque et proposition de gestion de l'interculture*. 39.

COMIFER. (2013). *Calcul de la fertilisation azotée*.

Comité de prospective de la CRE (GT1). (2019). *Le verdissement du gaz*.

Constantin, J. (2018). *Intérêts agronomiques des cultures intermédiaires multiservices et effets potentiels de leur utilisation à des fins énergétiques*.

Drosg, B., Fuchs, W., Al Seadi, T., Madsen, M., & Linke, B. (2015). Nutrient Recovery by Biogas Digestate Processing. In IEA Bioenergy. http://www.iea-biogas.net/files/daten-redaktion/download/Technical_Brochures/NUTRIENT_RECOVERY_RZ_web1.pdf http://www.iea-biogas.net/files/daten-redaktion/download/Technical_Brochures/NUTRIENT_RECOVERY_RZ_web2.pdf

Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., Fischer, M., & Hernández, A. M. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services – unedited advance version. *Ipbes Onu, May 2019*. https://www.ipbes.net/system/tdf/spm_global_unedited_advance.pdf?file=1&type=node&id=35245

EMEP/EEA. (2016). *Biological treatment of waste – anaerobic digestion at biogas facilities*. 1–14.

EMEP/EEA. (2019). *Manure management*. 1–70. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/3-b-manure-management/view>

European Commission. (2010). Commission decision of 10 June 2010 on guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of annex V to Directive 2009/28/EC. *Official Journal of the European Union*, 151, 19–41.

European Commission. (2018a). *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 (refonte)*.

European Commission. (2018b). *PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs)*. 1–142.

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. (2010). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook : Specific guide for Life Cycle Inventory data sets. EUR 24709 EN. In *European Commission* (First Edit). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2788/39726>

Fazio, S., Castellani, V., Sala, S., Schau, E., Secchi, M., & Zampori, L. (2018). Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods. In E. 28888 E.-E. Commission (Ed.), *Scientific and Technical Research Series*. <https://doi.org/10.2760/671368>

Field, R., Hutchings, N., Webb, J., Amon, B., Sutton, M., Skiba, U., Kroeze, C., Pain, B., & Winiwarter, W. (2009). *Crop production and agricultural soils*. May, 1–38.

GRDF, GRTgaz, Syndicat des énergies renouvelables, SPEGNN, & Teréga. (2020). *Panorama du Gaz renouvelable en 2020*. <https://www.grdf.fr/institutionnel/actualite/newsroom/liste/communiqués-presse/panorama-du-gaz-renouvelable-2019>

Guérin-Schneider, L., Tsanga-Tabi, M., Roux, P., Catel, L., & Biard, Y. (2018). How to better include environmental assessment in public decision-making: Lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. *Journal of Cleaner Production*, 187, 1057–1068. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.168>

Hamelin, L., Wesnæs, M., & Wenzel, H. (2010). *Life Cycle Assessment of Biogas from Separated slurry* (Issue Environmental Project No. 1329 2010).

Hartig, S. (2010). *Guide sur le biogaz - De la production à l'utilisation*. 247.

Heijungs, R. (2014). Ten easy lessons for good communication of LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(3), 473–476. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0662-5>

Heijungs, R., Allacker, K., Benetto, E., Brandão, M., Guinée, J., & Curran, M. A. (2021). *System Expansion and Substitution in LCA : A Lost Opportunity of ISO*. 2(June), 1–3. <https://doi.org/10.3389/frsus.2021.692055>

Heijungs, R., & Guinée, J. B. (2007). Allocation and “what-if” scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, 27(8), 997–1005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.013>

Hélias, A., & Heijungs, R. (2019). Resource depletion potentials from bottom-up models: Population dynamics and the Hubbert peak theory. *Science of the Total Environment*, 650, 1303–1308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.119>

Hijazi, O., Munro, S., Zerhusen, B., & Effenberger, M. (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>
- Hillion, M.-L., Moscoviz, R., Trably, E., Leblanc, Y., Bernet, N., Torrijos, M., & Escudié, R. (2018). Co-ensiling as a new technique for long-term storage of agro-industrial waste with low sugar content prior to anaerobic digestion. *Waste Management*, 71, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.024>
- Holmgren, M. A., Nørregaard Hansen, M., Reinelt, T., Westerkamp, T., Jørgensen, L., Scheutz, C., & Delre, A. (2015). Measurements of methane emissions from biogas production – Data collection and comparison of measurement methods. *Energiforsk Report*, 192. http://www.energiforsk.se/SiteAssets/rapporter/2015_158.pdf
- Ifip, & FRcuma de l'Ouest. (2019). *Calculateur des coûts et du temps de chantiers d'épandage - Guide méthodologique V 1.1, projet Teplis*.
- INRA. (2013). *Action. 9 Développer la méthanisation, et installer des torchères, pour réduire les émissions de CH₄ liées au stockage des effluents d'élevage*. 382–403.
- IPCC. (2006). N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, 1–54.
- IPCC. (2019). Chapter 11 - N₂O Emissions From Managed Soils, and Co₂ Emissions From Lime and Urea Application - Refinement. In *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- ISO. (2006a). *ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment Principles and Framework*.
- ISO. (2006b). *ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment Requirements and Guidelines*.
- Jørgensen, L., & Kvist, T. (2015). *Methane emission from Danish biogas plants - Quantification of methane losses* (Issue June 2015).
- JRC European commission. (2017). Solid and gaseous bioenergy pathways : input values and GHG emissions. *JRC Science and Policy Reports*, 248. <https://doi.org/10.2790/299090>
- Jury, C., Benetto, E., Koster, D., Schmitt, B., & Welfring, J. (2009). Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass and Bioenergy*, 34(1), 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.09.011>
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J. P., Souchère, V., Tournebize, J., Savini, I., & Réchauchère, O. (2012). *Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude*. INRA.
- Koch, P., & Salou, T. (2016). *AGRIBALYSE® : METHODOLOGY Version 1.3*. November.
- Koch, P., & Salou, T. (2020). *AGRIBALYSE® : RAPPORT METHODOLOGIQUE, VOLET AGRICULTURE*. V3.0.
- Larrey-Lassalle, P., Esnouf, A., Roux, P., Lopez-Ferber, M., Rosenbaum, R. K., & Loiseau, E. (2018). A methodology to assess habitat fragmentation effects through regional indexes: Illustration with forest biodiversity hotspots. *Ecological Indicators*, 89. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.068>
- Liebetrau, A. J., Reinelt, T., & Agostini, A. (2017). Methane emissions from biogas plants Methods for measurement, results and effect on greenhouse gas balance of electricity produced. Task 37. *IEA Bioenergy*.
- Manninen, K., Koskela, S., Nupponen, A., Sorvari, J., Nevalainen, O., & Siitonen, S. (2013). The applicability of the renewable energy directive calculation to assess the sustainability of biogas production. *Energy Policy*, 56, 549–557. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.01.040>
- Marsac, S. (2018). *CIVE : une opportunité pour l'adaptation des systèmes de culture ? Résultats d'Opticive*. Paris, France.
- Marsac, S. (2019). Comment raisonner une culture intermédiaire pour la méthanisation ? – Résultats Opticive. GT CIVE MAA.
- Martin, E., & Mathias, E. (2013). *Analyse du potentiel de 10 actions de réduction des émissions d'ammoniac des élevages français aux horizons 2020 et 2030*. ADEME (ed), Angers, France. https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/analysepotentiieldedixactionsreductionemissionsammoniacellevagesfrançais_2020-2030_rapport_2013.pdf
- Mendoza Beltran, A., Prado, V., Font Vivanco, D., Henriksson, P. J. G., Guinée, J. B., & Heijungs, R. (2018). Quantified Uncertainties in Comparative Life Cycle Assessment: What Can Be Concluded? *Environmental Science & Technology*, 52(4), 2152–2161. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06365>
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiverstiy Synthesis*. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Möller, K. (2015). Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological

- activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 1021–1041. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0284-3>
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoît, M., Butault, J. P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M. H., Klumpp, K., & Metay, A. L. (2013). *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques*, p. 454, INRA, France.
- Plaza-Bonilla, D., Nogué-Serra, I., Raffaillac, D., Cantero-Martínez, C., & Justes, É. (2018). Carbon footprint of cropping systems with grain legumes and cover crops: A case-study in SW France. *Agricultural Systems*, 167(1), 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.004>
- Poeplau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Prasuhn, V. (2006). Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. *Agroscopie Reckenholz*, 20.
- Prechsl, U. E., Wittwer, R., van der Heijden, M. G. A., Lüscher, G., Jeanneret, P., & Nemecek, T. (2017). Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops: Life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming field experiment. *Agricultural Systems*, 157(June), 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.011>
- Rehl, T., Lansche, J., & Müller, J. (2012). Life cycle assessment of energy generation from biogas - Attributional vs. consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(6), 3766–3775. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.072>
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D., & Yoder, D. (1997). Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture Handbook No. 703*, USDA-ARS.
- Service de la donnée et des études statistiques. (2018). *Chiffres clés de l'énergie 2018*. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2018-10/datalab-43-chiffres-cles-de-l-energie-edition-2018-septembre2018.pdf>
- Service de la donnée et des études statistiques. (2019). *Chiffres clés de l'énergie - Édition 2019*. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2019-09/datalab-59-chiffres-cles-energie-edition-2019-septembre2019.pdf>
- Szerencsits, M., Weinberger, C., Kuderna, M., Feichtinger, F., Erhart, E., & Maier, S. (2015). Biogas from Cover Crops and Field Residues: Effects on Soil, Water, Climate and Ecological Footprint. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 9(4), 413–416.
- Tailleur, A., Benoist, A., Bessou, C., Gac, A., Godard, C., & Lacour, J. L. De. (2018). Application de différentes méthodes pour la prise en compte de l'évolution du stock de carbone organique en ACV sur 5 filières agricoles. *Projet SOCLE, Soil Organic Carbon Changes in LCA, Which Evaluations to Improve Environmental Assessments?*, 108.
- Thomsen, I. K., Olesen, J. E., Møller, H. B., Sørensen, P., & Christensen, B. T. (2013). Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Tufvesson, L. M., Lantz, M., & Börjesson, P. (2013). Environmental performance of biogas produced from industrial residues including competition with animal feed – life-cycle calculations according to different methodologies and standards. *Journal of Cleaner Production*, 53, 214–223. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.005>
- UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative. (2019). *Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators - Volume 2*.
- Vargas, M., Maurice, E., Graveaud, F., & Faure, M. (2017). *Evaluation des impacts GES de l'injection du biométhane dans le réseau de gaz naturel*.
- Vargas, M., Verzat, B., Carlu, E., & Graveaud, F. (2015). *Evaluation des impacts GES de l'injection du biométhane dans les réseaux de gaz naturel*.
- Weidema, Bo P. (2017). Estimation of the size of error introduced into consequential models by using attributional background datasets. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(8), 1241–1246. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1239-x>
- Weidema, Bo Pedersen, & Wesnæs, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3–4), 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)

- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Wilfart, A., Aurélie, T., Dauguet, S., Magnin, M., N'guyen, H., & William, S. (2017). *Prolongements méthodologiques concernant la réalisation d'ACV d'intrants alimentaires du bétail*. 1–157.
- Détails des Inventaires de Cycle de Vie

A.1. Modèles d'émissions au champ et catégories d'impacts environnementaux concernées

A.1.1. Modèles d'émissions au champ et indicateurs de la méthode Environmental Footprint

Tableau 16. Modèles utilisés pour les émissions au champ

Emissions	Compartiment	Modèle	Paramètre spécifique
NH_3	Air	EMEP/EEA 2016, Tier 2 Relatif aux engrais minéraux	Température annuelle moyenne < 15°C. Les % de sol avec un pH ≤7 et >7 sont de 50% et 50% Soit un EF de 2,4% de l'azote minéral apporté
NO_x	Air	EMEP/EEA 2009, Tier 1 Relatif aux engrais minéraux	Soit un EF de 2,6% de l'azote minéral apporté
N_2O directes et indirectes	Air	IPCC 2006, Tier1 Relatif aux engrais minéraux	Soit un EF direct de 1% de l'azote minéral apporté. Soit un EF indirect de 1% des NO_x -N et NH_3 -N et 0,75% des NO_3 -N
NO_3^-	Eau	Agribalyse basé sur COMIFER 2001 Relatif aux périodes d'intercultures	Le risque environnemental de la parcelle est fixé à 3 sur une échelle de 1 à 5. Le modèle considère ensuite les durées des intercultures à sol nu Ce modèle n'est pas lié à la quantité d'azote minéral ni organique apporté au champ
Phosphore	Eau de surface (rivière)	Salca-P Relatif aux périodes d'intercultures et aux pratiques culturales	Pente ≥ 3%, paramètre conservateur afin de prendre en compte les émissions liées au ruissellement (RUSLE)
Phosphate	Eau de surface (rivière) et eau souterraine	Salca-P Relatif au type de surface cultivée	Pente ≥ 3%, paramètre conservateur afin de prendre en compte les émissions liées au ruissellement
Eléments traces métalliques	Sol agricole	Salca-SM Relatif aux engrais minéraux	Export d'ETM par les CIVE et les résidus de cultures gérés indépendamment
Produits phytosanitaires	Sol agricole	Ecoinvent V2 Relatif aux produits phytosanitaires	Aucun produit phytosanitaire n'est inclus dans les scénarios

Les principales conséquences environnementales des émissions d'ammoniac sont relatives à la formation de particules fines, l'acidification et l'eutrophisation (terrestre et marine) des milieux. Ces émissions sont liées à la volatilisation de l'azote minéral lors de l'épandage des engrais.

L'apport d'azote minéralisé va entraîner une augmentation de l'activité biologique du sol, et donc une augmentation des processus de nitrification-dénitrification. Les émissions de monoxyde d'azote, de protoxyde d'azote et de nitrate sont directement liées à ce processus biologique :

- Le monoxyde d'azote a des conséquences sur la formation d'ozone photochimique, l'acidification et l'eutrophisation (marine) des milieux, ainsi que sur la formation de particules fines. Le facteur d'émission a évolué entre les recommandations de l'EMEP/EEA 0,7% (2006), 2,6% (2009), 4% (2014).
- Les émissions de protoxyde d'azote ont des impacts important sur le changement climatique. Le modèle utilisé par Agribalyse est le modèle le plus couramment utilisé pour les ACV modélisant des systèmes agricoles avec épandage de matière organique (D. Brockmann et al., 2018; IPCC, 2006, 2019). Ce modèle est utilisé par les ACV biométhane réalisées par Bio Intelligence Service & EREP (2011); Börjesson, Prade, Lantz, & Björnsson (2015); Hamelin, Wesnæs, & Wenzel (2010); Manninen et al. (2013); Tufvesson, Lantz, & Börjesson (2013).
- Les émissions de nitrate dans le compartiment eau sont liées aux problématiques d'eutrophisation marine et terrestre.

Les émissions de phosphore et de phosphate ont des conséquences sur les phénomènes d'eutrophisation en eau douce.

Finalement, les éléments traces métalliques et les produits phytosanitaires ont des impacts sur les catégories de toxicité humaine et d'écotoxicité. Le modèle SALCA-SM modélise la répartition de sept métaux lourds apportés par les semences, les fertilisants et les produits phytosanitaires. Un bilan massique est réalisé entre les émissions vers le sol agricole et les exportations vers différents compartiments environnementaux (eaux de surfaces et souterraines). Suivant les recommandations PEFCR (Product Environmental Footprint Category Rules) (European Commission, 2018b), l'exportation de métaux lourds par la biomasse récoltée (CIVE et résidus de cultures) est prise en compte pour être réémise vers le sol agricole (le compartiment environnemental final) via l'épandage de digestat.

A.1.2. Indicateurs de biodiversité

Les bénéfices potentiels de l'introduction des CIVE sur la biodiversité locale (au champ) ne sont pas pris en comptes par les indicateurs ACV dits « *mid-point* », qui sont utilisés dans le cadre de cette étude. Les indicateurs d'impacts sur la biodiversité globale qui sont proposés actuellement par l'ACV sont des indicateurs dits « *end-point* ». Les indicateurs *end-point* mesurent l'effet de l'émission d'une substance à la toute fin de la chaîne de causalité (par exemple : émissions de SO₂ qui provoquent des pluies acides, puis l'acidification des lacs, une mortalité des poissons, donc une perte en biodiversité). Ces indicateurs *end-point* sont ensuite agrégés au sein d'un indicateur unique de perte en biodiversité. Mais de fortes incertitudes reposent sur ces résultats agrégés. Par conséquent, la méthodologie « *Environmental Footprint* » recommandée par la Commission Européenne (European Commission, 2018b; Fazio et al., 2018) ne propose pas la mesure d'indicateur *end-point*, ni leur agrégation en indicateur unique.

Cependant, il est à noter que les principales causes de pertes en biodiversité au niveau global référencées par le *Millenium Ecosystem Assessment* (2005) et sa mise à jour par l'IPBES (2019) sont relatives à cinq phénomènes : le changement climatique, les pollutions via les éléments nutritif (azote, phosphore...), la perte d'habitat (artificialisation et fragmentation), la surexploitation des ressources biotiques et enfin l'introduction d'espèces invasives.

Dans cette étude, les indicateurs de changement climatique et des pollutions via des éléments nutritifs (acidification et eutrophisation des milieux) sont pris en compte par l'ACV au sein d'indicateurs *mid-point*. Les chaînes de causalité qui

mesurent la diminution des habitats et les lient à une perte potentielle de biodiversité ne sont pas encore intégrées aux méthodes de calcul (Chaudhary et al., 2015) ou sont encore en développement (Larrey-Lassalle et al., 2018). L'intégration des deux dernières causes de perte en biodiversité (surexploitation et espèces invasives) à l'ACV est encore très limitée (Hélias & Heijungs, 2019).

Il faut préciser que l'augmentation potentielle de biodiversité locale via le couvert végétal et les CIVE à fleurs (notamment les légumineuses) peut être intéressante, même si elle ne peut pas être représentée en ACV. De plus, elle peut favoriser l'acceptation sociale de la méthanisation.

L'impact sur la biodiversité locale n'est pas considéré dans cette étude ACV. Les conséquences des scénarios sur la biodiversité globale sont obtenues à travers les résultats d'indicateurs *mid-point* comme le changement climatique, l'eutrophisation des milieux ou l'écotoxicité des eaux douces.

