

ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE LA BIOMASSE ÉNERGIE : ÉTAT DE L'ART, ENJEUX MÉTHODOLOGIQUES ET RECOMMANDATIONS

RAPPORT FINAL

OCTOBRE 2022

Responsable scientifique – Pr Réjean Samson, ing., Ph.D.



CIRAIG^{MC}

Centre international de référence sur le
cycle de vie des produits, procédés et services



**POLYTECHNIQUE
MONTRÉAL**

L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)

www.ademe.fr

- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.
- ✓ Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ce rapport a été préparé par le Centre international de référence sur le cycle de vie des produits procédés et services (CIRAIG).

Fondé en 2001, le CIRAIG a été mis sur pied afin d'offrir aux entreprises et aux gouvernements une expertise universitaire de pointe sur les outils du développement durable. Le CIRAIG est un des plus importants centres d'expertise en cycle de vie sur le plan international. Il collabore avec de nombreux centres de recherche à travers le monde et participe activement à l'Initiative sur le cycle de vie du Programme des Nations Unies sur l'Environnement (PNUE) et de la Société de Toxicologie et de Chimie de l'Environnement (SETAC).

Le CIRAIG a développé une expertise reconnue en matière d'outils du cycle de vie incluant l'analyse environnementale du cycle de vie (ACV) et l'analyse sociale du cycle de vie (ASCV). Complétant cette expertise, ses travaux de recherche portent également sur l'analyse des coûts du cycle de vie (ACCV) et d'autres outils incluant les empreintes carbone et eau. Ses activités comprennent des projets de recherche appliquée touchant plusieurs secteurs d'activités clés, dont l'énergie, l'aéronautique, l'agroalimentaire, la gestion des matières résiduelles, les pâtes et papiers, les mines et métaux, les produits chimiques, les télécommunications, le secteur financier, la gestion des infrastructures urbaines, le transport ainsi que de la conception de produits « verts ».

AVERTISSEMENT

Les auteurs sont responsables du choix et de la présentation des résultats. Les opinions exprimées dans ce document sont celles des membres de l'équipe de projet et n'engagent aucunement le CIRAIG, Polytechnique Montréal ou l'ESG-UQÀM.

À l'exception des documents du CIRAIG, comme le présent rapport, toute utilisation du nom du CIRAIG, de Polytechnique Montréal ou de l'ESG-UQÀM lors de communication destinée à une divulgation publique associée à ce rapport doit faire l'objet d'un consentement préalable écrit d'un représentant dûment mandaté du CIRAIG, de Polytechnique Montréal ou de l'ESG-UQÀM.

CIRAIG

Centre international de référence sur le cycle
de vie des produits, procédés et services
Polytechnique Montréal
Département de génie chimique
3333 Chemin Queen-Mary, suite 310
Montréal (Québec) Canada
H3V 1A2

www.ciraig.org

Équipe de travail

Réalisation

Laure Patouillard, PhD

Réalisation de l'étude

Dominique Maxime, PhD

Support technique et révision

Jean-François Ménard

Estelle Louineau, MSc

Support technique

Anne-France Bolay, étudiante au doctorat

Han de Wachter, étudiant au doctorat

Titouan Greffe, étudiant au doctorat

Support à la réalisation

Collaboration

François Saunier, MSc

Directeur adjoint, CIRAIG

Coordination du projet

Direction de projet

Pr Réjean Samson, ing., Ph.D.

Directeur général, CIRAIG

Sommaire

La biomasse énergie, ou bioénergie, est une énergie produite à partir de biomasse renouvelable dont l'évaluation des impacts environnementaux par l'analyse du cycle de vie (ACV) présente plusieurs défis, notamment méthodologiques. **Les objectifs généraux de cette étude sont d'analyser les pratiques actuelles pour réaliser des ACV de la biomasse énergie, et de fournir des recommandations sur les meilleures pratiques actuelles et futures.**

Dans un premier temps, les **principales filières biomasse énergie** sont décrites et classées en fonction de plusieurs caractéristiques techniques. 120 filières de bioénergies ont été identifiées, incluant 66 filières pour les biocarburants liquides, 29 filières pour la bioénergie gazeuse, 24 filières pour les combustibles de biomasse solide et 1 filière de bioélectricité. Un portrait du marché actuel des bioénergies est également dressé.

Une **analyse critique des argumentaires liés à la durabilité des bioénergies** est ensuite proposée. L'analyse se base sur l'identification des argumentaires favorables ou défavorables à l'utilisation des bioénergies. Les arguments ont été catégorisés en 10 groupes : Énergie renouvelable, Compétition avec l'alimentation, Changement climatique, Carboneutralité et émissions négatives, Utilisation et transformation des terres, Qualité des sols et stockage de carbone, Biodiversité, Qualité de l'air, Utilisation et qualité des eaux, Économie circulaire et sécurité énergétique.

Un **état de l'art des ACV de la biomasse énergie** est ensuite dressé. Il se décompose en 3 grandes parties. La première partie présente les **notions théoriques sur l'ACV des filières bioénergies** (cycle de vie typique, enjeux environnementaux, enjeux méthodologiques en ACV). La seconde partie est une **revue des principales lignes directrices à caractère normatif** pour réaliser des ACV de la biomasse énergie. Les lignes directrices sont extraites de différents textes normatifs en lien avec les performances environnementales de la biomasse énergie (réglementation, normes ou systèmes de certification). Seuls les textes normatifs incluant un critère de durabilité basé sur l'ACV ont été analysés plus en détail. La revue se concentre sur les lignes directrices actuellement en vigueur dans l'Union européenne, et propose une comparaison avec les lignes directrices existantes en Amérique du Nord en ce qui concerne les réglementations. La troisième partie propose une **analyse critique de la littérature sur les ACV des bioénergies**. Le but de cette analyse est d'identifier les pratiques courantes reliées aux choix méthodologiques les plus influents dans les ACV publiées sur les filières biomasse énergie. Ces différents enjeux méthodologiques sont expliqués et analysés plus en détail dans la suite de l'étude. Dans un premier temps, les principales conclusions des publications de type « revue » sur le sujet sont répertoriées, puis les études ACV (du type ACV « cas d'étude ») publiées, mais non couvertes par la littérature des revues sont analysées. Cette section ne vise pas à synthétiser de façon quantitative les résultats d'indicateurs environnementaux publiés ni à discuter des performances environnementales des bioénergies.

Ce rapport propose une **analyse critique des enjeux méthodologiques reliés aux ACV des bioénergies**. Pour chaque enjeu identifié dans la littérature ou par les auteurs du présent rapport, la nature et l'influence de chaque enjeu sont discutées, les approches existantes pour traiter cet enjeu sont identifiées, ainsi que les meilleures pratiques et les limites actuelles. Cette analyse sert de base pour formuler des recommandations à court et à long terme pour chaque enjeu. Cette section a une vocation pédagogique en explicitant les enjeux méthodologiques et souhaite aussi faire le pont entre les praticiens ACV et les développements en recherche. Les enjeux méthodologiques traités en détail sont les suivants :

1. Choix d'une approche de modélisation attributionnelle ou conséquentielle

2. Choix de l'unité fonctionnelle
3. Choix des frontières du système
4. Traitement des enjeux liés à la multifonctionnalité
5. Prise en compte du carbone biogénique
6. Utilisation des terres et Changement d'utilisation des terres
7. Choix des données d'inventaire pour modéliser le cycle de vie des bioénergies
8. Évaluation des impacts environnementaux
9. Interprétation et scénario de référence

Une **analyse critique de certaines données de référence liées aux ACV des bioénergies** est ensuite réalisée selon les principaux enjeux méthodologiques identifiés précédemment. Les approches utilisées pour chaque enjeu sont décrites et les principales limites sont mises en avant. Les sources de données analysées sont Boulamanti et al (2013), Études JEC WTT WTW v5, Modèles GREET, et Ecoinvent v3.8.

Un **cas d'étude** a été réalisé afin d'illustrer de façon pratique l'application de certains choix méthodologiques et de montrer leur influence sur les résultats. La fonction principale étudiée dans le cas d'étude est la production de biométhane à partir de biogaz dans le contexte actuel français. Les 6 filières choisies pour le cas d'étude sont toutes dérivées d'une filière de production de biométhane obtenu par purification du biogaz généré par digestion anaérobie. Les enjeux méthodologiques testés en analyse de sensibilité sont le choix de l'unité fonctionnelle, le choix des frontières du système, le traitement de la multifonctionnalité, la prise en compte du carbone biogénique, le choix de la méthode d'évaluation des impacts environnementaux.

Enfin, des **recommandations** à court terme (= meilleures pratiques actuelles) et à long terme (= besoin de développement dans le futur) sont formulées pour chaque enjeu méthodologique traité.

Table des matières

1	INTRODUCTION	1
1.1	OBJECTIFS DE L'ÉTUDE.....	1
2	IDENTIFICATION DES FILIÈRES BIOMASSE ÉNERGIE.....	2
2.1	DEFINITION DE LA BIOMASSE ENERGIE	2
2.2	PRINCIPALES CARACTERISTIQUES DES FILIERES BIOMASSE ENERGIE	2
2.2.1	<i>Les types de biomasse utilisée comme matière première.....</i>	<i>3</i>
2.2.2	<i>Les procédés de conversion industriels</i>	<i>5</i>
2.2.3	<i>Les types de produits bioénergétiques.....</i>	<i>7</i>
2.2.4	<i>L'utilisation finale des bioénergies.....</i>	<i>9</i>
2.3	PRINCIPALES FILIERES DE BIOENERGIES.....	10
2.3.1	<i>Bioénergie liquide (biocarburants et bioliquides)</i>	<i>10</i>
2.3.2	<i>Bioénergie gazeuse (biogaz, biométhane et hydrogène).....</i>	<i>14</i>
2.3.3	<i>Bioénergie solide (combustible de biomasse solide).....</i>	<i>14</i>
2.4	PORTRAIT MONDIAL DU MARCHÉ DE LA BIOMASSE ENERGIE	16
3	ANALYSE CRITIQUE DES ARGUMENTAIRES LIÉS À LA DURABILITÉ DE LA BIOMASSE ÉNERGIE	18
3.1	METHODOLOGIE	18
3.2	RESULTATS	18
4	ANALYSE CRITIQUE DE L'ÉTAT DE L'ART DES ACV DE LA BIOMASSE ÉNERGIE.....	29
4.1	NOTIONS THEORIQUES SUR L'ACV DES FILIERES BIOMASSE ENERGIE	29
4.1.1	<i>Le cycle de vie typique d'une filière biomasse énergie.....</i>	<i>29</i>
4.1.2	<i>Principaux enjeux environnementaux théoriques reliés aux filières biomasse énergie</i>	<i>32</i>
4.1.3	<i>Identification préliminaire des principaux enjeux méthodologiques reliés à l'ACV des bioénergies.....</i>	<i>34</i>
4.3	REVUE DES LIGNES DIRECTRICES POUR REALISER DES ACV DE LA BIOMASSE ENERGIE	37
4.3.1	<i>Revue des principales réglementations</i>	<i>37</i>
4.3.2	<i>Revue des principales normes.....</i>	<i>41</i>
4.3.3	<i>Revue des principaux systèmes de certification.....</i>	<i>46</i>
4.4	ANALYSE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE SUR LES ACV DE LA BIOMASSE ENERGIE	47
4.4.1	<i>Synthèse des revues de littérature publiées sur les ACV de la biomasse énergie</i>	<i>47</i>
4.4.2	<i>Revue systématique de la littérature récente sur l'ACV des bioénergies</i>	<i>53</i>
5	ANALYSE CRITIQUE DES ENJEUX MÉTHODOLOGIQUES RELIÉS AUX ACV DE LA BIOMASSE ÉNERGIE	58
5.1	CHOIX D'UNE APPROCHE DE MODÉLISATION ATTRIBUTIONNELLE OU CONSÉQUENTIELLE.....	58
5.1.1	<i>Comparaison entre l'approche attributionnelle et conséquentielle</i>	<i>58</i>

5.1.2	<i>Pratiques actuelles et influence des approches de modélisation sur les résultats</i>	60
5.1.3	<i>Recommandations sur le contexte d'utilisation des approches de modélisation</i>	64
5.2	CHOIX DE L'UNITÉ FONCTIONNELLE	65
5.2.1	<i>Différents types d'unité fonctionnelle pour l'ACV des bioénergies</i>	65
5.2.2	<i>Analyse critique du choix de l'unité fonctionnelle</i>	66
5.2.3	<i>Recommandations sur le contexte d'utilisation</i>	68
5.3	CHOIX DES FRONTIÈRES DU SYSTÈME	69
5.3.1	<i>Analyse critique liée à la définition des frontières du système</i>	69
5.3.2	<i>Analyse critique des étapes couramment exclues</i>	73
5.3.3	<i>Recommandations pour choisir les frontières du système</i>	77
5.4	TRAITEMENT DES ENJEUX LIÉS À LA MULTIFONCTIONNALITÉ	78
5.4.1	<i>Enjeux liés à la multifonctionnalité en ACV</i>	78
5.4.2	<i>Approches pour traiter la multifonctionnalité en ACV</i>	79
5.4.3	<i>Cas particulier des co-fonctions associées aux sous-produits et déchets</i>	85
5.4.4	<i>Enjeux liés à l'application des approches pour traiter la multifonctionnalité</i>	89
5.4.5	<i>Recommandations</i>	90
5.5	PRISE EN COMPTE DU CARBONE BIOGÉNIQUE	91
5.5.1	<i>Cycle du carbone biogénique</i>	91
5.5.2	<i>Carbone biogénique issu de la biomasse récoltée et neutralité carbone</i>	94
5.5.3	<i>Autres flux de carbone biogénique</i>	102
5.5.4	<i>Dimension temporelle de la modélisation du cycle du carbone</i>	103
5.5.5	<i>Recommandations</i>	112
5.6	UTILISATION DES TERRES ET CHANGEMENT D'UTILISATION DES TERRES.....	114
5.6.1	<i>Cadre conceptuel des LULUC en ACV</i>	114
5.6.2	<i>Influence des LULUC sur les résultats d'ACV des bioénergies</i>	121
5.6.3	<i>Analyse critique sur l'identification des changements d'utilisation des terres</i>	123
5.6.4	<i>Analyse critique sur l'évaluation des impacts environnementaux liés aux LULUC</i>	127
5.6.5	<i>Recommandations</i>	132
5.7	CHOIX DES DONNÉES D'INVENTAIRE POUR MODÉLISER LE CYCLE DE VIE DES BIOÉNERGIES	133
5.7.1	<i>Principaux enjeux liés à certaines données d'inventaire les plus sensibles</i>	133
5.7.2	<i>Principaux jeux de données d'inventaire en lien avec les bioénergies</i>	138
5.7.3	<i>Recommandations</i>	139
5.8	ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	139
5.8.1	<i>Choix des méthodes d'évaluation des impacts</i>	139
5.8.2	<i>Impact sur les changements climatiques</i>	141

5.8.3	<i>Impact de l'utilisation de ressources</i>	144
5.8.4	<i>Impacts sur les services écosystémiques</i>	145
5.8.5	<i>Recommandations</i>	148
5.9	INTERPRÉTATION ET SCÉNARIO DE RÉFÉRENCE	148
5.9.1	<i>Degré de substituabilité entre des produits</i>	148
5.9.2	<i>Évaluation de l'incertitude</i>	149
5.9.3	<i>Recommandations</i>	150
6	ANALYSE CRITIQUE DE CERTAINES DONNÉES DE RÉFÉRENCE LIÉES AUX ACV DE LA BIOMASSE ÉNERGIE	151
6.1	PRÉSENTATION DES SOURCES SÉLECTIONNÉES FOURNISSANT DES DONNÉES DE RÉFÉRENCE	151
6.2	ANALYSE DES DONNÉES DE RÉFÉRENCE	152
6.2.1	<i>Boulamanti et al. (2013)</i>	152
6.2.2	<i>Études JEC WTT WTW v5</i>	154
6.2.3	<i>Modèles GREET</i>	156
6.2.4	<i>Ecoinvent v3.8</i>	158
7	CAS D'ÉTUDE	162
7.1	PRÉSENTATION DU CAS D'ÉTUDE	162
7.1.1	<i>Fonction et filières étudiées</i>	162
7.1.2	<i>Choix méthodologiques pour le cas de référence et les analyses de sensibilité</i>	162
7.1.3	<i>Sources principales des données d'inventaire</i>	164
7.2	COMPARAISON DES RÉSULTATS ENTRE LES FILIÈRES POUR LE CAS DE RÉFÉRENCE	166
7.3	ANALYSES DE SENSIBILITÉ SUR CERTAINS ENJEUX MÉTHODOLOGIQUES.....	167
7.3.1	<i>Choix de l'unité fonctionnelle</i>	167
7.3.2	<i>Choix des frontières du système</i>	167
7.3.3	<i>Choix pour la prise en compte de la multifonctionnalité</i>	168
7.3.4	<i>Choix pour la prise en compte du carbone biogénique</i>	171
7.3.5	<i>Choix de la méthode d'évaluation des impacts</i>	172
8	RECOMMANDATIONS	177
9	RÉFÉRENCES	183
	ANNEXE A : LES FILIÈRES DÉTAILLÉES POUR LA BIOMASSE ÉNERGIE	195
	ANNEXE B : DÉTAILS SUR LA LITTÉRATURE RÉCENTE SUR L'ACV DES BIOÉNERGIES	207
	ANNEXE C : ARBRES DE PROCESSUS ET RÉSULTATS DÉTAILLÉS POUR LE CAS D'ÉTUDE	213

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Classification des types de biomasses utilisées comme matière première pour les bioénergies (*peut contenir de la matière organique d'origine fossile)	3
Tableau 2.2 Classification des procédés de conversion industriels pour fabriquer les produits bioénergétiques (*peut contenir de la matière organique d'origine fossile).....	5
Tableau 2.3 Classification des produits bioénergétiques.....	9
Tableau 2.4 Classification des usages finaux des bioénergies et des technologies de conversion en énergie finale	10
Tableau 2.5 Classification des filières de bioénergie liquide (biocarburants et bioliquides) (*peut contenir de la matière organique d'origine fossile).....	12
Tableau 2.6 Classification des filières de bioénergie gazeuse (biogaz, biométhane et hydrogène)	14
Tableau 2.7 Classification des filières de bioénergie solide (Combustibles de biomasse solide) .	15
Tableau 3.1 Argumentaires liés aux les performances environnementales de l'utilisation de la biomasse énergie	20
Tableau 4.1 Principaux enjeux méthodologiques associés à l'ACV des filières biomasse énergie et leurs influences sur les phases de la méthodologie ACV et sur les étapes du cycle de vie des bioénergies	36
Tableau 4.2 Principales réglementations en lien avec les performances environnementales des bioénergies dans l'Union européenne (UE) et en Amérique du Nord.....	38
Tableau 4.3 Principales lignes directrices méthodologiques pour réaliser les ACV dans le cadre des réglementations sélectionnées.....	39
Tableau 4.4 Principales normes en lien avec les performances environnementales des bioénergies dans l'Union européenne	42
Tableau 4.5 Principales lignes directrices méthodologiques pour réaliser les ACV dans le cadre des normes sélectionnées	43
Tableau 4.6 Liste des revues de littérature publiées sur les ACV des bioénergies entre 2011 et 2021 (** >50 citations ; * >30 citations).....	51
Tableau 5.1 Principales différences sur les choix de modélisation entre l'approche attributionnelle et l'approche conséquentielle. Inspiré de [88], [89].....	59
Tableau 5.2 Contexte d'utilisation des différentes approches de modélisation selon plusieurs auteurs	60

Tableau 5.3 Cadre de validité et principaux avantages et inconvénients des approches pour traiter la multifonctionnalité en ACV	83
Tableau 5.4 Avantages et inconvénients des méthodes pour l'application ou non de la neutralité carbone	100
Tableau 5.5 Valeurs de GWP_{bio} en CO_2 eq. pour un horizon de temps de l'impact à 100 ans selon plusieurs modèles. $\eta_l = 0\%$ représente un produit biosourcé dont la fin de vie aurait lieu en même temps que la récolte de la biomasse, comme c'est souvent le cas pour les bioénergies non forestières, et $\eta_l = 100\%$ représente une fin de vie qui aurait lieu à l'horizon de la durée indiquée de rotation. Reproduit depuis [118].	109
Tableau 5.6 Description des flux d'inventaire reliés à l'occupation et à la transformation des terres	115
Tableau 5.7 Description de la classification des usages des terres proposée par Koellner et al [133]. Reproduit depuis la synthèse faite par [134].	116
Tableau 5.8 Avantages et inconvénients des familles d'outils pour l'identification des changements d'utilisation des terres	127
Tableau 5.9 Avantages et inconvénients des 2 méthodes disponibles les plus robustes pour quantifier les impacts des LULUC sur le changement climatique dus aux variations de stock de carbone des sols	129
Tableau 5.10 Étapes de l'application des méthodes Tier 1 IPCC 2006 et Müller-Wenk & Brandão 2010 dans une étude ACV.	130
Tableau 5.11 Synthèse des principales recommandations existantes pour la définition de l'usage de référence pour la caractérisation des impacts associés à l'usage des sols. Reproduit depuis [139].	131
Tableau 5.12 Valeur des FC ajustés pour l'indicateur GWP100 issus des valeurs de l'IPCC AR5 (2013) [161] pour les flux élémentaires de carbone fossile et biogénique. L'ajustement fait en sorte que les résultats avec et sans hypothèse de neutralité carbone soient équivalents.	142
Tableau 5.13 Valeur des FC ajustés tenant compte de l'altitude [84] pour l'indicateur GWP100 issu des valeurs de l'IPCC AR5 (2013) [161] pour le CO_2 fossile court terme lors de l'utilisation de la base de données ecoinvent. L'ajustement fait en sorte que les résultats avec et sans hypothèse de neutralité carbone soient équivalents.	144
Tableau 6.1 Description et principales limites de Boulamanti et al. (2013) pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies.	152
Tableau 6.2 Description et principales limites de JEC WTT WTW v5 pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies	154

Tableau 6.3 Description et principales limites de GREET pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies	156
Tableau 6.4 Description et principales limites de Ecoinvent 3.8 pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies	158
Tableau 7.1 Choix sur les enjeux méthodologiques associés au cas de référence et analyses de sensibilité	163
Tableau 7.2 Sources principales des données d’inventaire par étape du cycle de vie	164
Tableau 8.1 Principales recommandations par enjeu méthodologique à court et long terme..	177

Liste des figures

Figure 2.1 Chaîne de valeur et part de marché mondial en 2020 par matière première pour les filières G1 : bioessences incluant le bioéthanol, et biogazoles incluant le biodiesel (Esther d’acides gras), les huiles végétales brutes (huiles végétales pures) et l’HVO (huiles végétales hydrotraitées) (reproduit à partir de [10]).....	13
Figure 2.2 Part des bioénergies dans la consommation mondiale d’énergie finale en 2019 (reproduit à partir de [11])	16
Figure 3.1 Vue d’ensemble des avantages et inconvénients des générations de biocarburants (reproduit à partir de [10])	19
Figure 4.1 Arbre des processus du cycle de vie d’une filière biomasse énergie	32
Figure 4.2 Liens entre les dommages sur les AoP et les principales interventions environnementales directement générées par le cycle de vie des filières bioénergies	34
Figure 4.3 Évolution du nombre de publications et de citations des articles revus par les pairs sur les ACV des bioénergies présentes dans la base de données Web of Science en mars 2022.	47
Figure 5.1 Différences conceptuelles entre l’approche attributionnelle (à gauche) et l’approche conséquentielle (à droite). Chaque cercle représente l’ensemble des impacts environnementaux mondiaux. Reproduit depuis [86] et concept issu de [87].	58
Figure 5.2 Frontières des systèmes et gestion de la multifonctionnalité usuelles pour la modélisation ACV d’une filière bioénergie selon une approche attributionnelle et conséquentielle.....	62
Figure 5.3 Comparaison des impacts environnementaux du berceau au tombeau d’un MJ de biocarburant pour l’aviation à partir de sous-produits de pomme de terre. Reproduit depuis [80].	63

Figure 5.4 Influence du choix de l'approche de modélisation sur la réduction des émissions de GES sur le cycle de vie de plusieurs filières de biocarburant pour l'aviation au Brésil. Les triangles gris représentent les résultats avec une approche conséquentielle prenant en compte les conséquences liées au détournement des résidus de leur valorisation habituelle. Reproduit depuis [74].	64
Figure 5.5 Unités fonctionnelles typiques pour l'ACV des bioénergies	66
Figure 5.6 Exemple de l'influence du choix de l'unité fonctionnelle sur les résultats de différents indicateurs. Reproduit depuis [50].	68
Figure 5.7 Structuration des étapes du cycle de vie incluses dans les frontières du système en système principal (avant-plan) et en sous-systèmes (arrière-plan)	69
Figure 5.8 Principaux archétypes de frontières du système pour l'ACV des bioénergies	71
Figure 5.9 : Contributions relatives de l'infrastructure de production pour diverses sources d'énergie pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0.	74
Figure 5.10 : Contributions relatives de l'infrastructure de conversion en énergie finale pour diverses sources d'énergie pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0 ⁴	75
Figure 5.11 : Contributions relatives du traitement des cendres de bois pour des processus de production de chaleur pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0 ⁴ .	76
Figure 5.12 : Contributions relatives des processus inclus dans le marché suisse pour les cendres de bois pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0 ⁴	77
Figure 5.13 Exemples de différents types de flux entrants ou sortants associés à des co-fonctions dans un système	79
Figure 5.14 Illustration des différentes approches pour traiter la multifonctionnalité en ACV.	80
Figure 5.15 Illustrations de l'expansion des frontières du système par approche soustractive (= substitution) en haut ou approche additive en bas. Reproduit depuis [86].	81
Figure 5.16 Illustration des principales approches pour traiter la multifonctionnalité liée aux sous-produits entrants (ici un résidu) ou sortants.	87
Figure 5.17 Illustration des principales approches pour traiter la multifonctionnalité à la valorisation des déchets	88
Figure 5.18 Flux de carbone biogénique traditionnellement mis en jeu dans le cycle de vie d'une bioénergie	91
Figure 5.19 Stocks de carbone organique dans les écosystèmes terrestres et flux de carbone biogénique associés à la phase de production de la biomasse. Inspiré de [110], [111].	93

- Figure 5.20 Principes de calcul des méthodes courantes pour appliquer ou non l'hypothèse de neutralité carbone dans les ACV des bioénergies. Des hypothèses sont posées pour le CO₂ biogénique uniquement, les autres flux de carbone biogénique étant supposés comme ayant le même impact que leurs homologues fossiles..... 95
- Figure 5.21 Méthodes pour l'application de la neutralité carbone de façon cohérente sur le CO₂ biogénique (court terme et long terme) et le CH₄ biogénique. Ces deux approches aboutissent théoriquement au même résultat ($A-B=Z+Y-X$). La section 5.8.2.1 détaille le calcul des FC présentés ici..... 98
- Figure 5.22 Comparaisons des résultats obtenus pour le même système de service fictif de transport avec l'approche FC=0/0 et FC=+1/-1 modélisé selon une approche attributionnelle. Les deux méthodes donnent le même résultat de 68 gCO₂eq./MJ d'énergie finale pour le transport. Principales hypothèses : éthanol à partir de maïs européen du berceau au tombeau [119], 3% de pertes aux étapes de distribution et de conversion qui sont traités en fin de vie par enfouissement (répartition des émissions liées à l'enfouissement entre CO₂ biogénique, CH₄ biogénique et CO₂ biogénique long terme issu de [114]), valeurs de GWP100 issue de l'AR5 avec ajustement pour les flux de carbone biogénique pour la méthode FC=0/0..... 99
- Figure 5.23 Effets de la dynamique temporelle et de l'altitude d'émission du CO₂ biogénique sur les résultats de l'indicateur sur les changements climatiques 102
- Figure 5.24 Gestion temporelle des différentes approches pour gérer les flux de carbone biogénique 103
- Figure 5.25 Principes de calcul des indicateurs GWP100 et GTP100 en CO₂ équivalent à travers l'exemple du CH₄. Partiellement reproduit depuis [122]. 105
- Figure 5.26 Représentation d'un inventaire statique et dynamique. THI = Horizon de temps de l'impact. LCD = Durée du cycle de vie. TOD = Durée totale d'observation. Reproduit depuis [127]. 106
- Figure 5.27 Détail du calcul des GWP dynamiques en CO₂eq. Selon l'approche de Laveasse et al (2010) avec un TOD fixe (à gauche) et l'approche de Ventura (2022) avec un THI fixe (à droite). Reproduit à partir de [127]. 108
- Figure 5.28 Arbre de décision pour choisir la perspective temporelle pour le calcul du bilan de carbone et son allocation pour une filière bioénergie issue de biomasses forestières ou de biomasses à croissance lente. Reproduit depuis [45]..... 111
- Figure 5.29 Évolutions temporelles des flux de carbone biogénique de la forêt en fonction de la perspective temporelle adoptée. Reproduit partiellement depuis [45]. 112
- Figure 5.30 Représentation schématique de l'utilisation et changement d'utilisation des terres 114
- Figure 5.31 Illustration des interactions entre les terres et le climat. Reproduit depuis [135]. . 117

Figure 5.32	Chaîne de cause à effet de l'occupation et la transformation des terres sur la biodiversité et les services écosystémiques (reproduit depuis [25])	118
Figure 5.33	Calculs des facteurs de caractérisation (FC) et impacts de l'occupation des terres et de la transformation des terres pour un problème environnemental Q. FC transformation _{to LU} indique une transformation des terres depuis son usage de référence vers un autre type d'usage. Inversement, FC transformation _{from LU} indique une transformation des terres depuis un type d'usage vers son usage de référence. Partiellement reproduit depuis [25].	120
Figure 5.34	Émissions de GES sur le cycle de vie de plusieurs filières de bioénergie montrant la contribution du changement d'utilisation des terres direct (dLUC) et indirect (iLUC) pour plusieurs approches de modélisation (EC-RED avec dLUC ou iLUC, ACV attributionnelle, ACV conséquentielle). Reproduit depuis [102].	122
Figure 5.35	Chaîne de conséquences techno-économiques reliées aux changements d'utilisation des terres suite à l'augmentation de la demande pour les bioénergies	124
Figure 5.36	Illustration de l'allocation temporelle des impacts des LUC selon un amortissement uniforme ou linéaire dégressif	125
Figure 5.37	Cartographie des méthodes relevant de l'inventaire de cycle de vie (LCI, à gauche) ou de l'évaluation des impacts de cycle de vie (LCIA, à droite), et traitant des usages et changements d'usages (LULUC, en haut à gauche), des émissions de gaz à effet de serre (GHG, en bas à gauche), de la qualité du sol (Soil quality, en haut à gauche) ou du changement climatique (Climate change, en bas à droite). Reproduit depuis [139].	128
Figure 5.38	Principales sources de fuites de méthane sur le cycle de vie d'une filière biogaz. Reproduit depuis [145].	135
Figure 5.39	Taux de fuites de méthane issues des unités de cogénération à partir de biogaz et de gaz naturel fossile. Reproduit depuis [145].	136
Figure 5.40	Avantages et inconvénients (en vert et rouge respectivement) de passer d'une évaluation des impacts au niveau midpoint vers le niveau dommage.....	141
Figure 5.41	Relations entre les catégories d'impact de ReCiPe2016 et des services écosystémiques. Reproduit depuis [170].	147
Figure 7.1	Filières de production de biométhane obtenu par purification du biogaz généré par digestion anaérobie choisies pour le cas d'étude. Les arbres de processus détaillés sont disponibles en Annexe C.	165
Figure 7.2	Impact court terme sur les changements climatiques pour les 6 filières choisies pour le cas d'étude pour le scénario de référence	166
Figure 7.3	Analyse de sensibilité sur le choix de l'unité fonctionnelle pour un usage chaleur ou transport	167

Figure 7.4 Analyse de sensibilité sur le choix de l'approche pour traiter la multifonctionnalité pour la filière chaleur - biométhane à partir de fumier	168
Figure 7.5 Frontières des systèmes des différentes approches pour traiter la multifonctionnalité pour la filière chaleur - biométhane à partir de fumier.....	170
Figure 7.6 Bilan du contenu en carbone biogénique	171
Figure 7.7 Analyse de sensibilité pour l'approche avec ou sans neutralité carbone	172
Figure 7.8 Contributions relatives des scénarios pour chaque indicateur midpoint avec IMPACT World+	174
Figure 7.9 Contributions relatives des scénarios pour chaque indicateur midpoint avec EF 3.0	175
Figure 7.10 Contributions aux dommages avec IMPACT World+	176

Liste des abréviations et sigles

ACV	Analyse du cycle de vie (LCA en anglais)
CC	Changement climatique (catégorie de dommage environnemental)
CIRAIG	Centre international de référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CO ₂	Dioxyde de carbone
CH ₄	Méthane
CSC	Capture et stockage du carbone (CCS en anglais)
DALY	Disabled Adjusted Life Years
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie (appelé ACVI par ISO)
FC	Facteur de caractérisation (CF en anglais)
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC en anglais)
GES	Gaz à effet de serre
ICV	Inventaire du cycle de vie
ISO	Organisation internationale de normalisation
kg CO ₂ éq.	Kilogramme de dioxyde de carbone équivalent
kg PO ₄ éq.	Kilogramme de phosphate équivalent
kg SO ₂ éq.	Kilogramme de dioxyde de soufre équivalent
MJ	Mégajoules d'énergie
PDF*m ² *an	« Potentially Disappeared Fraction » sur une certaine surface et sur une durée donnée
PRG	Potentiel de réchauffement global (GWP en anglais)
QE	Qualité des écosystèmes (catégorie de dommage environnemental)
R	Ressources (catégorie de dommage environnemental)
SH	Santé humaine (catégorie de dommage environnemental)
UE	Union européenne

1 Introduction

1.1 Objectifs de l'étude

Les objectifs généraux de cette étude sont **d'analyser les pratiques actuelles pour réaliser des ACV de la biomasse énergie**, et de **fournir des recommandations sur les meilleures pratiques actuelles et futures**.

Les objectifs spécifiques sont les suivants :

1. Identifier les filières actuelles de la biomasse énergie (ou bioénergie) ;
2. Recenser les argumentaires de différents acteurs sur les performances environnementales des bioénergies justifiant ou non l'utilisation de la biomasse énergie ;
3. Définir le cadre d'analyse théorique des ACV des bioénergies ;
4. Recenser les principales lignes directrices à caractère normatives spécifiques à la réalisation des ACV des bioénergies ;
5. Réaliser une revue de la littérature récente sur les ACV des bioénergies pour identifier les principaux choix méthodologiques qui influencent les résultats ;
6. Faire une analyse critique des principaux enjeux méthodologiques liés à l'ACV des bioénergies ;
7. Faire une analyse critique de certaines données de référence liées aux ACV des bioénergies ;
8. Tester l'influence de plusieurs enjeux méthodologiques sur un cas d'étude ;
9. Fournir des recommandations à court terme et à long terme sur les meilleures pratiques pour réaliser des ACV des bioénergies.

2 Identification des filières biomasse énergie

L'objectif de cette section est d'identifier et de classer les principales filières biomasse énergie en fonction de plusieurs caractéristiques techniques. Un portrait du marché actuel des bioénergies est également disponible à la fin de cette section.

2.1 Définition de la biomasse énergie

La biomasse énergie, ou bioénergie, est une **énergie produite à partir de biomasse renouvelable**. L'énergie contenue dans la biomasse provient à l'origine de l'énergie solaire captée puis transformée par les végétaux lors de la photosynthèse. La biomasse désigne la matière organique provenant des écosystèmes vivants [1], mais sa définition peut varier d'un acteur à l'autre. On distingue notamment :

- la **biomasse dite renouvelable** directement issue des plantes et des animaux, dont le flux est renouvelé sur des cycles courts de l'ordre de l'année (biomasse agricole) à quelques dizaines d'années (biomasse forestière). Le carbone contenu dans la biomasse renouvelable est qualifié de carbone biogénique.
- La **biomasse dite non renouvelable**, car transformée sur des cycles longs de renouvellement du flux, par fossilisation au cours de millions d'années de la matière organique, soit les sources fossiles comme le pétrole, le gaz naturel ou le charbon). Le carbone contenu dans la biomasse non renouvelable est qualifié de carbone fossile.

Dans ce rapport, le terme biomasse fait référence à la biomasse renouvelable. Voici la définition de la biomasse telle que décrite dans la version en vigueur de la Directive européenne sur les énergies renouvelables (RED II) : « *la fraction biodégradable des produits, des déchets et des résidus d'origine biologique provenant de l'agriculture, y compris les substances végétales et animales, de la sylviculture et des industries connexes, y compris la pêche et l'aquaculture, ainsi que la fraction biodégradable des déchets, notamment les déchets industriels et municipaux d'origine biologique* » [2].

2.2 Principales caractéristiques des filières biomasse énergie

Les bioénergies sont généralement vendues sous forme de produits énergétiques solides (p. ex. granulés de bois), liquides (p. ex. bioéthanol, biodiesel) ou gazeux (p. ex. gaz naturel renouvelable) puis converties en énergie finale pour combler nos besoins en transport, électricité et chaleur. Ces produits énergétiques sont fabriqués à partir de différents types de biomasse via différents procédés de conversion. Les filières de bioénergie peuvent donc être distinguées selon 4 caractéristiques principales :

- Le type de biomasse utilisée comme **matière première**
- Les **procédés de conversion** industriels pour fabriquer les produits bioénergétiques
- Le type et la forme de **produits bioénergétiques**
- L'**utilisation finale** de la bioénergie dans différents secteurs

2.2.1 Les types de biomasse utilisée comme matière première

Il existe une grande variété de biomasses utilisées comme matière première pour fabriquer des produits énergétiques. Les types de biomasses pouvant être utilisés varient en fonction du produit énergétique et des procédés de conversion. Les biomasses pour la bioénergie peuvent être classifiées tel que présenté au Tableau 2.1 et se regroupent en 4 grandes catégories :

- la **biomasse d'origine agricole** qui comprend les cultures conventionnelles, les cultures énergétiques dédiées et les résidus agricoles,
- la **biomasse d'origine forestière** qui comprend le bois brut et les résidus de bois,
- la **biomasse déchet**,
- la **biomasse algale**.

Tableau 2.1 Classification des types de biomasses utilisées comme matière première pour les bioénergies (*peut contenir de la matière organique d'origine fossile)

	Catégorie 1	Catégorie 2	Catégorie 3	Exemples
Biomasse agricole	Cultures conventionnelles	Cultures amylicées		<i>maïs, blé, orge, seigle, sorgho, triticale, betterave fourragère</i>
		Cultures saccharifères		<i>betterave sucrière, colza, soja, canne à sucre</i>
		Cultures d'oléagineux		<i>colza, tournesol, palme, brassica carinata</i>
	Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation		<i>saule, peuplier, cultures à larges feuilles</i>
		Herbes		<i>miscanthus, switchgrass, cultures séquentielles</i>
		Cultures d'oléagineux		<i>jatropha</i>
Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires/ au champ		<i>tiges de maïs, paille, grappes de fruits du palmier, feuilles de palmier</i>	
	Résidus agricoles secondaires/ à la transformation	À partir de plantes	<i>écorce de riz, épis de maïs, coque des noix de coco, tourteaux de palmiste, bagasse</i>	
		À partir d'animaux	<i>fumier, graisses animales, carcasses</i>	
Biomasse forestière	Bois brut		Forêt conventionnelle	
		Forêts exploitées	Forêt à courte rotation	<i>eucalyptus, peuplier, sycamore, hêtre austral</i>
		Forêts naturelles		
	Résidus de bois	Résidus forestiers primaires		<i>écorces, branches, poix noire</i>
		Résidus forestiers secondaires		<i>co-produits industriels comme copeaux de bois, sciures, liqueur noire</i>
Biomasse déchets	Résidus tertiaires	Déchets organiques*		<i>déchets solides municipaux, déchets végétaux, déchets alimentaires, boues d'épuration</i>
		Huiles végétales usagées		<i>huiles de cuisson usagées</i>
		Bois déchets		<i>bois d'emballage, bois d'ameublement et de menuiserie, bois de démolition</i>
		Déchets papier et carton		
		Gaz d'enfouissement		
Algues	Microalgues	Pour l'huile		
		Pour les carbohydrates		
		Producteur d'énergie		<i>synthèse directe d'hydrogène par les algues</i>
	Macroalgues			

Légende	Cultures alimentaires	Biomasse lignocellulosique
	Cultures non-alimentaires	Biomasse résidu
	Algues	Biomasse déchet

Les **cultures conventionnelles** sont des cultures alimentaires utilisées pour la production de biocarburants liquides dits de première génération (G1), en valorisant soit l'amidon contenu dans la plante (p. ex. maïs, blé), soit le sucre (p. ex. canne à sucre, betterave), soit l'huile (p. ex. palme, soja). L'utilisation de ces cultures pour produire de l'énergie entre en compétition avec l'usage de ces ressources pour l'alimentation humaine et animale (« food versus fuel »). Pour limiter l'utilisation de biocarburants G1 et éviter l'inflation des prix des aliments, l'Union européenne a mis en place des mesures incitant les producteurs de biocarburants à se tourner progressivement vers d'autres biomasses, comme les cultures énergétiques dédiées, les résidus et les déchets de biomasse.

Les **cultures énergétiques dédiées** sont des cultures non alimentaires dont le but principal est de servir à produire de l'énergie. Dépendamment de leur lieu de production, ces cultures peuvent entrer en compétition avec l'usage de la ressource terre pour d'autres usages, notamment les cultures alimentaires. Pour limiter cet effet, les cultures énergétiques dédiées devraient idéalement être cultivées sur des terres non arables ou dégradées. Il existe 3 grands types de cultures énergétiques dédiées :

- les cultures d'oléagineux non alimentaires comme le Jatropha qui peut croître sur tous types de sols et est adapté aux climats arides ;
- les taillis à courte rotation qui sont des cultures lignocellulosiques pérennes dont les coupes se font tous les 3 à 15 ans dépendamment de l'essence cultivée ;
- Les herbes, comme le miscanthus, sont également des cultures lignocellulosiques pérennes dont les récoltes sont annuelles.

Le **bois brut**, généralement issu de forêts exploitées, est surtout utilisé comme bois combustible sous forme de bûches, de plaquettes ou granules pour la production de chaleur. L'usage du bois brut pour la production d'énergie entre en compétition avec d'autres usages du bois qui permettent une durée de stockage plus longue du carbone biogénique contenu dedans (p. ex., bois de construction, bois d'ameublement). À noter que de nombreuses forêts sont gérées pour une production mixte de bois d'œuvre, bois industrie et bois énergie.

Les **résidus de biomasse** sont des sous-produits d'activités agricoles ou sylvicoles de sources primaires (production agricole ou forestière) et secondaires (industrie de transformation de produits agricoles ou forestiers). Ils ne sont pas produits spécifiquement pour la production de bioénergie, contrairement aux cultures ou à la production de bois brut. Leur conversion en bioénergie est un nouveau débouché pour valoriser ces résidus. Les résidus agricoles incluent les résidus issus de l'élevage des animaux.

La **biomasse déchet** rassemble les résidus de biomasse de source tertiaire, c'est-à-dire les résidus après l'utilisation de produits biosourcés. Il rassemble notamment les déchets organiques (p. ex. déchets municipaux, boues de stations d'épuration), les huiles végétales usagées, le bois déchet (p. ex. bois d'emballage, bois d'ameublement et de menuiserie, bois de démolition) et les déchets papier et carton. Il est important de noter que certains déchets, notamment les déchets solides municipaux, peuvent contenir une part de matière d'origine fossile (p. ex. résidus de plastiques) et peuvent nécessiter une dépollution.

La **biomasse algale** est constituée des microalgues et des macroalgues. Les microalgues peuvent être élevées en bassins ouverts ou en photobioréacteurs afin d'en valoriser différents composants comme ses lipides ou ses carbohydrates. Elles peuvent également être utilisées pour produire directement de l'énergie, comme c'est le cas des algues qui synthétisent directement de l'hydrogène. Les macroalgues peuvent être récoltées sur les plages ou être élevées en mer.

2.2.2 Les procédés de conversion industriels

Il existe plusieurs procédés de conversion industriels utilisés pour fabriquer des produits bioénergétiques. Les procédés de conversion utilisés dépendent du type de biomasse à traiter et du produit bioénergétique souhaité [3]. Différents coproduits sont également générés lors de cette conversion [4]. Les procédés de conversion industriels pour la bioénergie peuvent être classifiés tels que présentés dans le Tableau 2.2 et se regroupent en 5 grandes catégories :

- Le prétraitement de la biomasse
- Les procédés de conversion biochimique
- Les procédés de conversion thermochimique
- Les procédés associés à la transestérification
- Les bioraffineries

Tableau 2.2 Classification des procédés de conversion industriels pour fabriquer les produits bioénergétiques (*peut contenir de la matière organique d'origine fossile)

Catégorie 1	Catégorie 2	Catégorie 3
Prétraitement de la biomasse	Préparation des combustibles solides	Sciage
		Hachage
		Séchage
		Déchiquetage
		Broyage
		Criblage
		Retrait de métaux
		Compaction
		Torréfaction
		Traitement à la vapeur
Conversion biochimique		Digestion anaérobique
		Purification
		Fermentation alcoolique
		Hydrolyse enzymatique
		Production photobiologique d'hydrogène
		Fermentation sombre
		Pile à combustible microbienne photosynthétique
Conversion thermochimique		Gazéification
		Fischer-Tropsch
		Méthanation
		Hydrotraitement
		Co-traitement*
		Pyrolyse
Transestérification		Liquéfaction
		Extraction des lipides
		Transestérification catalytique
Bioraffinerie		Transestérification supercritique

Le **prétraitement de la biomasse** permet de réduire le volume et le contenu en eau afin d'augmenter son pouvoir calorifique (p. ex. séchage, torréfaction) et de mettre la biomasse sous un format facilitant son transport et sa conversion en bioénergie (p. ex. broyage et compaction). En améliorant les propriétés physico-chimiques de la biomasse, le prétraitement est aussi un moyen de réduire les émissions de polluants lors de la combustion de la bioénergie [5]. Le type de prétraitement nécessaire dépend du procédé de conversion.

Les **procédés de conversion biochimique** utilisent des microorganismes ou des enzymes pour convertir la biomasse en bioénergie. Les principaux procédés de conversion biochimique sont les suivants :

- La digestion anaérobie, ou biométhanisation est un processus biologique naturel de décomposition de la matière organique par des bactéries qui s'activent dans des conditions anaérobies. Elle se décompose en 3 étapes : l'hydrolyse, la fermentation et la méthanogénèse. Elle permet de convertir de la biomasse humide en biogaz, majoritairement composé de CH_4 et de CO_2 . Le principal coproduit de la digestion est le digestat. À l'échelle industrielle, ce procédé se déroule dans un bioréacteur fermé. Le biogaz peut ensuite être purifié pour en extraire le biométhane ; le digestat peut être valorisé, composté ou non, sur des terres agricoles ou horticoles.
- La fermentation alcoolique permet de convertir l'amidon ou le sucre directement accessible dans les plantes en bioéthanol. C'est le procédé conventionnel de production du bioéthanol. Les principaux coproduits de la fermentation du maïs sont : par voie sèche le CO_2 et les drêches de distillerie, et par voie humide la farine de gluten de maïs, la farine de germes de maïs, et l'extrait soluble de maïs. Le principal coproduit de la fermentation de la canne à sucre est la bagasse.
- L'hydrolyse enzymatique est une étape supplémentaire permettant d'obtenir du bioéthanol à partir de biomasse lignocellulosique dont les sucres ne sont pas directement accessibles. La cellulose est tout d'abord extraite par un traitement physico-chimique puis transformée en glucose par hydrolyse enzymatique. Ce glucose est converti en bioéthanol par fermentation avec des levures comme pour la production de bioéthanol conventionnel. Le principal coproduit de l'hydrolyse enzymatique est la lignine.
- La fermentation sombre à partir de résidus ou déchets [6] et la production photobiologique d'hydrogène à partir de microalgues [7] sont deux procédés émergents pour la production de biohydrogène .
- La pile à combustible microbienne photosynthétique permet la génération directe de bioélectricité à partir de matière organique grâce à des bactéries électrogéniques en condition anaérobie [8].

Les **procédés de conversion thermochimique** utilisent la chaleur pour décomposer les composés organiques de la biomasse. Les principaux procédés de conversion thermochimique sont les suivants :

- La gazéification est une réaction chimique à très haute température et haute pression dans un milieu pauvre en oxygène. La gazéification est un procédé autothermique, c'est-à-dire que l'énergie fournie pour produire la chaleur provient directement de la biomasse traitée. Elle produit un composé intermédiaire le syngas ou gaz de synthèse composé principalement de monoxyde de carbone (CO), d'hydrogène et de CO_2 en faibles proportions. Le syngas peut ensuite être converti en biohydrogène, en biocarburant liquide FT (diesel, essence ou kérosène de synthèse) par un procédé de synthèse Fischer-Tropsch, ou en biométhane par méthanation (conversion du CO et CO_2 en CH_4 par hydrogénation).
- La pyrolyse est une décomposition thermique de la biomasse à moyenne ou haute température en absence d'oxygène. Elle permet de convertir la biomasse en biohuile. Un des coproduits de la pyrolyse de la biomasse est le biocharbon utilisé en agriculture pour améliorer la qualité des sols.

- L'hydrotraitement consiste à retirer l'oxygène présent dans les hydrocarbures oxygénés par une réaction catalytique à haute pression, à température modérée et en présence d'hydrogène. Ce procédé permet de convertir des huiles végétales en huiles végétales hydrotraitées (HVO). L'hydrotraitement coproduit du gaz combustible qui est converti en électricité et chaleur pour répondre aux besoins en énergie du procédé.
- Le co-traitement, ou *co-processing*, est un procédé semblable à l'hydrotraitement qui permet de traiter en raffinerie un mélange de charges d'origine fossile et d'origine biomasse. Le produit obtenu est donc un mélange de bioénergie (de type HVO) et d'énergie fossile. Les fractions fossiles et biogéniques du produit peuvent par exemple être déterminées au prorata du contenu carbone des charges en entrée.

La **transestérification** est une réaction permettant de convertir des graisses ou des huiles en ester méthylique d'acide gras (FAME) en présence ou non de catalyseurs. Cette réaction génère de la glycérine brute comme coproduit. L'extraction des lipides contenus de la biomasse peut se faire par trituration (p. ex. graines oléagineuses) ou par extraction au solvant (p. ex. graines oléagineuses, microalgues). Cette étape génère des tourteaux riches en protéine comme coproduit. L'extraction des lipides est également une étape préliminaire à l'hydrotraitement.

Les **bioaffineries** sont des complexes industriels qui transforment la biomasse en divers produits biosourcés, tels que des produits bioénergétiques, des biomolécules, des biomatériaux ou des ingrédients pour l'alimentation humaine et animale. Ces unités peuvent intégrer plusieurs des procédés mentionnés ci-dessus.

2.2.3 Les types de produits bioénergétiques

Les produits bioénergétiques contiennent une quantité importante d'énergie qui sera rendue disponible sous forme d'énergie finale par combustion. Ils peuvent se distinguer selon l'état sous lequel ils sont commercialisés. La classification des produits bioénergétiques est présentée dans le Tableau 2.3 et se divise en 4 grandes catégories :

- Les bioénergies sous forme liquide qui regroupent les biocarburants et bioliquides ;
- Les bioénergies sous forme gazeuse qui regroupent le biogaz, le biométhane et l'hydrogène ;
- Les bioénergies sous forme solide qui regroupent les combustibles de biomasse solide, sous forme de bûches, briquettes et granules de bois ou d'autres biomasses lignocellulosiques ;
- Les autres produits énergétiques tels que la bioélectricité générée sans combustion.

Les **biocarburants liquides** sont principalement utilisés dans le secteur des transports en substitution des carburants liquides d'origine fossile. Les principaux biocarburants sont :

- Le bioéthanol est un substitut à l'essence imparfait. En effet, sa composition chimique est différente de celle de l'essence, et il doit être utilisé en mélange dans les moteurs à essence pour éviter de les endommager. Par exemple, le carburant SP95-E10 contenant jusqu'à 10% en volume d'éthanol mélangé à l'essence est compatible avec 90% du parc automobile à essence français [9].
- Le biodiesel (FAME) est un substitut au diesel imparfait. Par exemple, ses propriétés à froid sont moins bonnes et sa viscosité est plus élevée que le diesel. Tout comme le bioéthanol, il doit être utilisé en mélange dans les moteurs diesel.

- Les HVO comprennent des substituts au diesel (appelé Diesel renouvelable), à l'essence et au kérosène. Le diesel renouvelable est un carburant « insérable », ce qui signifie qu'il peut être utilisé directement sans modification du moteur.
- Les liquides FT sont des biocarburants synthétiques qui comprennent des substituts au diesel (biogazole de synthèse), à l'essence et au kérosène. Tout comme le diesel renouvelable, le biogazole de synthèse est un carburant « insérable ».
- La biohuile est un substitut au mazout avec un contenu en oxygène et en eau élevée.
- Les huiles végétales brutes peuvent être directement utilisées dans certains moteurs.
- Les autres biocarburants synthétiques comprennent le méthanol, DME, ETBE, MTBE.