A.2. Facteur d'abattement des émissions d'ammoniac lors de l'épandage de matières organiques

Tableau 17. Pourcentage d'abattement des émissions de NH_3 en fonction de technique d'épandage (ADEME, 2017; Martin & Mathias, 2013)

Technique d'épandage	Engrais organique	ADEME 2013
<i>Injection</i>	lisier bovin, porcin, volaille	80%
<i>Pendillard sabots traînés</i>	lisier bovin, porcin, volaille	50%
<i>Incorporation par charrue immédiate</i>	lisier bovin, porcin	90%
<i>Incorporation par charrue immédiate</i>	fumier bovin, porcin	90%
<i>Incorporation par charrue immédiate</i>	volailles, lisier et fumier	95%
<i>Incorporation par charrue dans les 4h</i>	lisier bovin, porcin	60%
<i>Incorporation par charrue dans les 12h</i>	lisier bovin, porcin	45%

A.3. Caractéristiques des substrats et séparation des phases du digestat

Tableau 18. Caractéristiques des substrats méthanisés (caractérisations obtenues de l'expertise interne d'INRAE Transfert et issues de données mesurées provenant des bases de données INRAE)

Paramètre	unité	Fumier bovin frais	Lisier porcin frais	Résidus de culture	CIVE mélange triticales, de seigle et d'avoine	Mélange Culture en entrée du méthaniseur	Mélange Elevage en entrée du méthaniseur
MS	%MB	23,88	4,27	88,58	27,72	29,33	15,81
MO	%MS	84,79	72,23	92,69	93,60	91,07	86,82
C	%MS	36,57	31,30	44,00	44,00	42,21	39,36
N _{tot}	%MS	2,71	7,11	0,85	1,06	1,46	2,55
P ₂ O ₅	%MS	1,22	4,11	0,46	0,46	0,70	1,32
K ₂ O	%MS	5,33	5,04	0,94	0,82	1,87	3,11
Potentiel biogaz	Nm ³ /t MS	300,85	309,88	438,61	528,35	450,17	388,77
Teneur du biogaz en CH ₄	%	55,10	57,00	55,67	60,84	62,18	60,95
BMP	CH ₄ Nm ³ /t MS	176,05	192,26	259,82	341,52	279,90	236,96

Tableau 19. Caractéristiques des digestats

Paramètre	unité	Mélange Culture	Digestat mélange Culture	Digestat mélange Culture Phase liquide Avant stockage	Digestat mélange Culture Phase solide Avant stockage	Mélange Elevage	Digestat mélange Elevage	Digestat mélange Culture Phase liquide Avant stockage	Digestat mélange Elevage Phase solide Avant stockage
MS	%MB	29,3	14,5*	9,3	26,3	15,8	8,3	4,65	22,6
%C	%MS	42,2	40,4	31,5	47,8	39,3	35,6	27,7	42,1
TAN	%MS		59	63	63		52	57	57
P ₂ O ₅	%MS	0,7	1,7	1,5	1,85	1,32	2,7	2,43	3,0
K ₂ O	%MS	1,87	4,6	7,6	2,07	3,11	6,4	10,7	2,9

*sans recirculation du digestat

Tableau 20. Pourcentage de répartition des masses et éléments selon les phases solides et liquides (Drosg, et al. 2015) pour le scénario « culture » (valeur entre parenthèse pour le scénario « élevage »)

	Phase liquide			Phase solide		
	Min	Max	Valeur moyenne (scénario « élevage »)	Min	Max	Valeur moyenne (scénario « élevage »)
Masse	80	90	70 (80)	10	20	30 (20)
TS	40	50	45	48	86	55
VS	35	45	40	55	65	60
Ash	50	60	55	40	50	45
Ntot	65	75	70	25	35	30
N-NH ₄	70	80	75	20	30	25
P	35	45	40	55	65	60
K	70	80	75	20	30	25
C	30	40	35	60	70	65

Tableau 21 Calcul des équivalents en engrais minéraux azotés des apports organiques

Pour 1 t MB épandue	Unité	Symbole variable	Formule	Scénario sans méthanisation		Scénario "culture"		Scénario "élevage"	
				Lisier	Fumier	Digestat liquide	Digestat solide	Digestat liquide	Digestat solide
MS%	% MB	tx_MS		4,06%	23,80%	9,29%	26,30%	4,65%	22,60%
Ntot	% MS	tx_N_tot		6,70%	2,26%	5,47%	1,93%	8,11%	2,85%
Ntot après émission au stockage	kg	N_tot	$1000 \times tx_MS \times tx_N_tot$	2,72	5,38	5,08	5,08	3,77	6,44
TAN avant minéralisation au stockage	%Ntot	TAN_sp		70%	60%	59%	59%	52%	52%
f minéralisation stockage	%Norg	fmin_st		10%	10%	10%	10%	10%	10%
TAN après minéralisation après stockage %Ntot	%Ntot	TAN_ep	$(N_tot \times TAN_sp + (N_tot - N_tot \times TAN_sp) \times fmin_st) / N_tot$	73%	64%	63%	63%	57%	57%
Azote ammoniacal après stockage	kg	N_NHx_ep	$N_tot \times TAN_ep$	1,99	3,44	3,21	3,20	2,14	3,66
Abattement émission ammoniac à l'épandage	%EF_NH3	fabatt		0%	0%	50%	45%	50%	45%
Emission ammoniac	kg	N_NH3	$N_tot \times TAN_ep \times (1 - fabatt) \times EF_NH3$	0,79	2,34	0,64	1,41	0,64	1,61
Emission oxyde d'azote	kg	N_NOx	$14/30 \times (N_tot - N_NH3) \times EF_Nox$	0,023	0,037	0,054	0,044	0,038	0,059
Emission protoxyde d'azote	kg	N_N2O	$N_tot \times EF_N2O_direct + (N_NH3 + N_NOx) \times EF_N2O_indirect$	0,035	0,078	0,058	0,065	0,045	0,081
Azote ammoniacal après émissions à l'épandage	kg	N_NHx_vol	$N_NHx_ep - N_NH3 - N_NOx - N_N2O$	1,13	0,99	2,45	1,68	1,42	1,91
N organique épandu	kg	N_org	$N_tot - N_NHx_ep$	0,73	1,94	1,88	1,87	1,63	2,78
f minéralisation au sol	%Norg	fmin_soil		67%	67%	75%	67%	75%	67%
N minéralisé au sol	kg	N_org_min	$N_org \times fmin_soil$	0,49	1,30	1,41	1,25	1,22	1,86
N assimilable	kg	N_NHx_final	$N_NHx_vol + N_org_min$	1,62	2,28	3,86	2,94	2,64	3,77
Mineral Fertilizer Equivalent	%Ntot		N_NHx_final / N_tot	0,60	0,42	0,76	0,58	0,70	0,59

Tableau 22. Teneur en métaux lourds des effluents d'élevage et des digestats (données Agribalyse, Koch & Salou, 2020)

<i>mg/kg MS</i>	<i>Lisier porcin (1) (Référence)</i>	<i>Fumier bovin (1) (Référence)</i>	<i>Résidus de culture</i>	<i>CIVE</i>
<i>Cadmium</i>	0,21	0,3	0,2	0,1
<i>Cuivre</i>	115,3	23	2,5	4,3
<i>Zinc</i>	746,5	119	9,6	28,4
<i>Plomb</i>	1,76	3,8	0,6	0,2
<i>Nickel</i>	8,6	4,4	0,6	0,2
<i>Chrome</i>	6,7	7,5	0,7	0,1
<i>Mercure</i>	0,8	0,13	0	0

A.4. Ajustement du bouquet d'UF selon les analyses de sensibilité

Tableau 23 Valeurs des bouquets d'UF (masse de substrats et éléments fertilisants exportés) et autres flux suivant les analyses de sensibilité (la quantité d'énergie produite identique reste entre les scénarios)

	Substrats					Eléments fertilisants							Digestat	Digestat
	Fumier (g)	Lisier (g)	CIVE (g)	Résidus (g)	Total substrat (g)	N disponibles (g)	N épandus CIVE (g)	N exportés (g)	P ₂ O ₅ disponibles (g)	P ₂ O ₅ exportés (g)	K ₂ O disponibles (g)	K ₂ O exportés (g)	(g)	exporté (g)
Sc. – C base*	377	226	753	151	1507	4,46	2,39	2,07	2,91	1,35	8,25	3,83	1250	580
Sc. – C intro légumineuses	377	226	753	151	1507	4,46	0,90	3,56	2,91	2,32	8,25	6,59	1250	998
Sc. – C Réd. Rdmt	377	226	753	151	1507	4,46	2,39	2,07	2,91	1,35	8,25	3,83	1250	580
Sc. – C Stock. NCouv	383	230	767	153	1533	4,15	2,43	1,72	2,97	1,23	8,40	3,48	1270	526
Sc. – C EFu 0,15%	375	225	751	150	1501	4,44	2,38	2,06	2,90	1,35	8,21	3,81	1240	575
Sc. – C EFu 1,5%	381	228	762	152	1523	4,51	2,41	2,10	2,95	1,37	8,34	3,88	1260	587
Sc. – C EFu 3%	387	232	775	155	1549	4,59	2,46	2,13	3,00	1,39	8,48	3,94	1280	594
Sc. – C Ep. Opt	377	226	753	151	1507	5,23	2,39	2,84	2,91	1,58	8,25	4,48	1250	679
Sc. – E base*	749	1950	391	163	3253	9,07	1,24	7,83	6,44	5,56	16,00	13,81	2990	2581
Sc. – E Stock. NC	762	1990	398	166	3316	8,44	1,26	7,18	6,55	5,57	16,30	13,87	3040	2586
Sc. – E EFu 0,15%	746	1950	389	162	3247	9,04	1,23	7,81	6,41	5,54	15,90	13,74	2980	2575
Sc. – E EFu 1,5%	757	1980	395	165	3297	9,17	1,25	7,92	6,51	5,62	16,20	13,99	3020	2608
Sc. – E EFu 3%	770	2010	402	167	3349	9,33	1,27	8,06	6,62	5,72	16,40	14,17	3070	2652
Sc. – E Ep. Opt	749	1950	391	163	3253	10,50	1,24	9,26	6,44	5,68	16,00	14,11	2990	2637

*Sc. – C : Scénario « culture » ; Sc. – E : Scénario « élevage » ; intro légumineuses : introduction de légumineuses dans la culture de CIVE ; Réd Rdmt : réduction du rendement des CIVE à 4 tMS/ha ; Stock. NCouv : Stockage du digestat non couvert sans récupération du biogaz résiduel (d'où une demande plus importante en substrats) ; Efu : Emissions fugitives ; Ep. Opt : pratiques d'épandage optimisées.

A.5. Résultats Inventaires de Cycle de Vie

Les Tableau 24 et Tableau 25 dressent la liste des inventaires principaux des scénarios « culture » et « élevage ». La structure des modèles étant relativement similaire ou certaines étapes étant identiques, celles-ci sont référencées via les croix.

Tous les résultats d'inventaire de ces étapes des scénarios avec et sans méthanisation sont ensuite présentés dans la suite de cette annexe.

Tableau 24 Liste des principaux inventaires du scénario « culture » (les inventaires du scénario « élevage » basés sur le même modèle d'inventaire sont précisés)

Scénario avec méthanisation	Output/Technosphere/Product	Scénario "culture"		Scénario "élevage"	
		Avec méthanisation	Sans méthanisation	Avec méthanisation	Sans méthanisation
Combustion finale du biométhane	MTC_Heat, central or small-scale, natural gas biomethane	X		X	
Distribution du biométhane	MTC_Biomethane, low pressure {CH ₄ } market for APOS, U_modified	X		X	
Injection du biométhane	MTC_Biomethane injected	X		X	
Epuration du biogaz	MTC_Biomethane upgraded	X			
Digestion anaérobie	MTC_Biogas production	X			
Torchage du biogaz	Biogas flaring	X		X	
Autoconsommation du biogaz	Combustion of biogas for digester consumption	X		X	
Transports des substrats	transport	X		X	
Stockage fumier court	Storing manure, 8 days, uncovered, 1 ton_2	X		X	
Stockage lisier court	Storing slurry, 8 days, uncovered, 1 ton	X		X	
Procédé dédié au stockage de CO ₂ par les CIVE	CIMSE_CO2 storage	X		X	
Culture des CIVE	Triticale grain - MEANS#5379	X		X	
Séparation des phases du digestat	MTC_Separation digestate	X			
Stockage digestat phase liquide	MTC_Storing liquid digestate	X			
Stockage digestat phase solide	MTC_Storing solid digestate	X			
Epandage digestat liquide	MTC_Spreading liquid digestate	X			
Epandage digestat solide	MTC_Spreading solid digestate	X			
Scénario sans méthanisation					
Procédé structurant le scénario sans méthanisation entre la demande en chaleur, l'amont agricole, les compléments d'engrais minéraux	Reference scenario		X		
Procédé structurant les demandes de gestion des effluents d'élevages, le stockage de CO ₂ par les CIPAN, les émissions d'ETM par les résidus de culture laissés au champ	MTC_Substrat managment_ref		X		
Culture de CIPAN	CIPAN - MEANS#5373		X		X
Emissions de la dégradation des résidus de culture au champ	Crop residus decomposition		X		X
Stockage fumier long	Storing manure, 180 days, uncovered, 1 ton_2		X		X
Stockage lisier long	Storing slurry, 180 days, uncovered, 1 ton		X		X
Epandage fumier	Spreading manure, 1 ton_2		X		X
Epandage lisier	Spreading slurry, 1 ton		X		X

Tableau 25 Liste des inventaires spécifiques du scénario « élevage »

Scénario avec méthanisation	Output/Technosphere/Product	Scénario "culture"		Scénario "élevage"	
		Avec méthanisation	Sans méthanisation	Avec méthanisation	Sans méthanisation
Epuration du biogaz	MTedL_Biomethane upgraded			X	
Digestion anaérobie	MTedL_Biogas production			X	
Séparation des phases du digestat	MTedL_Separation digestate			X	
Stockage digestat phase liquide	MTedL_Storing liquid digestate			X	
Stockage digestat phase solide	MTedL_Storing solid digestate			X	
Epandage digestat liquide	MTedL_Spreading liquid digestate, 1 ton			X	
Epandage digestat solide	MTedL_Spreading solid digestate, 1 ton			X	
Scénario sans méthanisation					
Procédé structurant le scénario sans méthanisation entre la demande en chaleur, l'amont agricole, les compléments d'engrais minéraux	MTedL_Reference scenario				X
Procédé structurant les demandes de gestion des effluents d'élevages, le stockage de CO2 par les CIPAN, les émissions d'ETM par les résidus de culture laissés au champ	MTedL_Substrat managment_ref				X

A.5.1. Inventaires agricoles, scénario « culture »

Les inventaires agricoles ont été réalisés sur la plateforme MEANS qui facilite la modélisation de cycles de culture. Les modèles d'émissions ne sont pas décrits ici, seules les valeurs chiffrées obtenues à partir des modèles sont précisées. Les données d'inventaires des produits phytosanitaires et de leurs émissions ne sont pas précisées ici.

Tableau 26 Procédé dédié au stockage de CO₂ par les CIVE et la demande en CIVE, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	CIMSE_CO2 storage			non défini	kg	25300	
Input/Technosphere	Triticale grain - MEANS#5379				kg	25300	
Output/Emission	Carbon dioxide, to soil or biomass stock		Soil		kg	1270	Pellerin et al., 2013

Tableau 27 Procédé structurant les demandes de gestion des effluents d'élevages, le stockage de CO₂ par les CIPAN, les émissions d'ETM par les résidus de culture laissés au champ, pour scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Substrat managment_ref			non défini	kg	1	
Input/Technosphere	Storing slurry, 180 days, uncovered, 1 ton	Own process			kg	0,226	
Input/Technosphere	Storing manure, 180 days, uncovered, 1 ton_2				kg	0,377	
Input/Technosphere	CIPAN - MEANS#5373				kg	0,0719	
Input/Technosphere	ETM export Residus (kg MS)				kg	0,134	
Input/Technosphere	Crop residus decomposition				kg	0,151	
Output/Emission	Carbon dioxide, to soil or biomass stock		Soil		kg	0,0142	Pellerin et al., 2013

Tableau 28 Emissions de la dégradation des résidus de culture au champ, scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Crop residus decomposition			non défini	kg	1	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air	high. pop.	kg	0,000118	IPCC 2006

Tableau 29 Procédé structurant le scénario sans méthanisation entre la demande en chaleur, l'amont agricole, les compléments d'engrais minéraux du scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Reference scenario			non défini	kWh	1	
Input/Technosphere	MTC_Substrat managment_ref	Own process			kg	1	
Input/Technosphere	Heat, central or small-scale, natural gas	Own process			kWh	1	
Input/Technosphere	Ammonium nitrate, as N [RER] ammonium nitrate production Cut-off, S (avoided from organic matter)				kg	0,00207	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N				kg	0,00207	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as K ₂ O, at regional storehouse/FR U (for avoided emissions) Système				kg	0,00383	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg K ₂ O				kg	0,00383	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/FR U (for avoided emissions) Système				kg	0,00135	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg P ₂ O ₅				kg	0,00135	
Input/Technosphere	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided)				s	0,52	

Tableau 30 Culture de CIVE, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Triticale grain - MEANS#5379			non défini	kg	25300	
Input/Technosphere	Ammonium nitrate, as N [RER] ammonium nitrate production Cut-off, S (production for CIMSE)				kg	80	
Input/Technosphere	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U				hr	0,12	
Input/Technosphere	Transporting to farm, with trailer (<15t) heavy tractor/FR U				hr	1,25	
Input/Technosphere	Soil maintenance, with cover crop 4m/FR U				hr	0,5	
Input/Technosphere	Sowing or planting, with classic seeder and harrow/FR U				hr	0,83	
Input/Technosphere	Triticale seed, conventional, national average, at farm gate/FR U_modified				kg	40	
Input/Technosphere	Dummy_Oat seed, organic, at farm gate1 - MEANS#5379				kg	40	
Input/Technosphere	Plant_fantomInput2 - MEANS#5379				kg	40	
Input/Technosphere	Harvesting silage grass, with hay chopper and blower/FR U				hr	0,5	
Input/Technosphere	Silage plat, settling for silage with 2 tractors/FR U				hr	0,607143	
Input/Technosphere	Transporting to farm, with 2 axle trailer (15 t)/FR U				hr	0,017	
Input/Technosphere	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 [RER] transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO4 Cut-off, S				tkm	75	
Input/Technosphere	Transport, freight, sea, transoceanic ship [GLO] market for Cut-off, S - Copied from Ecoinvent				tkm	36	
Input/Technosphere	ETM export CIMSE (kg MS)				kg	-7000	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N_CIMSE				kg	80	
Input/Nature	Occupation, annual crop		land		m2a	6602,739726	
Input/Nature	Energy, gross calorific value, in biomass		biotic		MJ	359000	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air	low. pop.	kg	0,234	Emission indirecte issu de la lixiviation des nitrates
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air	low. pop.	kg	0,000167	Emission issu des chaumes de CIVE laissées au champ
Output/Emission	Nitrate		Water	groundwater	kg	88	
Output/Emission	Phosphate		Water	groundwater	kg	0,141639	
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,354099	
Output/Emission	Phosphorus		Water	river	kg	0,177939	
Output/Emission	Cadmium		Water	river	g	0,036568	
Output/Emission	Copper		Water	river	g	0,971805	
Output/Emission	Lead		Water	river	g	0,181844	
Output/Emission	Nickel		Water	river	g	0,594254	
Output/Emission	Zinc		Water	river	g	0,18092	
Output/Emission	Chromium		Water	river	g	6,160286	
Output/Emission	Mercury		Water	river	g	0,004273	
Output/Emission	Cadmium		Water	groundwater	g	0,020268	
Output/Emission	Copper		Water	groundwater	g	0,588984	
Output/Emission	Zinc		Water	groundwater	g	0,301762	
Output/Emission	Lead		Water	groundwater	g	0,013055	
Output/Emission	Chromium		Water	groundwater	g	8,345918	
Output/Emission	Mercury		Water	groundwater	g	0,002503	
Output/Emission	Cadmium		Soil	agricultural	g	0,153164	
Output/Emission	Copper		Soil	agricultural	g	0,179211	
Output/Emission	Zinc		Soil	agricultural	g	0,027318	
Output/Emission	Lead		Soil	agricultural	g	-0,014899	
Output/Emission	Nickel		Soil	agricultural	g	-0,294254	
Output/Emission	Chromium		Soil	agricultural	g	-12,556204	
Output/Emission	Mercury		Soil	agricultural	g	0,023224	

Tableau 31 Emissions à l'épandage de fertilisants minéraux

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité
Output/Technosphere/Product	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N_CIMSE			non défini	kg	1
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	0,0291
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,0254
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,0163
Output/Emission	Carbon dioxide		Air		kg	0
Output/Emission	Cadmium		Soil	agricultural	mg	0,2
Output/Emission	Copper		Soil	agricultural	mg	4,3
Output/Emission	Zinc		Soil	agricultural	mg	7,2
Output/Emission	Lead		Soil	agricultural	mg	1
Output/Emission	Nickel		Soil	agricultural	mg	4,4
Output/Emission	Chromium		Soil	agricultural	mg	7,2
Output/Emission	Mercury		Soil	agricultural	mg	0