Les **bioénergies gazeuses** sont principalement utilisées pour la production d'électricité et de chaleur et dans le secteur des transports. Les principales bioénergies gazeuses sont :

- Le biogaz est un mélange de CH₄ et de CO₂. Le biogaz issu de digestion anaérobie a une teneur en méthane variant entre 45% et 60%, contrairement au gaz naturel fossile qui est composé à plus de 95% de méthane. Le biogaz peut être utilisé tel quel ou après purification pour augmenter sa concentration en méthane.
- Le biométhane ou gaz naturel renouvelable (GNR) peut directement être injecté dans le réseau de distribution gazier, ou transformé en gaz naturel liquéfié (LNG) ou comprimé (CNG).
- Le gaz naturel synthétique (SNG) est un gaz principalement composé de méthane issu du procédé industriel de méthanation. Comme le GNR, il peut être injecté sur le réseau ou transformé en LNG ou CNG.
- Le biohydrogène est de l'hydrogène produit à partir de biomasse.

Les **combustibles de biomasse solide** (parfois appelé biocombustibles) sont principalement utilisés pour la production d'électricité et de chaleur. Les principaux combustibles de biomasse solide sont :

- Les combustibles de bois non transformés
 - Les buches de bois coupées avec une longueur uniforme et généralement séchées sont utilisées comme bois de chauffage.
- Les combustibles de bois transformés sont généralement plus denses et moins humides que les buches ce qui améliore leur rendement énergétique lors de la combustion. Ces combustibles de bois transformés peuvent être produits à partir de bois brut ou de résidus de bois.
 - Les granulés de bois sont des biocombustibles densifiés (comprimés) sous forme cylindrique d'un diamètre jusqu'à 25 mm, typiquement 6 mm ou 8 mm, et d'une longueur de 5 à 40 mm.
 - Les briquettes de bois sont des biocombustibles densifiés de forme cubique ou cylindrique d'un diamètre supérieur à 25 mm.
 - Les plaquettes de bois sont des copeaux de bois déchiquetés de taille définie, d'une longueur typique de 5 à 50 mm, et de faible épaisseur par rapport à la longueur. Ils sont produits par traitement mécanique avec des outils tranchants.
- Les combustibles de biomasse lignocellulosique agricole
 - Séchée et densifiée sous forme de granules (p. ex. miscanthus, switchgrass), pour les mêmes usages que les granules de bois.

La **bioélectricité** est une électricité directement produite à partir de biomasse sans recourt à un procédé de combustion (p. ex. pile à combustible microbienne photosynthétique). Il s'agit d'une technologie non mature.

Tableau 2.3 Classification des produits bioénergétiques

Catégorie 1	Catégorie 2
Biocarburants liquides	Bioéthanol
	Biodiesel (FAME)
	HVO (Diesel renouvelable)
	Liquides FT
	Bio-huile
	Huile végétale brute
	Autres biocarburants synthétiques
Bioénergie gazeuse	Biogaz
	Biométhane
	Gaz naturel synthétique (SNG)
	Biohydrogène
Combustibles de biomasse solide	Buches de bois
	Granulés
	Briquettes
	Plaquettes
Autre	Bioélectricité

2.2.4 L'utilisation finale des bioénergies

Les produits énergétiques sont convertis en énergie finale par combustion. L'énergie libérée peut être utilisée dans le secteur des transports, ainsi que pour la production d'électricité et de chaleur.

Dans le secteur des **transports**, les biocarburants liquides et gazeux (p. ex. bioéthanol, biométhane) peuvent être utilisés seuls ou en mélange avec des carburants fossiles pour fournir l'énergie finale pour différents usages :

- Le transport routier pour le transport de personnes (automobiles) et de marchandises (camions). Les biocarburants peuvent être utilisés dans des véhicules conventionnels en mélange à l'essence (bioéthanol) ou au diesel (biodiesel, diesel renouvelable, liquide FT), dans des véhicules à carburant modulable (*Flex-fuel*) permettant d'incorporer n'importe quelle proportion de bioéthanol (E85 ou autre), dans des véhicules roulant au gaz naturel (CNG ou LNG), et dans des véhicules avec une pile à combustible à hydrogène.
- Le transport aérien pour les biocarburants liquides ayant les spécifications requises pour se substituer aux carburants pour l'aviation (HVO, liquides FT).
- Le transport maritime et ferroviaire. Les biocarburants peuvent être utilisés dans ces deux secteurs, mais les applications restent marginales pour le moment.

Les bioénergies peuvent aussi être converties en **chaleur** pour différents usages :

- Usage résidentiel pour le chauffage des locaux ou de l'eau grâce à l'utilisation de chaudières (gaz, bois ou mazout) ou de centrales de chauffage reliées pour un réseau de chaleur, et pour la cuisson en utilisant de fourneaux à bois ou à gaz.
- Usage industriel pour produire de la chaleur via des centrales de chauffage ou des réseaux de chaleur.

Enfin, les bioénergies peuvent être converties en **électricité** dans des centrales électriques (gaz, bois ou mazout) ou dans des unités de cogénération produisant également de la chaleur.

Tableau 2.4 Classification des usages finaux des bioénergies et des technologies de conversion en énergie finale

Catégorie 1	Catégorie 2	Catégorie 3
Transport	Transport routier	Véhicule conventionnel
		Véhicule Flex-fuel
		Véhicule au gaz naturel
		Véhicule avec pile à combustible
	Transport aérien	
	Transport ferroviaire	
	Transport maritime	
Chaleur	Chaudière	
	Fourneau	
	Centrale de chauffage	
Électricité	Centrale électrique	
	Centrale à co-génération	

2.3 Principales filières de bioénergies

120 filières de bioénergies ont été identifiées, incluant 66 filières pour les biocarburants liquides (Tableau 2.5), 29 filières pour la bioénergie gazeuse (Tableau 2.6), 24 filières pour les combustibles de biomasse solide (Tableau 2.7) et 1 filière de bioélectricité. La liste complète des filières, plus détaillée sur les types de biomasses et sur les coproduits, ainsi qu'une représentation schématique des filières sont disponible en Annexe A. Plus de détails sur les types de biomasses, les procédés de conversion, les produits bioénergétiques et les usages sont disponibles dans la section 2.2.

2.3.1 Bioénergie liquide (biocarburants et bioliquides)

Les filières biocarburants sont nombreuses et utilisent des sources de biomasse très variées. On distingue généralement 4 familles de filières de biocarburant selon le type de biomasse utilisée :

- Les filières biocarburant de **première génération** (G1) utilisent de la biomasse issue de cultures conventionnelles alimentaires. Les cultures amylacées ou sucrières sont converties en bioéthanol G1 par fermentation. Les cultures oléagineuses sont converties en biodiesel G1 par transestérification ou HVO G1 par hydrotraitement. La Figure 2.1 détaille la chaîne de valeur des filières G1.
- Les filières biocarburant de **deuxième génération** (G2) utilisent de la biomasse issue de cultures énergétiques dédiées, ou des résidus agricoles ou forestiers. Ces filières valorisent la lignocellulose contenue dans la biomasse pour la convertir en bioéthanol G2 par hydrolyse enzymatique (aussi appelé éthanol cellulosique), en liquides FT G2 par gazéification + synthèse Fischer-Tropsch ou en biohuile G2 par pyrolyse. La génération G1bis désigne l'utilisation de cultures oléagineuses non alimentaires (p. ex. Jatropha) pour la production de biodiesel.
- Les filières biocarburant de **troisième génération** (G3) utilisent de la biomasse issue des algues. Les lipides contenus dans les microalgues peuvent être convertis en biodiesel G3

ou HVO G3. Les carbohydrates contenus dans les microalgues ou macroalgues peuvent être convertis en liquides FT G3 ou en bioéthanol G3 ou en biohuile G3.

- Les **autres filières biocarburant avancées** utilisent de la biomasse issue de déchets tertiaires. Ces filières, avec les filières G2 et G3, sont appelées filières biocarburant avancées par opposition aux filières G1 conventionnelles. Les huiles végétales usagées peuvent être converties en biodiesel avancé ou HVO avancé. D'autres sources de déchets organiques, comme les déchets solides municipaux, peuvent être gazéifiées ou hydrolysées pour obtenir des liquides FT avancés ou du bioéthanol avancé. Le bois déchet peut être valorisé en biohuile par pyrolyse.

Par la suite, on désignera les filières biocarburants par le nom du produit énergétique et la génération de la biomasse utilisée (G1, G2, G3 ou avancé). Les autres caractéristiques pourront être mentionnées au besoin.

Tableau 2.5 Classification des filières de bioénergie liquide (biocarburants et biofluides) (*peut contenir de la matière organique d'origine fossile)

Produit bioénergétique	Génération de biomasse	Type de biomasse	Procédé de conversion	Utilisation potentielle
Bioéthanol	G1	Cultures conventionnelles	Fermentation alcoolique	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
	G2	Cultures énergétiques dédiées	Hydrolyse enzymatique	
		Résidus agricoles		
		Résidus de bois		
Avancée	Algues			
Biodiesel (FAME)	G1	Cultures conventionnelles	Extraction des lipides + Transestérification	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport maritime
	G1bis	Cultures énergétiques dédiées		
	G2	Résidus agricoles		
	Avancée	Algues		
HVO (Diesel renouvelable)	G1	Cultures conventionnelles	Extraction des lipides + Hydrotraitement	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
		Cultures énergétiques dédiées	Extraction des lipides + Co-traitement*	
	G1bis	Cultures énergétiques dédiées	Extraction des lipides + Hydrotraitement	
		Cultures énergétiques dédiées	Extraction des lipides + Co-traitement*	
	G2	Résidus agricoles	Extraction des lipides + Hydrotraitement	
		Résidus de bois	Extraction des lipides + Co-traitement*	
	G3	Algues	Pyrolyse + Hydrotraitement	
			Extraction des lipides + Hydrotraitement	
	Avancée	Biomasse déchets	Extraction des lipides + Hydrotraitement	
			Extraction des lipides + Co-traitement*	
Liquides FT	G2	Cultures énergétiques dédiées	Gazéification + Fischer-Tropsch	
		Résidus agricoles		
	G3	Résidus de bois		
		Algues		
Avancée	Biomasse déchets			
Autres biocarburants synthétiques	G2	Cultures énergétiques dédiées	Gazéification + Fischer-Tropsch	
		Résidus agricoles		
	G3	Résidus de bois		
		Algues		
Avancée	Biomasse déchets			
Huile végétale brute	G1	Cultures conventionnelles	Extraction des lipides	Transport routier / Autre
	G1bis	Cultures énergétiques dédiées		
	G2	Résidus agricoles		
	Avancée	Algues		
Bio-huile	G2	Cultures énergétiques dédiées	Pyrolyse	Chaleur + Électricité
		Résidus agricoles		
	G3	Résidus de bois		
		Algues		
Avancée	Biomasse déchets			

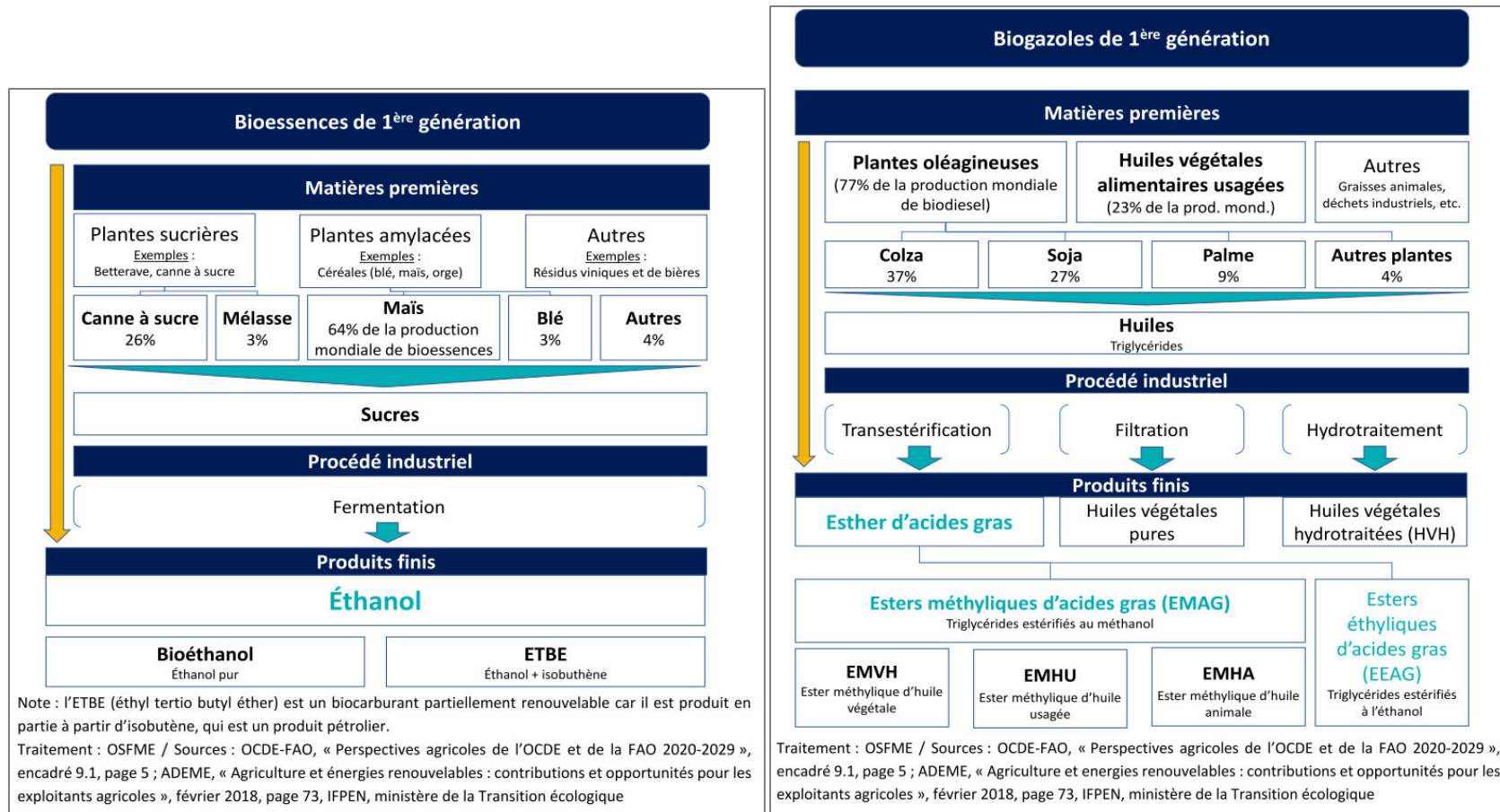


Figure 2.1 Chaîne de valeur et part de marché mondial en 2020 par matière première pour les filières G1 : bioessences incluant le bioéthanol, et biogazoles incluant le biodiesel (Esther d'acides gras), les huiles végétales brutes (huiles végétales pures) et l'HVO (huiles végétales hydrotraitées) (reproduit à partir de [10])

2.3.2 Bioénergie gazeuse (biogaz, biométhane et hydrogène)

- Les filières **biogaz**. Le biogaz est obtenu par digestion anaérobie de résidus agricoles (p. ex. fumier) ou de déchets organiques (p. ex. déchets municipaux solides, déchets de l'industrie alimentaire, boues d'épuration). Le biogaz peut également être directement récupéré dans les sites d'enfouissement contenant des déchets organiques (gaz d'enfouissement).
- Les filières **biométhane**. Le biométhane peut être obtenu par purification du biogaz, ou (sous forme de gaz naturel synthétique) par méthanation du CO₂ récupéré lors de la digestion anaérobie ou par méthanation de biomasse gazéifiée (cultures dédiées, résidus agricoles ou forestiers, algues).
- Les filières **biohydrogène**. Il existe 3 principales voies de production de biohydrogène : 1) récupération de l'hydrogène produit lors de la gazéification de la biomasse, 2) la production photobiologique d'hydrogène à partir de microalgues, 3) la fermentation sombre à partir de résidus agricoles ou de déchets organiques.

Par la suite, on désignera les filières de bioénergie gazeuse par le nom du produit énergétique et le procédé de conversion principal au besoin. Les autres caractéristiques pourront être mentionnées au besoin.

Tableau 2.6 Classification des filières de bioénergie gazeuse (biogaz, biométhane et hydrogène)

Produit bioénergétique	Type de biomasse	Procédé de conversion	Utilisation potentielle
Biogaz	Résidus agricoles	Digestion anaérobie (gaz d'enfouissement)	Chaleur + Électricité
	Biomasse déchets		
Biométhane	Résidus agricoles	Digestion anaérobie + Purification	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
	Biomasse déchets	Purification	
Gaz naturel synthétique (SNG)	Résidus agricoles	Digestion anaérobie + Méthanation	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
	Biomasse déchets		
	Cultures énergétiques dédiées	Gazéification + Méthanation	
	Résidus de bois		
Résidus agricoles			
Algues			
Biohydrogène	Résidus agricoles	Fermentation sombre	Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
	Biomasse déchets		
	Cultures énergétiques dédiées	Gazéification	
	Résidus de bois		
	Résidus agricoles		
Algues	Production photobiologique d'hydrogène		

2.3.3 Bioénergie solide (combustible de biomasse solide)

Les filières de **combustibles de bois non transformé** produisent des buches de bois issues principalement de foresterie conventionnelle ou de foresterie à courte rotation. Leur traitement avant mise sur le marché est minimal (découpage, séchage). Ces combustibles sont principalement utilisés pour la production de chaleur résidentielle.

Les filières de **combustibles de bois ou biomasse densifiés** produisent des plaquettes, briquettes ou granulés à partir de bois brut (taillis traditionnels, production mixte), taillis à courte rotation, résidus de bois ou bois déchets (p. ex. bois d'emballage, bois d'ameublement et de menuiserie,

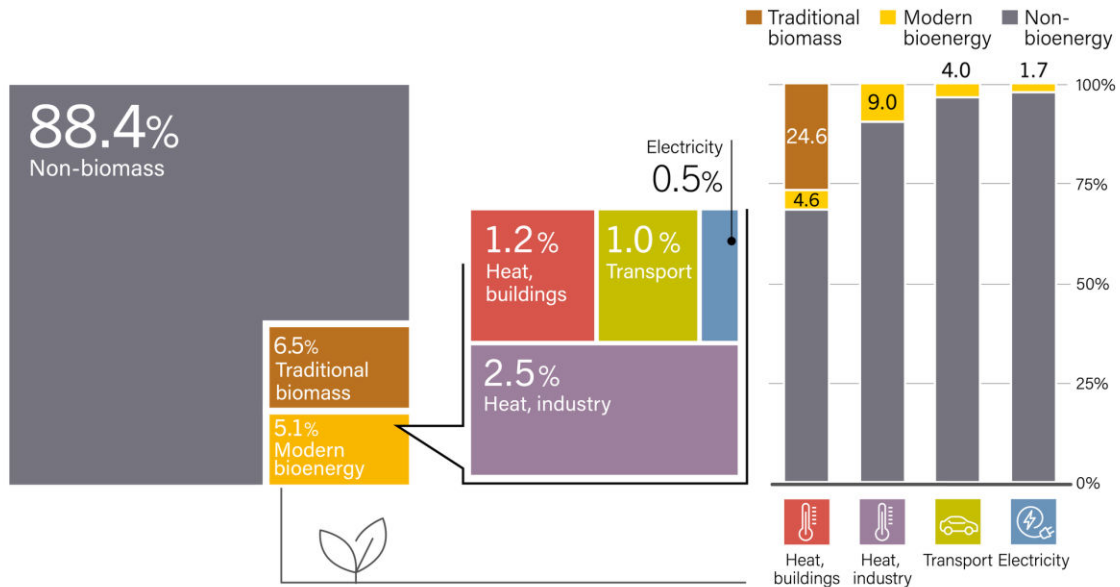
bois de démolition). Ces combustibles nécessitent plusieurs étapes de préparation comme le hachage, le séchage, le déchiquetage, le broyage, le criblage, la compaction, mais aussi le retrait de métaux notamment pour le bois déchets.

Tableau 2.7 Classification des filières de bioénergie solide (Combustibles de biomasse solide)

Produit bioénergétique	Type de biomasse	Procédé de conversion	Utilisation potentielle
Buches de bois	Bois brut	Préparation des combustibles solides	Chaleur
Briquettes	Bois brut	Préparation des combustibles solides	Chaleur + Électricité
	Cultures énergétiques dédiées		
	Residus de bois		
	Biomasse déchets		
Granulés	Bois brut	Préparation des combustibles solides	Chaleur + Électricité
	Cultures énergétiques dédiées		
	Residus de bois		
	Biomasse déchets		
Plaquettes	Bois brut	Préparation des combustibles solides	Chaleur + Électricité
	Cultures énergétiques dédiées		
	Residus de bois		
	Biomasse déchets		

2.4 Portrait mondial du marché de la biomasse énergie

Estimated Shares of Bioenergy in Total Final Energy Consumption
Overall and by End-Use Sector, 2019



Note: Data should not be compared with previous years because of revisions due to improved or adjusted data or methodology. Totals may not add up due to rounding. Buildings and industry categories include bioenergy supplied by district energy networks.

Source: Based on IEA.

REN21 RENEWABLES 2021 GLOBAL STATUS REPORT

Figure 2.2 Part des bioénergies dans la consommation mondiale d'énergie finale en 2019 (reproduit à partir de [11])

En 2019, environ 11% de l'énergie finale mondiale consommée est produite à partir de biomasse (Figure 2.2) [11]. 87% de cette énergie finale est utilisée pour la production de chaleur, 9% pour le transport et 4% pour la production d'électricité.

La **production de chaleur** à partir de biomasse est principalement utilisée dans le secteur résidentiel par une utilisation traditionnelle de la biomasse [11]. L'utilisation traditionnelle consiste à brûler du bois, du charbon ou des résidus agricoles pour produire de l'énergie pour la cuisson et le chauffage à l'aide d'appareils simples et généralement inefficaces. Cette utilisation traditionnelle se retrouve essentiellement dans les économies en développement et émergentes, et représente plus de la moitié de l'utilisation finale des bioénergies. Toutefois, l'utilisation traditionnelle engendre de graves effets négatifs sur la santé via l'émission de particules diminuant la qualité de l'air local. De plus l'approvisionnement en biomasse pour l'utilisation traditionnelle est très souvent non durable. Pour contrer ces effets négatifs, des efforts sont mis en place pour réduire l'utilisation de la biomasse traditionnelle et améliorer l'accès à des utilisations modernes et plus efficaces des bioénergies. La moitié des utilisations modernes résidentielles de la chaleur produite à partir de biomasse se retrouvent dans l'Union européenne grâce notamment à la mise en place de la Directive sur les énergies renouvelables (RED) [11]. En 2019, France, Allemagne, Italie et Suède fournissaient la moitié de la demande européenne en chaleur résidentielle à partir de biomasse [11]. L'utilisation de la chaleur à partir de biomasse pour des applications industrielles a lieu principalement dans des industries de produits biosourcés qui réutilisent leurs propres résidus et déchets pour subvenir à leurs besoins en énergie (secteur des

pâtes et papiers, industrie sucrière et alimentaire, industrie du bois), au travers de synergies industrielles locales (p. ex. réseau de chaleur partagé alimentant plusieurs utilisateurs à proximité ; les déchets organiques des uns pouvant compléter les besoins de la centrale thermique à biomasse), ou encore, plus récemment, au travers de concepts industriels intégrés comme la bioraffinerie qui introduit de nouveaux procédés pour offrir un panier de nouveaux produits (dont des biocarburants et des biomolécules) et où les boucles énergétiques sont optimisées).

Pour le **secteur des transports**, le principal débouché pour les biocarburants en 2020 est le transport terrestre [10]. Leur utilisation pour le transport maritime ou aérien reste marginale. Après un fort engouement dans les années 2000, la croissance de la production de biocarburants a fortement ralenti sur 2010-2019 (le taux de croissance est passé de 18.1% à 3.9%) [10]. En 2020, le bioéthanol représente 61% de la production de biocarburants (sur base énergétique), le biodiesel 33% et le diesel renouvelable (HVO) 6% [11]. Ces biocarburants sont principalement consommés en mélange avec l'essence ou le diesel, sauf au Brésil où l'utilisation des véhicules Flex-fuel est répandue. Les biocarburants produits dans le monde sont pour la très grande majorité des biocarburants G1. Les principales matières premières sont le maïs et la canne à sucre pour le bioéthanol, et l'huile de colza, l'huile de soja et les huiles végétales usagées pour le biodiesel et l'HVO (voir Figure 2.1). Malgré les efforts mis en place pour développer la production de biocarburants de génération avancée, les quantités produites actuellement restent encore faibles. Les États-Unis produisent 36% des biocarburants dans le monde (sur base énergétique), suivi par le Brésil (26%), l'Indonésie (7%), l'Allemagne (3.4%) et la Chine (3%) [11]. Les États-Unis sont le premier producteur mondial d'éthanol, suivi par le Brésil qui en consomme une très grande partie pour ses besoins domestiques. L'Union européenne est le principal producteur de biodiesel qu'elle consomme entièrement, suivi par l'Asie qui en exporte une partie [10].

La quantité mondiale d'**électricité** générée à partir de biomasse a quasiment doublé entre 2010 et 2020 [11]. En 2020, la Chine est le premier producteur (20%), suivi par les États-Unis et le Brésil (principalement par combustion de la bagasse issue de la canne à sucre). L'Union européenne produit environ un tiers de cette électricité, principalement à partir de biogaz en Allemagne.

3 Analyse critique des argumentaires liés à la durabilité de la biomasse énergie

3.1 Méthodologie

L'objectif de cette section est d'identifier et de catégoriser les argumentaires liés aux performances environnementales de la biomasse énergie et plus largement à sa durabilité. L'analyse porte sur les argumentaires favorables ou défavorables à l'utilisation des bioénergies. Plusieurs types de sources ont été analysées pour identifier les argumentaires de différentes parties prenantes autour des bioénergies :

- Associations européennes de producteurs de bioénergies comme Bioenergy Europe¹, European Biogas Association², ETIP Bioenergy³, European Waste-based & Advanced Biofuels Association⁴, European Biomass Industry Association⁵, European Biodiesel Board⁶.
- Réglementations européennes comme la RED II [12].
- Organismes paragouvernementaux comme le Joint Research Center (JRC)⁷ de la Commission Européenne [13], [14], l'Agence Internationale de l'énergie [15], l'Institute for European Environmental Policy [1], l'Institut de relations internationales et stratégiques (IRIS) [10].
- Organisations non gouvernementales (ONG) comme WWF France [16], OneEarth [17].
- Publications scientifiques [18]–[20].

À noter que l'ACV ne peut pas toujours apporter des réponses sur certains des enjeux soulevés.

3.2 Résultats

Les arguments les plus courants ont été reformulés entre guillemets et explicités dans le Tableau 4.5 en essayant de limiter au mieux une interprétation ou un jugement de la part des auteurs de la présente étude. En d'autres termes, l'idée n'est pas d'affirmer si ces arguments sont vrais ou faux, mais juste de les identifier. Une analyse complémentaire de chaque argument est également fournie en italique.

¹ <https://bioenergyeurope.org/>

² <https://www.europeanbiogas.eu/>

³ <https://www.etipbioenergy.eu/>

⁴ <https://www.ewaba.eu/>

⁵ <https://www.eubia.org/>




⁶ <https://ebb-eu.org/>

⁷ https://joint-research-centre.ec.europa.eu/scientific-activities-z/biofuels-and-bioenergy_en

Les arguments ont été catégorisés en 10 groupes :

- Énergie renouvelable
- Compétition avec l'alimentation
- Changement climatique
- Carboneutralité et émissions négatives
- Utilisation et transformation des terres
- Qualité des sols et stockage de carbone
- Biodiversité
- Qualité de l'air
- Utilisation et qualité des eaux
- Économie circulaire et sécurité énergétique

À titre de complément, la Figure 3.1 résume les avantages et inconvénients des biocarburants liquides.

Biocarburant	Société	Nature	Technologie
1^{ère} génération Matières premières agricoles Exemples : - Maïs - Canne à sucre - Colza - Soja 	+ Un nouveau débouché pour les agriculteurs - Une concurrence forte et directe avec les besoins alimentaires humains et animaux	- De forts risques de déforestation pour accroître les surfaces Usage de produits phytosanitaires de synthèse pour garantir la productivité des cultures	+ Une production de masse très développée Des co-produits pouvant être utilisés pour l'alimentation animale
2^e génération Matières végétales lignocellulosiques Exemples : - Résidus agricoles - Déchets forestiers - Cultures non-alimentaires 	+ Des matières premières plus abondantes et plus diversifiées que la 1 ^{re} génération - Une forte réduction des concurrences d'usages avec les filières alimentaires	+ Un faible risque de changement d'affectation des sols	+ Des projets de démonstrateurs aboutis (<i>Futuro!</i>) - Une industrialisation encore loin d'une production de masse
3^e génération Micro-organismes Exemples : - Micro-algues 	+ Une absence de concurrence avec l'alimentation humaine et animale	+ Un très faible risque de changement d'affectation des sols	- Un niveau de maturité technologique loin de toute industrialisation Un outil de production intensif en capital et très énergivore Des intrants de plus en plus critiques comme le phosphore

Traitement OSFME / Sources : IFPEN ; Ministère de la Transition écologique ; divers

Figure 3.1 Vue d'ensemble des avantages et inconvénients des générations de biocarburants (reproduit à partir de [10])

Tableau 3.1 Argumentaires liés aux les performances environnementales de l'utilisation de la biomasse énergie

Thèmes	Arguments <u>en faveur</u> de l'utilisation des bioénergies	Arguments <u>contre</u> l'utilisation des bioénergies
<p>Énergie renouvelable</p>	<p>« La biomasse est une source d'énergie renouvelable »</p> <ul style="list-style-type: none"> • La biomasse est issue de la conversion de l'énergie solaire, qui est elle-même une énergie renouvelable, via la photosynthèse. La biomasse se renouvelle à des vitesses variées selon des espèces et leur mode de gestion. Une utilisation raisonnée permet donc d'assurer la pérennité de son renouvellement. <p><i>Il s'agit d'un argument phare qui est très souvent mis de l'avant par de nombreux acteurs.</i></p>	<p>« La biomasse est une source d'énergie fonctionnellement finie »</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les ressources biomasse sont limitées et leur usage excessif ne permet pas un renouvellement assez rapide pour satisfaire la demande. Une énergie renouvelable est définie comme une énergie dont les sources se renouvellent en permanence. Or, il y a le risque d'avoir une production inférieure à la consommation dans le cas de la biomasse. • De plus, l'appellation 'bio' est parfois critiquée, car cela ne signifie pas que les externalités sont positives et que l'énergie est renouvelable. <p><i>Cet argument s'applique souvent à la biomasse forestière dont le temps de renouvellement peut être supérieur à 100 ans. Il est aujourd'hui reconnu dans la stratégie de bioéconomie de l'UE qui impose un usage de la biomasse respectant ses limites écologiques.</i></p>

Thèmes	Arguments <u>en faveur</u> de l'utilisation des bioénergies	Arguments <u>contre</u> l'utilisation des bioénergies
Compétition avec l'alimentation	<p>« Les nouvelles générations de biocarburants n'entrent pas en compétition avec les ressources alimentaires »</p> <ul style="list-style-type: none"> • Contrairement aux biocarburants G1, les biocarburants G2 et G3 utilisent des ressources biomasse non alimentaires. <p><i>L'UE a notamment limité la production de biocarburant G1 pour éviter cette pression sur les ressources alimentaires au travers de la RED II.</i></p>	<p>« La production de ressources pour les biocarburants entre en compétition avec l'alimentation »</p> <ul style="list-style-type: none"> • La majorité des biocarburants produits actuellement dans le monde sont des biocarburants G1 dont les ressources sont les mêmes que celles destinées au secteur alimentaire humain et animal (maïs, canne à sucre, soja, etc.). Ces ressources deviennent donc moins accessibles pour l'alimentation, parce qu'elles deviennent plus rares et/ou plus chères. • Les biocarburants G2 produits à partir de cultures énergétiques dédiées peuvent entrer en compétition avec l'usage de terre pour la production alimentaire. • L'utilisation intensive de l'eau pour cultiver des ressources biomasse énergie peut priver en eau les cultures alimentaires adjacentes, provoquant une délocalisation de la production alimentaire. <p><i>Cet argument a été le premier mis en avant pour dénoncer les effets pervers du développement des bioénergies. L'argumentation des ONG traduit le risque systémique du développement des bioénergies qui peut affecter les aspects environnementaux, sociaux et économiques.</i></p>

Changement climatique

« Les bioénergies contribuent à diminuer les émissions de GES mondiales »

- Le CO₂ émis lors de la combustion des bioénergies est biogénique. Le cycle naturel du carbone est donc seulement accéléré, sans ajout de CO₂ dans l'atmosphère lors de la combustion comme c'est le cas avec les énergies fossiles.
- Le couplage possible des bioénergies avec des technologies de capture et stockage du carbone (CSC) permet de diminuer encore les émissions de GES.
- La récupération du biogaz issu de la décomposition des déchets organiques évite que le méthane, qui a un fort pouvoir de réchauffement global, soit directement relargué dans l'atmosphère.

« Les bioénergies remplacent les énergies fossiles et contribuent donc à diminuer les émissions de GES mondiales »

- Les bioénergies remplacent les énergies fossiles dans des secteurs fortement émetteurs tels que le transport et l'énergie. Dans le secteur des transports, les biocarburants G2 et G3 ont généralement une empreinte carbone plus faible que les carburants conventionnels. Dans le secteur de l'énergie, les bioénergies sont des substituts intéressants, car elles possèdent un bon rendement pour la production de chaleur et sont complémentaires avec d'autres énergies renouvelables (photovoltaïque, éolien) grâce à leur aspect pilotable.

L'argument de la décarbonisation est un argument phare pour le développement des bioénergies, c'est donc celui que l'on retrouve le plus souvent. Les bioénergies permettent de diminuer les émissions de GES en se substituant aux énergies fossiles, principales contributrices au réchauffement climatique.

« Les bioénergies contribuent au réchauffement climatique »

- Bien que le CO₂ émis lors de la combustion des bioénergies soit biogénique, ces émissions ont un impact sur le changement climatique.
- Les biocarburants peuvent avoir une empreinte carbone plus élevée que les carburants fossiles en fonction des ressources utilisées pour leur fabrication.
- La culture de certaines biomasses énergie peut induire la conversion de terres naturelles ou de terres aménagées à stock en carbone initialement élevé (changement d'affectation des terres direct et indirect), et/ou l'intensification de l'usage de ces terres, ce qui diminue la taille du stock de carbone séquestré dans les sols et la végétation.
- La culture de la biomasse énergie émet du N₂O qui est un GES puissant.
- Il y a des fuites ou des pertes de méthane dans les centrales de méthanisation ou lors de son transport (émissions fugitives).

« Les bioénergies remplacent d'autres énergies bas carbone et contribuent donc à augmenter les émissions de GES mondiales »

- Les bioénergies pourraient remplacer d'autres énergies renouvelables bas carbone. P. ex., les biocarburants pourraient être utilisés à la place des autos électriques, ou les centrales à bois préférées à l'énergie éolienne.

Outre le principal argument qui consiste à dire que le CO₂ émit, peu importe son origine, reste du CO₂, le doute plane autour de l'usage des bioénergies. Quel est l'impact réel des bioénergies lorsque l'on prend en compte les impacts directs et indirects ? Vont-elles entrer en concurrence avec des énergies bas carbone et ralentir, par exemple, l'électrification des transports ? Est-il nécessaire d'appuyer les bioénergies quand d'autres sources d'énergies renouvelables ont

Thèmes	Arguments <u>en faveur</u> de l'utilisation des bioénergies	Arguments <u>contre</u> l'utilisation des bioénergies
		<i>fait leurs preuves ? Est-ce que la communication autour d'une énergie bas carbone pourrait entraîner l'augmentation de la consommation d'énergie et engendrer un effet rebond négatif ?</i>
Carboneutralité et émissions négatives	<p>« Les bioénergies sont carboneutres »</p> <ul style="list-style-type: none"> Les bioénergies captent autant de carbone qu'elles n'émettent lors de leur combustion. Elles accéléreraient donc le cycle du carbone sans en émettre davantage que l'aurait fait la nature. <p>« Coupler les bioénergies avec du CSC est une opportunité pour stocker du carbone »</p> <ul style="list-style-type: none"> Le CSC peut être couplé aux bioénergies pour capter le CO₂ biogénique lors de la combustion et devenir ainsi une technologie à impact négatif. <p><i>Ces arguments se concentrent sur le carbone biogénique. On les retrouve souvent utilisés dans les politiques publiques ou par les industriels. L'hypothèse de carboneutralité carbone est parfois mise en avant pour dire que les bioénergies n'auraient pas d'impact sur les changements climatiques, en ignorant les autres émissions de GES qui ont lieu sur le cycle de vie complet des bioénergies.</i></p>	<p>« Les bioénergies ne sont pas carboneutres »</p> <ul style="list-style-type: none"> Les bioénergies génèrent plus d'émissions de GES sur leur cycle de vie complet que ce qui est capté lors de la croissance de la plante. Les bioénergies génèrent des émissions de GES via le changement d'affectation des terres et les changements de gestion des terres (ex. intensification). Le décalage temporel est l'émission de carbone biogénique et sa séquestration pour les plantes engendre un impact sur le climat. Le développement du bois pour l'énergie entre en concurrence avec des usages plus traditionnels du bois ayant une durée de vie plus longue et donc une capacité de stockage de carbone plus importante. <p><i>Dans cet argument, le mot carboneutre ne s'applique pas juste au CO₂ biogénique, mais à l'ensemble des émissions de GES sur tout le cycle de vie, incluant les GES fossiles et la baisse de la séquestration du carbone dans les sols et la végétation. L'appellation carboneutre est souvent réfutée par les opposants aux bioénergies.</i></p>

Utilisation et transformation des terres

« Les bioénergies à partir de résidus et de déchets n'induisent pas d'utilisation de terres supplémentaires »

- Valoriser la biomasse résiduelle plutôt que cultiver des terres pour la biomasse énergie diminue la pression sur l'usage des terres.

Cet argument est avancé en réponse aux problématiques liées aux changements d'utilisation des terres, et à la déforestation en particulier, pour mettre en avant les avantages de la production de bioénergies avancées. De plus, la transition vers des régimes moins carnés, principale source d'occupation des terres agricoles, est un autre argument assurant que l'utilisation des terres pour la bioénergie ne sera pas problématique à l'avenir.

« La production de la biomasse énergie contribue à la déforestation »

- Les bioénergies contribuent à la conversion de terrains naturels ou de terrains agricoles consacrés à l'alimentation qui peuvent mener ultimement à de la déforestation. En effet, pour produire les ressources nécessaires pour répondre à la demande en bioénergie, les surfaces agricoles doivent augmenter et peuvent alors empiéter sur les forêts.
- Le même phénomène existe pour d'autres milieux naturels que les forêts telles que les tourbières et les zones humides (cas typique de l'expansion de la culture du palmier à huile).

« Les bioénergies contribuent à la perte de terres agricoles pour l'alimentation »

- Il y a également un phénomène indirect où la production de biomasse auparavant destinée au secteur alimentaire se dirige vers le domaine de l'énergie créant alors un besoin alimentaire. Cela se traduit notamment par la création de nouveaux terrains agricoles sur des terres à stock en carbone initialement élevé, voire des forêts, ou par la surexploitation des terrains agricoles existants.

« Les bioénergies contribuent à l'intensification de l'agriculture et de l'exploitation des forêts »

- En lien avec l'argument précédent. Pour combler la demande créée pour l'alimentation, il est possible que les rendements doivent être augmentés sur certaines terres grâce à une agriculture plus intensive plutôt que de mettre en culture de nouvelles terres.

Historiquement controversée et soulevée par les ONG pour d'autres causes, la déforestation nourrit l'argumentaire des opposants aux bioénergies. Les pressions sur la biodiversité, sur l'alimentation et sur

Thèmes	Arguments <u>en faveur</u> de l'utilisation des bioénergies	Arguments <u>contre</u> l'utilisation des bioénergies
		<i>la séquestration du carbone naissent de la potentielle mauvaise utilisation des terres.</i>
Qualité des sols et stockage de carbone	<p>« Une bonne gestion des terres utilisées pour la biomasse énergie contribue à la séquestration de carbone dans les sols »</p> <ul style="list-style-type: none"> notamment dans les terrains agricoles ou dans les forêts entretenues. Augmenter la surface de ces milieux offre la possibilité de capter une quantité de carbone plus importante. <p>« La production de la biomasse énergie contribue à la régénération des sols grâce à la mise en place de bonnes pratiques » comme :</p> <ul style="list-style-type: none"> La reforestation et la gestion réfléchie des forêts (découpe des arbres vieillissants, prévention des incendies...) La conversion de sols dégradés en terrains agricoles pour la production de cultures énergétiques dédiées. La diminution des apports d'intrants et la réduction des lessivages du sol pour certaines ressources, comme le Jatropha, le miscanthus. La valorisation du digestat coproduit lors de la méthanisation en engrais naturel permet de stocker de nouveau ce carbone dans le sol. <p><i>L'argumentaire se veut rassurant et semble venir en réponse aux critiques sur les conséquences de l'utilisation des terres. Ainsi, les arguments favorables soulignent que l'impact sur la qualité des sols est positif ou négligeable et que les solutions sont faciles à mettre en place.</i></p>	<p>« La production de la biomasse énergie contribue à la diminution du stock de carbone dans les sols »</p> <ul style="list-style-type: none"> À cause du changement d'affectation des terres comme la déforestation ou la conversion de terres naturelles (tourbières, zones humides...) qui sont des sols très riches en carbone, ou le changement de gestion des terres. <p>« La production de la biomasse énergie contribue à détériorer la qualité des sols » à cause de :</p> <ul style="list-style-type: none"> La surexploitation des sols. Certaines cultures pour la biomasse énergie nécessitent des apports d'intrants (phytosanitaires et fertilisants NPK) qui contribuent à l'appauvrissement des stocks de matières organiques du sol (culture intensive, destruction des microorganismes responsable de la régénération de la matière organique). Le risque d'émissions d'ammoniac lorsque le digestat appliqué n'est pas enfoui. L'ammoniac participe à l'acidification des sols et à la formation de particules fines. L'artificialisation ou l'imperméabilisation des sols lors de la construction de centrales à combustion, d'usines chimiques ou encore de routes. <p><i>Cet argument est une conséquence de l'utilisation des terres pour la production des bioénergies. La surexploitation des sols et leur appauvrissement via l'utilisation de produits chimiques sont souvent soulignés.</i></p>

Thèmes	Arguments <u>en faveur</u> de l'utilisation des bioénergies	Arguments <u>contre</u> l'utilisation des bioénergies
Biodiversité	<p>« La production de la biomasse énergie favorise le maintien de la biodiversité grâce à de bonnes pratiques culturales »</p> <ul style="list-style-type: none"> • comme la rotation des cultures et cohabitation des espèces. 	<p>« La production de la biomasse énergie contribue à la baisse de la biodiversité »</p> <ul style="list-style-type: none"> • à cause des LUC et de la déforestation qui engendre une perte d'habitat des espèces animales et végétales. • À cause de l'intensification des pratiques agricoles et forestières qui mène à une surexploitation des sols et de l'usage d'intrants chimiques qui détruisent de nombreux organismes et microorganismes vivants. <p><i>Ce thème est récurrent chez les ONG qui œuvrent pour la sauvegarde de la biodiversité.</i></p>
Qualité de l'air	<p>« L'utilisation des bioénergies contribue à l'amélioration de la qualité de l'air »</p> <ul style="list-style-type: none"> • Les bioénergies émettent moins de CO₂, CO ou NOx lors de leur combustion que les énergies fossiles. • Grâce à l'utilisation de technologies captant/filtrant les Composés Organiques Volatiles (COV), les particules fines (PM2.5, PM10), le noir de carbone, les NOx émis lors de la combustion des bioénergies qui diminuent la pollution locale de l'air. • En encourageant la valorisation des déchets agricoles ce qui fait que les agriculteurs auront donc moins tendance à brûler les résidus agricoles. <p><i>Cet argument se concentre principalement sur la phase d'utilisation des produits bioénergétiques (combustion). La comparaison est souvent faite avec les énergies fossiles que les bioénergies tendent à remplacer.</i></p>	<p>« L'utilisation des bioénergies participe à la détérioration de la qualité de l'air »</p> <ul style="list-style-type: none"> • La combustion des bioénergies génère des émissions de polluants comme les COV, hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAHs), particules fines (PM2.5, PM10), CO ou encore les NOx qui causent des effets respiratoires ou participent à la formation d'ozone photochimique. <p><i>Même si les améliorations technologiques permettent de limiter les émissions de polluants lors de la combustion des bioénergies, les émissions de polluants ne sont pas totalement supprimées.</i></p>

Thèmes	Arguments <u>en faveur</u> de l'utilisation des bioénergies	Arguments <u>contre</u> l'utilisation des bioénergies
<p>Utilisation et qualité des eaux</p>	<p>« La production de la biomasse énergie contribue à limiter les risques liés à l'eau »</p> <ul style="list-style-type: none"> • Une gestion intelligente des forêts et des espaces naturels permet d'assurer qu'ils continuent à fournir les services écosystémiques nécessaires pour limiter les risques d'inondations et l'érosion, filtrer les polluants ou encore pour réduire la sédimentation. <p><i>Il est à noter que cet argument est rarement mis en avant.</i></p>	<p>« La production de la biomasse énergie induit une forte consommation d'eau »</p> <ul style="list-style-type: none"> • Certaines cultures nécessitent d'être irriguées et utilisent donc des quantités d'eau importantes. Cet usage intensif de l'eau pour l'agriculture peut devenir problématique dans des régions faisant déjà face à des pénuries d'eau pour d'autres usages. <p>« La production de la biomasse énergie contribue à la détérioration de la qualité de l'eau »</p> <ul style="list-style-type: none"> • L'utilisation d'engrais et de pesticides peut contribuer à la dégradation de la qualité des eaux. • Le carbone stocké par des techniques comme le CSC peut être mis dans des aquifères salins profonds. Celui-ci peut alors migrer par lixiviation vers les eaux voisines. Cela aurait comme impact la non-potabilité des eaux à cause des concentrations trop élevées en fluor ou en saumure. Ces eaux seraient également acidifiées par la dissolution du CO₂. <p><i>En lien avec le sujet de l'utilisation des terres pour la culture agricole, le thème de l'eau est plus souvent abordé, notamment par les ONG.</i></p>

Thèmes	Arguments <u>en faveur</u> de l'utilisation des bioénergies	Arguments <u>contre</u> l'utilisation des bioénergies
<p>Économie circulaire et sécurité énergétique</p>	<p>« Les bioénergies contribuent à une plus grande circularité »</p> <ul style="list-style-type: none"> Par la valorisation de biomasse résiduelle (résidus agricoles ou forestiers, déchets) en bioénergie. De plus, la valorisation des déchets contribue à créer un environnement plus propre. <p>« Les bioénergies à partir de biomasse résiduelle permettent de sécuriser nos approvisionnements en énergie »</p> <ul style="list-style-type: none"> La biomasse résiduelle existe en quantité abondante sur nos territoires. L'utiliser permet un approvisionnement local en biomasse et évite le recours aux importations. <p><i>Le sujet de l'économie circulaire est en vogue et les bioénergies sont un exemple de valorisation des matières résiduelles. L'argument de la création d'un marché de l'énergie local basé sur la biomasse résiduelle est souvent avancé pour montrer qu'il n'est pas nécessaire d'aller à l'autre bout du monde pour se procurer de la biomasse.</i></p>	<p>« Les bioénergies n'encouragent pas la réduction de la production de déchets »</p> <ul style="list-style-type: none"> puisque ceux-ci sont valorisables physiquement et économiquement, et deviennent une source de revenus. <p><i>Le risque est de voir augmenter la demande en biomasse résiduelle. Cette mécanique pourrait avoir des effets négatifs alors que l'un des piliers de l'économie circulaire est la réduction des déchets à la source.</i></p>

4 Analyse critique de l'état de l'art des ACV de la biomasse énergie

L'objectif de cette section est d'identifier les lignes directrices et les pratiques actuelles pour réaliser des ACV de la biomasse énergie. Dans un premier temps, des notions théoriques sur l'ACV des filières biomasse énergie sont introduites. Ensuite, une revue des lignes directrices pour réaliser des ACV de la biomasse énergie est réalisée. Enfin, une revue de la littérature récente sur les ACV de la biomasse énergie est effectuée afin d'identifier les principaux choix méthodologiques qui influencent sur les résultats.

4.1 Notions théoriques sur l'ACV des filières biomasse énergie

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthodologie de quantification des impacts environnementaux potentiels d'un système (produit, service, secteur, territoire, comportement, etc.) prenant en compte toutes les étapes du cycle de vie des éléments du système (extraction des matières premières, distribution, transformation, utilisation, fin de vie). L'ACV est encadrée par les normes ISO 14040 et 14044 et se divise en 4 phases itératives : Définition des objectifs et du champ de l'étude, Inventaire du cycle de vie, Évaluation des impacts du cycle de vie, Interprétation [21], [22]. Dans cette section sont fournies les notions théoriques sur l'ACV des filières biomasse énergie nécessaire à la justification des méthodologies utilisées dans les sections suivantes.

4.1.1 Le cycle de vie typique d'une filière biomasse énergie

Le cycle de vie typique d'une filière bioénergie peut se diviser en 5 grandes étapes (Figure 4.1) :

1. La production de la biomasse
2. La distribution de la biomasse
3. La conversion de la biomasse en produits bioénergétiques
4. L'utilisation des produits bioénergétiques pour générer l'énergie finale
5. La fin de vie des résidus issus de l'utilisation

La **production de la biomasse** agricole ou forestière regroupe différents processus ayant lieu au champ, à la ferme ou dans la forêt, ainsi que leur cycle de vie respectif.

- **Les activités agricoles ou forestières menant à la production de la biomasse**
 - Approvisionnement en intrants (carburants, engrais, chaux, pesticides, semences, etc.) qui incluent leur production et leur transport.
 - Émissions directes au champ dans l'air, l'eau ou le sol (p. ex. Phosphate, Nitrate, Ammoniac, N₂O, NO_x, Pesticides, Métaux, CO₂ fossile) qui sont dues à l'application sur le sol et sur les plantes d'engrais, de chaux et de pesticides, et à l'enfouissement sur place des résidus de culture. À noter qu'on distingue les émissions de N₂O directes suite à l'application de l'azote des engrais de celles survenant indirectement par retour au sol d'une fraction de l'azote d'abord émis sous les formes d'ammoniac et de nitrates.
 - Utilisation de machinerie (tracteurs, moissonneuses-batteuses, tronçonneuses, etc.) pour différentes activités (labourage, épandage, coupe du bois, etc.) et consommation de carburant associée.

- Utilisation d'infrastructures immobilières (hangars, etc.) et consommation d'énergie associée.
- Consommation de ressources en eau pour l'irrigation.
- Gestion des déchets (eaux usées, déchets plastiques, etc.).
- À noter que pour les cultures pérennes (au-delà d'un an), les activités sont à considérer sur le cycle de vie de la culture et doivent inclure les différentes phases (pépinière, puis établissement, puis phase productive, puis fin de vie) sans se limiter à la phase productive.
- Les activités liées à l'utilisation des terres et le changement d'utilisation des terres (Land Use and Land Use Change en anglais, abrégé LULUC) qui peuvent avoir de multiples conséquences environnementales, entre autres sur les variations de stock de carbone dans le sol et la végétation et sur la biodiversité.
 - **L'utilisation des terres** (ou occupation des terres) est le fait d'utiliser une surface de terre pour un certain usage (ex. usage agricole) avec une certaine intensité reflétant des pratiques de gestion des terres (ex. agriculture intensive avec labourage, agriculture biologique sans labourage, exploitation d'une forêt aménagée avec retour au sol des résidus), et de maintenir cet usage et cette intensité pendant un certain temps (ex. culture pendant 20 ans).
 - **Les changements d'utilisation des terres** (aussi appelé changement d'usage des sols ou transformation des terres ou Land Use Change, abrégé LUC) reflètent les conséquences d'un changement de l'usage d'une terre et/ou de l'intensité de son usage. *Dans ce rapport, le terme changements d'utilisation des terres, ou LUC, désigne à la fois les changements d'affectation des terres et les changements de gestion des terres.*
 - **Changement d'affectation des terres (CAT).** Le CAT désigne le fait de convertir une terre d'un usage (p. ex. pâturage) vers un autre (p. ex. culture annuelle). La conversion d'une forêt vers un autre usage est appelée déforestation. La conversion d'une terre vers un autre usage peut avoir un effet positif ou négatif sur l'environnement.
 - **Changement de gestion des terres** lié aux changements de pratiques agricoles ou forestières (p. ex. réduction/augmentation du travail du sol, de la quantité de résidus laissée au sol, coupe d'arbres plus jeunes, changement des essences cultivées). Dans ce cas, l'affectation (aussi appelé usage) de la terre reste la même, mais son intensité d'usage varie. Le changement de gestion d'une terre peut avoir un effet positif ou négatif sur l'environnement.
 - **Effets directs et indirects :** Les **LUC directs** (dLUC) désignent les LUC causés directement par les terres utilisées par le système de produit qui nous intéresse (p. ex. la culture de la biomasse utilise une terre qui était utilisée auparavant pour des pâturages et de la foresterie). Les **LUC indirects** (iLUC) désignent la chaîne de conséquences de LUC dû aux LUC directs via des mécanismes de marché (p. ex. la mise en culture d'un pâturage pour la biomasse a provoqué la conversion d'une forêt en pâturage ailleurs pour répondre à la demande en pâturage).