Tableau 32 Culture de CIPAN, scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartiment	Sous-compartiment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	CIPAN - MEANS#5373			non défini	kg	2410	
Input/Technosphere	Soil maintenance, with cover crop 4m/FR U				hr	0,5	
Input/Technosphere	Sowing or planting, with classic seeder and harrow/FR U				hr	0,83	
Input/Technosphere	Triticale seed, conventional, national average, at farm gate/FR U_modified				kg	12	
Input/Technosphere	Ploughing, with 5 or 6 soc plough/FR U				hr	0,87	
Input/Technosphere	CIPAN decomposition				kg	2500	
Input/Nature	Occupation, annual crop			land	m2a	6602,739726	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air	low. pop.	kg	0,234	
Output/Emission	Nitrate		Water	groundwater	kg	88	
Output/Emission	Phosphate		Water	groundwater	kg	0,141639	
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,354099	
Output/Emission	Phosphorus		Water	river	kg	0,177939	
Output/Emission	Cadmium		Water	river	g	0,036568	
Output/Emission	Copper		Water	river	g	0,971805	
Output/Emission	Zinc		Water	river	g	0,18092	
Output/Emission	Lead		Water	river	g	0,181844	
Output/Emission	Nickel		Water	river	g	0,594254	
Output/Emission	Chromium		Water	river	g	6,160286	
Output/Emission	Mercury		Water	river	g	0,004273	
Output/Emission	Cadmium		Water	groundwater	g	0,020268	
Output/Emission	Copper		Water	groundwater	g	0,588984	
Output/Emission	Zinc		Water	groundwater	g	0,301762	
Output/Emission	Lead		Water	groundwater	g	0,013055	
Output/Emission	Chromium		Water	groundwater	g	8,345918	
Output/Emission	Mercury		Water	groundwater	g	0,002503	
Output/Emission	Cadmium		Soil	agricultural	g	0,153164	
Output/Emission	Copper		Soil	agricultural	g	0,179211	
Output/Emission	Zinc		Soil	agricultural	g	0,027318	
Output/Emission	Lead		Soil	agricultural	g	-0,014899	
Output/Emission	Nickel		Soil	agricultural	g	-0,294254	
Output/Emission	Chromium		Soil	agricultural	g	-12,556204	
Output/Emission	Mercury		Soil	agricultural	g	0,023224	

A.5.2. Inventaires de stockage de fumier, scénario « culture »

Tableau 33 Stockage de fumier, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Storing manure, 8 days, uncovered, 1 ton_2			non défini	ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	0,0716 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,00606 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,00672 INRA, 2013	
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,0162 INRA, 2013	

Tableau 34 Stockage de fumier, scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Storing manure, 180 days, uncovered, 1 ton_2			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	Spreading manure, 1 ton_2				ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	1,61 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,136 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,151 INRA, 2013	
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,366 INRA, 2013	

Tableau 35 Epandage de fumier, scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Spreading manure, 1 ton_2			non défini	kg	1000 Brockmann et al. 2018	
Input/Technosphere	Fertilizing, solid manure (charging and spreading), with 8-10t spread Ecoinvent v3				hr	0,125	
Input/Technosphere	Ammonium nitrate, as N (RER) ammonium nitrate production Cut Ecoinvent v3				kg	-2,19	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as P2O5, at regional storehouse/FR U (for Ecoinvent v3				kg	-2,75	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as K2O, at regional storehouse/FR U (for a Ecoinvent v3				kg	-12,7	
Input/Technosphere	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided) Ecoinvent v3				hr	-0,12	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg f Ecoinvent v3				kg	-2,19	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg f Ecoinvent v3				kg	-2,75	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg K2O				kg	-12,7	
Input/Technosphere	ETM export Manure (kg MS)				kg	239	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	2,72 Agrammon Group (2013)	
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,0757 Field et al. 2009	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,117 IPCC, 2006	
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,00777 Brockmann et al. 2018	

A.5.3. Inventaires de stockage de lisier, scénario « culture »

Tableau 36 Stockage de lisier, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Storing slurry, 8 days, uncovered, 1 ton			non défini	ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	0,0131 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,000323 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,000294 INRA, 2013	
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,0818 INRA, 2013	

Tableau 37 Stockage de lisier, scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Storing slurry, 180 days, uncovered, 1 ton			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	Spreading slurry, 1 ton				ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	0,296 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,000728 EMEP/EEA (2016, Tier 2)	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,00661 INRA, 2013	
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	1,84 INRA, 2013	

Tableau 38 Epandage de lisier, scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	Spreading slurry, 1 ton			non défini	kg	1000 Brockmann et al. 2018	
Input/Technosphere	Fertilizing, slurry, with tanker/FR U				hr	0,0625	
Input/Technosphere	Ammonium nitrate, as N (RER) ammonium nitrate production Cut Ecoinvent v3				kg	-1,67	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as P2O5, at regional storehouse/FR U (for Ecoinvent v3				kg	-1,59	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as K2O, at regional storehouse/FR U (for a Ecoinvent v3				kg	-2,05	
Input/Technosphere	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided) Ecoinvent v3				hr	-0,12	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg f Ecoinvent v3				kg	-1,67	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg f Ecoinvent v3				kg	-1,59	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg K2O				kg	-2,05	
Input/Technosphere	ETM export Slurry (kg MS)				kg	42,7	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	0,989 Agrammon Group (2013)	
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,0514 Field et al. 2009	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,057 IPCC, 2006	
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,00785 Brockmann et al. 2018	
Output/Emission	Phosphate		Water	groundwater	kg	0,000897 Brockmann et al. 2018	

A.5.4. Inventaires d'éléments traces métalliques présents dans les substrats

Tableau 39 Eléments traces métalliques extraits du sol lors de la récolte des CIVE et ré-épanchés à travers le digestat

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	ETM export CIMSE (kg MS)_dig			non défini	kg	1	
Output/Emission	Cadmium		Soil	agricultural	mg	0,1 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Copper		Soil	agricultural	mg	4,3 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Zinc		Soil	agricultural	mg	28,4 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Lead		Soil	agricultural	mg	0,2 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Nickel		Soil	agricultural	mg	0,2 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Chromium		Soil	agricultural	mg	0,1 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Mercury		Soil	agricultural	mg	0 Koch, P., & Salou, T., 2020	

Tableau 40 Eléments traces métalliques épanchés à travers l'épandage du fumier ou du digestat

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	ETM export Manure (kg MS)_dig			non défini	kg	1	
Output/Emission	Cadmium		Soil	agricultural	mg	0,3 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Copper		Soil	agricultural	mg	23 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Zinc		Soil	agricultural	mg	119 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Lead		Soil	agricultural	mg	3,8 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Nickel		Soil	agricultural	mg	4,4 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Chromium		Soil	agricultural	mg	7,5 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Mercury		Soil	agricultural	mg	0,13 Koch, P., & Salou, T., 2020	

Tableau 41 Eléments traces métalliques épanchés à travers l'épandage du lisier ou du digestat

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	ETM export Residus (kg MS)_dig			non défini	kg	1	
Output/Emission	Cadmium		Soil	agricultural	mg	0,2 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Copper		Soil	agricultural	mg	2,5 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Zinc		Soil	agricultural	mg	9,6 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Lead		Soil	agricultural	mg	0,6 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Nickel		Soil	agricultural	mg	0,6 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Chromium		Soil	agricultural	mg	0,7 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Mercury		Soil	agricultural	mg	0 Koch, P., & Salou, T., 2020	

Tableau 42 Eléments traces métalliques extraits du sol lors de la récolte des pailles et ré-épanchés à travers le digestat

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	ETM export Slurry (kg MS)_dig			non défini	kg	1	
Output/Emission	Cadmium		Soil	agricultural	mg	0,21 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Copper		Soil	agricultural	mg	115 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Zinc		Soil	agricultural	mg	747 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Lead		Soil	agricultural	mg	1,76 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Nickel		Soil	agricultural	mg	8,6 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Chromium		Soil	agricultural	mg	6,7 Koch, P., & Salou, T., 2020	
Output/Emission	Mercury		Soil	agricultural	mg	0,8 Koch, P., & Salou, T., 2020	

A.5.5. Inventaires de transport des substrats, scénario « culture »

Tableau 43 Transport de CIVE, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_transport CIMSE, 1 ton				ton	16	
Input/Technosphere	CIMSE_CO2 storage				ton	16	
Output/Emission	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS (RER) transport, fr Ecoinvent v3				tkm	160	

Tableau 44 Transport de résidus de culture, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	transport crop residues_metha, 1 ton				ton	16	
Input/Technosphere	Crop residue, empty process_metha				ton	16	
Output/Emission	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS (RER) transport, fr Ecoinvent v3				tkm	160	

Tableau 45 Transport de lisier scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	transport slurry, 1 ton				ton	16	
Input/Technosphere	Storing slurry, 8 days, uncovered, 1 ton				ton	16	
Output/Emission	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS (RER) transport, fr Ecoinvent v3				tkm	160	

Tableau 46 Transport de fumier, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	transport manure, 1 ton				ton	16	
Input/Technosphere	Storing manure, 8 days, uncovered, 1 ton				ton	16	
Output/Emission	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EUROS (RER) transport, fr Ecoinvent v3				tkm	160	

A.5.6. Inventaires de production et gestion du biogaz et du biométhane, scénario « culture »

Tableau 47 Digestion anaérobie, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Biogas production			non défini	m3	416	
							Vargas et al., 2017 , Autoconsommation de biogaz calculée suivant les besoins de 60 + 9,17 kWh/t
Input/Technosphere	Combustion of biogas for digester consumption, 1 Nm3	Own process			m3	38	/ t MB de substrats
Input/Technosphere	transport manure, 1 ton	Own process			ton	0,852	Matière Brute
Input/Technosphere	transport slurry, 1 ton	Own process			ton	0,511	Matière Brute
Input/Technosphere	MTC_transport CIMSE, 1 ton	Own process			ton	1,7	Matière Brute
Input/Technosphere	transport crop residues_metha, 1 ton	Own process			ton	0,341	Matière Brute
							Vargas et al., 2017 , calculée suivant les besoins de 5,17 kWh / t MB de substrats augmenté de 60% pour la recirculation de digestat
Input/Technosphere	Electricity	Own process			kWh	29	dans le méthaniseur
Input/Technosphere	Biogas flaring_2	Own process			m3	14,7	ADEME, SOLAGRO, APESA, & AGROBIOMASSE. (2020)
Input/Technosphere	Anaerobic digestion plant, agriculture, with methane recovery (RoW) construction APOS, U_modified Système				p	0,0000277	3.6 Infrastructure Ecoinvent
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	1	Emissions fugitives
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	1,95	Emissions fugitives
							Bilan matière intrant soustrait des masses de
Output/Technosphere/Waste	MTC_Separation digestate	Own process			ton	2,82	CH4 et CO2

Tableau 48 Torchage biogaz, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaires
Output/Technosphere/Product	Biogas flaring			non défini	m3	1	Torchère
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	0,0276	Emissions fugitives
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,0114	Emissions fugitives
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	0,0203	Emissions imbrûlé
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,0102	Emissions imbrûlé
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	1,86	Emissions combustion (Vargas et al., 2017)
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	1,79E-06	Emissions combustion

Tableau 49 Autoconsommation de biogaz pour les besoin en chaleur de l'unité de méthanisation, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaires
Output/Technosphere/Product	Combustion of biogas for digester consumption, 1 Nm3			non défini	m3	1	Autoconsommation de biogaz
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	1,96	Emissions fugitives et emissions combustion
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,000949	Emissions imbrûlé
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,00121	Emissions combustion (Vargas et al., 2017)
Output/Emission	Sulfur oxides		Air		kg	0,000473	Emissions combustion (Vargas et al., 2017)
Output/Emission	Carbon monoxide		Air		kg	0,00132	Emissions combustion (Vargas et al., 2017)
Output/Emission	NM VOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin		Air		kg	0,000263	Emissions combustion

Tableau 50 Epuration du biogaz en biométhane, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Biomethane upgraded			non défini	kg	0,45	
Input/Technosphere	Electricity	Own process			kWh	0,344	Vargas et al., 2017
Input/Technosphere	Activated carbon, granular [GLO] market for activated carbon, gran	Ecoinvent v3			kg	0,00015	Vargas et al., 2017
Input/Technosphere	MTC_Biogas production	Own process			m3	1	Vargas et al., 2017
							CO2 non retenu dans le biométhane qui lui est
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	0,78	composé de 3% de CO2 0,3% vol du méthane du
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,00292	biogaz entrant

Tableau 51 Injection du biométhane dans le réseau de distribution, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Biomethane injected			non défini	kg	0,409	
Input/Technosphere	Electricity	Own process			kWh	0,0654	Vargas et al., 2017
Input/Technosphere	MTC_Biomethane upgraded	Own process			kg	0,41	
							Odorant : tetrahydrothiophène à 25
Input/Technosphere	Chemical, organic {GLO} market for APOS, S	Ecoinvent v3			kg	0,0000136	mg / Nm3
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	0,0000321	0,1% d'émissions fugitives
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,000378	0,1% d'émissions fugitives

Tableau 52 Distribution du biométhane dans le réseau de gaz, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
							Inventaire Ecoinvent adapté avec un taux d'émissions fugitives de
Output/Technosphere/Product	MTC_Biomethane, low pressure {CH} market for APOS, U_modified			non défini	kg	0,807	0,13% du gaz entrant
Input/Technosphere	Heat, central or small-scale, natural gas {CH} market for heat, central or small-scale, natural gas APOS, S				MJ	0,0063	
Input/Technosphere	MTC_Biomethane injected				kg	0,808	
Input/Technosphere	Pipeline, natural gas, low pressure distribution network {GLO} market for APOS, S				km	8,35E-08	
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air	low. pop.	kg	8,307E-05	
Output/Emission	Methane, biogenic		Air	low. pop.	kg	0,00105	

Tableau 53 Combustion du biométhane pour un usage chaleur, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Heat, central or small-scale, natural gas biomethane			non défini	MJ	1	
Input/Technosphere	Electricity				kWh	0,0027244	
Input/Technosphere	Gas boiler {GLO} market for APOS, S				p	6,468E-07	
Input/Technosphere	MTC_Biomethane, low pressure {CH} market for APOS, U_modified				kg	0,0229	
Input/Technosphere	Ammonium nitrate, as N {RER} ammonium nitrate production Cut-off, S (avoided from organic matter)				kg	0,000575	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N				kg	0,000575	
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air	high. pop.	kg	0,05488	
Output/Emission	Carbon monoxide, biogenic		Air	high. pop.	kg	5,782E-06	
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air	high. pop.	kg	4,9E-07	
Output/Emission	Formaldehyde		Air	high. pop.	kg	9,8E-08	
Output/Emission	Methane, biogenic		Air	high. pop.	kg	1,96E-06	
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air	high. pop.	kg	9,702E-06	
Output/Emission	Particulates, < 2.5 um		Air	high. pop.	kg	9,8E-08	
Output/Emission	Sulfur dioxide		Air	high. pop.	kg	4,9E-07	
Output/Emission	Nitrate		Water	river	kg	1,274E-07	
Output/Emission	Nitrite		Water	river	kg	2,94E-09	
Output/Emission	Sulfate		Water	river	kg	4,9E-08	
Output/Emission	Sulfite		Water	river	kg	4,9E-08	

A.5.7. Inventaires de gestion des digestats, scénario « culture »

Tableau 54 Séparation du digestat brut en phases liquide et solide, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Separation digestate			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	MTC_Storing liquide digestate				ton	0,7	Drogs, et al., 2015
Input/Technosphere	MTC_Storing solide digestate				ton	0,3	Drogs, et al., 2015
Input/Technosphere	Electricity				kWh	0,6	EMEP/EEA, 2016a
Output/Emission	Ammonia		Air		ton	0,0000521	EMEP/EEA, 2016a
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		ton	0,00000674	IPCC, 2006

Tableau 55 Stockage du digestat liquide, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Storing liquide digestate			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	MTC_Spreading liquid digestate, 1 ton				ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		ton	0,000126	Retour Expert
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		ton	0,00000294	identique lisier, INRA, 2013
							2% du biogaz produit (Hartig, 2010). Toute les émissions de CH4 sont affectées au digestat
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		ton	0,000406	liquide

Tableau 56 Stockage du digestat solide, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Storing solide digestate			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	MTC_Spreading solid digestate, 1 ton				ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		ton	0,000126	Retour Expert Identique fumioier, INRA
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		ton	0,0000342	2013 Emissions de méthane considérées dans l'inventaire de stockage du 0 digestat liquide
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		ton		

Tableau 57 Epandage du digestat liquide, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Spreading liquid digestate, 1 ton			non défini	kg	1000	Brockamnn et al., 2018
Output/Technosphere/Avoided product	Ammonium nitrate, as N {RER} ammonium nitrate production Cut-off, S (avoided from organic matter)				kg	3,86	
Output/Technosphere/Avoided product	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided)				hr	0,134	
Output/Technosphere/Avoided product	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N				kg	3,86	
Input/Technosphere	Fertilizing, slurry, with tanker/FR U				hr	0,0625	
Input/Technosphere	ETM export Manure (kg MS)_dig				kg	103	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	ETM export Slurry (kg MS)_dig				kg	11,1	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	ETM export CIMSE (kg MS)_dig				kg	240	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	ETM export Residus (kg MS)_dig				kg	153	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	Transport digestat				tkm	10	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	0,78	Wilfart, Aurélie, et al., 2017
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,115	Field et al., 2018
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,0908	IPCC, 2006
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,00661	Brockamnn et al., 2018
Output/Emission	Phosphate		Water	groundwater	kg	0,000755	Brockamnn et al., 2018

Tableau 58 Epandage du digestat solide, scénario « culture » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTC_Spreading solid digestate, 1 ton			non défini	kg	1000	Brockamnn et al., 2018
Output/Technosphere/Avoided product	Ammonium nitrate, as N {RER} ammonium nitrate production Cut-off, S (avoided from organic matter)				kg	2,93	
Output/Technosphere/Avoided product	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided)				hr	0,134	
Output/Technosphere/Avoided product	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N				kg	2,93	
Input/Technosphere	Fertilizing, solid manure (charging and spreading), with 8-10t spreader/FR U				hr	0,125	
Input/Technosphere	Transport digestat				tkm	10	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	1,71	Wilfart, Aurélie, et al., 2017
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,0951	Field et al., 2018
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,102	IPCC, 2006
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,0132	Brockamnn et al., 2018

A.5.8. Inventaires agricoles, scénario « élevage »

Tableau 59 Procédé structurant les demandes de gestion des effluents d'élevages, le stockage de CO₂ par les CIPAN, les émissions d'ETM par les résidus de culture laissés au champ, pour scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTeDL_Substrat managment_ref			non défini	kg	1	
Input/Technosphere	Storing slurry, 180 days, uncovered, 1 ton	Own process			kg	2,27	
Input/Technosphere	Storing manure, 180 days, uncovered, 1 ton_2				kg	0,87	
Input/Technosphere	CIPAN - MEANS#5134				kg	0,219	
Input/Technosphere	ETM export Residus (kg MS)				kg	0,167	
Input/Technosphere	Crop residus decomposition				kg	0,189	
Output/Emission	Carbon dioxide, to soil or biomass stock		Soil		kg	0,00857	

Tableau 60 Procédé structurant le scénario sans méthanisation entre la demande en chaleur, l'amont agricole, les compléments d'engrais minéraux du scénario « culture » sans méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTeDL_Reference scenario			non défini	kWh	1	
Input/Technosphere	MTeDL_Substrat managment_ref	Own process			kg	1	
Input/Technosphere	Heat, central or small-scale, natural gas	Own process			kWh	1	
Input/Technosphere	Ammonium nitrate, as N [RER] ammonium nitrate production Cut-off, S (avoided from organic matter)				kg	0,00906	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N				kg	0,00906	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as K ₂ O, at regional storehouse/FR U (for avoided emissions) Système				kg	0,016	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg K ₂ O				kg	0,016	
Input/Technosphere	Average mineral fertilizer, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/FR U (for avoided emissions) Système				kg	0,00645	
Input/Technosphere	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg P ₂ O ₅				kg	0,00645	
Input/Technosphere	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided)				s	2,7	

A.5.9. Inventaires de production et gestion du biogaz et du biométhane, scénario « élevage »

Tableau 61 Digestion anaérobie, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTEdL_Biogas production			non défini	m3	314	
							Vargas et al., 2017 , Autoconsommation de biogaz calculée suivant les besoins de 60 + 9,17 kWh/t
Input/Technosphere	Combustion of biogas for digester consumption, 1 Nm3	Own process			m3	33,2	/ t MB de substrats
Input/Technosphere	transport manure, 1 ton	Own process			ton	1,45	Matière Brute
Input/Technosphere	transport slurry, 1 ton	Own process			ton	3,8	Matière Brute
Input/Technosphere	MTE_transport CIMSE, 1 ton	Own process			ton	0,759	Matière Brute
Input/Technosphere	transport crop residues_metha, 1 ton	Own process			ton	0,316	Matière Brute
							Vargas et al., 2017 , calculée suivant les besoins de 5,17
Input/Technosphere	Electricity	Own process			kWh	32,3	kWh / t MB de substrats
Input/Technosphere	Biogas flaring_2	Own process			m3	12,7	& AGROBIOMASSE. (2020) Infrastructure Ecoinvent
Input/Technosphere	Anaerobic digestion plant, agriculture, with methane recovery (RoW) construction APOS, U_modified Système				p	0,000021	3.6
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,865	Emissions fugitives
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	1,69	Emissions fugitives
							Bilan matière intrant soustrait des masses de
Output/Technosphere/Waste	MTEdL_Separation digestate	Own process			ton	5,81	CH4 et CO2