La **distribution de la biomasse** regroupe les activités suivantes :

- Collecte et préparation de la biomasse pour faciliter son transport (p. ex. emballage). Cela peut inclure des activités post-récolte qui ont lieu à la ferme comme le tri ou le broyage, la compaction, le séchage.

- Stockage de la biomasse (p. ex. utilisation de silos ventilés)
- Transport de la biomasse préparée depuis le lieu de production vers l'usine de conversion.

La **conversion de la biomasse** en produits bioénergétiques regroupe les activités de prétraitement de la biomasse si nécessaire (p. ex. hachage, tamisage, séchage) et de conversion par différents procédés industriels (voir la section 2.2.2 pour plus de détails sur les procédés). Cette conversion peut avoir lieu dans des unités de conversion dédiée, ou au sein de bioraffineries ou de raffineries.

La **distribution du produit bioénergétique** regroupe les activités de stockage des produits bioénergétiques (p. ex. réservoirs de biocarburant), leur transport et distribution depuis l'usine de conversion jusqu'à l'entrée pour la conversion en énergie finale (p. ex. réseau de distribution de gaz).

L'utilisation des produits bioénergétiques regroupe les étapes depuis l'entrée des produits bioénergétiques pour la conversion en énergie finale jusqu'à la dissipation de l'énergie produite. Cela inclut :

- La conversion en énergie finale par combustion du produit bioénergétique. L'énergie finale fait référence ici à électricité, la chaleur, ou l'énergie mécanique pour le transport. Cette étape inclut les émissions directes associées à la combustion et le cycle de vie de l'appareil de conversion (p. ex. production, utilisation et fin de vie des véhicules ou de la centrale électrique).
- La distribution de l'énergie finale qui inclut les réseaux de distribution d'électricité ou de chaleur, et leur stockage éventuel.
- L'utilisation de l'énergie finale qui fournit un service comme chauffer une maison ou éclairer une ville. Les infrastructures nécessaires pour rendre le service final sont incluses dans cette dernière étape (p. ex. radiateur, ampoule, routes, aéroport).

La fin de vie désigne le traitement en fin de vie des résidus issus de l'utilisation (p. ex., cendre).

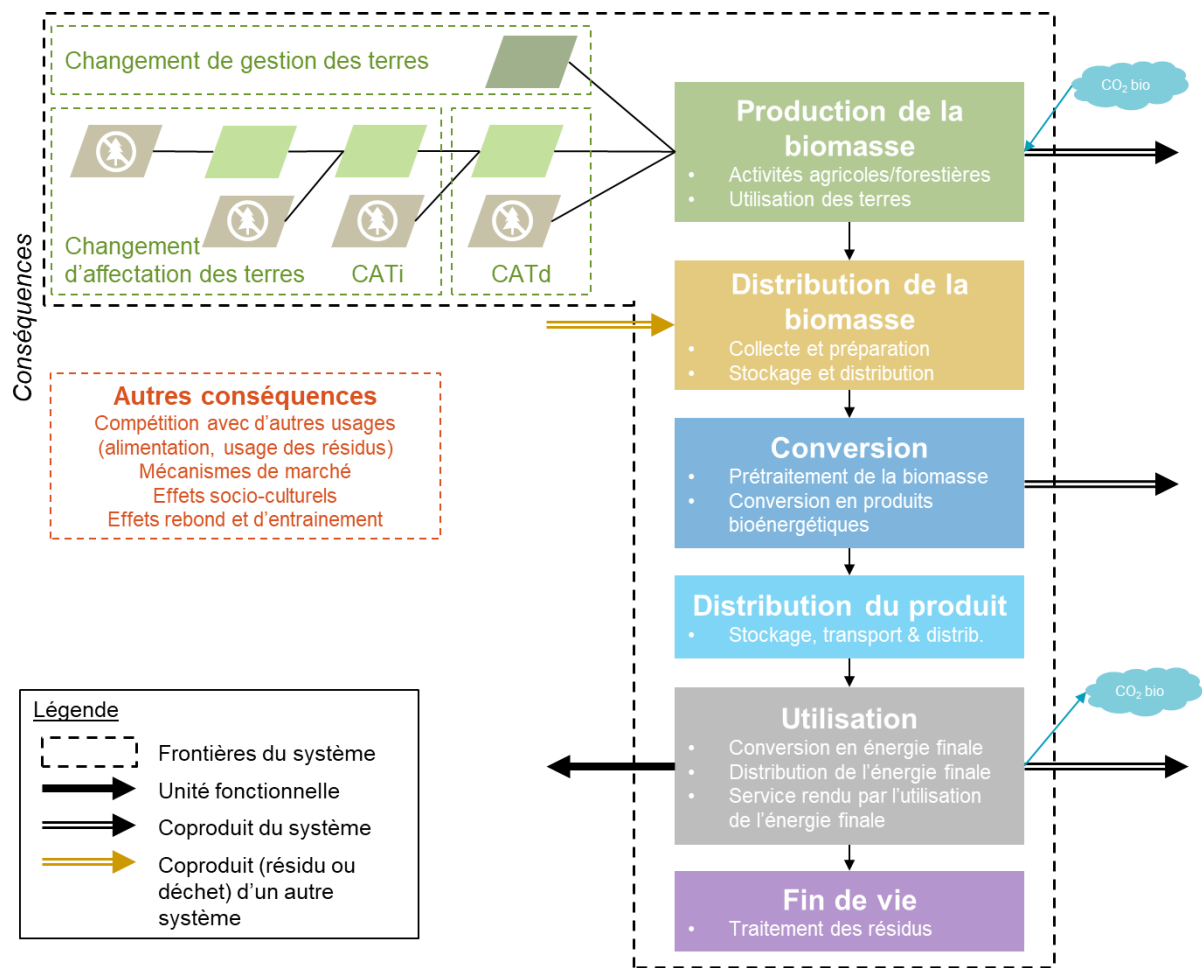


Figure 4.1 Arbre des processus du cycle de vie d'une filière biomasse énergie

4.1.2 Principaux enjeux environnementaux théoriques reliés aux filières biomasse énergie

Comme toute activité humaine, les filières biomasse énergie génèrent des dommages environnementaux potentiels sur 3 différentes aires de protection (AoP) : Santé humaine (SH), qualité des écosystèmes (QE), ressources et services écosystémiques (RSE) [23]. Les aires de protection représentent les sujets que l'on cherche ultimement à protéger. Plusieurs catégories de problèmes environnementaux (*midpoint*) contribuent aux dommages sur les différentes AoP, et un *midpoint* peut avoir une chaîne de cause à effet qui contribue ultimement à plusieurs AoP [24]. Par exemple, les indicateurs *midpoint* sur les changements climatiques (p. ex. GWP100) contribuent aux 3 AoP. La Figure 4.2 représente les liens entre les dommages sur les AoP et les principales interventions environnementales directement générées sur le cycle de vie des filières bioénergies, c'est-à-dire sans prendre en compte le cycle de vie des intrants.

Les impacts environnementaux des **étapes de production de la biomasse** pour la bioénergie sont ceux que l'on retrouve classiquement en agriculture et en foresterie. Par exemple :

- Les impacts sur les changements climatiques (CC) de la production de la biomasse sont principalement dus à la production des intrants agricoles (engrais), aux émissions de N₂O

et CO₂ au champ associées aux fertilisants appliqués, et aux consommations d'énergie pour la machinerie et les opérations à la ferme.

- L'occupation et la transformation des terres (LULUC) peuvent aussi induire une variation du stock de carbone du stock qui contribue aux CC. Toutefois, l'occupation et la transformation des terres contribuent également à de nombreux problèmes environnementaux qui affectent ultimement les 3 AoP. En particulier, l'occupation et la transformation des terres affectent un grand nombre de services écosystémiques (Figure 5.32), dont la séquestration de carbone dans les sols et dans la biomasse des écosystèmes, qui est pour le moment mal ou pas pris en compte par les méthodes d'impact existantes [25].
- L'utilisation de l'eau, notamment pour l'irrigation dans les régions plus arides, affecte également les 3 AoP [26].
- Les émissions au champ affectent les AoP SH (p. ex. les métaux affectent la toxicité humaine, l'ammoniac affecte les effets respiratoires) et QE (p. ex. les métaux affectent l'écotoxicité terrestre, l'ammoniac affecte l'acidification).
- Le prélèvement de ressources biotiques naturelles (p. ex., bois de forêts naturelles) affecte les dommages sur les AoP RSE et QE [27].

Les impacts environnementaux des **étapes de distribution de la biomasse** pour la bioénergie sont ceux que l'on retrouve classiquement pour les étapes d'approvisionnement qui incluent le transport. Les principaux enjeux du transport sont liés aux CC et aux émissions de particules fines qui affectent la SH.

Les impacts environnementaux des **étapes de conversion et de distribution du produit bioénergétique** sont principalement liés au CC pour la production d'énergie nécessaire, à la production d'intrants (p. ex. hydrogène, solvant, levures), et aux émissions fugitives éventuelles de méthane (pipeline de distribution, digestion anaérobie). La consommation d'eau dans les procédés de conversion peut également être un enjeu localement important. De plus, des fuites de solvant lors de l'extraction chimique conventionnelle de l'huile à l'hexane peuvent avoir lieu et affecter la SH.

Les impacts environnementaux des **étapes liés à l'utilisation des bioénergies** sont ceux que l'on retrouve classiquement pour la phase d'usage des énergies. Les gaz de combustion émis lors de la conversion en énergie finale ont un impact sur les CC (GES, en distinguant les parts de source fossile et de source biogénique), sur la SH (p. ex. PM2.5 affecte les effets respiratoires) et sur la QE (p. ex. NO_x et SO_x affectent l'acidification terrestre et aquatique). Par ailleurs, le cycle de vie des appareils de conversion et des infrastructures ont des impacts potentiels sur les 3 AoP.

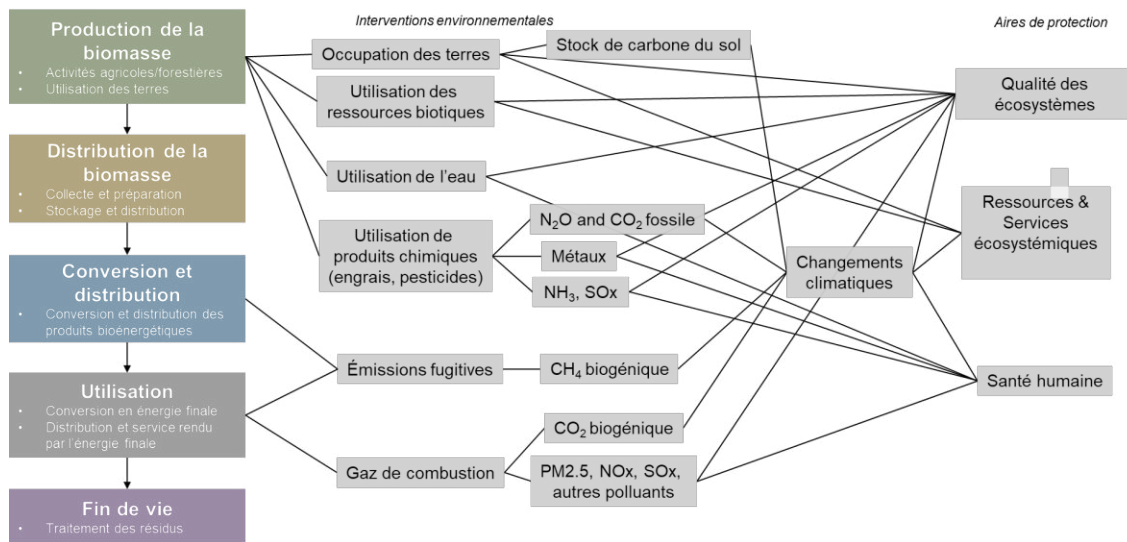


Figure 4.2 Liens entre les dommages sur les AoP et les principales interventions environnementales directement générées par le cycle de vie des filières bioénergies

4.1.3 Identification préliminaire des principaux enjeux méthodologiques reliés à l'ACV des bioénergies

Le Tableau 4.1 contient une liste préliminaire des principaux enjeux méthodologiques associés à l'ACV des filières biomasse énergie. Chaque enjeu affecte différentes phases de la méthodologie ACV et différentes étapes du cycle de vie des bioénergies. Le cadre d'analyse utilisé (choisi sur la base du cadre normatif discuté plus bas) se doit de couvrir ces enjeux. Voici une description sommaire de chacun de ces enjeux et des questions associées :

- **Unité fonctionnelle (UF).** L'UF quantifie la fonction du système étudiée. Elle peut être définie à différentes étapes du cycle de vie en fonction des objectifs de l'étude.
- **Frontières des systèmes.** Elles indiquent les activités qui sont incluses ou exclues du système analysé et sont définies en fonction des objectifs de l'étude.
- **Multifonctionnalité.** Elle désigne le fait que le système délimité puisse remplir plusieurs fonctions au travers d'une ou plusieurs des activités incluses. Par exemple, les procédés de conversion co-produisent souvent différents co-produits (diesel, kérosène, naphta). Lorsqu'on veut isoler une de ces fonctions, on doit donc gérer le problème de la multifonctionnalité soit par subdivision (plus précisément des activités), l'extension des frontières des systèmes, ou allocation. L'utilisation de résidus ou de déchets est un cas particulier de la multifonctionnalité.
- **Carbone biogénique.** On distingue le carbone fossile issu de la biomasse non renouvelable (pétrole, gaz naturel, charbon) du carbone biogénique issu de la biomasse renouvelable. Le carbone biogénique contribue au cycle court du carbone alors que le carbone fossile contribue au cycle long. De ce fait, ils ne sont pas toujours comptabilisés de la même façon en ACV. Cet enjeu intervient principalement à l'étape de production de la biomasse et à l'étape de conversion en énergie finale par combustion.
- **Utilisation des terres et Changement d'utilisation des terres (LULUC).** Ces phénomènes et leurs impacts environnementaux associés peuvent être inclus, partiellement inclus ou exclus des études ACV. Ils concernent l'étape de production de la biomasse.

- **Dimension conséquentielle.** On distingue deux approches de modélisation en ACV en fonction de leurs objectifs. L'ACV attributionnelle (ACV-A) qui vise à estimer la part des impacts environnementaux attribuables à un système analysé « en l'état ». Et l'ACV conséquentielle (ACV-C) qui vise à évaluer les impacts environnementaux liés aux conséquences d'une décision ou d'un changement au sein d'un système. La considération du LUC indirect est particulièrement pertinente pour l'ACV-C.
- **Scénario de référence.** Les résultats obtenus en ACV sont généralement comparés à un scénario de référence fournissant la même fonction (p. ex. référence fossile) pour positionner le scénario analysé. Les scénarios analysés et comparés doivent être fonctionnellement équivalents. Pour évaluer les impacts liés aux changements d'affectation et de gestion des terres, on doit également définir un scénario de référence pour l'usage du sol (occupation et gestion).
- **Données pour la modélisation des systèmes.** Différents types de données (p. ex. basées sur des processus élémentaires, basés sur des résultats Input/Output) et différentes sources peuvent être utilisés pour modéliser l'inventaire du système étudié.
- **Gestion de la variabilité spatiale et temporelle.** Prendre en compte les variabilités spatiales (régionalisation de l'inventaire et de l'impact) ou les variabilités temporelles (p. ex. différenciation temporelle des émissions de GES, facteurs de caractérisation dynamiques) permet d'augmenter la représentativité de l'ACV.
- **Impacts environnementaux.** Différents enjeux environnementaux peuvent être couverts en ACV et plusieurs indicateurs sont souvent disponibles pour les mesurer. On distingue généralement les indicateurs orientés dommage (anciennement appelé *endpoint*) qui représentent l'ensemble de la chaîne de cause à effet du flux élémentaire jusqu'à l'aire de protection (AoP), et les indicateurs orientés problèmes (*midpoint*) qui ne modélisent qu'une partie de la chaîne de cause à effet reliée à un enjeu environnemental. Les indicateurs environnementaux peuvent également être présentés sous forme normalisée ou même sous forme d'un score unique qui nécessite une étape de pondération. Les méthodes d'évaluation des impacts opérationnelles et leur jeu d'indicateurs disponibles pour le praticien ACV ne permettent pas tous, et parfois aucune d'elles, de couvrir certains enjeux, car aucun consensus scientifique et méthodologique n'a été trouvé. On peut penser, par exemple, à des enjeux de qualité du sol, en particulier agricole. Selon les objectifs d'une étude, des indicateurs auxiliaires (d'inventaire ou d'impact) peuvent donc être pertinents pour rapporter sur ces enjeux, de façon directe ou au travers de proxy, quand bien même ils dérogeraient à une perspective cycle de vie.

Tableau 4.1 Principaux enjeux méthodologiques associés à l'ACV des filières biomasse énergie et leurs influences sur les phases de la méthodologie ACV et sur les étapes du cycle de vie des bioénergies

Enjeux méthodologiques	Obj. & Champ étude	Inventaire	Évaluation des impacts	Interprétation	Prod. & distrib. de la biomasse	Conversion	Utilisation	Fin de vie
Unité fonctionnelle	x				x	x	x	x
Frontières des systèmes	x	x			x	x	x	x
Multifonctionnalité	x	x			x	x	x	x
Carbone biogénique		x	x		x		x	
LULUC		x	x		x			
Dimension conséquentielle	x	x		x	x	x	x	x
Scénario de référence	x			x	x		x	
Données pour modélisation des systèmes		x			x	x	x	x
Gestion de la variabilité (spatiale, temporelle)	x	x	x		x	x	x	x
Impacts environnementaux			x	x	x	x	x	x
Indicateurs auxiliaires	x	x	x	x	x			

4.3 Revue des lignes directrices pour réaliser des ACV de la biomasse énergie

L'objectif de cette section est d'identifier les principales lignes directrices à caractère normatif pour réaliser des ACV de la biomasse énergie. Les lignes directrices sont extraites de différents textes normatifs en lien avec les performances environnementales de la biomasse énergie (réglementation, normes ou systèmes de certification). Seuls les textes normatifs incluant un critère de durabilité basé sur l'ACV ont été analysés plus en détail, en concentrant la revue sur les lignes directrices pour les principaux enjeux méthodologiques pour réaliser les ACV des bioénergies (identifiés dans la section 4.1.3). La revue se concentre sur les lignes directrices actuellement en vigueur dans l'Union européenne, et propose une comparaison avec les lignes directrices existantes en Amérique du Nord en ce qui concerne les réglementations.

4.3.1 Revue des principales réglementations

Le Tableau 4.2 présente les 8 principales réglementations et mesures internationales contraignantes en lien avec les performances environnementales des bioénergies en vigueur dans l'Union européenne et en Amérique du Nord. Les 2 réglementations européennes liées à l'utilisation des terres et à la déforestation ne contiennent pas de critères environnementaux basés sur l'ACV et ne sont donc pas analysées plus en détail. Les 6 autres réglementations contiennent des critères sur l'intensité des émissions de GES des bioénergies, c'est-à-dire sur les quantités d'émissions de GES par unité de produit bioénergétique. Comme les critères pour les bioénergies associés à la taxonomie de l'UE pour les activités durables sont basés sur les mêmes critères que la RED, cette réglementation ne sera pas analysée plus en détail par la suite. La réglementation canadienne est en cours d'élaboration et n'est donc pas analysée plus en détail par la suite. Le Tableau 4.3 contient donc le détail des principales lignes directrices méthodologiques pour réaliser les ACV dans le cadre des réglementations RED II, LCFS, RFS et CORSIA.

Tableau 4.2 Principales réglementations en lien avec les performances environnementales des bioénergies dans l'Union européenne (UE) et en Amérique du Nord

Nom	Type	Année	Région	Champ d'application	Critère environnemental basé sur l'ACV?
Directive sur les énergies renouvelables (RED II)	Réglementation	2018	UE	<ul style="list-style-type: none"> • Cible d'incorporation de 32% d'énergies renouvelables dans les transports et l'énergie d'ici 2030 • Plusieurs critères de durabilité mis en place <ul style="list-style-type: none"> ○ Cible de réduction des émissions de GES sur le cycle de vie des biocarburants pour le transport, la production d'électricité, de chaleur et de froid. ○ Limite l'usage de biomasse ayant un risque de iLUCi élevé (culture alimentaire). ○ Limite l'usage du bois brut (ne peut provenir que de forêts gérées durablement). 	Oui, Intensité GES des bioénergies <ul style="list-style-type: none"> • Basée sur les calculs du JRC. • Méthodologie inchangée dans la proposition de la RED III.
Taxinomie de l'UE pour les activités durables	Réglementation	2020	UE	<ul style="list-style-type: none"> • Série de règlements est associée à la taxinomie pour préciser les critères de sélection, les cibles et les métriques qui définissent si une activité économique (p. ex. la gestion d'une forêt) contribue de façon substantielle aux objectifs d'atténuation des changements climatiques. 	Oui, Intensité GES des bioénergies <ul style="list-style-type: none"> • Basée sur les règles définies dans la RED
Règlement sur l'utilisation des terres et la foresterie (LULUCF)	Réglementation	2017	UE	<ul style="list-style-type: none"> • Obligations sur les niveaux d'émissions de GES liés à l'utilisation des terres et la foresterie pour tous les États membres de l'UE. • Pour la comptabilité nationale, les émissions dues à la combustion des bioénergies sont mises à zéro dans le secteur énergétique (donc non comptabilisées dans la RED), mais elles sont comptabilisées dans le secteur LULUCF sous forme de biomasse récoltée. 	Non
Règlement sur les produits zéro déforestation	Réglementation (proposition)	2021	UE	<ul style="list-style-type: none"> • Règles obligatoires pour la mise en marché des produits de base ou produits dérivés associés à la déforestation (p. ex. soja, viande bovine, huile de palme, bois, cacao, café, cuir, chocolat, meubles) pour assurer que seuls des produits légaux et sans déforestation sont commercialisés dans l'UE. • La commission va identifier les pays ayant un risque fiable, moyen et élevé de fournir des produits issus de déforestation. Les opérateurs seront tenus de collecter les coordonnées géographiques des terres sur lesquelles les produits de base qu'ils mettent sur le marché ont été produits (traçabilité stricte). 	Non
Régime de compensation et de réduction de carbone pour l'aviation internationale (CORSA)	Mesures internationales basées sur le marché	2016	International	<ul style="list-style-type: none"> • Initiative de l'Organisation de l'aviation civile internationale (OACI) • CORSA demande aux exploitants d'avion de compenser leurs émissions de GES qui dépassent les niveaux de 2019 soit par l'achat de crédit carbone, soit par l'utilisation de carburants éligibles pour CORSA. • S'applique uniquement aux vols internationaux entre les pays participants. • Les carburants éligibles (incluant des biocarburants) doivent répondre à plusieurs critères de durabilité qualitatifs et quantitatifs. 	Oui, Intensité GES des biocarburants pour l'aviation <ul style="list-style-type: none"> • 1re méthode reconnue au niveau internationale pour le calcul ACV des émissions de GES des biocarburants pour l'aviation (Prussi et al., 2021)
Californian Low Carbon Fuel Standard (LCFS)	Réglementation	2020	États-Unis Californie	<ul style="list-style-type: none"> • Les fournisseurs de carburant pour le transport doivent démontrer que le mix de carburants qu'ils commercialisent en Californie est conforme avec les cibles d'intensité carbone fixée par la LCFS pour chaque année. 	Oui, Intensité GES des carburants pour le transport <ul style="list-style-type: none"> • Basé sur le modèle GREET (CA-GREET 3.0)
Renewable Fuel Standard (RFS)	Réglementation	2010	États-Unis	<ul style="list-style-type: none"> • Cibles d'incorporation de carburants renouvelables dans le secteur des transports • Les raffineurs ou importateurs de carburants doivent démontrer que les carburants éligibles atteignent les cibles fixées de réduction des émissions de GES sur le cycle de vie (20% à 60% en fonction du type de carburant). 	<ul style="list-style-type: none"> • Oui, Intensité GES des carburants pour le transport • Basé sur le modèle GREET (GREET_1.8c)
Clean Fuel Standard (CFS)	Réglementation	À venir	Canada	<ul style="list-style-type: none"> • Les raffineurs ou importateurs de carburants pour le transport doivent démontrer que le mix de carburants qu'ils commercialisent au Canada est conforme avec les cibles d'intensité carbone fixées par le règlement CFS chaque année. 	Oui, Intensité GES des carburants pour le transport <ul style="list-style-type: none"> • Première version officielle de la réglementation et de l'outil de calcul (le <i>FuelLCA model</i>, qui remplace <i>GHGenius</i>) à paraître au printemps 2022

Tableau 4.3 Principales lignes directrices méthodologiques pour réaliser les ACV dans le cadre des réglementations sélectionnées