Tableau 62 Epuration du biogaz en biométhane, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTEdL_Biomethane upgraded			non défini	kg	0,44	
Input/Technosphere	Electricity	Own process			kWh	0,344	Vargas et al., 2017
Input/Technosphere	Activated carbon, granular (GLO) market for activated carbon, gran	Ecoinvent v3			kg	0,00015	Vargas et al., 2017
Input/Technosphere	MTEdL_Biogas production	Own process			m3	1	Vargas et al., 2017
							CO2 non retenu dans le biométhane qui lui est
Output/Emission	Carbon dioxide, biogenic		Air		kg	0,806	composé de 3% de CO2 0,3% vol du méthane du biogaz entrant
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		kg	0,00286	biogaz entrant

A.5.10. Inventaires de gestion des digestats, scénario « élevage »

Tableau 63 Séparation du digestat brut en phases liquide et solide, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTEdL_Separation digestate			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	MTEdL_Storing liquide digestate				ton	0,8	Drogs, et al., 2015
Input/Technosphere	MTEdL_Storing solide digestate				ton	0,2	Drogs, et al., 2015
Input/Technosphere	Electricity				kWh	0,6	EMEP/EEA, 2016a
Output/Emission	Ammonia		Air		ton	0,0000772	EMEP/EEA, 2016a
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		ton	0,000000999	IPCC, 2006

Tableau 64 Stockage du digestat liquide, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTEdL_Storing liquide digestate			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	MTEdL_Spreading liquid digestate, 1 ton				ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		ton	0,0000934	Retour Expert
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		ton	0,00000217	identique lisier, INRA, 2013
							2% du biogaz produit (Hartig, 2010). Toute les émissions de CH4 sont affectées au digestat
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		ton	0,000146	liquide

Tableau 65 Stockage du digestat solide, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTEdL_Storing solide digestate			non défini	ton	1	
Input/Technosphere	MTEdL_Spreading solid digestate, 1 ton				ton	1	
Output/Emission	Ammonia		Air		ton	0,00016	Retour Expert
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		ton	0,0000435	2013
							Emissions de méthane considérées dans l'inventaire de stockage du 0 digestat liquide
Output/Emission	Methane, biogenic		Air		ton		

Tableau 66 Epandage du digestat liquide, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTEdL_Spreading liquid digestate, 1 ton			non défini	kg	1000	
Output/Technosphere/Avoided product	Ammonium nitrate, as N [RER] ammonium nitrate production Cut-off, S (avoided from organic matter)				kg	2,85	
Output/Technosphere/Avoided product	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided)				hr	0,0343	
Output/Technosphere/Avoided product	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N				kg	2,85	
Input/Technosphere	Fertilizing, slurry, with tanker/FR U				hr	0,0625	
Input/Technosphere	ETM export Manure (kg MS)_dig				kg	74,8	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	ETM export Slurry (kg MS)_dig				kg	34,9	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	ETM export Residus (kg MS)_dig				kg	60,3	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	ETM export CIMSE (kg MS)_dig				kg	45,3	Bilan matière ETM des substrats
Input/Technosphere	Transport digestat				tkm	10	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	0,518	Agrammon Group, 2013; Martin & Mathias, 2013; Wilfart, Aurélie, et al., 2017
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,0868	Field et al., 2018
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,0665	IPCC, 2006
Output/Emission	Phosphate		Water	groundwater	kg	0,000607	Brockamnn et al., 2018
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,00531	Brockamnn et al., 2018

Tableau 67 Epandage du digestat solide, scénario « élevage » avec méthanisation

Type du flux	Nom du flux	Base de données	Compartment	Sous-compartment	Unité	Quantité	Commentaire
Output/Technosphere/Product	MTEdL_Spreading solid digestate, 1 ton			non défini	kg	1000	Brockamnn et al., 2018
Output/Technosphere/Avoided product	Ammonium nitrate, as N [RER] ammonium nitrate production Cut-off, S (avoided from organic matter)				kg	3,77	
Output/Technosphere/Avoided product	Fertilizing, with spreader, 2500 l/FR U (avoided)				hr	0,0343	
Output/Technosphere/Avoided product	Emissions from spreading average mineral fertilizer, spreading 1 kg N				kg	3,77	
Input/Technosphere	Fertilizing, solid manure (charging and spreading), with 8-10t spreader/FR U				hr	0,125	
Input/Technosphere	Transport digestat				tkm	10	
Output/Emission	Ammonia		Air		kg	1,95	Agrammon Group, 2013; Martin & Mathias, 2013; Wilfart, Aurélie, et al., 2017
Output/Emission	Nitrogen oxides		Air		kg	0,126	Field et al., 2018
Output/Emission	Dinitrogen monoxide		Air		kg	0,127	IPCC, 2006
Output/Emission	Phosphate		Water	river	kg	0,0182	Brockamnn et al., 2018

B Résultats d'impacts

B.1. Comparaisons des résultats en unité d'impacts

Les résultats font références à des scénarios multifonctionnels qui permettent de produire de l'énergie, de gérer des effluents d'élevage et d'exporter des éléments fertilisants. Etudier ces résultats sans prendre en compte l'intégralité de ces fonctions pourrait entraîner de mauvaise interprétation.

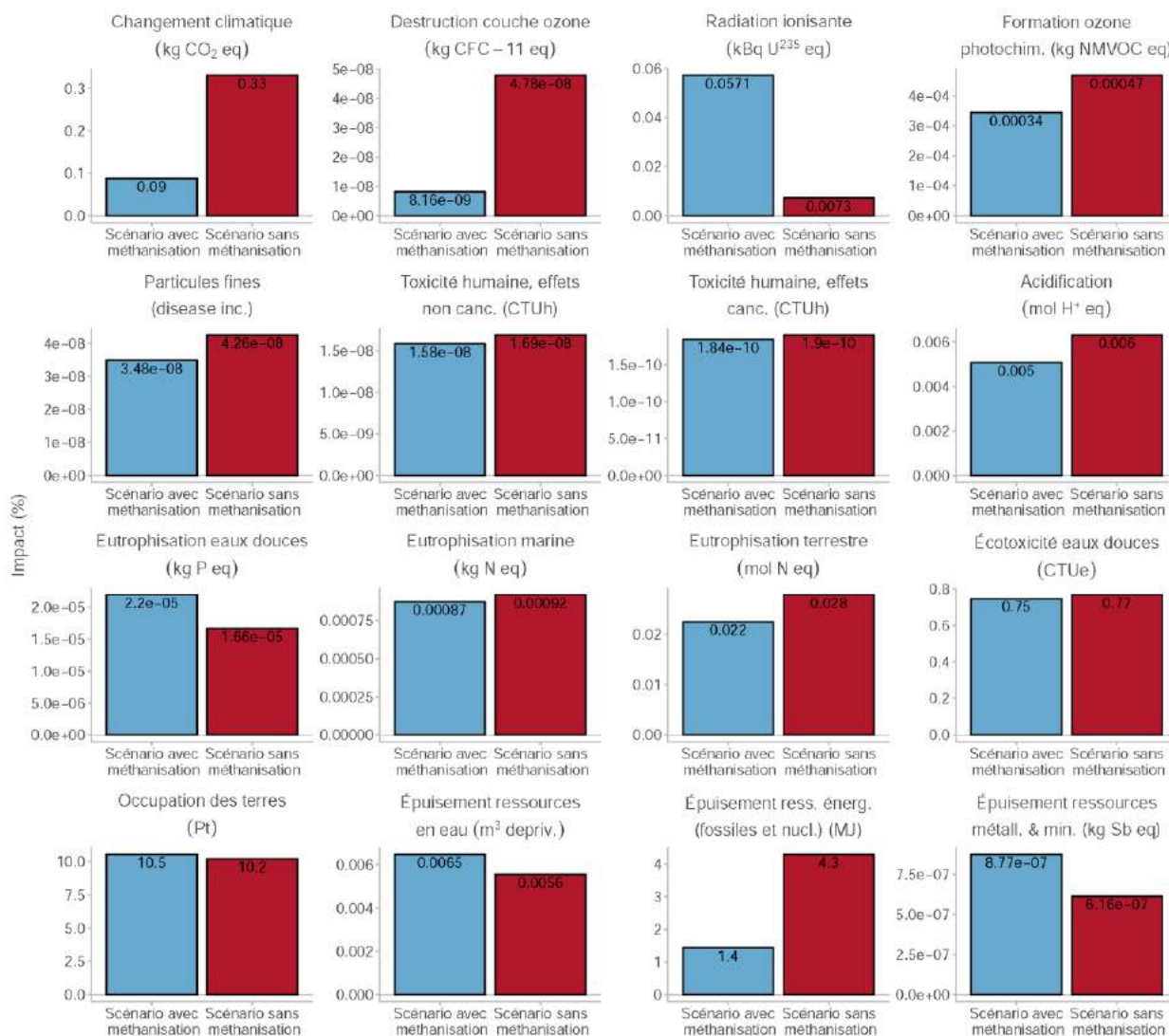


Figure 54 Comparaison des scénarios « culture » avec et sans méthanisation (en unité d'impacts et non en pourcentage)

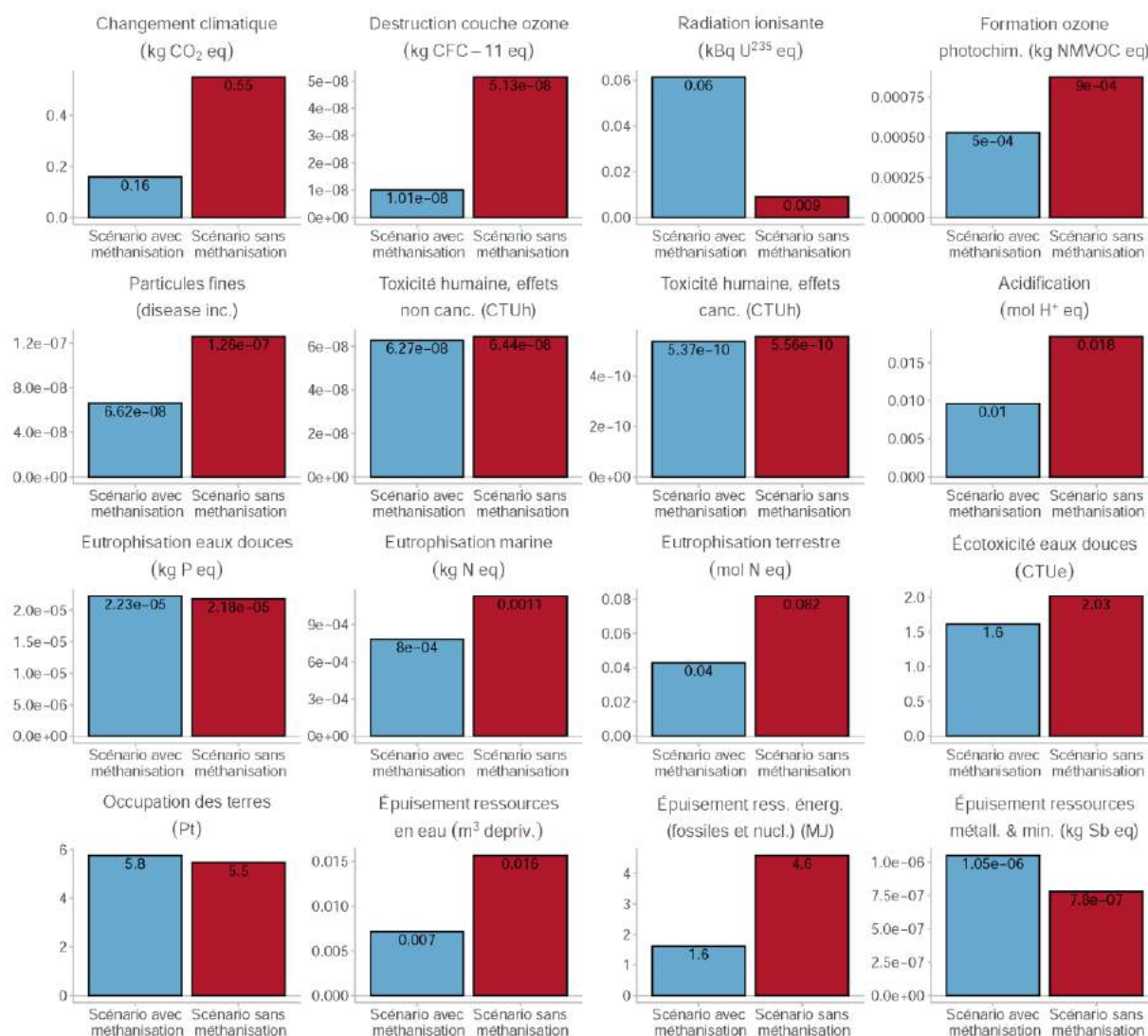


Figure 55 Comparaison des scénarios « élevage » avec et sans méthanisation (en unité d'impacts et non en pourcentage)

B.2. Détails des résultats d'impacts des scénarios avec méthanisation

Tableau 68 Résultats d'impacts des étapes de gestion du biogaz du scénario culture

Catégorie d'impact	Unité	Total	Transport substrats	Transport digestats	Digestion anaérobie	Epuration biogaz	Injection biométhane	Distribution biométhane	Combustion finale
Changement climatique	kg CO2 eq	6,25E-02	2,32E-03	2,11E-03	2,80E-02	1,73E-02	7,95E-04	3,19E-03	2,57E-03
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	6,80E-09	5,31E-10	4,83E-10	4,87E-10	3,77E-09	7,22E-10	7,89E-11	6,35E-10
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	5,59E-02	1,73E-04	1,57E-04	4,43E-03	4,28E-02	8,20E-03	4,29E-05	6,16E-03
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	1,35E-04	9,22E-06	8,38E-06	4,51E-05	1,74E-05	2,56E-06	3,75E-06	4,24E-05
Particules fines	disease inc.	1,34E-09	1,63E-10	1,48E-10	2,86E-10	3,02E-10	5,66E-11	6,83E-11	2,94E-10
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	6,10E-10	3,41E-10	3,09E-10	3,95E-10	9,86E-10	1,88E-10	3,08E-10	1,13E-09
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	3,21E-11	1,74E-11	1,58E-11	1,20E-10	2,55E-10	4,89E-11	7,05E-11	2,55E-10
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	1,51E-04	9,40E-06	8,54E-06	3,97E-05	2,99E-05	5,62E-06	4,68E-06	4,39E-05
Eutrophisation eau douce	kg P eq	6,73E-06	1,83E-07	1,66E-07	8,86E-07	2,94E-06	5,55E-07	4,67E-07	2,13E-06
Eutrophisation marine	kg N eq	4,39E-05	2,77E-06	2,52E-06	1,15E-05	7,18E-06	1,36E-06	9,05E-07	1,63E-05
Eutrophisation terrestre	mol N eq	4,40E-04	3,03E-05	2,75E-05	1,22E-04	5,10E-05	9,63E-06	8,64E-06	1,72E-04
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	3,08E-01	5,68E-03	5,16E-03	2,47E-03	5,74E-03	1,10E-03	1,58E-03	4,44E-03
Occupation des terres	Pt	4,27E-01	3,47E-02	3,16E-02	2,43E-02	4,29E-02	8,17E-03	1,73E-02	1,67E-02
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	5,17E-03	2,43E-04	2,21E-04	1,52E-03	8,77E-03	1,68E-03	4,29E-04	1,64E-03
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	1,33E+00	3,52E-02	3,20E-02	1,04E-01	9,06E-01	1,74E-01	1,07E-02	1,42E-01
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	8,30E-07	6,43E-09	5,84E-09	1,65E-08	3,97E-08	7,63E-09	1,04E-08	7,17E-08

Tableau 69 Résultats d'impacts des étapes de gestion du digestat du scénario culture

Catégorie d'impact	Unité	Total	Séparation digestat	Stockage digestat solide	Stockage digestat liquide	Épandage digestats	Stockage lisier	Stockage fumier
Changement climatique	kg CO2 eq	5,68E-02	3,18E-04	3,81E-03	1,28E-02	3,83E-02	6,47E-04	9,62E-04
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	7,18E-10	4,15E-11	0	0	6,76E-10	0	0
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	8,52E-04	4,18E-04	0	0	4,34E-04	0	0
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	1,77E-04	1,85E-07	0	3,57E-06	1,71E-04	1,94E-07	2,34E-06
Particules fines	disease inc.	3,33E-08	1,37E-09	9,89E-10	2,31E-09	2,80E-08	6,23E-11	5,70E-10
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	1,46E-08	2,60E-12	8,30E-13	1,87E-11	1,46E-08	9,37E-13	6,95E-13
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	1,33E-10	7,60E-14	0	0	1,33E-10	0	0
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	4,87E-03	1,96E-04	1,42E-04	3,32E-04	4,11E-03	8,96E-06	8,32E-05
Eutrophisation eau douce	kg P eq	4,24E-06	3,07E-08	0	0	4,21E-06	0	0
Eutrophisation marine	kg N eq	2,09E-04	6,06E-06	4,33E-06	1,01E-05	1,85E-04	2,76E-07	3,37E-06
Eutrophisation terrestre	mol N eq	2,19E-02	8,75E-04	6,34E-04	1,48E-03	1,85E-02	4,00E-05	3,73E-04
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	4,17E-01	1,05E-02	6,33E-03	1,49E-02	3,81E-01	4,05E-04	3,63E-03
Occupation des terres	Pt	9,62E-03	1,69E-03	0	0	7,93E-03	0	0
Épuisement des ressources en eau	m3 depriv.	6,27E-04	2,72E-05	0	0	6,00E-04	0	0
Épuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	5,99E-02	9,21E-03	0	0	5,07E-02	0	0
Épuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	2,53E-08	1,79E-09	0	0	2,35E-08	0	0

Tableau 70 Résultats d'impacts des étapes de l'amont agricole du scénario culture

Catégorie d'impact	Unité	Total	Amont agricole (CIVE)	Amont agricole (CIVE) production engrais minéraux	Stockage CO2	Engrais azotés remplacés	Emissions au champ des engrais azotés remplacés N
Changement climatique	kg CO2 eq	-3,18E-02	2,56E-02	2,04E-02	-3,77E-02	-2,04E-02	-1,95E-02
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	6,44E-10	2,45E-09	1,39E-09	0	-1,39E-09	-1,81E-09
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	3,89E-04	1,06E-03	4,98E-04	0	-4,99E-04	-6,66E-04
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	3,20E-05	1,90E-04	4,00E-05	0	-4,01E-05	-1,58E-04
Particules fines	disease inc.	2,16E-10	1,92E-09	1,04E-09	0	-1,05E-09	-1,70E-09
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	5,31E-10	6,31E-10	1,06E-10	0	-1,06E-10	-9,98E-11
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	1,91E-11	2,22E-11	4,91E-12	0	-4,92E-12	-3,10E-12
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	4,09E-05	3,76E-04	1,10E-04	0	-1,10E-04	-3,35E-04
Eutrophisation eau douce	kg P eq	1,10E-05	1,14E-05	2,32E-06	0	-2,32E-06	-4,01E-07
Eutrophisation marine	kg N eq	6,19E-04	6,83E-04	1,67E-05	0	-1,67E-05	-6,36E-05
Eutrophisation terrestre	mol N eq	1,67E-04	1,73E-03	3,53E-04	0	-3,54E-04	-1,57E-03
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	2,28E-02	6,55E-02	6,14E-02	0	-6,15E-02	-4,26E-02
Occupation des terres	Pt	1,01E+01	1,01E+01	2,31E-02	0	-2,32E-02	-1,63E-02
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	6,87E-04	1,44E-03	7,60E-03	0	-7,61E-03	-7,32E-04
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	4,85E-02	1,66E-01	1,26E-01	0	-1,26E-01	-1,17E-01
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	2,14E-08	4,37E-08	8,14E-08	0	-8,15E-08	-2,21E-08

Tableau 71 Résultats d'impacts des étapes de gestion du biogaz du scénario élevage

Catégorie d'impact	Unité	Total	Transport substrats	Transport digestats	Digestion anaérobie	Epuration biogaz	Injection biométhane	Distribution biométhane	Combustion finale
Changement climatique	kg CO2 eq	6,90E-02	5,46E-03	5,01E-03	2,32E-02	2,42E-02	3,79E-03	4,40E-03	2,85E-03
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	8,42E-09	1,24E-09	1,14E-09	1,02E-09	3,59E-09	7,33E-10	7,43E-11	6,32E-10
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	5,93E-02	4,26E-04	3,91E-04	9,34E-03	3,61E-02	7,38E-03	4,50E-05	5,59E-03
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	1,56E-04	2,22E-05	2,04E-05	4,06E-05	2,17E-05	4,05E-06	4,24E-06	4,32E-05
Particules fines	disease inc.	1,76E-09	3,82E-10	3,50E-10	3,05E-10	2,95E-10	5,89E-11	7,06E-11	2,99E-10
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	6,99E-10	7,06E-11	6,48E-11	1,07E-10	1,76E-10	3,42E-11	5,87E-11	1,88E-10
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	3,45E-11	1,62E-12	1,49E-12	5,44E-12	6,59E-12	1,35E-12	2,04E-12	1,60E-11
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	1,74E-04	2,22E-05	2,04E-05	4,05E-05	3,29E-05	6,60E-06	5,21E-06	4,61E-05
Eutrophisation eau douce	kg P eq	7,38E-06	3,91E-07	3,59E-07	1,23E-06	2,70E-06	5,44E-07	4,09E-07	1,74E-06
Eutrophisation marine	kg N eq	5,06E-05	6,68E-06	6,13E-06	1,13E-05	7,56E-06	1,53E-06	9,51E-07	1,64E-05
Eutrophisation terrestre	mol N eq	5,10E-04	7,29E-05	6,69E-05	1,17E-04	5,77E-05	1,16E-05	9,54E-06	1,74E-04
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	3,55E-01	3,26E-02	2,99E-02	4,65E-02	1,51E-01	3,07E-02	1,05E-02	5,39E-02
Occupation des terres	Pt	5,27E-01	8,10E-02	7,44E-02	6,20E-02	1,47E-01	2,99E-02	3,22E-02	9,99E-02
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	5,65E-03	2,48E-04	2,28E-04	1,18E-03	2,36E-03	4,85E-04	3,86E-04	7,50E-04
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	1,48E+00	8,18E-02	7,51E-02	2,16E-01	7,98E-01	1,63E-01	1,04E-02	1,34E-01
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	9,86E-07	1,33E-07	1,22E-07	5,14E-08	1,55E-07	3,17E-08	4,16E-08	4,51E-07

Tableau 72 Résultats d'impacts des étapes de gestion du digestat du scénario élevage

Catégorie d'impact	Unité	Total	Separation digestat	Stockage du digestat solide	Stockage du digestat liquide	Epandage digestats	Stockage lisier	Stockage fumier
Changement climatique	kg CO2 eq	1,07E-01	1,05E-03	7,75E-03	1,34E-02	7,68E-02	5,61E-03	1,91E-03
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	1,49E-09	9,95E-11	0	0	1,39E-09	0	0
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	1,87E-03	1,00E-03	0	0	8,71E-04	0	0
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	3,64E-04	4,43E-07	0	3,52E-06	3,54E-04	1,68E-06	4,66E-06
Particules fines	disease inc.	6,43E-08	4,86E-09	2,01E-09	4,69E-09	5,11E-08	5,40E-10	1,13E-09
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	6,17E-08	7,24E-12	1,69E-12	2,00E-11	6,17E-08	8,11E-12	1,38E-12
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	4,93E-10	1,82E-13	0	0	4,93E-10	0	0
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	9,43E-03	6,98E-04	2,89E-04	6,75E-04	7,52E-03	7,77E-05	1,65E-04
Eutrophisation eau douce	kg P eq	9,27E-06	7,38E-08	0	0	9,19E-06	0	0
Eutrophisation marine	kg N eq	4,14E-04	2,15E-05	8,81E-06	2,06E-05	3,54E-04	2,39E-06	6,70E-06
Eutrophisation terrestre	mol N eq	4,23E-02	3,11E-03	1,29E-03	3,01E-03	3,38E-02	3,46E-04	7,42E-04
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	1,25E+00	3,52E-02	1,29E-02	3,01E-02	1,16E+00	3,51E-03	7,22E-03
Occupation des terres	Pt	2,04E-02	4,06E-03	0	0	1,63E-02	0	0
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	1,25E-03	6,54E-05	0	0	1,18E-03	0	0
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	1,26E-01	2,21E-02	0	0	1,03E-01	0	0
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	5,43E-08	4,30E-09	0	0	5,00E-08	0	0

Tableau 73 Résultats d'impacts des étapes de l'amont agricole du scénario élevage

Catégorie d'impact	Unité	Total	Amont agricole (CIVE)				
			Amont agricole (CIVE)	production engrais minéraux	Stockage de CO2	Engrais azotés remplacés	Emissions au champ des engrais azotés remplacés N
Changement climatique	kg CO2 eq	-1,72E-02	1,33E-02	1,06E-02	-1,96E-02	-1,06E-02	-1,09E-02
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	1,64E-10	1,27E-09	7,21E-10	0	-7,23E-10	-1,11E-09
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	1,39E-04	5,48E-04	2,59E-04	0	-2,59E-04	-4,08E-04
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	7,49E-06	9,86E-05	2,07E-05	0	-2,08E-05	-9,10E-05
Particules fines	disease inc.	9,89E-11	9,96E-10	5,42E-10	0	-5,43E-10	-8,96E-10
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	2,69E-10	3,27E-10	5,49E-11	0	-5,51E-11	-5,84E-11
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	9,70E-12	1,15E-11	2,55E-12	0	-2,55E-12	-1,78E-12
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	1,38E-05	1,95E-04	5,69E-05	0	-5,70E-05	-1,81E-04
Eutrophisation eau douce	kg P eq	5,64E-06	5,89E-06	1,20E-06	0	-1,21E-06	-2,45E-07
Eutrophisation marine	kg N eq	3,18E-04	3,54E-04	8,64E-06	0	-8,66E-06	-3,61E-05
Eutrophisation terrestre	mol N eq	5,22E-05	8,99E-04	1,83E-04	0	-1,84E-04	-8,46E-04
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	8,80E-03	3,40E-02	3,19E-02	0	-3,19E-02	-2,51E-02
Occupation des terres	Pt	5,22E+00	5,23E+00	1,20E-02	0	-1,20E-02	-9,99E-03
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	2,88E-04	7,44E-04	3,94E-03	0	-3,95E-03	-4,48E-04
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	1,41E-02	8,60E-02	6,53E-02	0	-6,54E-02	-7,17E-02
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	9,02E-09	2,26E-08	4,22E-08	0	-4,23E-08	-1,35E-08

B.3. Détails des résultats d'impacts des scénarios sans méthanisation

Tableau 74 Résultats d'impacts des étapes du scénario culture pour les étapes d'amont agricole et de gestion des effluents, référence

Catégorie d'impact	Unité	Total	Amont agricole (CIPAN)	Stockage CO2	Stockage fumier	Stockage lisier	Epandage fumier	Epandage lisier
Changement climatique	kg CO2 eq	5,71E-02	1,34E-02	-1,20E-02	2,17E-02	1,46E-02	1,52E-02	4,17E-03
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	1,54E-09	1,06E-09	0	0	0	4,10E-10	7,00E-11
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	7,82E-04	4,59E-04	0	0	0	2,83E-04	3,98E-05
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	1,79E-04	5,66E-05	0	5,28E-05	4,37E-06	4,97E-05	1,51E-05
Particules fines	disease inc.	4,08E-08	1,31E-10	0	1,28E-08	1,40E-09	2,17E-08	4,72E-09
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	1,65E-08	4,70E-10	1,33E-09	1,57E-11	2,11E-11	9,71E-09	4,90E-09
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	1,61E-10	1,78E-11	1,07E-11	0	0	9,83E-11	3,45E-11
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	5,95E-03	5,05E-05	0	1,87E-03	2,02E-04	3,14E-03	6,87E-04
Eutrophisation eau douce	kg P eq	1,26E-05	1,06E-05	0	0	0	1,27E-06	6,94E-07
Eutrophisation marine	kg N eq	8,38E-04	6,17E-04	0	7,59E-05	6,22E-06	1,12E-04	2,62E-05
Eutrophisation terrestre	mol N eq	2,66E-02	2,28E-04	0	8,40E-03	9,01E-04	1,40E-02	3,07E-03
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	5,08E-01	2,59E-02	2,29E-02	8,17E-02	9,12E-03	2,72E-01	9,65E-02
Occupation des terres	Pt	9,96E+00	9,96E+00	0	0	0	4,78E-03	8,28E-04
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	1,08E-03	6,18E-04	0	0	0	4,10E-04	5,01E-05
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	1,08E-01	7,11E-02	0	0	0	3,14E-02	5,06E-03
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	3,22E-08	1,67E-08	0	0	0	1,28E-08	2,80E-09

Tableau 75 Résultats d'impacts des étapes du scénario culture pour les étapes liées au gaz naturel et aux compléments d'éléments fertilisants, référence

Catégorie d'impact	Unité	Total	Extraction, gestion et combustion de gaz naturel	Compléments engrais azoté - Production N	Compléments émissions au champ engrais azotés N	Compléments production P et K	Compléments émissions au champ engrais P et K
Changement climatique	kg CO2 eq	2,74E-01	2,60E-01	7,41E-03	7,64E-03	-8,87E-04	0
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	4,62E-08	4,51E-08	5,06E-10	7,80E-10	-1,19E-10	0
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	6,49E-03	6,09E-03	1,81E-04	2,88E-04	-6,51E-05	0
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	2,89E-04	2,14E-04	1,45E-05	6,40E-05	-2,99E-06	0
Particules fines	disease inc.	1,79E-09	8,42E-10	3,80E-10	6,27E-10	-6,16E-11	0
Tox. humaine intérim. (effets non cancérogènes)	CTUh	4,14E-10	4,25E-10	3,85E-11	4,11E-11	-6,92E-11	-2,15E-11
Tox.humaine intérim. (effets cancérogènes)	CTUh	2,89E-11	2,72E-11	1,79E-12	1,25E-12	-8,35E-13	-4,87E-13
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	3,56E-04	1,96E-04	3,99E-05	1,27E-04	-7,31E-06	0
Eutrophisation eau douce	kg P eq	4,05E-06	3,50E-06	8,44E-07	1,73E-07	-4,49E-07	-2,05E-08
Eutrophisation marine	kg N eq	8,20E-05	5,14E-05	6,06E-06	2,54E-05	-8,86E-07	0
Eutrophisation terrestre	mol N eq	1,27E-03	5,54E-04	1,28E-04	5,93E-04	-9,52E-06	0
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	2,60E-01	2,26E-01	2,23E-02	1,77E-02	-5,12E-03	-3,29E-04
Occupation des terres	Pt	2,29E-01	2,27E-01	8,41E-03	7,04E-03	-1,39E-02	0
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	4,48E-03	2,31E-03	2,76E-03	3,16E-04	-9,07E-04	0
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	4,20E+00	4,11E+00	4,58E-02	5,05E-02	-1,35E-02	0
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	5,83E-07	5,64E-07	2,96E-08	9,54E-09	-2,01E-08	0

Tableau 76 Résultats d'impacts des étapes du scénario élevage pour les étapes d'amont agricole et de gestion des effluents, référence

Catégorie d'impact	Unité	Total	Amont agricole (CIPAN)	Stockage CO2	Stockage fumier	Stockage lisier	Epandage fumier	Epandage lisier
Changement climatique	kg CO2 eq	2,38E-01	9,94E-03	-7,38E-03	4,31E-02	1,26E-01	3,01E-02	3,60E-02
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	1,97E-09	5,50E-10	0	0	0	8,15E-10	6,04E-10
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	1,14E-03	2,38E-04	0	0	0	5,63E-04	3,44E-04
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	4,01E-04	2,94E-05	0	1,05E-04	3,77E-05	9,88E-05	1,30E-04
Particules fines	disease inc.	1,21E-07	6,82E-11	0	2,55E-08	1,21E-08	4,30E-08	4,07E-08
Tox. humaine intérim. (effets non cancérogènes)	CTUh	6,35E-08	2,44E-10	1,44E-09	3,11E-11	1,82E-10	1,93E-08	4,23E-08
Tox.humaine intérim. (effets cancérogènes)	CTUh	5,14E-10	9,23E-12	1,15E-11	0	0	1,95E-10	2,97E-10
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	1,77E-02	2,62E-05	0	3,72E-03	1,74E-03	6,24E-03	5,93E-03
Eutrophisation eau douce	kg P eq	1,40E-05	5,50E-06	0	0	0	2,52E-06	5,99E-06
Eutrophisation marine	kg N eq	9,74E-04	3,20E-04	0	1,51E-04	5,36E-05	2,23E-04	2,26E-04
Eutrophisation terrestre	mol N eq	7,90E-02	1,18E-04	0	1,67E-02	7,78E-03	2,79E-02	2,65E-02
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	1,65E+00	1,34E-02	2,47E-02	1,62E-01	7,87E-02	5,41E-01	8,33E-01
Occupation des terres	Pt	5,17E+00	5,15E+00	0	0	0	9,49E-03	7,14E-03
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	1,57E-03	3,21E-04	0	0	0	8,15E-04	4,32E-04
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	1,43E-01	3,69E-02	0	0	0	6,24E-02	4,37E-02
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	5,82E-08	8,65E-09	0	0	0	2,54E-08	2,42E-08

Tableau 77 Résultats d'impacts des étapes du scénario élevage pour les étapes liées au gaz naturel et aux compléments d'éléments fertilisants, référence

Catégorie d'impact	Unité	Total	Extraction, gestion et combustion de gaz naturel	Compléments engrais azoté - Production N	Compléments émissions au champ engrais azotés N	Compléments production P et K	Compléments émissions au champ engrais P et K
Changement climatique	kg CO2 eq	3,15E-01	2,59E-01	2,51E-02	3,01E-02	8,61E-04	0
Destruction couche ozone	kg CFC11 eq	5,00E-08	4,45E-08	1,71E-09	3,61E-09	1,48E-10	0
Radiation ionisante (santé humaine)	kBq U-235 eq	2,80E-03	7,34E-04	6,14E-04	1,33E-03	1,27E-04	0
Formation ozone photochimique	kg NMVOC eq	5,34E-04	2,12E-04	4,92E-05	2,69E-04	3,55E-06	0
Particules fines	disease inc.	4,41E-09	8,14E-10	1,29E-09	2,20E-09	1,08E-10	0
Tox. humaine intérim. (effets non cancérigènes)	CTUh	9,39E-10	4,19E-10	1,30E-10	1,77E-10	3,41E-11	1,78E-10
Tox.humaine intérim. (effets cancérigènes)	CTUh	4,37E-11	2,69E-11	6,05E-12	5,22E-12	1,42E-12	4,07E-12
Acidification terrestre & eaux douces	mol H+ eq	8,12E-04	1,93E-04	1,35E-04	4,72E-04	1,10E-05	0
Eutrophisation eau douce	kg P eq	7,89E-06	3,31E-06	2,86E-06	8,00E-07	7,47E-07	1,77E-07
Eutrophisation marine	kg N eq	1,76E-04	5,05E-05	2,05E-05	1,04E-04	1,08E-06	0
Eutrophisation terrestre	mol N eq	3,20E-03	5,48E-04	4,35E-04	2,21E-03	1,19E-05	0
Ecotoxicité des eaux douces intérim.	CTUe	3,67E-01	2,08E-01	7,57E-02	7,72E-02	5,51E-03	1,36E-03
Occupation des terres	Pt	3,05E-01	2,22E-01	2,85E-02	3,26E-02	2,20E-02	0
Epuisement des ressources en eau	m3 depriv.	1,45E-02	2,21E-03	9,36E-03	1,46E-03	1,44E-03	0
Epuisement ress. Énerg. (fossiles et nucléaires)	MJ	4,40E+00	4,00E+00	1,55E-01	2,34E-01	1,48E-02	0
Epuisement des ress. métall. et min.	kg Sb eq	7,29E-07	5,57E-07	1,00E-07	4,41E-08	2,73E-08	0

C Flux de carbone biogénique et azote

- Flux de carbone

Tableau 78 Flux de carbone biogénique au sein du scénario avec méthanisation du scénario culture

g C	Total	Stockage de CO2 par les CIVE	Combustion finale	Distribution biométhane	Injection biométhane	Epuration biogaz	Digestion anaérobie (dont torchère et autoconsommation)	Stockage épandage digestat	Stockage effluents
Carbon dioxide, biogenic	106,28	0	53,39	0,01	0,04	38,86	13,98	0,006	0
Carbon dioxide, to soil or biomass stock	10,19	10,19	0	0	0	0	0	0	0
Methane, biogenic	1,28	0	0,01	0,08	0	0,40	0,45	0,27	0,02

Tableau 79 Flux de carbone biogénique au sein du scénario avec méthanisation du scénario élevage

g C	Total	Stockage de CO2 par les CIVE	Combustion finale	Distribution biométhane	Injection biométhane	Epuration biogaz	Digestion anaérobie	Stockage épandage digestat	Stockage effluents
Carbon dioxide, biogenic	106,90	0	53,37	0,01	0,02	41,03	12,69	0,213	0
Carbon dioxide, to soil or biomass stock	5,29	5,29	0	0	0	0	0	0	0
Methane, biogenic	1,39	0	0,01	0,08	0	0,40	0,45	0,26	0,13

- Flux d'azote du scénario culture

Tableau 80 Flux d'azote vers l'environnement

<i>g N</i>	<i>Total</i>	<i>Séparation des phases du digestat</i>	<i>Stockage du digestat</i>	<i>Epandage du digestat</i>	<i>Production des CIVE</i>	<i>Stockage du lisier</i>
<i>Ammoniac</i>	1,35	0,05	0,13	1,08	0,06	0,025
<i>Nitrate</i>	0,61	0,00	0,00	0,00	0,61	0,00
<i>Nitrogen oxides</i>	0,16	0,00	0	0,08	0,08	0,00
<i>Dinitrogen monoxide</i>	0,10	0,00	0,01	0,07	0,02	0,00

Tableau 81 Apports d'azote par les engrais et par les substrats

<i>Type d'apports</i>	<i>g N</i>
<i>apport engrais CIVE</i>	2,39
<i>quantité fumier</i>	2,44
<i>quantité lisier</i>	0,69
<i>quantité résidus de culture</i>	1,13
<i>quantité CIVE</i>	2,21

- Flux d'azote du scénario élevage

Tableau 82 Flux d'azote vers l'environnement

<i>g N</i>	<i>Total</i>	<i>Séparation des phases du digestat</i>	<i>Stockage du digestat</i>	<i>Epandage du digestat</i>	<i>Production des CIVE</i>	<i>Stockage effluents</i>
<i>Ammoniac</i>	2,52	0,19	0,26	1,97	0,03	0,065
<i>Nitrate</i>	0,31	0,00	0,00	0,00	0,32	0,00
<i>Nitrogen oxides</i>	0,18	0,00	0	0,13	0,04	0,00
<i>Dinitrogen monoxide</i>	0,17	0,00	0,02	0,13	0,01	0,00

Tableau 83 Apports d'azote par les engrais et par les substrats

<i>Type d'apports</i>	<i>g N</i>
<i>apport engrais CIVE</i>	1,24
<i>quantité fumier</i>	4,85
<i>quantité lisier</i>	5,92
<i>quantité résidus de culture</i>	1,22
<i>quantité CIVE</i>	1,15

D Déclaration de revue critique

Déclaration de revue critique

Déclaration de revue critique pour l'étude :

« Analyse du cycle de vie du biométhane issu de ressources agricoles »
Octobre 2021

Préparé par Antoine Esnouf (chargé de projet principal), Doris Brockmann, Romain Cresson, INRAE Transfert Environnement

Comité d'experts

Dr. Lorie HAMELIN, HamelinLab Consulting, Toulouse, France, Présidente du comité de revue
Ing. Delphine BAUCHOT, Solinnen, Paris, France
Ing. Sylvaine BERGER-RUIZ, Solagro, Toulouse, France

Références

ISO 14040 (2006) : Management Environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre
ISO 14044 (2006) : Management Environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices
ISO 14044/A1 (2018) : Management Environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices – Amendement 1
ISO 14044/A2 (2020) : Management Environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices – Amendement 2

Le champ de la revue critique

Le comité d'experts de la revue critique a le mandat d'évaluer si :

- Les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont cohérentes avec les normes internationales ISO 14040 (2006) et ISO 14044 (2006), cette dernière ayant été amendée à deux reprises (amendement 1 : ISO 14044/A1, 2018 ; amendement 2 : ISO 14044/A2, 2020)
- Les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont valables d'un point de vue scientifique et technique
- Les données utilisées sont appropriées et raisonnables par rapport aux objectifs de l'étude
- Les interprétations reflètent les limitations identifiées et les objectifs de l'étude, et
- Le rapport d'étude est transparent et cohérent.