Enjeu méthodo.	RED II	LCFS	RFS	CORSIA
Indicateur d'impact	<ul style="list-style-type: none"> Équivalent CO₂ calculé à partir des PRG 100 issu du GIEC (AR4) Seulement CO₂, CH₄ et N₂O 	<ul style="list-style-type: none"> Équivalent CO₂ calculé à partir des PRG 100 issu du GIEC 	<ul style="list-style-type: none"> Équivalent CO₂ calculé à partir des PRG 100 issu du GIEC 	<ul style="list-style-type: none"> Équivalent CO₂ calculé à partir des PRG 100 issu du GIEC (AR5) Seulement CO₂, CH₄ et N₂O
Unité fonctionnelle	<ul style="list-style-type: none"> Énergie en MJ contenue dans le biocarburant liquide Énergie finale en MJ pour l'électricité et chaleur 	<ul style="list-style-type: none"> Énergie en MJ fournie par le carburant 	<ul style="list-style-type: none"> Énergie en MJ fournie par le carburant 	<ul style="list-style-type: none"> Énergie en MJ fournie par le carburant
Frontières des systèmes	<ul style="list-style-type: none"> Cycle de vie complet de la bioénergie (production et distribution de la biomasse, conversion, utilisation) Inclus les CAT et les réductions de GES liées aux changements de gestion des terres et à la CSC Exclu les infrastructures et l'appareil de conversion en énergie finale (ex: auto, centrale) Exclu l'étape de production de la biomasse pour les résidus et les déchets 	<ul style="list-style-type: none"> Cycle de vie complet de la bioénergie (production et distribution de la biomasse, conversion, utilisation) Inclus les CAT et les changements de gestion des terres 	<ul style="list-style-type: none"> Cycle de vie complet de la bioénergie (production et distribution de la biomasse, conversion, utilisation) 	<ul style="list-style-type: none"> Cycle de vie complet de la bioénergie (production et distribution de la biomasse, conversion, utilisation) Inclus les CAT Exclu les infrastructures et l'avion Exclu l'étape de production de la biomasse pour les résidus et les déchets
Multi-fonctionnalité	<ul style="list-style-type: none"> Allocation énergétique par défaut Allocation exergétique entre l'électricité et la chaleur Pas d'impact alloué aux résidus et déchets 	<ul style="list-style-type: none"> Allocation par défaut Substitution pour certains co-produits 	<ul style="list-style-type: none"> Allocation par défaut Substitution pour certains co-produits 	<ul style="list-style-type: none"> Allocation énergétique par défaut Pas d'impact alloué aux résidus et déchets
Carbone biogénique	<ul style="list-style-type: none"> Hypothèse de neutralité carbone 	<ul style="list-style-type: none"> Hypothèse de neutralité carbone 	<ul style="list-style-type: none"> Hypothèse de neutralité carbone 	<ul style="list-style-type: none"> Hypothèse de neutralité carbone Si la matière première contient une fraction d'origine fossile, une fraction des émissions lors de l'utilisation sera considérée comme fossile (au prorata du contenu carbone)
Changement de gestion des terres	<ul style="list-style-type: none"> Inclus les réductions d'émissions dues à l'accumulation du carbone dans les sols grâce à une meilleure gestion agricole. 	<ul style="list-style-type: none"> Idem 	<ul style="list-style-type: none"> Idem 	<ul style="list-style-type: none">
Changement d'affectation des terres (CAT)	<ul style="list-style-type: none"> Inclus CATd basé sur les valeurs du GIEC (2006) avec une annualisation de 20 ans Inclus CATi avec des facteurs précalculés pour les cultures alimentaires uniquement 	<ul style="list-style-type: none"> Inclus CAT pour toutes les biomasses cultivées basées sur modèles GTAP + AEZ-EF 	<ul style="list-style-type: none"> CAT non inclus, car la RFS met comme critère qu'aucune nouvelle terre ne doit être mise en culture 	<ul style="list-style-type: none"> Inclus CAT pour toutes les biomasses cultivées basées sur les modèles GTAP-BIO + AEZ-EF et GLOBIOM
Données d'inventaire	<ul style="list-style-type: none"> Valeurs par défaut en gCO₂eq/MJ fournies pour chaque étape du cycle de vie et calculées par le JRC 	<ul style="list-style-type: none"> Valeurs par défaut en gCO₂eq/MJ basées sur les modèles CA-GREET3.0 et OPGE 	<ul style="list-style-type: none"> Basé sur le modèle GREET_1.8c 	<ul style="list-style-type: none"> Basé sur les modèles E3db (JRC) et GREET

Enjeu méthodo.	RED II	LCFS	RFS	CORSIA
Scénario de référence	<ul style="list-style-type: none"> Références fossiles définies par type de bioénergie 	<ul style="list-style-type: none"> Intensité carbone du mix de carburant historique du fournisseur 	<ul style="list-style-type: none"> Moyenne des émissions du carburant distribué en 2005 (diesel ou essence) 	<ul style="list-style-type: none"> Moyenne mondiale de l'intensité carbone du kérosène d'origine fossile
Gestion de la variabilité spatiale	<ul style="list-style-type: none"> Calcul basé sur des pratiques agricoles locales autorisées Souhaite fournir des données régionalisées pour l'étape de culture. Les territoires où les émissions de GES de la production agricole sont supposément plus faibles que les valeurs par défaut publiées dans les annexes de la RED II peuvent soumettre un rapport des émissions régionalisées pour ce territoire (définis au niveau des NUTS2 ou NUTS). 	<ul style="list-style-type: none"> Calcul basé sur des pratiques agricoles locales autorisées 	<ul style="list-style-type: none"> Pas de prise en compte des pratiques agricoles locales 	<ul style="list-style-type: none"> Valeurs par défaut différenciées en fonction des paramètres les plus influents si la valeur dépasse un certain seuil
Gestion de la variabilité temporelle	<ul style="list-style-type: none"> Non mentionné 	<ul style="list-style-type: none"> Incertain 	<ul style="list-style-type: none"> Incertain 	<ul style="list-style-type: none"> Non mentionné
Gestion de l'incertitude	<ul style="list-style-type: none"> Non mentionné 	<ul style="list-style-type: none"> Non mentionné 	<ul style="list-style-type: none"> Non mentionné 	<ul style="list-style-type: none"> Non mentionné

4.3.2 Revue des principales normes

Le Tableau 4.4 présente les 6 principales normes en lien avec les performances environnementales des bioénergies dans l'Union européenne. Le GHG Protocol et ISO 14067:2018 s'appliquent entre autres aux bioénergies et sont deux normes analysées en détail par la suite. EN 16760 s'applique aux produits biosourcés, mais exclut les bioénergies. Elle sera pourtant analysée en détail par la suite, car elle contient des lignes directrices dont les ACV des bioénergies pourraient s'inspirer. De plus, EN 16760 est la seule norme identifiée qui propose des lignes directrices pour une ACV complète et non juste une empreinte carbone. Les autres normes identifiées ne seront donc pas analysées plus en détail par la suite pour les raisons suivantes :

- ISO 13065 est spécifique aux bioénergies, mais est entièrement basée sur ISO 14067.
- EN 16214 est spécifique aux bioénergies, mais est entièrement basée sur les exigences méthodologiques de la RED.
- NEN NTA 8080 ne contient pas de critère environnemental basé sur l'ACV.

Les normes ISO 14040/44 n'ont pas été incluses dans l'analyse, car elles fournissent une base commune à toutes les autres normes, et en particulier ISO 14067. Ses lignes directrices sont donc reflétées dans l'analyse des autres normes.

Le Tableau 4.5 contient le détail des principales lignes directrices méthodologiques pour réaliser les ACV dans le cadre des normes GHG Protocol – Norme sur les produits, ISO 14067:2018 – Empreinte carbone des produits et EN 16760 – Produits biosourcés – Analyse du cycle de vie.

Tableau 4.4 Principales normes en lien avec les performances environnementales des bioénergies dans l'Union européenne

Nom	Type	Année	Région	Champ d'application	Critère environnemental basé sur l'ACV?
GHG Protocol – Norme sur les produits	Norme	2011	International	<ul style="list-style-type: none"> Lignes directrices pour les entreprises et autres organisations pour quantifier et déclarer publiquement l'inventaire des émissions et séquestrations de GES associés à un produit spécifique. Non conçu pour comparer des produits, seulement pour faire un suivi de l'évolution de la performance. Basé sur ISO 14040/44, PAS2050 et ILCD <u>Non spécifique aux bioénergies</u> 	Oui, Émissions de GES sur le cycle de vie d'un produit
ISO 14067:2018 – Empreinte carbone des produits	Norme	2018	International	<ul style="list-style-type: none"> Lignes directrices pour la quantification et la déclaration de l'empreinte carbone d'un produit. Cohérent avec ISO 14040/44 (ACV) and ISO 14026 (communication) <u>Non spécifique aux bioénergies</u> 	Oui, Empreinte carbone d'un produit
ISO 13065:2015 - Critères de durabilité pour la bioénergie	Norme	2015	International	<ul style="list-style-type: none"> Principes, critères et indicateurs pour faciliter l'évaluation des aspects environnementaux, sociaux et économiques de la durabilité des chaînes de valeur des bioénergies. Inclus un critère sur les émissions de GES sur le cycle de vie <u>basé entièrement sur ISO 14067/40/44</u> <u>Spécifique aux bioénergies</u> 	Oui, Émissions et séquestrations de GES sur le cycle de vie d'une bioénergie
EN 16760 – Produits biosourcés – Analyse du cycle de vie	Norme	2015	Europe	<ul style="list-style-type: none"> Exigences et lignes directrices spécifiques pour l'ACV des produits biosourcés basées sur ISO 14040/44 Exclu les aliments, la nourriture animale et l'énergie → <u>ne s'applique pas aux bioénergies</u> 	Oui, ACV complète des produits biosourcés
EN 16214-4:2013+A1:2019 - Critères de durabilité pour la production de biocarburants et de bioliquides pour des applications énergétiques	Norme	2019	Europe	<ul style="list-style-type: none"> Méthodologie détaillée permettant à tout opérateur économique de la <u>chaîne du biocarburant ou du bioliquide</u> de calculer les émissions de GES réelles associées à ses activités d'une manière normalisée et transparente. Elle comprend toutes les étapes de la chaîne, depuis la production de biomasse jusqu'aux opérations finales de transport et de distribution. <u>Suis rigoureusement les principes et les règles stipulés dans la RED.</u> 	Oui, Émissions de GES d'un biocarburant ou bioliquide
NEN NTA 8080:2015 – Biomasse produite durablement pour la bioénergie et les produits biosourcés	Norme	2015	Pays-Bas	<ul style="list-style-type: none"> Exigences sur la biomasse durable pour des applications énergétiques (énergie, chaleur, climatisation, transport) et des produits biosourcés. Les produits issus de la biomasse peuvent être solides, liquides ou gazeux. Se concentre sur l'étape de production de la biomasse Reconnue par la Commission Européenne pour démontrer la conformité de la biomasse avec les critères de durabilité de la RED. 	Non

Tableau 4.5 Principales lignes directrices méthodologiques pour réaliser les ACV dans le cadre des normes sélectionnées

Enjeu méthodo.	GHG Protocol – Norme sur les produits	ISO 14067:2018 – Empreinte carbone des produits	EN 16760 – Produits biosourcés – Analyse du cycle de vie
Indicateur d'impact	<ul style="list-style-type: none"> Équivalent CO2 calculé à partir des PRG 100 issu du GIEC Inclus tous les GES pertinents 	<ul style="list-style-type: none"> Équivalent CO2 calculé à partir des PRG 100 avec rétroaction issu du plus récent rapport du GIEC Doit être inclure tous les GES sauf les agents de forçage radiatif de courte durée Les contributions positives et négatives aux résultats nets doivent être présentées. 	<ul style="list-style-type: none"> Le choix des catégories d'impact couvertes et des modèles d'impact choisis doit être cohérent avec les objectifs de l'étude → pas juste les changements climatiques. Les impacts de l'utilisation des terres doivent inclure l'occupation des terres et de la transformation des terres.
Unité fonctionnelle	<ul style="list-style-type: none"> Même exigence qu'ISO 14040/44 	<ul style="list-style-type: none"> Même exigence qu'ISO 14040/44 	<ul style="list-style-type: none"> Même exigence qu'ISO 14040/44 Pour les produits intermédiaires biosourcés, le flux de référence recommandé est une masse ou un volume avec des informations additionnelles sur le taux d'humidité, le poids matière, etc.
Frontières des systèmes	<ul style="list-style-type: none"> Tout le cycle de vie doit être inclus, incluant toutes les activités liées aux pratiques agricoles ou forestières. Les exclusions doivent être communiquées. ACV attributionnelle Les crédits carbone et les émissions évitées sont exclus. 	<ul style="list-style-type: none"> Toutes les activités du cycle de vie complet du produit, ou d'une partie du cycle de vie, incluant toutes les activités liées aux pratiques agricoles ou forestières. Exclusions permises uniquement si cela ne change pas les conclusions de l'étude. Les crédits carbone sont exclus. 	<ul style="list-style-type: none"> Tout le cycle de vie du produit doit être inclus, pas uniquement la partie biosourcée. Tous les entrants pour produire la biomasse doivent être inclus. Les frontières spatiales et temporelles pour modéliser la forêt doivent être clairement définies et justifiées.
Multi-fonctionnalité	<ul style="list-style-type: none"> Éviter l'allocation comme dans ISO 14040/44 Hiérarchie proposée : subdivision > redéfinir l'UF > expansion des frontières des systèmes > allocation Même méthode d'allocation pour tout le cycle de vie Pas d'impact alloué aux coproduits qui n'ont pas de valeur économique (p. ex. déchets) Recyclage : méthode d'approximation du recyclage en boucle fermée ou méthode du contenu en recyclé. Les séquestrations de CO2 doivent être allouées si présent dans les co-produits. 	<ul style="list-style-type: none"> Éviter l'allocation comme dans ISO 14040/44 Hiérarchie proposée : subdivision > expansion des frontières des systèmes > allocation physique > allocation économique Même méthode d'allocation pour tous les coproduits Pas d'impact alloué aux déchets Réutilisation et recyclage : procédures spécifiques incluant les méthodes en boucle fermée et en boucle ouverte. 	<ul style="list-style-type: none"> Hiérarchie identique à ISO 14040/44 Une allocation peut être appliquée aux nutriments issus de la fertilisation qui restent dans le champ après récolte traversent les frontières temporelles du système. Une allocation s'applique s'il y a des cultures intercalaires (terre cultivée partagée) La même méthode d'allocation doit s'appliquer pour attribuer l'occupation des terres et la transformation des terres.

Enjeu méthodo.	GHG Protocol – Norme sur les produits	ISO 14067:2018 – Empreinte carbone des produits	EN 16760 – Produits biosourcés – Analyse du cycle de vie
Carbone biogénique	<ul style="list-style-type: none"> • Les émissions de GES biogéniques ont un signe positif et les séquestrations de GES biogéniques un signe négatif. • Les émissions des GES biogéniques doivent être communiquées séparément de façon transparente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les facteurs de caractérisation des émissions de CO₂ biogéniques ont un signe positif et les séquestrations un signe négatif. • Les émissions et séquestrations de CO₂ biogénique doivent être communiquées séparément de façon transparente. • Le contenu en carbone biogénique d'un produit doit être rapporté comme une information additionnelle pour une étude « du berceau à la porte » et exclu de l'empreinte carbone calculée. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les émissions et séquestrations de CO₂ biogénique peuvent être modélisées soit par un +/- dans l'inventaire, soit par un FC = 0. Les résultats seront identiques, mais les contributions des processus seront différentes. • Les flux de carbone biogénique doivent être communiqués séparément dans l'inventaire.
Changement de gestion des terres	<ul style="list-style-type: none"> • Le changement de carbone dans les sols dû à un changement de gestion des terres peut être comptabilisé s'il est estimé raisonnablement. 	<ul style="list-style-type: none"> • L'augmentation ou diminution des stocks de carbone dans les sols ou dans la biomasse due à un changement de gestion des terres doit être comptabilisé uniquement si le changement de pratique est permanent. • Les GES associés à l'augmentation ou la réduction des stocks de carbone dans les sols et dans la biomasse due à un changement de gestion des terres sont optionnels. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les systèmes de certification peuvent être utilisés pour évaluer les changements de gestion des terres en foresterie.
Changement d'affectation des terres (CAT)	<ul style="list-style-type: none"> • Le CATd doit être inclus (changement des stocks de carbone + émissions de GES liées à la préparation de la terre convertie) avec un amortissement sur 20 ans. • Le CATi n'a pas besoin d'être inclus, car il s'agit d'une approche conséquentielle • L'impact des CAT doit être communiqué séparément. • Différentes approches proposées si l'usage de référence de la terre est connu ou inconnu. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les GES associés à l'augmentation ou la réduction des stocks de carbone dans les sols et dans la biomasse due au CATd sont obligatoires. Ceux associés au CATi sont optionnels. • Les CATd doivent être estimés avec une méthode reconnue (p. ex. GIEC) et documentés séparément. • Les CATi devront être inclus dès qu'une méthode internationalement reconnue et consensuelle existera. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les CATi peuvent être décrits dans la phase d'interprétation sans modélisation spécifique tant qu'aucune méthode reconnue n'existe.
Données d'inventaire	<ul style="list-style-type: none"> • Les facteurs d'émissions (en CO₂eq par unité de produit) peuvent provenir de différentes sources (base de données d'inventaire, associations industrielles, entreprises, littérature scientifique, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • 	<ul style="list-style-type: none"> • Les émissions au champ de CH₄ et N₂O peuvent être calculées en suivant les lignes directrices du GIEC. • La biomasse directement prélevée dans l'environnement doit être modélisée comme un flux élémentaire. • L'inventaire pour l'eau doit inclure les entrées et sorties pour chaque procédé unitaire.
Gestion de la variabilité spatiale	<ul style="list-style-type: none"> • L'inventaire doit être régionalisé si possible, en particulier pour le mix électrique. 	<ul style="list-style-type: none"> • L'inventaire doit être régionalisé si possible. 	<ul style="list-style-type: none"> • L'inventaire doit être régionalisé si possible, et documenté. • Les types d'usage des terres peuvent être régionalisés. • Une différenciation spatiale doit être incluse pour la modélisation de l'eau.

Enjeu méthodo.	GHG Protocol – Norme sur les produits	ISO 14067:2018 – Empreinte carbone des produits	EN 16760 – Produits biosourcés – Analyse du cycle de vie
Gestion de la variabilité temporelle	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de différenciation temporelle pour l'inventaire 	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de différenciation temporelle pour l'inventaire. Peut être documenté en analyse de sensibilité. • Différence temporelle dans l'inventaire doit être documentée si la fin de vie a lieu plus de 10 ans après la production. • Si les données correspondent à une saison spécifique, l'évaluation doit couvrir cette période de temps. 	<ul style="list-style-type: none"> • Une différenciation temporelle doit être prise en compte pour la modélisation de l'eau. • Les saisonnalités doivent être incluses si besoin. • Une forêt avec un rendement constant doit être modélisée comme un processus unitaire à l'équilibre (émissions de CO2 = séquestrations). • Si la modélisation est « Stand level », les délais entre les émissions et les séquestrations de carbone biogénique doivent être intégrés dans le temps.

4.3.3 Revue des principaux systèmes de certification

Les systèmes de certification fournissent la vérification par une tierce partie et certifient que la production de la biomasse et sa conversion en bioénergie ont été faites de façon durable. Les critères de durabilité pris en compte et la façon de les mesurer diffèrent d'un système à l'autre. Chaque système a ses forces et ses faiblesses, mais les systèmes de certification proposés par la Roundtable of Sustainable Biomaterials (RSB) seraient parmi les plus avancés [28].

La RSB propose une série de systèmes de certification en lien avec les bioénergies, dont le Roundtable of Sustainable Biofuels EU RED (RSB EU RED) qui est reconnu par la RED. Le critère environnemental qui inclut une perspective ACV est le critère d'intensité GES des biocarburants. La méthodologie de calcul proposée pour ce critère est alignée sur les lignes directrices de la RED. La RSB recommande plusieurs outils de calcul pour évaluer l'intensité GES des bioénergies : RSB tool, Biograce, GREET, GHGenius, valeurs par défaut de la RED, Ofgem pour les résidus forestiers et les taillis à courte rotation. Pour les bioénergies à partir de biomasse forestière, le RSB recommande de 1) comparer le scénario avec utilisation de la biomasse forestière pour la bioénergie avec des scénarios sans utilisation pour la bioénergie (scénarios contre-factuel), 2) ne pas utiliser un horizon de temps plus long que 20 ans pour modéliser la séquestration de carbone.

Par ailleurs, 13 systèmes de certification volontaires et nationaux ont été approuvés en février 2022 par la Commission Européenne pour vérifier la conformité des bioénergies avec les critères de durabilité de la RED II⁸ :

- Biomass Biofuels voluntary scheme (2BSVs)
- Better Biomass
- Bonsucro EU
- International Sustainability and Carbon Certification (ISCC EU)
- KZR INiG system
- REDcert
- Red Tractor Farm Assurance Combinable Crops & Sugar Beet Scheme (Red Tractor)
- Roundtable of Sustainable Biofuels EU RED (RSB EU RED)
- Round Table on Responsible Soy EU RED (RTRS EU RED)
- Scottish Quality Farm Assured Combinable Crops (SQC)
- Trade Assurance Scheme for Combinable Crops (TASCC)
- Universal Feed Assurance Scheme (UFAS)
- Sustainable Resources (SURE) voluntary scheme

5 autres systèmes de certification volontaires et nationaux ont été soumis et sont examinés par la Commission Européenne : Austrian Agricultural Certification Scheme (AACs), U.S. Soybean Sustainability Assurance Protocol EU (SSAP EU), Sustainable Biomass Program (SBP), Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC), European Renewable Gas Registry (ERGaR) (only for certification of cross-border trade of biomethane). Certains de ces systèmes de certification se concentrent sur les critères de durabilité pour la production de la biomasse uniquement (p. ex. SBP) alors que d'autres proposent également de vérifier les critères liés à l'intensité GES des bioénergies (p. ex. ISCC, RSB).

⁸ https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/bioenergy/voluntary-schemes_en

4.4 Analyse critique de la littérature sur les ACV de la biomasse énergie

Le but de cette analyse est d'identifier les pratiques courantes reliées aux choix méthodologiques les plus influents dans les ACV publiées sur les filières biomasse énergie. *Ces différents enjeux méthodologiques sont expliqués et analysés plus en détail dans la suite de l'étude.* Dans un premier temps, les principales conclusions des publications de type « revue » sur le sujet sont répertoriées, puis les études ACV (du type ACV « cas d'étude ») publiées, mais non couvertes par la littérature des revues sont analysées. Cette section ne vise pas à synthétiser de façon quantitative les résultats d'indicateurs environnementaux publiés ni à discuter des performances environnementales des bioénergies.

4.4.1 Synthèse des revues de littérature publiées sur les ACV de la biomasse énergie

La littérature publiée sur les ACV des bioénergies augmente de façon constante depuis les années 2010, et est citée de façon exponentielle (voir Figure 4.3 obtenue avec la recherche *(LCA OR "life cycle assessment" OR "carbon footprint" OR "GHG emissions")+(bioenergy OR biofuel OR biogas OR biomethane OR bioelectricity)*).

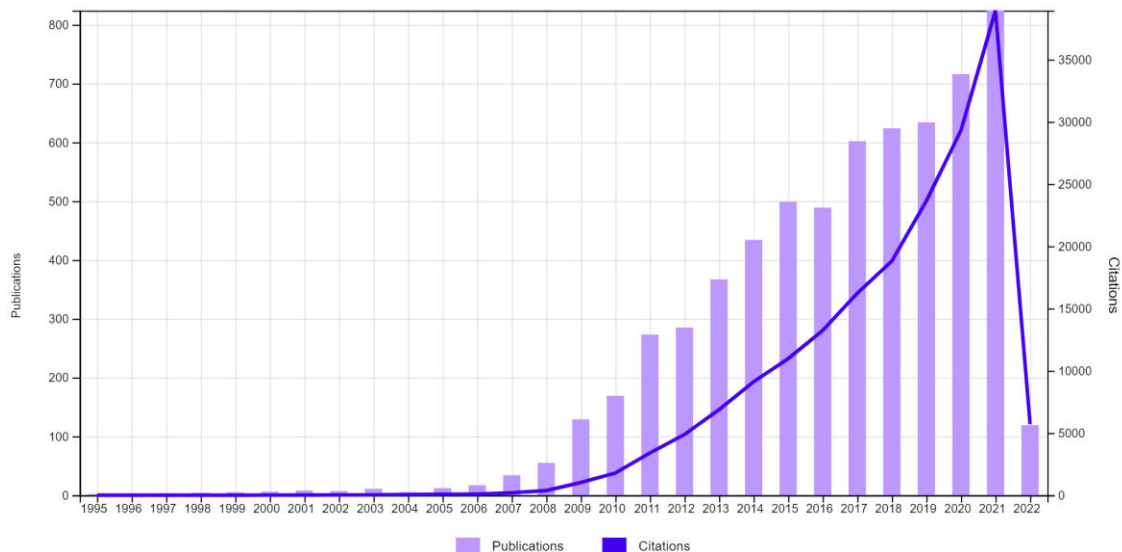


Figure 4.3 Évolution du nombre de publications et de citations des articles revus par les pairs sur les ACV des bioénergies présentes dans la base de données Web of Science en mars 2022.

Depuis 2011, 22 revues de littérature sur les ACV des bioénergies ont été identifiées (voir Tableau 4.6). Étant donnée la quantité de littérature importante sur le sujet, aucune revue ne peut couvrir l'ensemble de la littérature publiée jusqu'aujourd'hui. Les revues se concentrent souvent sur une filière ou un produit bioénergétique précis et sur une période de temps définie. Les revues les plus récentes spécifiques aux filières biogaz ou combustibles de bois ou bioénergies issues de la conversion thermochimique des microalgues et de la biomasse lignocellulosique couvrent la littérature jusqu'en 2018 [29]–[33]. La revue la plus récente sur l'ACV des bioénergies couvre la littérature de 2019 à début 2021 [34]. Afin de capter les tendances les plus récentes et de nous assurer de couvrir toutes les filières bioénergies définies dans le cadre de la présente étude, nous

avons donc réalisé une revue systématique de la littérature sur les ACV des bioénergies de 2021 à mars 2022 dans la suite de cette étude (voir section 4.4.2).

Les revues de littérature publiées ont souvent 3 principaux objectifs : 1) analyser l'influence des choix méthodologiques sur les résultats, 2) harmoniser les résultats d'ACV pour les rendre comparables, 3) commenter ou positionner les performances environnementales des filières bioénergie. C'est principalement le premier objectif qui est le plus pertinent dans le cadre de la présente étude.

Il est important de noter que la plupart des études, et donc des revues, se concentrent sur les impacts liés aux changements climatiques, souvent mesurés grâce au pouvoir de réchauffement global à 100 ans (PRG100 ou GWP100 en anglais) des émissions de GES, en kg de CO₂ équivalent. L'analyse de l'influence des choix méthodologiques est donc particulièrement pertinente pour cette catégorie d'impact, mais couvre souvent mal les autres enjeux environnementaux.

D'après les revues de littérature publiées, voici les enjeux méthodologiques identifiés comme ayant le plus d'influence sur la variabilité des résultats ou des conclusions des ACV des bioénergies.

Approche attributionnelle ou conséquentielle. La grande majorité des études publiées sont des ACV attributionnelles même si elles ne le mentionnent pas toujours. Cependant, le nombre d'ACV conséquentielles sur les bioénergies est en augmentation depuis 2015 [35]. Les ACV conséquentielles publiées permettent de répondre à des objectifs spécifiques (ex : impact de la mise en place d'une politique publique) en prenant en compte les conséquences essentiellement reliées aux effets de marché. Les LUC indirects, qui font partie de ces conséquences, sont inclus dans la moitié des ACV conséquentielles sur les bioénergies [35]. Les ACV conséquentielles sont souvent associées à une définition spécifique des frontières des systèmes et à une modélisation de l'inventaire basée sur des modèles économiques rarement utilisés en ACV attributionnelle, ce qui influence beaucoup les résultats des études [36].