Les membres du comité d'experts de la revue critique ont été choisis afin de garantir la compétence et l'expertise requises en matière d'ACV dans les aspects scientifiques et techniques du système de produits étudié, en particulier en ce qui concerne l'évaluation du cycle de vie des systèmes de production agricoles et de méthanisation. La revue critique a été effectuée sur une version finale du rapport complet d'ACV. L'analyse de jeux de données individuels spécifiques ou de calculs spécifiques sous-jacents aux résultats ne fait pas partie du champ d'application de la revue critique.

La présente déclaration est valide pour la version finale du rapport ACV datée du 18 octobre 2021.

Processus de revue critique

La revue critique a été effectuée sur une version finale du rapport complet d'ACV en fonction de la norme ISO 14044 (2006), article 6.3 – revue critique par le comité des parties intéressées, considérant l'amendement 1 de 2018. Le processus de revue critique s'est déroulé en trois cycles suite à la réception d'une première version du rapport final le 22 juillet 2021. Au cours du premier cycle, le panel a fourni 144 commentaires de nature générale, technique ou éditoriale. Les commentaires ont été traités par l'équipe d'auteurs et une réunion par conférence téléphonique a eue lieu le 30 août 2021 entre l'auteur principal et le panel de revue critique susmentionné pour discuter des commentaires. Un rapport d'ACV révisé a été produit. Ce deuxième cycle de revue a donné lieu à 3 commentaires de suivi et 15 nouveaux commentaires. L'expert en charge de l'étude a traité ces commentaires supplémentaires et a produit la présente version finale du rapport d'ACV, qui a été acceptée par le panel de revue. Les commentaires de revue critique et leur traitement sont documentés dans le tableau à la fin de la déclaration de revue critique.

Remarques d'ordre général

L'étude se penche sur l'impact environnemental qu'une potentielle mobilisation des cultures intermédiaires à vocation énergétique (CIVE) pour la méthanisation pourrait avoir en France, lorsqu'exploitées conjointement avec les résidus de culture et les effluents d'élevage. Elle considère deux scénarios indépendants de production de biométhane pour deux types d'exploitations spécifiques (scénario « culture » représentatif d'une activité agricole tournée vers les grandes cultures et scénario « élevage » représentatif d'une activité agricole centrée sur l'élevage), lesquels sont respectivement comparé à leur équivalent « exploitation sans méthanisation ». L'analyse est ainsi comparative. Les scénarios de méthanisation « culture » et « élevage » incluent les mêmes intrants pour la digestion anaérobie (effluents animaux, résidus de culture et CIVE), seulement dans des proportions différentes (et le mélange d'effluents, représenté par un mix de fumier bovin et lisier porcin, n'est pas le même). Les CIVEs sont représentées par un mélange de triticales, seigle et avoine (non-gélif et ne nécessitant pas de protection sanitaire). La technique d'expansion des frontières est utilisée afin d'inclure tant le service principal (production de chaleur à partir du biométhane) que les services secondaires (fertilisation et de façon intermédiaire la gestion des effluents d'élevage). Le scénario de référence « sans méthanisation » est, dans les deux types d'exploitations représentés (culture, élevage), ajusté (chaleur produite par le gaz naturel, fertilisants minéraux) pour assurer un service équivalent au système avec méthanisation. Aussi, dans les scénarios sans méthanisation, les périodes d'intercultures sont couvertes par des Cultures Intermédiaires Piège à Nitrates (CIPAN ; représenté par des moutardes blanches) non récoltées (broyées et enfouies) et les résidus de cultures sont laissés au champ.

Le champ de l'étude de l'ACV est clairement défini et est en cohérence avec l'application envisagée. Les données recueillies pour la modélisation de l'inventaire et la sélection des catégories d'impacts incluses dans l'étude sont jugées adéquates pour soutenir les conclusions proposées quant aux différences environnementales entre les systèmes avec et sans méthanisation. Similairement, le traitement de l'analyse de sensibilité et d'incertitudes est jugé satisfaisant pour appuyer les conclusions finales. En effet, les hypothèses centrales (ex. introduction de légumineuses pour réduire l'apport en azote pour les CIVEs, rendement des CIVEs, stockage de carbone induit par les CIVEs, taux d'émissions fugitives, pratiques de stockage et épandage des digestats conformes à la réglementation, mix électrique) et les approches méthodologiques (impact changement climatique seulement ; approche par substitution pour la multifonctionnalité) sont testées dans des analyses de sensibilité afin de vérifier leur influence sur les conclusions. Dans l'ensemble, l'analyse est jugée adéquate et le traitement des analyses de sensibilité et d'incertitudes satisfaisant pour étayer les conclusions de l'étude. L'équipe d'auteurs s'est montrée très ouverte au dialogue avec le comité de revue

critique et ambitieuse dans le traitement des commentaires. D'importantes améliorations techniques ont été apportées au rapport au cours du processus de revue critique.

Conclusion

Dans l'ensemble, le comité d'experts de revue critique juge que la qualité de la méthodologie choisie et son application dans l'analyse sont adéquates pour l'application envisagée de l'étude et conformes aux normes ISO 14040 et ISO 14044 (et amendements). Le rapport ACV évalué, son inventaire et ses résultats sont transparents. La discussion des résultats couvre les aspects pertinents conformément à l'objectif de l'étude, et les conclusions sont bien fondées sur les résultats de l'étude et conformément à l'objectif défini.

Pour le comité d'experts en charge de la revue critique,

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Lorie Hamelin'.

Lorie Hamelin
Présidente du comité de revue
4 Novembre 2021

E Commentaires de revue critique

Le tableau de commentaires détaillés échangés au cours du travail de revue critique, ainsi que les réponses des praticiens, est présenté dans cette annexe.

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
1	SOL	1.1.1 contexte general et objectif	Ligne 137	Ed	Dans l'introduction, le fait de préciser « composé à 97% de méthane » rend la phrase un peu étrange. On se demande de quel gaz on parle.	Cet élément peut être précisé plus tard.	Modifié
2	LH	1.1.1	L146	Ed	Le terme « faiblement carbonées » est techniquement erroné dans ce contexte. La biomasse contient aussi du carbone. C'est la quantité de carbone fossile qui importe.	Reformuler	Terme supprimé
3	SB/LH	1.1.3.1	L282	ed	Manque le r	regroupés	Corrigé
4	SB	1.1.3.1	L292	te	“dont les bénéfices environnementaux sont quantifiés dans la présente étude » : ce ne sont pas tous les bénéfices environnementaux notamment Biodiversité	Citer les impacts	Ajout de précisions : « dont les bénéfices environnementaux sont quantifiés dans la présente étude <i>sur les indicateurs environnementaux fournis par la méthodologie ACV (certains bénéfices ne sont pas quantifiés, comme les impacts sur les indicateurs de biodiversité au champ, qui ne relèvent pas des périmètres ACV, voir section 1.4.3 et Annexe A.1.2).</i> »
5	LH	1.1.3.2	L346	te	« et non des substitutions de co-produits potentiellement évités » : à ce stade, cela porte à confusion. En effet, il y a (indirectement) des substitutions de prise en compte, puisque le scénario de référence est ajusté pour assurer l'équivalence des services fourni. L'étude considère aussi que l'azote du digestat évite l'azote minéral nécessaire aux CIVES. Donc il y a des substitutions, seulement, la multifonctionnalité est ici gérée en ajustant le scénario de référence (plutôt que le scénario modélisé).	Reformuler soit en précisant que c'est le scénario de référence qui est ajusté (et en précisant qu'il y a des substitutions de considérées), soit en faisant une référence à la section du rapport qui explique plus en détails la gestion de la multifonctionnalité.	Modification des termes : “L'étude propose une gestion de la multifonctionnalité par extension de système via un bouquet d'unités fonctionnelles où les services rendus par le scénario de référence sont ajustés en terme de quantité d'effluents traités et de fertilisations des sols. Cette gestion de la multifonctionnalité permet

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							<i>d'appréhender...</i>
6	SB	1.1.3.2, boîte	L419	ed	Manque le point .	Ajouter point	Traité
7	SB	1.1.3.2, boîte	L422	ed	potentiels	potentielles	Traité
8	SB	1.1.3.2, boîte	L422	ed	liés	liées	Traité
9	LH	1.1.3.2, boîte	L432	te	Comme au commentaire 5 – « sans réaliser de substitutions » induit en erreur (comme il y en a dans le système modélisé).	Reformuler en précisant que c'est le système de référence qui est ajusté	Modification faite : « La gestion des fonctions de la méthanisation par un bouquet d'UF élargit le périmètre considéré en ajustant les services rendus des scénarios de référence : les comparaisons cohérentes entre scénarios avec et sans méthanisation sont alors possibles. »
10	LH	1.2.2	L482	ed	Typo : lle	Le	Traité
11	SB	1.2.3	509	ed	gérées	gérés	Traité
12	LH	1.2.3	L517-518+522	te	Pour NPK, par cohérence, rapporter ici les mêmes chiffres significatifs qu'au Tableau 10	Harmoniser les valeurs de ce texte vs Tableau 10	Fait
13	LH	1.2.3	L522	ed	Typo : « ' »	Enlever la particule	Traité
14	SB	1.3.1	567	ge	Parler de la biodiversité ?	et les impacts potentiels sur la biodiversité	La biodiversité au champ n'est pas quantifiable en ACV, la précision a été ajoutée aux lignes 294-295. Les limites précisées ici relèvent des périmètres d'études
15	SOL	1.3.1	Ligne 568	Te	Il aurait été intéressant de préciser pourquoi ces limites se sont pas plus prises en compte et évaluées (disponibilité de la donnée, etc.) et quel potentiel impact ou limite cela cause à l'étude.	Spécifier raison de l'exclusion	Ajout : « Le périmètre étudié du système de culture se limite aux périodes d'interculture

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							<i>en excluant de l'analyse l'intégration d'une rotation type. Cette exclusion a été réalisée pour focaliser l'étude sur les étapes directement liées à la production du méthane. »</i> Les conséquences de cette restriction sont précisées dans le paragraphe qui suit.
16	LH	1.3.1.1.1	L599-600	te	A ce stade, cela aiderait le lecteur s'il pouvait être re-spécifier que pour l'analyse de sensibilité dans le scénario sans méthanisation	Ajouter la spécification	Ajout fait
17	LH	1.3.1.1.1	L612	ed	Typo : « au résidus »	Corriger : « aux »	Traité
18	LH	1.3.1.1.1	L617	ed	Typo : « précisés »	Corriger : « précisées »	Traité
19	LH	1.3.1.1.1	Tableau 2	te	Stockage du C : à ce stade, le lecteur n'a pas les informations pour comprendre. Ajouter la référence de la section où cela est détaillé. De plus, la première tendance est d'associer la sensibilité mentionné sous stockage du C à celle mentionnée plus haut (et elle détaillée dans le texte avant le tableau) pour rendement. Spécifier que ces analyses de sensibilités sont indépendantes.	Ajouter une référence à la section (postérieure) où le stockage du C est détaillé. Spécifier aussi que les analyses de sensibilités ne sont pas reliées entre elles mais sont deux analyses indépendantes.	Référence ajoutée en note de bas de page. Ajout dans le titre du tableau : <i>"les analyses de sensibilité sont testées indépendamment les unes des autres"</i>
20	SB	1.3.1.1.1	629	ed	élevé	élevée	Traité
21	SB	1.3.1.1.1	636	ge	Pourquoi abaissement du rdt par rapport à l'autre étude ? de 9 à 7 tMS/ha	Expliquer (pour le moins ici)	Cela a été décidé par le comité de pilotage suivant les retours INRAE. Une CIVE intensive à 9tMS/ha sans phyto, sans conséquences sur les cultures d'après et avec l'apport d'azote modélisé n'est pas cohérent et non représentatif des

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							pratiques.
22	LH/ SOL	1.3.1.1.1	L637	te	5 t MS/ha*an : le tableau 2 (et les sections subséquentes du rapport) indiquent plutôt 4 t MS/ha*an	Corriger avec la valeur qui correspond.	4 tMS / ha /an
23	SOL	1.3.1.1.2	Ligne 637	Te	L'AS envisagée sur le rendement des CIVE est indiqué à 4 dans le tableau précédent et à 5 dans le texte. Expliciter à quoi correspond ce choix. Pourquoi cette valeur (4 ou 5) et pas autre chose ? Valeur seuil ? Expliciter.	Expliciter le choix de la valeur fixée.	Ajout : « Cette valeur testée correspond à un seuil de rendement des CIVE à partir duquel il devient économiquement rentable de les récolter »
24	LH	1.3.1.1.2	-	te	Cette section gagnerait à être illustrée avec des figures, c'est à mon sens la partie la plus difficile (moins transparente) à suivre. Illustrer les bilans NPK avec des paramètres (XYZ) (ou vraies valeurs) dans le scénario avec méthanisation vs sans méthanisation. Inclure aussi les analyses de sensibilité où cela (bilans NPK) est affecté. Aussi, cela ne reste pas clair ce qui est considéré pour le P et le K. Est-ce que 100% du P et K associé à l'azote exporté avec le digestat sont considérés comme « nécessaire », c-a-d que l'application (basé sur l'azote) ne sera pas en excédant du besoin des plantes pour ces nutriments, et donc qu'il est correct de considérer ces macronutriments comme un véritable service conduisant à un besoin à combler (par des engrais minéraux) pour le scénario sans méthanisation ?	Expliciter la section à l'aide d'une illustration, ou le faire dans une section subséquente portant sur la fertilisation (et mettre une référence ici). Commentaire de suivi : C'est beaucoup plus clair à présent. Cependant, une dernière précision s'impose. Le texte (ligne 662) et les nouvelles figures 2/3 introduisent les variables Ndispo dig et Ndispo eff. Il faudrait préciser comment ils sont déterminés, grâce au MFE des effluents/digestats concernés (une simple équation, en pied de page ou dans le texte, suffit).	Deux illustrations ont été ajoutées et des explications supplémentaires ont été apportées. Des renvois vers les sections et tableaux directement liés aux éléments fertilisants sont ajoutés. Texte ajouté en RC2 : « Ils sont calculés à partir des caractérisations des substrats en entrée du méthaniseur auxquelles sont soustraits les différents flux d'éléments comme le biogaz produit ou les émissions au stockage et à l'épandage des effluents et digestat (voir section 1.3.3.3.2 et les tableaux en annexe A.3). » Les renvois ciblent les parties où les équations sont précisées et les caractéristiques des

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							digestats détaillées.
25	SB	1.3.1.1.2	660	te	Azote efficace ? quel coefficient équivalent azote des digestats ?	⇒ Renvoyer au paragraphe de calcul des MFE lignes 1173	Ajout d'explication et renvoi précisé
26	LH	1.3.1.1.2	662	te	Quel niveau de fertilisation est considéré pour l'analyse de sensibilité à 4 t MS/ha*an ?	Spécifier (ou faire référence à la section subséquente ou cela est davantage détaillé)	Ajout : <i>“Par contre, lors de l'analyse de sensibilité portant sur un rendement de CIVE de 4 t MS / ha /an, le taux de fertilisation est maintenu à 80 kg N / ha de CIVE.”</i>
27	LH	1.3.1.1.3	L687	te	Ruissellement du P réduit de près de 50% avec couvert végétal vs sol nu : OK, mais préciser le niveau de départ, qui est absent du Tableau 2.	Préciser le niveau de départ pour le ruissellement du P (ou pourquoi ce n'est pas précisable, si cela est le cas)	Valeurs précisées en g / ha / an
28	SB	1.3.1.1.5	758	te	Le doublement est atteignable ? on était plutôt sur les 6,9 t C/ha sur 20 ans. De plus avec un rdt de 7 t MS/ha ?	Commenter sur le réalisme de l'analyse de sensibilité	Précision ajoutée : « Cette quantité, qui est découplée du rendement des CIVE et qui relève d'un exercice théorique visant à tester une valeur élevée de stockage de carbone, reste cohérente avec les résultats du projet Opticive (Marsac, 2019). »
29	LH	1.3.1.1.5	767-768	te	Est-ce la seule conséquence ? Le même rendement générique CIVE est maintenu ? Est-ce réaliste (discuter du moins)?	Spécifier ces 3 aspects	Le rendement est maintenu et a été spécifié. Ajout : <i>“D'autres conséquences sur de l'introduction de légumineuses pourraient être attendues mais n'ont pas fait l'objet d'analyses (caractérisation de la biomasse, spécificité de</i>

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							<i>récolte...). La représentativité de cette analyse au regard des pratiques agricoles existantes et des réels abaissements de fertilisations minérales devra être approfondie."</i>
30	LH	1.3.1.1.5	774-775	te	Cela répond à une question précédente. Mais dans ce cas ne devrait-on pas attendre plus de pertes en N ? Au moins indiquer que cela n'a pas été considéré	Spécifier ce qui en est pour l'azote/nitrates (si oui ou non plus de pertes ont été considérées).	Ajout : « Par contre le surplus d'azote apporté au champ et qui n'est pas exporté par la CIVE n'est pas pris en compte dans cette analyse sous forme d'émission vers l'environnement. »
31	SB	1.3.2.2	846	ed	différents	<u>différentes</u>	Traité
32	LH	1.3.2.2.1	Tableau 3	ed	Scénario élevage, %MS : ajouter le % pour la valeur résidus de culture	Ajouter le %	Traité
33	SB	1.3.2.2.1	868	ge	Donc on est sur des systèmes mixtes : fumiers peu pailleux et lisiers, c'est ça ?	spécifier	Traité
34	SB	1.3.2.2.1	874	ed	Reformulation Le taux d'humidité a été discuté et l'orientation vers une méthanisation sèche a été envisagée mais une recirculation possible du digestat a été jugée suffisante pour une gestion du méthaniseur avec une technologie infiniment mélangée.	Malgré un %MS élevé en entrée pour le scénario culture, la recirculation possible du digestat permet l'utilisation de la technologie infiniment mélangé. la voie en technologie sèche n'est pas retenue du fait notamment d'absence de retours d'expériences consolidés.	Ajout fait
35	SB	1.3.2.2.1	882	ed	Chacun des substrats a une caractérisation chimique qui est détaillée en Annexe Erreur ! Source du renvoi introuvable.	La caractérisation chimique des substrats est donnée en Annexe A3	Modification faite
36	SB	1.3.2.2.1	882	ed	obtenues	Issues ... et de données mesurées	Modification faite
37	SOL	1.3.2.2.1	897	ed	reste	restent	Traité

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
38	SOL	1.3.2.2.2	Ligne 916	Te	Expliciter le choix d'une AS avec un mix électrique norvégien. Expliquer les raisons d'un choix pour un mix à majorité hydroélectrique comme énergie renouvelable.	Expliciter	Explication ajoutée : « Ce mix a été choisi pour tester un mix électrique principalement renouvelable ayant une faible part de charbon. L'évolution du mix électrique français tendrait en effet à s'écarter du mix moyen européen (plus prononcé en charbon) en se tournant potentiellement vers des énergies renouvelables. Ce choix reste discutable au regard du déploiement limité de nouveaux barrages en France mais permet de mettre en évidence la contribution du mix électrique sur certains indicateurs environnementaux. »
39	LH	1.3.2.2.2	926	te	Est-ce que l'utilisation de 26% du biogaz en autoconsommation chaleur est réaliste ? J'avais en tête une fourchette de 6 – 10%. Si cela n'est pas réaliste, voir à considérer une autre méthode de calcul.	Commenter sur le réalisme d'une telle autoconsommation en chaleur en France. Si irréaliste, adapter la méthode de calcul. Aussi, voir à commenter cette hypothèse lors de l'interprétation des résultats. Commentaire de suivi : Pour être cohérent, enlever « Vargas et al. » de la (présente) ligne 949, comme toutes les hypothèses ne viennent plus de cette étude.	Modification de la modélisation basée sur l'étude ADEME (2020) portant sur le suivi technique de 10 installation de méthanisation. Le taux d'autoconsommation est fixé à 8%, en variant de 2% à 14% au sein de l'étude. Les conséquences en terme de résultats sont très faibles lorsqu'ils sont exprimés en pourcentage par rapport au scénario sans méthanisation (dont l'UF est évidemment aussi ajustée en

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							conséquence). Tous les résultats et tableaux annexes ont été amendés. Commentaire de suivi traité
40	SB	1.3.2.2.2	943	te	Pas clair : ADEME 2020 : estimation à partir de détection par caméra IR + estimation des flux ?	Clarifier	Pas de modification du texte. Les émissions sont estimées à 0,15% car les caméras infrarouges ne permettent pas de mesurer le flux quand celui-ci est trop faible. Rapport ADEME 2020, p. 40 : « Il en ressort que les fuites rapportées à la quantité de méthane produite par le digesteur sont ESTIMEES inférieures à 0,15% »
41	SB	1.3.2.2.3	962	ed	Reformulation Avant la mise en œuvre de ces dernières, il est à noter que lors d'un épisode exceptionnel de suralimentation lié à un fonctionnement dégradé du fait d'une panne de co-génératrice, des émissions fugitives ont pu être quantifiées atteignant de 18% du biogaz produit au moment du dysfonctionnement avec la soupape de sécurité ouverte 76% du temps (Bioteau et al., 2018)	A noter que des travaux de suivi réalisés ces dernières années, ont montré que lors d'un épisode exceptionnel de suralimentation lié à un fonctionnement dégradé (panne de co-génératrice), des émissions fugitives atteignant 18% du biogaz produit au moment du dysfonctionnement, ont été quantifiées. La soupape de sécurité ouverte était alors ouverte 76% du temps (Bioteau et al., 2018).	Modifications : « Avant la mise en œuvre de ces dernières et lors de travaux réalisés ces dernières années, un épisode exceptionnel de suralimentation lié à un fonctionnement dégradé (panne de co-génératrice) a été étudié où des émissions fugitives ont pu être quantifiées atteignant 18% du biogaz produit au moment du dysfonctionnement. La soupape de sécurité était alors ouverte 76% du temps (Bioteau et al., 2018). »

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
42	SB	1.3.2.2.3	1001	te	Pas de justification du 99,3% ?	Justifier cette valeur	Ajout : <i>“Ce taux de récupération est légèrement inférieur au taux de 99,5% utilisé par Vargas et al. (2017) afin d’être plus représentatif des épurateurs existants (ADEME et al., 2020). Il est à noter que suivant les nouvelles réglementations ICPE, ce taux de récupération devra être ramené à 0,5% en volume du biométhane produit dans les prochaines années.”</i>
43	SB	1.3.2.2.3	1005	te	Préciser que c’est à l’endroit du poste d’injection	Préciser	Ajout fait
44	LH	1.3.2.2.3	1005	te	Pour la pression, préciser de combien à combien	Spécifier la pression de départ et d’injection	Ajout : <i>“Cette consommation est probablement surestimée car elle est associée à une compression pour une injection dans le réseau de transport de gaz à haute pression (65 bars) et non de distribution à pression moyenne (4 bars). Au vu des résultats, qui montrent que la consommation électrique pour la compression est faible dans l’impact total, cette approximation a été maintenue.”</i>
45	SB	1.3.2.2.3	1011	ed	des même	des mêmes	
46	SB	1.3.2.2.3	1012	te	Même le CH ₄ est considéré comme biogénique ?	spécifier	Tout à fait

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
47	SB	1.3.2.2.3	1016	ge	Modélisation sur le réseau de transport : quels impacts potentiels (augmentation de la quantité d' électricité pour la montée en pression, émissions au niveau du poste d'injection ..) ?	spécifier	Il n'y a pas de modélisation du réseau de transport car l'injection est réalisée directement sur le réseau de distribution. La consommation d'électricité à l'injection semble par contre surévaluée car associé au réseau de transport et non de distribution. La faible contribution de ce poste sur les résultats d'impacts environnementaux a permis de garder cette approximation conservatrice de modélisation.
48	SB	1.3.2.2.4	1024	ge	Pas le mix moyen européen ?	spécifier	Voir commentaire 38
49	LH	1.3.2.2.4	1035	te	Ce n'est pas le GIEC/IPCC qui produit les facteurs de caractérisation biogénique (du moins pour le CO ₂), mais plutôt la méthode LCIA choisie, ici EF (évidemment basée sur le GIEC) Noter aussi que l'AR6 du GIEC qui est sortie durant ce processus de révision suggère maintenant 27.2 kg CO ₂ e/kg pour le CH ₄ non-fossile (100y) (tab. 7.15 ; https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf) Les facteurs (100 ans) pour le N ₂ O sont également révisés.	Reformuler la phrase pour qu'elle soit juste	Modification : « GWP 100 ans de la méthode Environmental Footprint 3.0 (European Commission, 2018b; Fazio et al., 2018), ce modèle GWP 100 ans est basé sur celui de l'IPCC 2013 avec certaines adaptations de facteurs réalisées par les auteurs de la méthode, voir section 1.4.3 » Au sein du tableau de description des indicateurs d'impacts, des spécifications ont aussi été ajoutées.

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
50	SB	1.3.3.1	1066	te	A la lecture du début, j'avais compris que l'on épandait du digestat brut .(non-séparé)	Spécifier que cette séparation est considérée en amont du tableau	Spécification ajoutée
51	SB	1.3.3.2	1077	te	Préciser qu'il n'y a pas de consommation de polymères	spécifier	Précision ajoutée
52	SB	1.3.3.2	1090	te	Ok avec le taux de capture de 30% sur du digestat issus de cultures/résidus ?	commenter	Les taux ont été adapté car le scénario culture possède un digestat avec une forte teneur en MS.
53	LH	1.3.3.2	1100-01	te	Pas clair si ce facteur d'abattement est inclus dans les valeurs du Tableau 4, ou s'il faut l'appliquer à ces valeurs.	Spécifier la relation entre ce facteur d'abattement et les valeurs du Tableau 4	Spécification ajoutée
54	SB	1.3.3.2	1104	te	Couverture étanche au gaz ?	spécifier	Au sein de la réglementation ICPE, l'étanchéité de la couverture n'est pas précisée : « <i>Les stockages de digestats solides et liquides sont couverts. Cette disposition ne s'applique pas pour le digestat solide stocké en bout de champ moins de 24 heures avant épandage, ni aux lagunes de stockage de digestat liquide ayant subi un traitement de plus de 80 jours.</i> »
55	SB/LH	1.3.3.3.1	1118	ed	d'amoniac	d'ammoniac	Traité
56	SB	1.3.3.3.1	1117-1119	ed	Reformulation Les modèles d'utilisations d'équipements pour l'épandage (en terme d'usage de tracteur, de consommation de diesel, et non en terme d'abattement de volatilisation d'amoniac) sont considérés identiques pour le fumier bovin et le digestat solide ainsi que pour le lisier porcin et	Les modèles d'utilisation d'équipements pour l'épandage (usage du tracteur, consommation de diesel) sont considérés identiques pour le fumier bovin et le digestat solide ainsi que pour le lisier porcin et le digestat liquide. En revanche concernant l'abattement de la volatilisation de l'ammoniac) sont différentes (voir paragraphe suivant).	Modification ajoutée

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
					le digestat liquide		
57	LH	1.3.3.3.2	Tableau 5	te	Pas clair si les facteurs d'abattement du NH3 mentionné dans le texte sont inclus ou non dans les valeurs spécifiées ici pour les digestats.	Clarifier	Clarification ajournée
58	LH	1.3.3.3.2	1158-59	Ed/te	Cette dernière phrase est difficile à comprendre : (i) Ce n'est pas le remplacement qui fait « apparaître une utilisation d'engrais minéraux épandu sur les CIVE » et (ii) spécifier exactement ce qui est considéré quand des engrais minéraux sont induits (initialement sur les CIVE, et dans le scénario sans méthanisation sur les CIPAN) et évités, c-a-d quel engrais exactement, et ce tant pour le N, le P, et le K.	Rectifier/corriger la phrase pour (i) ; Spécifier les engrais minéraux induit / évités qui est considéré, et ce tant pour le N, le P et le K (ou tout au moins référer à une autre section ou cela est spécifié)	La phrase a été amendé. Un renvoie vers les nouvelles figure 2 et 3 en section 1.3.1.1.2. , présentant les calculs d'ajustement des UF, est fait. Un renvoie vers les tableau quantifiant chacun des flux est proposé.
59	SB	1.3.3.3.4	1198-1203	te	Je n'ai pas compris ce qui était retenu pour la modélisation de la fertilisation pour les CIVE	spécifier	Il s'agit d'une différence de modèle d'émissions d'éléments traces métalliques contenu dans les matières épandues (engrais minéraux et effluents). Le compartiment de réception de ces ETM est le sols agricoles, excepté pour les engrais minéraux épandus sur les CIVE où SALCA-SM est utilisé. Ajout : "Le modèle SALCA-SM considère une répartition des émissions vers les compartiments sol, eaux de surface et souterraine <i>et pas uniquement vers les sols agricoles.</i> "
60	SB	1.3.3.4	1206	ed	'impact	'impacts	Traité

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
61	SOL	1.3.3.4	Ligne 1209	Te	Il est indiqué « La couverture du stockage du digestat n'est pas obligatoire » alors qu'il a été précisé que cette couverture était désormais une obligation. Ok pour faire l'AS pour en évaluer les bénéfices mais clarifier ce point aussi ici plutôt que la phrase actuelle.	clarifier	Modification faite
62	LH	1.4.2	L1257	ge	Citer l'amendement 2 de ISO 14044 (2020) à ce sujet pour indiquer que vous en êtes conscients	Citer l'amendement 2 à la norme ISO 14044 Commentaire de suivi : spécifier que le commentaire a été traité	Traité
63	LH	1.4.2	1293-94	te	« L'extension des frontières de système et la substitution sont conceptuellement équivalentes mais ne donnent pas des résultats égaux (Heijungs et al., 2021) »: Faux. Les auteurs ont bien pris garde de ne pas dire cela. Aussi, ils ne font aucune démonstration, sinon que d'amener l'idée de distinguer entre substitution et system expansion.	Rectifier	« L'extension des frontières de système et la substitution sont conceptuellement différentes (Heijungs et al., 2021) et ne donnent pas de résultats égaux » Paragraphe suivant : « Cette approche est discutée en section 2.7.1 en présentant des résultats monocritère sur le changement climatique »
64	LH	1.4.2	1298	te	Cette phrase est fausse : « La substitution va « améliorer » le résultat du scénario avec méthanisation en évitant les émissions issues par exemple d'une gestion classique des effluents d'élevage ». Dans l'approche ici dite « système expansion », cette gestion classique	Rectifier la phrase et spécifier que cette gestion classique est bel et bien inclus, seulement elle l'est dans le scénario de référence.	Ces rectifications sont réalisées
65	SOL /LH	1.4.3	Ligne 1331	Ed	Ensemble sans s	corriger	Traité
66	SOL	1.4.3	Tableau 6	Ed	Mettre un espace entre les différents indicateurs ou mettre des lignes pour plus de lisibilité.	Améliorer la lisibilité	Fait

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
67	SOL	-	Tableau 6/7	ed	Suggestion aussi de fusionner les tableaux 6 et 7	Considérer la suggestion de fusion des tableaux 6/7	Fait
68	LH	1.4.3	Tableau 6	ge	Noter (et spécifier) que l'AR6 du GIEC propose des facteurs de caractérisation légèrement différent	Spécifier que ces facteurs ont été modifiées dans l'AR6.	Traité
69	LH	1.4.4.1	1362	ed	Typo : « terme »	Ajouter s	Traité
70	SB		1401	te	“. Par contre, cette distribution n'intègre pas les valeurs de fuites de biogaz à 1,5% et 6% de l'analyse de sensibilité.” On n'est plus sur ces analyses de sensibilité ? 0,15% ; 1,5% et 3% plutôt ?	Préciser	Il s'agit bien de 3% et non de 6%.
71	LH	1.4.4	1405-07	ge	C'est vrai, cela s'appelle analyse de discernabilité. Mais ce n'est pas la seule interprétation qu'on peut faire d'un MonteCarlo, voir par exemple Mendoza Beltran et al. 2018 (DOI : 10.1021/acs.est.7b06365).	Ajouter quelques précisions sur le fait que l'analyse de discernabilité a ici été sélectionnée parmi d'autres méthodes d'interprétation d'une analyse Monte Carlo (et pourquoi).	Précisions ajoutées
72	SB	1.4.6	1414	te	Et la diminution à 0,15% ?	Ajouter dans ce récapitulatif	Ajout fait
73	SB	2.1	1433	ed	d'éléments fertilisants exporté	d'éléments fertilisants exportés	Traité
74	LH	2.1	Tableau 10	te	Il faut ajouter les scénarios sans méthanisation, en particulier pour les NPK apportés par fumier/lisier/résidues de culture + NPK engrais minéraux (et lesquels). Ce résultat quantitatif n'est pas clair jusqu'ici	Ajouter les scénarios sans méthanisation (culture, élevage)	L'azote des CIPAN n'est pas comptabilisé dans cette modélisation en tant qu'engrais (il est prélevé puis relargué in situ, seul les pertes d'azote sont appréhendées au sein de la SA de retrait des CIPAN du scénario sans méthanisation). Le tableau référençant ces éléments quantitatifs a été ajouté à la section 2.1.

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/ Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
75	LH	2.1	Tableau 10	te	Ce tableau devrait être présenté (soit ici, soit en Annexe) pour toutes les analyses de sensibilités	Refaire l'équivalent de ce tableau pour les analyses de sensibilité	Tableau ajouté en Annexe A5
76	LH	2.1	Tableau 10	te	Biogaz culture : 58.5% CH4. Biogaz élevage : 57.2% CH4. Intrants différents, donc cela peut se justifier. Or, comment ? Où cela est-il détaillé ?	Détailler (ou mentionné où est détaillé) les considérations qui amènent aux figures de 58.5% CH4 dans le biogaz (sc. Culture) et 57.2% pour le sc. Elevage.	Ajout de l'explication et renvoie vers l'annexe A3.
77	SOL	2.1.1	Ligne 1462	Te	Les particules fines, l'eutrophisation et l'acidification présentent une meilleure performance en deçà de 20% (18,9% pour les particules fines)	Ajuster le texte avant les graphes pour être en cohérence avec les résultats présentés. Rappeler si besoin le niveau de confiance des indicateurs.	Ajustement fait
78	SOL	2.2.1	Ligne 1470	Ge	D'autres experts exigent des écarts bien plus importants (30% sur des indicateurs de niveau de confiance II, et 50% sur les indicateurs de niveau de confiance III) avec néanmoins la possible analyse au niveau des flux élémentaires pour pouvoir émettre néanmoins des conclusions pour un écart plus faible (si on est notamment sur un flux élémentaire prépondérant).	Affiner l'analyse sur les indicateurs de confiance II pour renforcer les conclusions.	Les analyses ont été complétées
79	LH	2.2.1	1476-77	te	Selon quels seuils ?	Spécifier	30% de différences
80	SB	2.2.1	1498	ed	lié	liée	Traité
81	LH	2.2.1	1499	ed	Typo: issu	issue	Traité
82	LH	2.2.1	1503	Ed/te	"très intéressante": éviter les qualificatifs et mettre des quantités. C'est quoi, concrètement, une réduction d'impact très intéressante ? Ça correspond à combien de % ?	Clarifier – éviter qualificatif qui induit des perceptions, et demeurer quantitatif	Traité
83	LH	2.2.1	1504	te	il faut être honnête et spécifier que ces SA aident pour les indicateurs mentionnés, mais demeurent néanmoins moins performant que cas sans méthanisation (sauf pour 1 cas : légumineuse ; ress en eau, d'après fig 8)	Amender la phrase	Ajout : "En dehors de l'épuisement des ressources en eaux, les résultats d'impacts du scénario avec méthanisation sur les deux autres indicateurs restent cependant supérieurs au scénario sans méthanisation. L'action simultanée de

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							<i>différents paramètres pourraient permettre d'inverser cette tendance."</i>
84	SOL	2.2.1	Ligne 1508	Ge	Expliciter dans l'encadré les principales explications de ces écarts (recours de plus d'électricité avec un mix français à majorité nucléaire...). Aussi il pourrait être intéressant de catégoriser plutôt les indicateurs pour établir les résultats : indicateurs effets globaux, indicateurs de ressources, indicateurs locaux (santé humaine et toxicité, particules, eutrophisation). Que donne le calcul de la note unique selon la pondération de la CE ?	Expliciter les raisons des écarts	Sans entré dans le détails des contributions (un renvoi est réalisé vers les parties concernées), un ajout a été fait : <i>"Les écarts observés entre les scénarios avec et sans méthanisation proviennent de : absence ou non d'émissions de CO₂ fossile lors de la combustion finale, usage différencié du mix électrique, pratiques de stockage et d'épandage des effluents et digestats différentes, gestions différentes des périodes d'intecultures."</i>
85	LH	2.2.1	1509	Ed/te	« très bonnes performances » : encore une fois, expliciter ce que cela représente, en termes qualitatifs	Clarifier – éviter qualificatif qui induit des perceptions, et demeurer quantitatif	Traité
86	LH	2.2.1	1512-13	te	Comme précédemment : il faut mentionner que les SA ne permettent pas d'obtenir des meilleurs résultats que le scénario sans méthanisation pour ces 3 indicateurs (sauf 1 cas : légumineuse, ress. En eau)	Amender	Ajout : <i>"Sur 3 de ces 4 indicateurs, des progrès sont atteignables en optimisant les cycles des éléments fertilisants au sein des agroécosystèmes sans actuellement inverser les résultats sur ces indicateurs. La combinaison de ces optimisations serait une possibilité d'étude"</i>

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
87	LH	2.2.2.1.1	1535-36 + 1539-40	te	Cela se traduit en un scénario sans méthanisation où davantage d'engrais minéraux sont considérés. Les scénarios « sans méthanisation » de la Figure 8 ne sont donc pas les mêmes pour chaque analyse de sensibilité / scénario de base. Clarifier comment cela est considéré. (s'applique également pour les autres SA, ex. de la Figure 9, 11, 13, etc.)	Clarifier comment les figures considèrent le fait que les scénarios sans méthanisation ne sont pas les mêmes pour les différentes SA	Un paragraphe a été ajouté en début de partie 2.2.2 qui traitent des SA du scénario culture. Ensuite, pour chaque figure, une spécification est ajoutée dans son titre
88	LH	2.2.2.1.1	1537	te	Delta 50% pour ressources en eau : expliquer pourquoi, et commenter si ce résultat semble fiable au regard de la qualité des données	Expliquer pourquoi et commenter fiabilité	Explications ajoutées en lien avec les variations des bouquets d'UF et des activités contribuant aux résultats.
89	LH	2.2.2.1.1	1538	te	Souligner que dans ces 2 cas, ça reste quand même supérieur à « sans méthanisation ».	Amender la phrase	Ajout : "Pour ces deux derniers indicateurs, les résultats du scénario avec méthanisation restent moins performant que ceux du scénario sans méthanisation."
90	LH		1557-58	te	Phrase qui induit en erreur. Ce n'est pas toutes les réductions d'impacts mentionnés ci-bas qui donnent mieux que sans méthanisation. Reformuler.	Amender la phrase	Une phrase qui spécifie cette nuance a été ajoutée
91	LH	2.2.2.1.1	1559	te	Changement climatique : spécifier que s'applique qu'au stockage de C	Ajouter la spécification proposée	Traité
92	SOL	2.2.2.1.1	Ligne 1561	Te	Dans cet encadré, rappeler que pour les autres indicateurs, l'écart avec le scénario initial est inférieur à 5%.	Ajouter la spécification proposée	Traité
93	SB/LH	2.2.2.1.1	1577	ed	en défaveurs	en défaveur	Traité
94	SOL	2.2.2.1.1	Ligne 1580	Te	Expliciter la phrase « Cette surface supplémentaire nécessaire est bien prise en compte au sein du scénario sans méthanisation ». Pourquoi cette surface devrait être comptabilisé dans le scénario sans méthanisation ?	Spécifier pour quels impacts cela est nécessaire	Les impacts ont été spécifiés en lien avec les principaux flux de substance.