Les frontières des systèmes. La plupart des études n'incluent que les étapes de production et conversion de la biomasse. L'étape d'utilisation des bioénergies (incluant la distribution des produits bioénergétiques) est plus rarement incluse. Pourtant inclure cette étape est nécessaire pour faire une comparaison juste entre les bioénergies et les énergies fossiles, ce qui est l'objectif de nombreuses études [34]. Ainsi les auteurs des revues soulignent l'incohérence souvent observée entre les objectifs de l'étude et la définition des frontières des systèmes qui devrait être une conséquence logique des objectifs. De plus, il y a des différences d'interprétation pour l'usage des termes « du berceau à la porte » et « du berceau au tombeau » [32]. Environ un tiers des études inclut la fin de vie des cendres [37], [38]. Les infrastructures, par exemple les usines, mais aussi l'infrastructure pour fournir l'énergie finale (ex : la voiture ou l'avion dans le cas des transports), ne sont souvent pas prises en compte selon l'hypothèse qu'elles auraient une contribution négligeable [38], [39]. Pourtant, elles pourraient représenter de l'ordre de 10% des émissions de GES des bioénergies [40]. La non-prise en compte des infrastructures et de la fin de vie pourrait être liée au fait d'évaluer des technologies à l'échelle du laboratoire (pour lesquelles ces étapes sont mal connues) plutôt qu'à l'échelle industrielle [41].

L'unité fonctionnelle utilisée pour les ACV des bioénergies dépend des objectifs de l'étude et peut être de 4 types : basée sur l'entrée (*input-related*, ex : 1t de biomasse traitée), basée sur la sortie (*output-related*, ex : 1MJ de produit bioénergétique ou 1 km parcouru pour un véhicule), la surface de terre (ex : 1ha de terre cultivée), une année (ex : impact du système en 2012) [42]. Cependant, l'UF la plus observée est basée sur une quantité de bioénergie en sortie (ex : 1MJ de

bioéthanol) [32]. L'unité vkm (1 km parcouru par un véhicule donné) permet de s'assurer que la distribution et l'utilisation de l'énergie avec son efficacité sont bien considérées [42]. Parfois plusieurs UF sont utilisées dans une même étude. En effet, chaque UF permet de mesurer des enjeux différents (ex : surface de terre pour évaluer un usage efficace des terres). Cherubini et al. recommandent d'utiliser plusieurs UF comme des indicateurs de performance du système afin d'identifier le facteur limitant [42]. Par ailleurs, Muench and Guenther soulignent qu'un nombre non négligeable d'études n'explicitent pas leur UF [38].

Multifonctionnalité. Le choix des méthodes de gestion des coproduits est très variable d'une étude à l'autre, et c'est l'allocation qui est le plus souvent utilisée pour résoudre la multifonctionnalité [38]. Plusieurs méthodes peuvent être testées en analyse de sensibilité dans une même étude. Cependant, les méthodes de gestion de la multifonctionnalité ne sont pas spécifiées dans la moitié des études alors que les bioénergies sont des systèmes ayant généralement des coproduits [38], [43]. Concernant l'impact des résidus et des déchets valorisés en bioénergies, l'approche retenue est souvent de ne pas allouer d'impact pour leur production.

Données d'inventaire. Les données d'inventaire pour modéliser le cycle de vie de la bioénergie peuvent provenir des bases de données telles qu'ecoinvent, GHGenius ou GREET [34]. Les données d'inventaire pour la modélisation de l'utilisation des terres sont souvent issues de modèles agricoles comme GLOBIOM qui permettent d'identifier les conséquences liées aux iLUC. Certaines études peuvent inclure la collecte de données primaires pour certaines étapes d'avant-plan, le plus souvent pour la conversion de la biomasse, plus rarement pour l'étape de production de la biomasse.

Émissions de N₂O au champ. Ces émissions peuvent dominer l'impact sur les changements climatiques pour les bioénergies à partir de biomasse agricole qui utilise des engrais, et l'inventaire de ces émissions (précalculés) est estimé avec différentes méthodes [43].

Carbone biogénique et aspect dynamique. Une grande majorité des études utilisent une hypothèse de *neutralité carbone* pour prendre en compte les impacts du CO₂ biogénique : la quantité de CO₂ absorbée par la biomasse est supposée égale à la quantité réémise à l'atmosphère lors de sa décomposition ou de sa combustion, et donc les impacts sur les changements climatiques des émissions de CO₂ biogénique sont considérés comme nuls. Une part croissante des études modélise les émissions et séquestrations de carbone biogénique (CO₂, CH₄). La pertinence de l'hypothèse de neutralité carbone est remise en cause, notamment lorsque les cycles de récolte sont longs (10-20 ans ou plus) comme c'est le cas pour les forêts [44] ou la biomasse arboricole (p. ex. les palmiers). Entre autres, elle ne prend pas en compte le décalage temporel entre la séquestration et l'émission du CO₂, et donc ignore la dynamique temporelle des effets sur les changements climatiques [45]. Martin-Gambao et al. rapportent qu'à peine 10% des études revues prennent en compte la dynamique des émissions et séquestrations de GES, et qu'à l'inverse, un tiers des études ne précise pas comment le CO₂ biogénique est modélisé [31].

Utilisation des terres et Changement d'utilisation des terres (LUC). Les LUC, qui englobent le changement d'affectation et de gestion des terres, peuvent devenir le plus gros contributeur au changement climatique pour les bioénergies à partir de biomasse cultivée ou de bois [43]. Cependant, la prise en compte des LUC est loin d'être systématique dans les études et est surprenamment peu discutée dans les revues de littérature récentes. Ce sont les changements d'affectation directs qui sont le plus souvent évalués, contrairement aux changements d'affectation indirects qui sont plus complexes à étudier et nécessitent des outils spécifiques comme mentionnés plus haut. L'impact des LUC est souvent pris en compte via l'impact sur les changements climatiques du changement des stocks de carbone dans le sol (y inclut la biomasse

aérienne) grâce à différentes méthodes [42]. Les impacts sur la biodiversité sont parfois analysés via les catégories d'impact Occupation des terres et/ou Transformation des terres. D'après Martin-Gambao et al., le changement du stock de carbone dans les sols, dû à l'utilisation et à la gestion des terres, n'est pris en compte que dans 12% des études sur les granulés de bois [31].

Couverture des catégories d'impact. Le choix des catégories d'impact analysées dans une étude va influencer les conclusions. Comme mentionné précédemment, les impacts sur les changements climatiques sont toujours couverts dans les ACV sur les bioénergies. Pour les ACV des combustibles de bois, l'acidification et l'eutrophisation sont de plus en plus étudiées, mais moins de la moitié des études incluent les catégories sur la formation de particules fines et sur la toxicité humaine qui sont pourtant des catégories d'importance pour les combustibles de bois [32]. Les catégories liées à l'utilisation de l'eau et à l'utilisation des terres sont encore évaluées de façon marginale alors que ce sont des catégories d'importance, notamment pour les bioénergies à partir de matières premières agricoles. Plusieurs études s'intéressent aussi au bilan énergétique des bioénergies en calculant leur demande cumulative en énergie primaire (CED) [42]. La CED est souvent comparée au contenu énergétique du produit bioénergétique via l'indicateur du retour sur investissement énergétique (EROI, aussi appelé ratio d'énergie nette) afin de s'assurer qu'on ne consomme pas plus d'énergie qu'on en produit. Ketzer et al. utilisent d'ailleurs le EROI pour synthétiser les performances des filières bioénergies à partir d'algues [46].

Scénario de référence et interprétation. La plupart des ACV comparent la bioénergie évaluée avec une autre source d'énergie utilisée comme scénario de référence, la plupart du temps une énergie fossile [40], [42]. Une telle comparaison suppose une *substituabilité parfaite* entre la bioénergie et la référence, ce qui n'est pas nécessairement vrai [40]. Par exemple, le biodiesel peut remplacer le diesel, mais sans dépasser un certain taux d'incorporation dans les flottes actuelles de véhicule. De plus, la part des véhicules diesel dans le parc automobile diminue en Europe et la part des véhicules électriques devrait augmenter radicalement. Ainsi, le biodiesel est loin d'être parfaitement substituable au diesel du point de vue de son utilisation. Agostini et al. soulignent qu'une comparaison avec un scénario de référence même lorsque la substituabilité n'est pas parfaite est acceptable si les limites de cette comparaison sont mentionnées dans l'étude. De plus, ces auteurs concluent que les conclusions et recommandations des ACV publiées sur les bioénergies ne sont souvent pas robustes ou en cohérence avec l'objectif de l'étude, les choix méthodologiques et les limites de l'étude [40]. Selon eux, ceci contribuerait grandement à alimenter le débat sur la durabilité des bioénergies.

Il y a également d'autres enjeux mentionnés comme potentiellement importants, mais qui sont encore très peu étudiés ou modélisés dans les ACV publiées :

- **Effet du retrait des résidus agricoles ou forestiers.** Les études utilisant des résidus agricoles ignorent souvent les conséquences d'enlever ces résidus qui contribuent habituellement, au-delà de l'apport de matière organique fertilisante, au maintien de la qualité des sols, qui ne se limite pas au seul changement des stocks de carbone dans les sols) [42], [44].
- **Autres impacts environnementaux liés aux LUC,** au-delà des conséquences sur le changement de stock de carbone dans les sols et la biomasse des écosystèmes, notamment les impacts sur les services écosystémiques [47].

Tableau 4.6 Liste des revues de littérature publiées sur les ACV des bioénergies entre 2011 et 2021 (>50 citations ; * >30 citations)**

Référence	Année de publication	Couverture temporelle	Couverture géographique	Type de filières couvertes	Nombre d'études revues	Objectifs de la revue
[42] Cherubini et al.**	2011	...-2011	Mondiale	Toutes les bioénergies	94	Revue qualitative pour synthétiser la littérature et analyser les choix méthodologiques.
[47] Rowe et al.	2011	...-2010	Mondiale	Toutes les bioénergies	74	Analyse des variations des émissions de GES entre études en fonction des choix méthodologiques, de la variabilité individuelle observable à chaque étape du cycle de vie, et des incertitudes liées à notre manque de connaissance.
[38] Muench and Guenther	2013	2000-2013	Mondiale	Production d'électricité et de chaleur à partir de biomasse	58	Revue systématique pour fournir un aperçu de l'impact environnemental et discuter l'influence des choix méthodologiques
[36] Menten et al.**	2013	2002-2011	Mondiale	Biocarburants liquides G2 et G3	47	Méta-régression sur les résultats ACV pour les émissions de GES pour identifier les paramètres les plus influents et construire un modèle de prédiction.
[43] Shonnard et al.	2015	2000-2015	Pan-américaine	Biocarburants	74	Analyse critique des ACV environnementales de biocarburants et recommandations pour l'harmonisation des pratiques, cas d'étude sur le Jatropha
[48] Hijazi et al.**	2016		Europe	Biogaz	15	Comparer les résultats pour dresser un portrait des impacts environnementaux des systèmes biogaz en Europe
[37] Wolf et al.	2016	2000-2014	Europe et Amérique du Nord	Combustible de bois issus de la foresterie	30	Revue systématique pour analyser l'influence des choix méthodologiques et facteurs systémiques. Méta-analyse quantitative sur les émissions de GES sur le cycle de vie.
[49] Muazu et al.	2017	Non mentionné	Non mentionné	Étape de la densification des combustibles de bois	19	Synthèse quantitative de la contribution porte-à-porte de l'étape de densification du bois et analyse des choix méthodologiques influents
[50] Czyrnek-Delêtre et al.	2017	2006-2014	Mondiale	Biocarburants : biodiesel, bioéthanol et biométhane	16	Analyser et fournir des recommandations pour améliorer la robustesse et la précision du cadre pour réaliser des ACV des biocarburants
[51] Tu et al.	2017	2009-2016	Mondiale	Biodiesel et HVO à partir d'algues	54	Revue des choix méthodologiques et harmonisation des résultats pour la consommation d'énergie, les émissions de GES et la consommation d'eau
[35] Roos et al.	2018	2007-2017	Mondiale	Bioénergie	44	Revue des ACV conséquentielles uniquement
[52] Li et al.	2018	2000-2017	Mondiale	Bioénergie	2367	Analyse de l'évolution des ACV sur les bioénergies par <i>Social network analysis</i>
[53] Liu et al.*	2018	Non mentionné	Chine	Bioéthanol et biodiesel	45	Synthèse quantitative des impacts environnementaux en Chine et analyse de l'effet des choix méthodologiques sur les résultats d'ACV
[46] Ketzer et al.*	2018	2009-2015	Mondiale	Bioénergies à partir d'algues	16	Harmonisation des systèmes et comparaisons des retours sur investissements énergétiques (EROI)

Référence	Année de publication	Couverture temporelle	Couverture géographique	Type de filières couvertes	Nombre d'études revues	Objectifs de la revue
[33] Ubando et al.**	2019	2004-2018	Mondiale	Bioénergies issues de la conversion thermochimique des microalgues et biomasse lignocellulosique	24	Synthèse et comparaison des performances sur les émissions de GES
[29] Aziz et al.*	2019	2006-2018	Mondiale	Biogaz	48	Analyse descriptive des choix méthodologiques dans les ACV du biogaz et cas d'étude pour la Malaisie
[30] Esteves et al.**	2019	2012-2018	Mondiale	Biogaz à partir de fumier	34	Revue systématique pour identifier et analyser l'influence des choix méthodologiques et techniques.
[40] Agostini et al.	2020	... - 2018	Mondiale	Bioénergie	100	Revue des 100 publications les plus citées pour tester la cohérence entre les conclusions des études et leur cadre d'analyse méthodologique.
[31] Martin-Gamboa et al.	2020	2009-2019	Mondiale	Granulés de bois	84	Revue des choix méthodologiques dans les articles revus par les pairs
[32] Musule et al.	2021	2009-2018	Mondiale	Combustible de bois + Biocharbon	87	Revue systématique pour analyser les choix méthodologiques et comparer les performances sur les émissions de GES avec des références fossiles
[41] Hosseinzadeh-Bandbafha et al.	2021	Non mentionné	Non mentionné	Bioénergie	Non mentionné	Discussion de l'influence des choix méthodologiques par étapes ISO
[34] Osman et al.	2021	2019-début 2021	Mondiale	Bioénergie	40	Analyse des approches méthodologiques et des principales conclusions des ACV revues.

4.4.2 *Revue systématique de la littérature récente sur l'ACV des bioénergies*

Dans cette section, les études ACV des bioénergies publiées récemment, mais non couvertes par les revues de littérature précédemment citées, sont analysées.

4.4.2.1 *Méthodologie pour la revue de la littérature récente*

Voici les critères appliqués pour identifier les études publiées récemment :

- Bases de données consultées : Web Of Science
- Recherche avec les mots clés suivants : (bioenerg * or biomass or biogas* or biofuel) and (life cycle analysis or life cycle assess* or LCA)
- Années couvertes : de 2021 jusqu'à mars 2022
- Publications en anglais
- Au moins un auteur affilié en Europe

À l'issue d'une première recherche, toutes les publications suivantes ont été exclues

- Revue de littérature
- Publication ne traitant pas des bioénergies (focalisant d'autres produits biosourcés)
- ACV porte-à-porte se concentrant sur une étape du cycle de vie seulement (ex : étape agricole seulement ou étape de conversion seulement)

Au final, 24 publications scientifiques revues par les pairs ont été retenues et 3 publications issues de la littérature grise ont été ajoutées [54]–[80]. Cette revue de la littérature récente ne capte pas toutes les publications depuis 2021, mais l'échantillon peut être considéré comme représentatif des tendances européennes sur les filières couvertes et les choix méthodologiques pour les évaluer.

Pour chaque publication, les critères suivants ont été évalués (voir le détail par étude dans l'Annexe B) :

- Type de biomasse utilisée comme matière première
- Type de procédé de conversion
- Type de produit bioénergétique
- Type d'utilisation finale de la bioénergie
- Type d'unité fonctionnelle
- ACV attributionnelle ou conséquentielle
- Type de frontières des systèmes
- Inclusion ou non des LULUC
- Approche pour modéliser le CO₂ biogénique

4.4.2.2 *Filières couvertes par la littérature récente*

Concernant la **biomasse utilisée comme matière première**, 67% des études couvrent des filières issues de biomasses résiduelles (résidus ou déchets). Ceci est en ligne avec l'engouement actuel pour l'économie circulaire qui encourage la valorisation des résidus et déchets, et les réglementations actuelles qui encouragent la circularité dans ces filières. Parmi la biomasse résiduelle, 37% des études traitent des filières pour les résidus agricoles, 22% des résidus de bois et 26% de la biomasse déchet. À noter que pour les résidus agricoles, ce sont surtout les résidus secondaires (issus de l'industrie de transformation agricole ou alimentaire, y compris les résidus animaux comme les graisses animales ou le fumier) qui sont étudiés, et les résidus primaires pour

les résidus de bois. Par ailleurs, 48% des études couvrent des filières issues de biomasses cultivées (26% cultures conventionnelles, 15% cultures énergétiques dédiées, 15% foresterie, 7% culture d'algue). Ce sont essentiellement les filières issues de biomasses agricoles qui sont les plus étudiées (56% des études), suivies par la biomasse forestière (30%) et la biomasse déchet (26%), puis la biomasse algale (2 études).

Concernant les **produits bioénergétiques et leurs usages**, les bioénergies gazeuses sont les plus étudiées (41% des études avec biogaz et/ou biométhane, SNG, syngas), essentiellement pour la production d'électricité. Seules 2 études évaluent l'utilisation du biogaz ou du biométhane pour le transport routier [54], [62]. Les biocarburants liquides sont évalués dans 10 études, principalement pour des filières bioéthanol ou HVO. Il y a presque autant d'études évaluant l'utilisation des biocarburants liquides pour le transport routier et le transport aérien. L'intérêt pour le transport aérien augmente, notamment avec la mise en place de la réglementation CORSIA pour l'utilisation de kérosène bas carbone. Les combustibles de bois solides sont évalués dans 5 études, principalement pour la production de chaleur. Au final, 56% des études évaluent de la production de chaleur ou d'électricité à partir de biomasse, 33% une application pour le transport et 5 études ne précisent pas le type d'usage final de la bioénergie.

Concernant les **procédés de conversion**, la moitié des études couvrent des procédés de conversion biochimique (surtout de la digestion anaérobie) et 33% des procédés thermochimiques (surtout l'hydrotraitement). Il est intéressant de noter que les études couvrent de plus en plus des bioraffineries qui génèrent un grand nombre de coproduits énergétiques et non énergétiques (p.ex. molécules plateformes).

4.4.2.3 Analyse des principaux choix méthodologiques dans la littérature récente

Toutes les études revues utilisent une **approche attributionnelle** (ACV-A), même si elle n'est pas toujours nommée explicitement. Cependant 2 études sur le transport aérien proposent également une comparaison de l'ACV-A avec une **approche conséquentielle** (ACV-C) [74], [80].

- Capaz et al. utilisent l'ACV-A pour explorer les performances des filières dans des conditions moyennes de production et l'ACV-C pour explorer les conséquences marginales [74]. Dans cette étude, les LUC directs sont pris en compte en ACV-A, car cette approche « prend en compte des changements seulement au sein des frontières du système », et les LUC indirects en ACV-C, car cette approche prend en compte des changements en dehors des frontières du système dus à des mécanismes de marché par exemple. L'approche conséquentielle leur permet aussi de prendre en compte les conséquences du retrait des résidus agricoles et les conséquences des coproduits par substitution.
- Moretti et al. [80] utilisent l'ACV-A dans la perspective d'un producteur de bioénergies qui voudrait connaître la part des impacts attribuables à chacun de ses produits mis sur le marché, afin de positionner sa performance face à de potentiels substituts/concurrents ou encore d'améliorer sa technologie. En complément, ces auteurs utilisent l'ACV-C dans une perspective de politique publique pour identifier les conséquences de l'introduction sur le marché d'une nouvelle bioénergie (ex : les effets d'utiliser une matière première couramment utilisée pour l'animation animale, effets de substitution des coproduits de la filière) [80].

Une **unité fonctionnelle basée sur la sortie** est utilisée dans 85% des études revues. Il s'agit souvent d'une quantité d'énergie contenue dans le produit bioénergétique avant sa conversion en énergie finale (ex : 1 MJ de biogaz). Choisir de définir l'UF basée sur la sortie au niveau du

produit bioénergétique ou au niveau de l'usage final dépend des objectifs de l'étude et surtout de la perspective de prise de décision dans laquelle se place l'auteur. Par exemple, une perspective de production serait de trouver une alternative à la production de kérosène alors qu'une perspective de consommation serait de trouver une alternative pour un voyage aérien bas carbone. La première perspective mène logiquement à une UF basée sur une quantité de biocarburant, et la seconde mène à une UF basée sur une distance parcourue par un avion.

4 études proposent une **unité fonctionnelle basée sur l'entrée** reflétant la valorisation d'une quantité de biomasses.

- 2 de ces études évaluent une bioraffinerie et une UF basée sur l'entrée permet de s'affranchir des problèmes d'allocation d'impact entre les différents produits en sortie en se plaçant du point de vue du gestionnaire de la bioraffinerie plutôt que du point de vue des consommateurs des produits de sortie [75], [78].
- Les 2 autres études évaluent une valorisation de déchets organiques (déchets municipaux solides et boues d'épuration) qui auraient dû être traités en fin de vie s'ils n'avaient pas été valorisés en bioénergie [54], [79]. Dans ce cas, exprimer l'UF en fonction d'une quantité de biomasses déchet en entrée permet de refléter une des deux fonctions principales du système : traiter en fin de vie une quantité de déchet et produire une certaine quantité de bioénergie. En choisissant une UF basée sur l'entrée, les auteurs positionnent leur technologie comme une alternative au traitement en fin de vie des déchets, et non comme une alternative à la production d'énergie. À noter que les deux études ont bien pris en compte la seconde fonction du système dans leur gestion de la multifonctionnalité en accordant un crédit à la chaleur et l'électricité produit à partir du méthane ou à l'utilisation du biométhane dans un véhicule.

Concernant les **frontières des systèmes**, la moitié des études déclarent une approche de type « du berceau au tombeau ». Cependant, l'étape de distribution de l'énergie finale (ex : réseau de distribution de l'électricité ou de gaz) et les infrastructures nécessaires à l'étape d'utilisation finale de l'énergie (ex : appareil utilisant l'électricité, voiture, cuisinière) sont presque toujours exclues, car considérées comme identiques avec le scénario de référence auxquels sont comparés les résultats. L'autre moitié déclarent une approche du type « du berceau à la porte ». Cependant, la définition de la « porte » est très variable d'une étude à l'autre. Elle peut représenter la sortie de l'unité de production du produit bioénergétique, la sortie de l'unité de prétraitement du bois, la sortie de la chaufferie, etc.

Les **Changements d'utilisation des Terres** ne sont inclus que dans un tiers des études, mais intègrent souvent les LUC directs et indirects. Voici un exemple des outils utilisés dans les études pour évaluer les impacts des CAT. Les différentes méthodes pour évaluer les LUC seront analysées dans les sections suivantes.

- dans [80] : l'outil LUC Impact développé par Blonk⁹ (CATd)
- dans [72], [74] : les valeurs de iLUC par défaut fournies par CORSIA et basées sur les modèles GLOBIOM et GTAP-BIO [81]
- dans [60], [67] : les valeurs de iLUC par défaut fournies par la RED II basées sur le modèle GLOBIOM [82]

⁹ <https://blonksustainability.nl/tools/LUC-impact>

- dans [60], [70] : le modèle GREET¹⁰ basé sur GTAP¹¹
- dans [74] : valeurs de iLUC issu de (Moreira et al., 2014; van der Hilst et al., 2018)
- dans [73] : Méthode de conversion du ILCD Handbook du JRC [83]

La moitié des études mentionnent appliquer l'hypothèse de *neutralité carbone* pour le **CO₂ biogénique**.

- Cependant, presque toutes les autres études ne mentionnent rien concernant la prise en compte du CO₂ biogénique, alors que c'est un enjeu auquel toutes les filières de bioénergies font face. De nombreuses études négligeant de mentionner la prise en compte du CO₂ biogénique couvrent des filières issues de biomasses déchet ou résidu, alors que les études couvrant des filières issues de biomasses cultivées mentionnent généralement la neutralité carbone. Il est donc possible que le fait que la biomasse soit un résidu ou un déchet fasse oublier aux praticiens l'importance de la prise en compte du CO₂ biogénique contenu pour modéliser correctement la propre utilisation et fin de vie de la biomasse.
- Une étude portant sur des filières de combustibles solides à partir de cultures dédiées pour la production de chaleur n'a modélisé que les émissions de CO₂ biogénique lors de la combustion, sans modéliser la séquestration du CO₂ lors de la croissance de la plante, ce qui affecte grandement les résultats de la filière sur les changements climatiques [69].
- Par ailleurs, il est intéressant de noter que l'hypothèse de neutralité carbone pour le CO₂ biogénique est appliquée indifféremment pour le transport routier et pour le transport aérien. Bien que les émissions de GES en haute altitude pourraient induire un forçage radiatif plus élevé [84], ce point n'est jamais discuté dans les études revues ici.
- Enfin, Ardolino et al. étudient la valorisation de la fraction organique des déchets solides municipaux en faisant une hypothèse de neutralité carbone pour le CO₂ biogénique [54]. Même si cela n'est pas mentionné explicitement dans leur étude, cela sous-entend que la fraction organique ne contiendrait que de la biomasse renouvelable.

La **gestion de la multifonctionnalité** n'a pas été étudiée en détail pour toutes les études revues, mais les pratiques dans quelques études peuvent être notées.

- **Impacts alloués aux résidus.** Capaz et al. ont fait une analyse de sensibilité mettant en lumière l'influence du choix de la méthode pour allouer des impacts aux coproduits et aux résidus. En ACV-A, le fait de considérer un résidu comme un coproduit (en lui allouant une partie des impacts de sa production avec une allocation, p. ex. économique) plutôt que comme un déchet (en n'allouant rien pour sa production) fait augmenter l'impact des filières issues de biomasses résidus [74]. C'est particulièrement vrai pour les résidus animaux issus de l'industrie bovine, comme la graisse de suif, qui ont une très grande empreinte carbone. Dans ce cas, l'HVO à partir de suif considéré comme un coproduit devient deux fois plus impactant que la référence fossile [74]. De façon similaire, en ACV-C, si les résidus sont détournés de leur débouché habituel (plutôt que de voir les résidus comme un surplus de production non valorisé), l'impact des filières issues de biomasses résidu peut drastiquement augmenter [74].

¹⁰ <https://greet.es.anl.gov/>

¹¹ <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/models/current.asp>

- **Expansion des frontières des systèmes.** Ardolino et al. ont appliqué une expansion des frontières du système en prenant en compte le degré de substituabilité attendu entre leur coproduit (le biométhane comme carburant) et le produit potentiellement substitué (le diesel) [54]. Ce degré de substituabilité est mesuré par une équation issue de Vadenbo et al. qui prend notamment en compte la fonctionnalité et l'acceptabilité sur le marché [85].