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
95	SB	2.2.2.1.2	1590	te	sur le scénario d'eutrophisation	sur l'impact eutrophisation	Traité
96	SOL	2.2.2.1.2	Ligne 1605	Te	Il serait bien également de conclure par rapport au scénario étudié dans l'étude donc des conséquences pour le scénario avec méthanisation sans sa comparaison avec un scénario de référence 'les écarts se creusent ou au contraire les écarts sont plus important et quelle conséquence par rapport aux objectifs de l'étude. Aussi préciser ce qui se passe pour les autres indicateurs qui ne sont pas présentés dans le graphe.	Ajouter les spécifications proposées	Spécifications ajoutées
97	LH	2.2.2.2.1	1631	te	Où est-ce calculé ? Montrer le détail pour un moins un des taux d'émission fugitives > au scénario de base. Comment le mélange est alors déterminé ?	Ajouter une référence aux spécifications de calcul	Equation du calcul ajoutée en section 1.3.2.2.2.
98	LH	2.2.2.2.1	1636	te	Comme ci-haut : comment cela est-il calculé exactement ?	Fournir le détail et résultat du calcul	Equation du calcul ajoutée en section 1.3.2.2.2. Les résultats du calcul sont précisés en section 2.1 et les rendements globaux (masses de substrats par kWh) au sein du renvoi vers le tableau 23.
99	LH	2.2.2.2.1	1701	te	Ressource en eau : expliquer pourquoi car pas immédiatement évident. Est-ce lié au bilan fertilisant ?	Expliquer les résultats pour l'indicateur ressource en eau	Traité
100	LH	2.2.2.3	1728-30	te	pas immédiatement clair comment cet excédent de diesel amène à ce résultat. Expliciter	Expliciter le lien entre le mécanisme agricole et l'augmentation des deux impacts mentionnés. Quelles substances sont en jeu, et est-ce fiable, au regard de la qualité des données ?	Les liens ont été explicités au sein de la partie SA dédiée à la diminution du rendement et réexpliqués dans la conclusion de cette partie.
101	LH	2.2.2.3	1732-35	te	spécifier que aucun effet sur les autres impacts.	spécifier	Ajout réalisé
102	LH	2.2.2.3	1736	te	Amender la phrase « ...autrement que par l'apport via les effluents d'élevage ». Il y a aussi le N des autres cives et pailles. Reformuler	Reformuler	Ajout : "L'ajout de légumineuses permet de faire entrer dans le système de l'azote"

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							<i>supplémentaire via les CIVE en plus de celui apporté via les effluents d'élevage et les résidus de cultures (l'azote des CIVE sans légumineuse circule en boucle entre les CIVE et l'épandage d'azote par le digestat sur celles-ci)."</i>
103	SOL	2.2.2.3	Ligne 1737	Te	« Cet apport entraîne une augmentation de l'exportation de digestat et augmente les recours aux engrais minéraux du scénario sans méthanisation. ». L'introduction de légumineuses se fait par rapport au CIVE donc uniquement dans le scénario avec méthanisation. Ainsi la phrase en référence n'est pas claire et nécessite d'être explicitée (par rapport au calcul des UF secondaires ?)	Expliciter la phrase	Ajout : "Cet apport entraîne une augmentation de l'exportation de digestat, puisque les CIVE ont alors des besoins en engrais azotés inférieurs. Cette exportation d'une quantité plus importante de digestat vers d'autres cultures nécessite alors d'ajuster l'UF secondaire en lien avec la fonction de fertilisation des sols ; cela augmente les recours aux engrais minéraux du scénario sans méthanisation."
104	LH	2.2.3.1.1 (et à partir de ce point)	Figures (à partir de Figure 14)	ed	(1) Changer CIMSE par CIVE pour harmoniser avec la dénomination utilisée tout au long du rapport (s'applique aussi aux Sankey, de même que certains tableaux comme le tableau 13) (2) Les couleurs utilisées pour les analyses de contribution sont très difficiles à distinguer, en particulier les teintes de violet en ce qui me concerne. En général, le lecteur peut deviner, vu la logique de ce qui appartient à chacun des scénarios, mais ce n'est pas toujours le cas. Utiliser des teintes plus facilement distinguables.	Tel que suggéré en (1) et (2), à partir de ce point jusqu'à la fin du rapport	Modifications réalisées

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
105	LH	2.2.3.1.1	1772	ed	Reformuler : « réduite à l'épaisseur du trait »	Reformuler (ex. en disant qu'elle est négligeable).	Traité
106	LH	2.2.3.1.1	1774 / note de bas de page 14	te	pourquoi Ecoinvent 3.5 ? N'est-ce pas 3.6 ? Et comment cette valeur de la base C compare avec la présente étude (sinon, pas d'intérêt à le mentionner)	Corriger pour la version d'Ecoinvent (ou spécifier pourquoi 3.5), et mentionner la valeur en g eq CO ₂ / kWh PCI considérée dans la présente étude, pour avoir un point de comparaison clair (sinon ne rien dire du tout).	Ajout fait en complétant la note de bas de page
107	LH	2.2.3.1.2	1818-19	te	Où cela est-il visible en figure 15 ? Je vois la production, mais pas les émissions reliées à l'épandage au champ de ces engrais minéraux pour les CIVE	Spécifier où cela est visible (est-ce inclus dans le bloc « amont CIMSE ») ?	Ces résultats ne sont pas visibles dans le graphe mais complète la figure après avoir recherché ces flux au sein de la modélisation. La syntaxe est revue pour faciliter la compréhension.
108	LH	2.2.3.6	-	te	Dans ce paragraphe, rien n'est dit sur l'impact « épuisement en eau ».	Ajouter des commentaires d'interprétation pour cet impact	
109	SOL	2.2.3.6	Ligne 2013	Te	Production d'électricité à base de charbon. Rappeler le mix électrique considéré ici ou précédemment dans le rapport. Mix de quelle année et part des différentes sources.	Clarifier le mix électrique exact considéré	Le détail du mix électrique utilisé est ajouté en note de bas de page à la partie 1.3.2.2.2
110	LH	2.2.3.6	2027	Ed/te	« vecteur énergétique local » : pas le côté local (cela n'a pas été étudié) qui importe, mais plutôt le côté « sans carbone fossile »	Rectifier	Ajout fait
111	SOL	2.3.2.1	Ligne 2129	Te	Présenter aussi les conclusions par rapport au scénario étudié dans sa comparaison avec le scénario de référence (en terme d'écart notamment).	Considérer la proposition	Ajout fait
112	LH	2.3.2.2.1	2158	ed	Typo: au éléments	Changer pour « aux »	Traité
113	SB	2.3.2.2.2	2169	ed	Le choix	le choix	Traité
114	SOL	2.3.2.3	Ligne 2205 et dans tout le rapport	Ge	Dans tout le rapport lors de la présentation du scénario culture, éviter le terme comparaison avec le scénario culture.	Eviter éviter le terme « comparaison avec le scénario culture ».	Un certain nombre de correction a été apporté
115	LH	2.3.3.1.1	2252-54	ed	Cette dernière phrase de l'encadré est difficile à comprendre et ne fait pas sens. Pas conséquent avec	Reformuler	Reformulation : « La faible part de CIVE au

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
					quoi ?		sein du mix de substrat et le potentiel stockage de carbone <i>qui leur est associé obtiennent des contributions relativement faibles</i> pour le scénario « élevage ». »
116	LH	2.3.3.1.2	Figure 30	te	Comme pour le scénario culture: on voit le poste de production des engrais chimique pour les CIVE, mais qu'en est-il de leur épandage ? Ou voit-on cette contribution ?	Spécifier en mots ou ajuster la figure	Ajout fait au sein du texte
117	LH	2.3.3.1.2	2271	ed	Typo : additionnelle	Changer pour « additionnel »	Traité
118	LH	2.3.3.6	2397	ed	Typo : impact	Changer pour « impacts »	Traité
119	LH	2.3.3.6	2426	ed	Typo : « pour remplir l'unité fonctionnelle. et réduit ... »	Corriger et faire 2 phrases si nécessaire.	Deux phrases ont été reprises
120	LH	2.5.2	2564	ed	Typo : "au besoins".... "du scénario « élevage ». suivant le MFE"	Corriger (besoin), et voir si nécessité de faire 2 phrases ou non	Traité
121	LH	2.6.2	2622-23	te	« impacte fortement » : Je ne vois pas cela. Premièrement, un seul impact est présenté avec cette autre méthode. Deuxièmement, pour cet impact, les conclusions et contributions sont les mêmes qu'avec la méthode utilisée à la base.	Phrase à mitiger.	Sur ce point, la précision a été apportée au regard de cette analyse mono-indicateur. Des explications ont été apportées
122	LH	2.6.2	2643-44	te	Weidema (2016) dit le contraire ici : DOI 10.1007/s11367-016-1239-x Il faudrait développer davantage ici. Pour quel impact ? Certains résultats d'impacts dépendent essentiellement des données background (ceux particulièrement affectés par la machinerie agricole, électricité) ... ceux-là risquent d'être plus affectés, non ?	Phrase à mitiger.	Un paragraphe a été ajouté où des comparaisons de résultats des principaux ICV d'arrière-plan issus des bases de données Cut Off et APOS sont réalisées
123	LH	2.7.1	Figures 49/50	te	Scénario avec méthanisation : spécifier le net. Semble être zéro pour la Figure 49, mais pas immédiatement clair	Spécifier l'impact net pour le scénario avec méthanisation	Les résultats agrégés étaient spécifiés dans le texte. Ils ont aussi été ajoutés entre parenthèses dans les légendes des figures

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
124	LH	2.7.1	2735	ed	Typo : « estimés »	Corriger pour « estimés »	Traité
125	LH	3	2791	ed	Typo : « pollutions »	Corriger pour « pollution »	Traité
126	LH	3	2815	te	La « production locale » : Les aspects locaux «(ex. centralisé vs décentralisé) n'ont pas vraiment été étudiés ici. Peut-être indirectement avec la distance de 10 km, mais impact de cette distance pas étudié comme tel	Reformuler la phrase	L'aspect local est en référence au gaz naturel qui est importé. La phrase a ainsi été reformulée : « La production locale de biométhane <i>issu de ressources agricoles</i> permet également de réduire de 65% les impacts portant sur l'épuisement des ressources énergétiques par rapport aux scénarios de référence sans méthanisation où du gaz naturel est importé. »
127	SB	3	2829	ge	Conclusion sur les 100 % CIVE : est ce le stockage carbone aura un effet déterminant ? (cf travaux RED 2)	commenter	Ajout de la conclusion du scénario culture : « . Pour le scénario culture, ce stockage supplémentaire par rapport au CIPAN contribue à réduire l'impact du scénario avec méthanisation de -7,2% par rapport au scénario sans méthanisation sur l'indicateur de changement climatique.” Cette grandeur est dans la fourchette des valeurs RED II en zone tempérée sèche et non en zone tempérée humide.
128	SB	3	2852	ge	C'est peut être un peu trop optimiste : 'hautement improbable'	limité	Modification:

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
							“ne devrait pas être très répandu”
129	SB	3	2853	ed	Insister plus sur ce moyen Proposition reformulation préciser optimisation épandage = matériel adapté, ...	L'optimisation de l'épandage du digestat (=.... ?) est un levier déterminant sur la réduction des impacts acidification et l'eutrophisation des milieux terrestres et l'émission de particules fines, avec un doublement de la réduction des impacts du scénario avec méthanisation par rapport au scénario sans méthanisation	Reformulation adoptée
130	LH	3	2853	ed	Le mot « matériel » porte à confusion ici. Utiliser plutôt la notion de techniques, comme cela est fait au tableau A2.	Reformuler	Terme modifié
131	SB	3	2863	ge	La consommation d'électricité est impactante, notamment nucléaire sur ionisantes mais aussi l'eutrophisation des eaux douces (<i>l'usage d'électricité produite à partir de charbon nécessaire à la transformation du cuivre pour le réseau de transport et de distribution de l'électricité</i>) ⇒ Enjeu de limiter les consommations d'électricité	Incorporer des réflexions sur cet enjeu (possibilité de réduire la consommation d'électricité)	Ajout : “Etudier les possibilités de réduire la consommation d'électricité et transférer l'apport d'électricité depuis le mix national vers des sites de productions locales, en limitant les transferts de pollution sur d'autres indicateurs environnementaux, serait un axe à de travail à approfondir.”
132	SB	3	2867	ed	reformulation Pour le scénario « culture », les diminutions d'impacts sont plus limitées par rapport au scénario « élevage », en raison de la faible quantité de digestat « excédentaire » produit pour le scénario « culture », au regard des besoins en fertilisation des CIVE	Pour le scénario « culture », globalement les diminutions d'impacts entre le scénario avec et le scénario sans méthanisation, sont plus limitées que celles du scénario « élevage ». ceci est lié à la faible quantité de digestat « excédentaire » produit pour le scénario « culture », au regard des besoins en fertilisation des CIVE.	Reformulation adoptée
133	SB	3	2871	ed	reformulation Le pouvoir méthanogène des substrats influe directement sur la quantité de digestat à gérer et donc indirectement	Les déjections animales au pouvoir méthanogène faible et aux concentrations importantes en azote influent directement la quantité de digestat à gérer et donc indirectement sur les quantités d'engrais	Reformulation faite

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
					sur les quantités d'engrais évités. Ainsi, plus les substrats ont un potentiel de production de biométhane faible et sont riches en azote - comme dans le cas du scénario « élevage » - plus les impacts de l'évitement des engrais minéraux par le digestat sont importants et améliorent le bilan global de la méthanisation. Cela illustre le positionnement des unités de méthanisation au carrefour des filières énergétiques, de gestion des déchets et effluents et de gestion des éléments fertilisants	évités. Ainsi, plus l'évitement des engrais minéraux par le digestat est important, meilleur est le bilan global de la méthanisation.	
134	SB	3	2880	te	Couverture étanche aux gaz ? la nouvelle obligation réglementaire n'est pas très claire à ce sujet il me semble, à vérifier	Vérifier	L'étanchéité des couverture n'est pas dans la réglementation, le terme « éviter » est remplacé par « limiter »
135	SB	3	2883	ed	Augmentation de	augmentation jusqu'à	Traité
136	LH	3	2906-07	Ed/te	Cette portion de la phrase est un jugement (certes argumenté) plutôt qu'une réelle démonstration. Le rapporter comme tel.	Mitiger la phrase	Phrase adaptée : "Aussi, extraire ces résultats et les comparer à des données issues d'autres méthodologies (<i>prenant en compte des périmètres d'études et des facteurs de caractérisation différents</i>), comme la méthodologie de la directive RED II, n'est pas pertinent et ne pourrait générer que de mauvaises interprétations."
137	SB	3	2932	ge	Ajouter « Biodiversité aérienne »	Ajouter	fait
138	SB	3	2937	ed	Reformulation Les scénarios « culture » et « élevage » mettent en avant différentes externalités positives. C'est à travers une amélioration de la gestion des effluents, la valorisation	Les scénarios « culture » et « élevage » mettent en avant différentes externalités positives. Pour le scénario « élevage », les bénéfices environnementaux sont liés principalement à	La reformulation du scénario élevage est adoptée. Par contre la reformulation du scénario culture est

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
					des digestats et le maintien de leur valeur fertilisante que les externalités environnementales se concentrent pour le Pour le scénario « culture », la production d'une énergie locale, l'optimisation du cycle du carbone biogénique et le retour au sol des digestats sont les principales externalités positives	l'amélioration de la gestion des effluents, la valorisation des digestats et le maintien de leur valeur fertilisante. Pour le scénario « culture, les externalités positives sont liées à la production d'une énergie locale, l'optimisation du cycle du carbone biogénique et la valorisation des digestats sur le territoire.	maintenue.
139	LH	4	3150	ed	Devrait apparaître à la page suivante	Ajouter un saut de page	Traité
140	LH	Annexe A3	Tableau 18	te	Fournir les notes de tableau (1) (2) (3) ou enlever les notes dans les tableaux	Fournir les notes de tableau	Retirées
141	LH	Annexe A3	Tableau 19	te	Fournir les notes de tableau (2) (3) ou enlever les notes dans les tableaux	Fournir les notes de tableau et commencer à (1)	Retirées
142	LH	Annexe A4	Tableau 23/31	te	Les CIPAN semblent être modélisées comme du tournesol plutôt que moutarde blanche. Pourquoi ? Qu'est-ce que cela affecte (sur-estime / sous-estime)?	Spécifier ici ou dans le texte	Corrections réalisées
143	LH	A.4.1	Tableau 26/58	te	Spécifier ce que ETM signifie	Spécifier ici ou dans la liste d'abréviation	Ajouté
144	LH	A.4.8	Tableau 58	te	Les CIPAN sont-elles ici modélisées avec le procédé « silage maïs » (plutôt que tournesol comme au tableau 23/31).	Expliquer le rôle du procédé « silage maïs » ici, et rectifier si c'est un erreur	Corrections réalisées

Commentaires additionnels en 2^{ème} version

	SB	2.2.1	L1787	ed	Les mots « performances environnementales » dans la phrase suivante, doivent être remplacés par « impacts environnementaux » « le scénario « culture » avec méthanisation montre une réduction des performances environnementales du plus de 65% comparé au scénario sans méthanisation »	modifier	Traité
--	----	-------	-------	----	---	----------	--------

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tableau/ Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
	SB	2.2.1	L1789	ed	Préférer « en revanche » que « par contre »	modifier	Traité
	SB	2.2.1	L1789	ed	Reformuler « sans actuellement » : Proposition sans toutefois, d'après les analyses de sensibilité réalisées dans cette étude, inverser les résultats »	modifier	Traité
	SB	2.2.2.1.1	L1844	te	Mettre l'unité - passe de 2,07 à 3,56 par UF	Mettre l'unité	Traité : « g d'azote exporté »
	SB	2.2.2.1.1	L1853	ed	important	importantes	Traité
	SB	2.2.2.3	L2045	ed	Changer c'est Figure 15 pas Figure 13	Mise à jour	Traité
	SB	2.2.2.3	Figure 15	ed	Proposition de mettre dans le titre optimisation des pratiques d'épandage = injection du digestat liquide et d'incorporation directe des digestats solides		Ajout fait
	SB	2.2.2.3	L2087	ed	Remplacer "scénario avec méthanisation" par « scénario sans méthanisation. »		Traité
	SB		L2550	ed	Enlever numéro du paragraphe		Traité
	SB		L2600	ed	Faute orthographe à « réduction »		Traité
	SB		L3435	ed	Reformulation : Ce scénario ne devrait pas être très répandu au regard des nouvelles réglementations ICPE 2021	Attention la mise à jour de l'ICPE n'impose pas de couverture étanche au gaz (c'est étanche aux eaux de pluie) donc l'effet recherché ne sera donc pas si ce n'est pas un gazomètre qui est installé (c'est plus cher) du coup je ne sais s'il faut faire référence au texte.	Modification de la formulation : "Les nouvelles réglementations ICPE 2021 encadrent la couverture des digestats par une obligation d'une couverture étanche aux eaux de pluie, en revanche, la récupération du biogaz résiduel n'est pas encore couvert par la réglementation."
	SB		L3436	ed	Préciser les techniques d'épandage	des techniques adaptées (injection du digestat liquide et enfouissement direct pour le digestat	Traité

1		2	(3)	4	5	(6)	(7)
No.	Rev. ID	Clause No./ Sous-clause No./ Annexe (ex.. 3.1)	Paragraphe/ Figure/Tablea u//Note/Ligne (ex. Tableau 1)	Type de com. ²	Commentaire (justification du changement demandé)	Changement proposé	Décisions pour chacun des commentaires
						solide)	
	SB		L3457		Qu'est ce qu'on entend par "vers des sites de productions localesen limitant les transferts de pollution» ? • Locales = ENR ? • Limiter les transfert = radiations ionisantes et aussi moins de linéaires de réseaux pour limiter les impacts liés au cuivre ?	Donner qq explicatins = qq mots entre ()	Explications ajoutées
	SB		L3476		de couvrir le stockage des digestats pour limiter les émissions d'ammoniac, de protoxyde d'azote et de méthane. Ce stockage devient obligatoire suivant les nouvelles réglementations ICPE	Cf remarque précédente : pas d'obligation d'être étanche au gaz	Traité
	SB		L3546		Remplacer pesticides par herbicides		Traité



INRAE Transfert – Filiale d'INRAE
Membre de l'institut Carnot 3BCAR

Siège social : 28, rue du Dr. Finlay – 75015 Paris
Tél. : 33 (0)1 42 75 95 00
contact@it-acv.fr



www.inrae-transfert.fr