5 Analyse critique des enjeux méthodologiques liés aux ACV de la biomasse énergie

La section suivante reprend les principaux enjeux méthodologiques liés aux ACV de la biomasse énergie identifiées dans la littérature (voir section précédente) ou identifiés par les auteurs du présent rapport. Pour chaque enjeu, la nature et l'influence de chaque enjeu sont discutées, les approches existantes pour traiter cet enjeu sont identifiées, ainsi que les meilleures pratiques et les limites actuelles. Cette analyse sert de base pour formuler des recommandations à court et à long terme pour chaque enjeu. Cette section a une vocation pédagogique en explicitant les enjeux méthodologiques et souhaite aussi faire le pont entre les praticiens ACV et les développements en recherche.

5.1 Choix d'une approche de modélisation attributionnelle ou conséquentielle

5.1.1 Comparaison entre l'approche attributionnelle et conséquentielle

Tel qu'illustré sur la Figure 5.1, on distingue souvent deux approches de modélisation en ACV [86]:

- L'approche attributionnelle qui vise à décrire les impacts environnementaux physiquement reliés à une chaîne de valeur. Ainsi, elle permet donc de déterminer la part de l'ensemble des impacts environnementaux mondiaux qui peut être attribuée au cycle de vie du produit ou du système étudié.
- L'approche conséquentielle qui vise à déterminer les impacts environnementaux résultant des conséquences directes et indirectes d'une décision ou d'un changement.

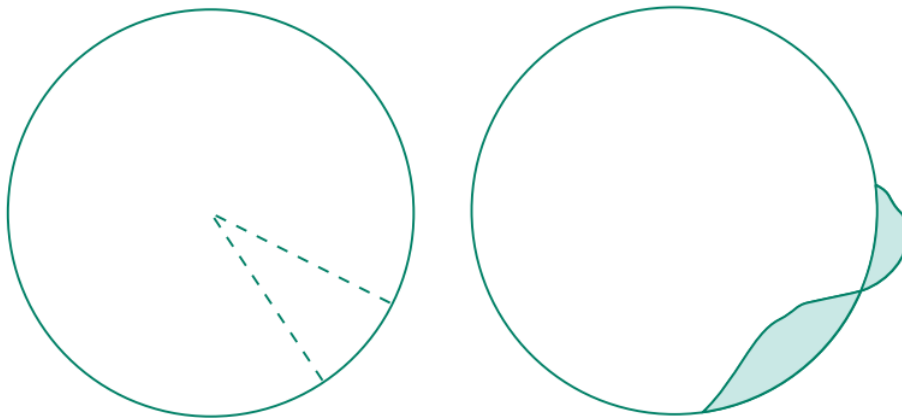


Figure 5.1 Différences conceptuelles entre l'approche attributionnelle (à gauche) et l'approche conséquentielle (à droite). Chaque cercle représente l'ensemble des impacts environnementaux mondiaux. Reproduit depuis [86] et concept issu de [87].

Le choix de l'approche de modélisation dépend avant tout des objectifs de l'étude, et a des conséquences sur les choix de modélisation ACV à différentes étapes de la méthodologie ACV. Le Tableau 5.1 récapitule ces principales différences.

Tableau 5.1 Principales différences sur les choix de modélisation entre l'approche attributionnelle et l'approche conséquentielle. Inspiré de [88], [89].

	Approche attributionnelle	Approche conséquentielle
Objectif de l'étude	Description d'une situation <i>status quo</i>	Évaluation des conséquences d'une décision ou d'un changement
Inclusion dans les frontières des systèmes	Processus reliés physiquement au cycle de vie du produit	Processus affectés par la décision selon des liens physiques ou socio-économiques, dont les LUC.
Multifonctionnalité	Règles normatives pour attribuer les impacts entre les coproduits. L'approche attributionnelle est conceptuellement additive lorsque des allocations sont utilisées.	Prise en compte des effets de substitution en conséquence du changement par expansion des frontières du système.
Prise en compte des effets d'échelle	Non (hypothèse de marché parfaitement élastique)	Oui (prise en compte des contraintes de marché, élasticité prix)
Données d'inventaire	Données moyennes	Données marginales pour des changements à petite échelle Données issues de modélisation de scénarios spécifiques pour des changements à grande échelle
Prise en compte de la dimension temporelle	Modélisation statique ou dynamique (prospectif ou rétrospectif)	Modélisation dynamique (généralement prospectif, mais peut aussi être rétrospectif)

Le choix de l'approche de modélisation dépend du contexte décisionnel (et donc des objectifs de l'étude) dans lequel est effectuée l'étude. L'ILCD distingue justement 3 contextes décisionnels et détaille les approches de modélisation à adopter dans chacun des contextes [83]. Le Tableau 5.2 résume différents contextes d'utilisation proposés dans la littérature pour les deux approches. L'approche conséquentielle est notamment recommandée pour la prise de décision dans le cadre de l'élaboration de politiques publiques. Plevin et al. soulignent qu'utiliser l'approche attributionnelle dans ce cadre pourrait induire en erreur les décideurs publics [90].

Dans le domaine des bioénergies, il existe également des études attributionnelles contenant des éléments conséquentiels [40]. C'est notamment le cas lorsque l'impact des iLUC est ajouté aux résultats d'ACV attributionnelles, comme dans la méthodologie proposée par la RED ou CORSIA. Le fait de mélanger les deux approches dans une même étude est pointé comme une pratique à éviter par plusieurs auteurs, car cela mènerait à des « interprétations trompeuses » [91], [92].

Tableau 5.2 Contexte d'utilisation des différentes approches de modélisation selon plusieurs auteurs

Approche attributionnelle		Approche conséquentielle
ILCD Handbook [83]	<ul style="list-style-type: none"> • Support pour des décisions au niveau micro (situation A) : ACV simplifié, indicateur de performance environnemental (KEPI), écoconception, comparaison de produits spécifiques, écolabel, règles pour les catégories de produits (PCR), déclarations environnementales de produits (EPD), mécanismes de développement propre (CDM). • Support pour des décisions au niveau méso ou macro sans conséquences sur la structure des capacités installées (cas particulier de la situation B) • Comptabilité environnementale dans le but de documenter rétrospectivement sans mener à des prises de décision (situation C) : suivre les impacts environnementaux d'un territoire ou d'un secteur, identifier les groupes de produits les plus impactant, reporting environnemental d'entreprise. 	<ul style="list-style-type: none"> • Support pour des décisions au niveau méso ou macro avec des conséquences à grande échelle sur la structure des capacités installées (situation B) : information et développement de politiques publiques
Moretti et al. [80]	<p>Point de vue du « Producteur de biocarburant »</p> <ul style="list-style-type: none"> • Quels sont les impacts environnementaux attribuables à mes produits? • L'objectif est de se positionner par rapport à ses compétiteurs ou d'améliorer sa technologie 	<p>Point de vue « Décideurs publics »</p> <ul style="list-style-type: none"> • Quelles sont les conséquences environnementales d'introduire une nouvelle bioénergie sur le marché? • L'objectif est d'anticiper les effets de substitution pour légiférer afin d'en limiter les effets néfastes
Weidema et al. [93]	<p>Suppose que la responsabilité d'un acteur est endossée sur sa chaîne de valeur ou sa chaîne d'approvisionnement</p>	<p>Suppose que la responsabilité d'un acteur est endossée sur les conséquences liées à la production et à la consommation du bien ou du service généré</p>

Il est important de noter que les approches attributionnelles et conséquentielles ne sont pas les seules approches de modélisation existantes en ACV. De nombreux autres « modes d'ACV » émergent comme l'ACV prospective ou l'ACV territorial répondant chacun à des besoins spécifiques et impliquant chacun des choix et outils appropriés au contexte [94]. Au-delà des débats sur l'éventuelle supériorité d'une approche par rapport à une autre, l'important est faire des choix de modélisation appropriés au contexte et aux objectifs de l'étude.

5.1.2 Pratiques actuelles et influence des approches de modélisation sur les résultats

Comme souligné dans la section 4.4, l'approche attributionnelle est l'approche la plus utilisée pour l'ACV des bioénergies bien que les raisons de ce choix soient rarement justifiées. En ACV attributionnelle, la multifonctionnalité due à la génération de coproduits est souvent traitée par allocation, c'est-à-dire en répartissant les impacts de l'amont entre les coproduits (Figure 5.2).

L'utilisation de l'approche conséquentielle pour faire l'ACV des bioénergies s'est notamment développée pour prendre en compte le changement d'affectation des terres [35]. Comme illustré par la Figure 5.2, les conséquences souvent incluses dans les frontières du système en ACV conséquentielle sont les suivantes :

- **Conséquences dues aux changements d'utilisation des terres** (voir section 5.6.3 pour plus de détails). Cela peut inclure des conséquences liées à la déforestation, mais aussi les conséquences dues à la conservation de terres à haute valeur environnementale (biodiversité et stocks de carbone) [95].
- **Conséquences dues au détournement de la biomasse** depuis un usage traditionnel vers un nouvel usage pour la production de bioénergie. Ex. le détournement de résidus agricoles habituellement valorisés en alimentation animale pour la production de biocarburant engendre une augmentation de la production d'alimentation animale pour continuer à répondre à la demande.
- **Conséquences dues à la génération de coproduit**. Ex. la coproduction d'électricité diminue la quantité d'électricité produite sur le réseau.
- **Conséquences dues à des changements de consommation** lors de la phase d'usage. Ex. l'usage de biocarburant remplace une partie de l'usage de carburant fossile.

À noter que la plupart des études ACV conséquentielles traitent rarement tous ces points simultanément, ou avec le même niveau de profondeur d'analyse. Par ailleurs, les conséquences en chaîne sont souvent difficiles à identifier et la modélisation conséquentielle se limite souvent aux conséquences de niveau 1 en avant-plan et parfois aux conséquences de niveaux supérieurs. Ces dernières incluent notamment les effets rebonds et effets d'entraînement dus aux comportements des usagers finaux. Même si ces effets peuvent être importants et éventuellement annuler les bénéfices environnementaux d'un scénario, ils sont très rarement inclus en raison de la complexité pour les modéliser [96]. On retrouve deux grandes tendances pour générer l'inventaire d'avant-plan en ACV conséquentielle :

- **L'utilisation de la méthode descriptive causale** qui est basée sur l'analyse de données historiques, des dires d'expert et des « règles du pouce » [97], [98]. Cette méthode étant une approche simplifiée pour décrire les mécanismes de marché, elle est surtout pertinente pour évaluer des changements marginaux n'ayant pas de conséquences structurelles à grande échelle.
- **L'utilisation de modèles économiques** [99] comme les modèles d'équilibre partiel et les modèles d'équilibre général. Ces modèles sont particulièrement adaptés pour l'élaboration de scénarios pour évaluer des décisions non marginales et prospectives. En effet, ils rendent mieux compte du fonctionnement global de l'économie et intègrent de façon intrinsèque l'évolution technologique [100].

La modélisation conséquentielle de l'arrière-plan est maintenant possible grâce à la version conséquentielle de la base de données ecoinvent v3 [101].

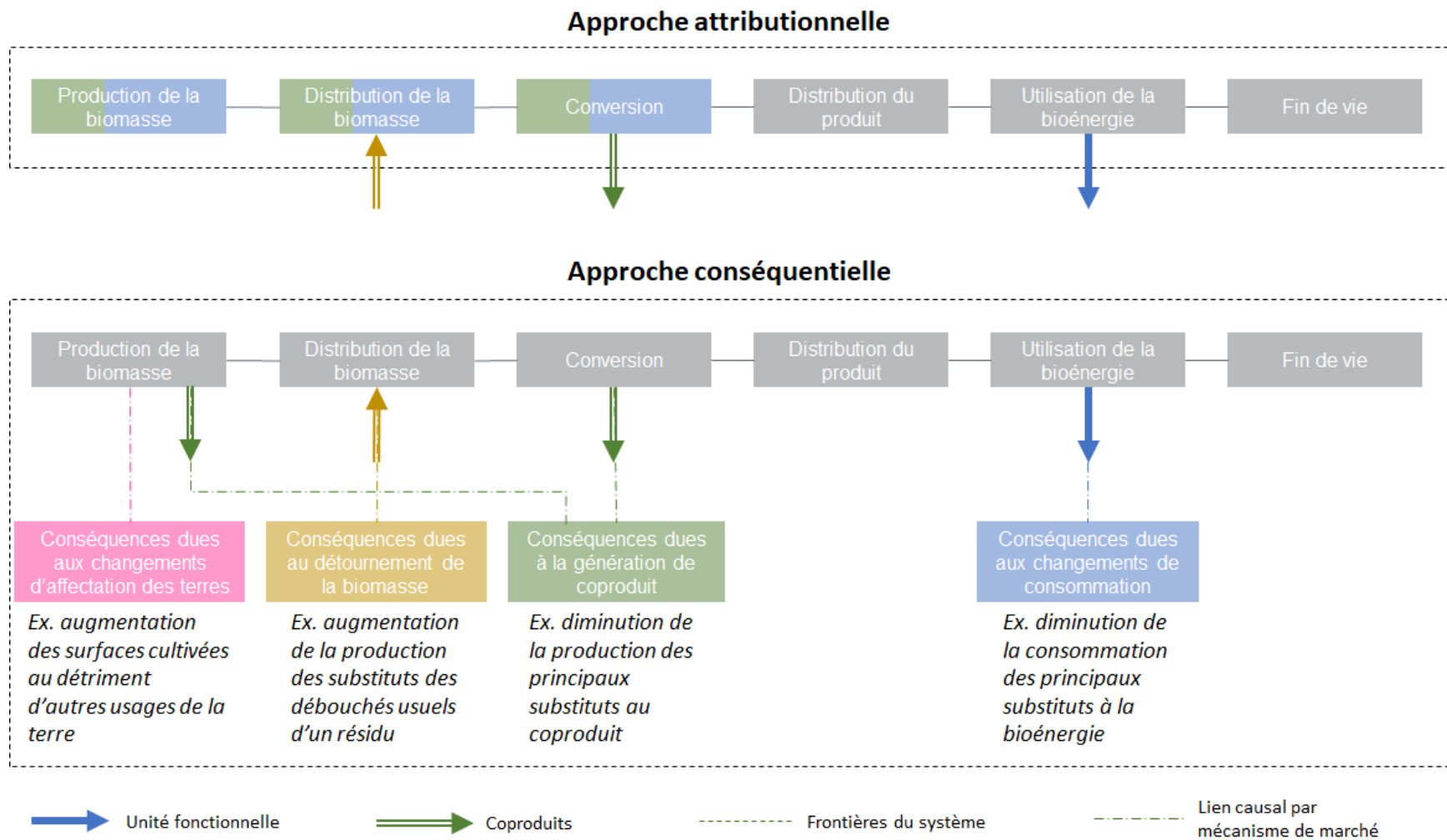


Figure 5.2 Frontières des systèmes et gestion de la multifonctionnalité usuelles pour la modélisation ACV d'une filière bioénergie selon une approche attributionnelle et conséquentielle

Bien que les résultats de l'approche attributionnelle et conséquentielle ne soient pas comparables puisqu'ils ont des objectifs différents, les résultats obtenus avec ces 2 approches pour une même unité fonctionnelle sont généralement bien différents. La Figure 5.3 issue de Moretti et al. illustre bien la complémentarité des approches en comparant 1 MJ de biocarburant pour l'aviation à partir de sous-produits de pomme de terre avec 1 MJ de kérosène selon une approche attributionnelle et conséquentielle [80]. Alors que l'approche attributionnelle affiche un large bénéfice pour le biocarburant sur les changements climatiques, l'approche conséquentielle met en avant des impacts plus importants pour le biocarburant que pour le kérosène. En effet, dans cette étude, l'approche conséquentielle prend en compte les impacts liés au détournement des sous-produits de la pomme de terre pour la production de biocarburant, qui étaient auparavant valorisés en alimentation animale. L'augmentation de la production d'alimentation animale pour continuer à répondre à la demande engendre un changement indirect d'utilisation des terres (iLUC) dont les impacts se reflètent dans l'indicateur changements climatiques.

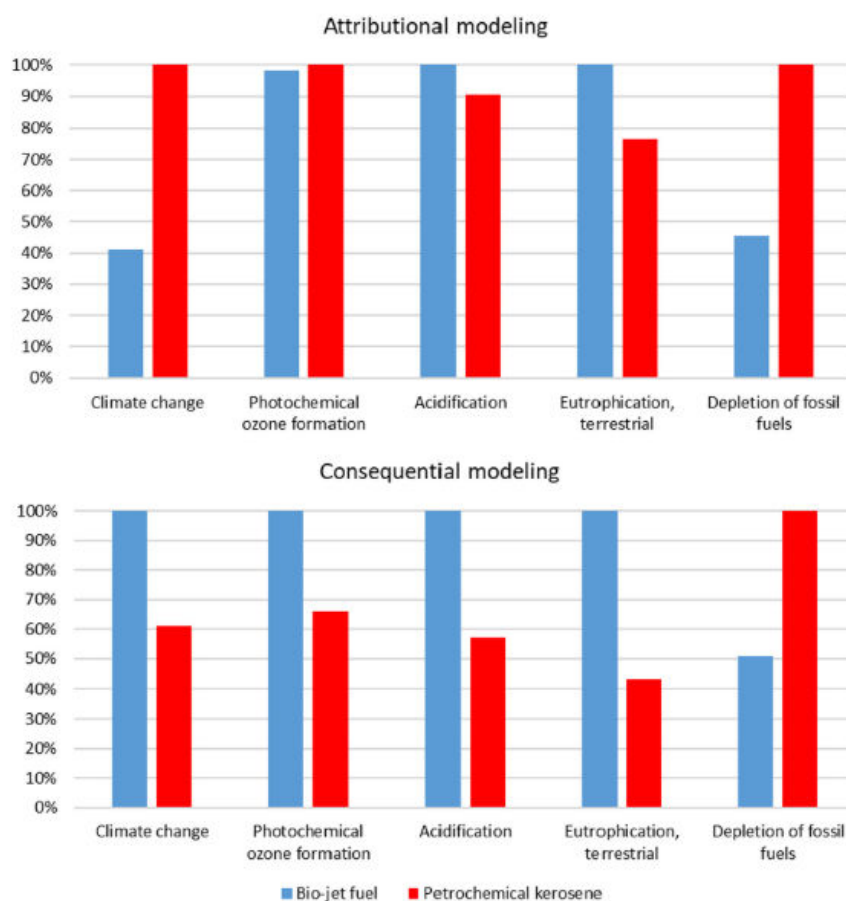
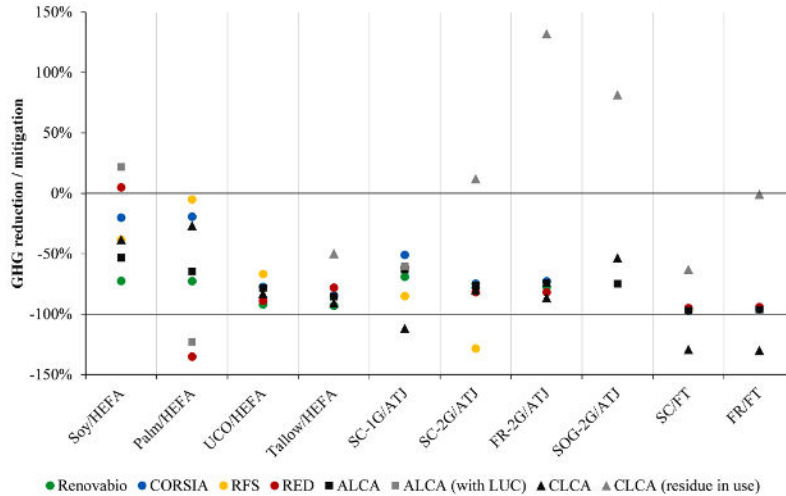


Figure 5.3 Comparaison des impacts environnementaux du berceau au tombeau d'un MJ de biocarburant pour l'aviation à partir de sous-produits de pomme de terre. Reproduit depuis [80].

L'importance des conséquences liées au détournement des résidus de leur valorisation habituelle dans l'approche conséquentielle est également soulignée par Capaz et al. dans la Figure 5.4 pour les filières de production de biocarburant pour l'aviation à partir de résidus, qui peut même remettre en cause [74]. Par ailleurs, cette étude compare différentes approches de modélisation

attributionnelle, conséquentielle ou suivant des méthodologies liées aux réglementations européennes (RED), américaines (RFS) ou internationales (CORSA) sur les biocarburants. Le choix de l'approche de modélisation peut affecter fortement les performances affichées d'une filière par rapport à la référence fossile et la hiérarchisation des filières entre elles [102].



Fi. 7. GHG reduction/mitigation provided by AJF in comparison with its fossil counterparts, whose emission factor were considered as 87.5 gCO_{2e}/MJ for *Renovabio*; 89.0 gCO_{2e}/MJ for CORSIA, ALCA, and CLCA; 91.0 gCO_{2e}/MJ for RFS; and 94.0 gCO_{2e}/MJ for RED. "ALCA (with LUC)" and "RED" are based on crop expansion on pasturelands. "CLCA (residues in use)" also comprises the consequences of redirecting the residues from their current use for AJF production.

Figure 5.4 Influence du choix de l'approche de modélisation sur la réduction des émissions de GES sur le cycle de vie de plusieurs filières de biocarburant pour l'aviation au Brésil. Les triangles gris représentent les résultats avec une approche conséquentielle prenant en compte les conséquences liées au détournement des résidus de leur valorisation habituelle. Reproduit depuis [74].

5.1.3 Recommandations sur le contexte d'utilisation des approches de modélisation

Recommandations court terme :

- Bien définir les objectifs de l'étude et le cadre décisionnel pour choisir l'approche de modélisation la plus appropriée pour répondre aux objectifs. Utiliser, par exemple, les recommandations du ILCD Handbook pour identifier l'approche la plus adaptée [83].
- Une étude destinée à aider les décideurs publics sur l'élaboration de politiques publiques devrait toujours être conséquentielle.
- Inclure le plus de liens de causalité possible en ACV conséquentielle, sans nécessairement se limiter aux conséquences de premier niveau.
- Utiliser les recommandations du ILCD Handbook pour identifier les processus à inclure en ACV conséquentielle (section 7.2.4) [83]

Recommandations long terme :

- Développer la modélisation des liens de causalité liés aux effets rebonds et aux effets d'entraînement lors de la phase d'usage des bioénergies.
- Rendre plus transparents et plus accessibles les modèles macro-économiques existants en la matière.

5.2 Choix de l'unité fonctionnelle

5.2.1 Différents types d'unité fonctionnelle pour l'ACV des bioénergies

L'unité fonctionnelle (UF) est un flux représentant la qualification et la quantification de la fonction principale du système étudiée. L'UF est la base sur laquelle seront exprimés les résultats de l'étude et également la base de comparaison commune entre les différents systèmes ou scénarios analysés. L'UF doit être la plus spécifique possible en répondant au mieux aux questions suivantes si nécessaire. Les exemples sont basés une fonction principale du système étudié qui serait « fournir de la chaleur » dans la perspective d'un fournisseur de chaleur qui cherche à optimiser sa production. L'UF obtenue serait donc « fournir X MJ de chaleur pour satisfaire aux besoins en chaleur pour le chauffage résidentiel uniquement de la ville de Paris pendant 3 ans de 2020 à 2023 » :

- **Quoi ?** Définir l'objet analysé. Ex. la chaleur.
- **Combien ?** Définir la quantité analysée qui doit refléter les perspectives du public visé par l'étude afin d'avoir une communication des résultats pertinente. Ex. besoin en chaleur d'une ville, ce qui correspond à X MJ.
- **Comment ?** Définir les aspects qualitatifs reliés à l'objet étudié. Ex. besoin en chaleur pour le chauffage résidentiel uniquement. Cela peut inclure une description des performances visées pour l'objet étudié qui peut être un critère d'acceptation important du produit (normes, etc.). Ex. produire un biocarburant ayant les spécifications nécessaires pour être utilisées pour l'aviation.
- **Quand ?** Définir la durée de l'UF et éventuellement la représentativité temporelle visée, Ex. pendant 3 ans de 2020 à 2023.
- **Où ?** Définir la représentativité géographique visée. Ex. pour la ville de Paris.

L'UF peut être définie sur l'une ou l'autre des étapes du cycle de vie, comme un flux entrant ou sortant comme illustré sur la Figure 5.5. En ACV des bioénergies, on distingue souvent différents types d'UF [42] :

- **Les UF associées au sortant.** Ces UF sont les plus courantes et sont souvent définies en sortie de l'étape de conversion (ex. produire 1MJ de bioéthanol), ou de l'étape de distribution (ex. distribuer 10m3 de gaz naturel renouvelable), ou encore de l'étape d'utilisation finale de la bioénergie (ex. parcourir 5000km en avion).
- **Les UF associées à l'entrant.** Ces UF sont souvent définies en entrée de l'étape de conversion et reflètent le traitement d'une quantité de biomasses. Ces UF sont courantes pour l'étude des procédés de conversion multiproduits, car elles permettent d'éviter les enjeux liés à la gestion de la multifonctionnalité, notamment pour les bioraffineries qui génèrent un panier de produits souvent énergétiques et non énergétiques.
- **Les UF associées à une surface de terre.** Ces UF sont définies en entrée de l'étape de production de la biomasse et reflètent l'usage d'une certaine surface de terre. Ce type d'UF est rarement utilisé en pratique, pourtant la disponibilité des terres peut être un facteur déterminant pour la viabilité de la production des bioénergies [42]. De plus, exprimer les impacts par surface de terre peut être vu comme un indicateur de l'efficacité de l'usage des terres dans le contexte où la ressource terre est rare et qu'il faut l'utiliser aussi efficacement que possible, tout en minimisant les dommages, dont la perte des multiples services qu'elle rend. Une UF associée à une surface de terre devrait donc toujours être testée pour des bioénergies issues de biomasses cultivées [50].

- **Les UF associées à un scénario temporel.** Ces UF sont couramment utilisées lors de l'étude d'un système multifonctionnel plutôt que d'un produit spécifique. Définir l'UF en termes de service rendu sur une année donnée pour le système étudié permet d'inclure toutes les co-fonctions dans l'UF sans avoir à traiter la multifonctionnalité. C'est une des façons d'appliquer l'expansion additive des frontières du système (voir section 5.4.2 pour plus de détails). Ces UF sont également couramment utilisées en ACV consécutive.

À noter que le type d'UF ne détermine pas les frontières du système. Par exemple, ce n'est pas parce que l'UF serait définie comme un sortant du procédé de conversion que les frontières du système s'arrêteraient en sortie du procédé de conversion. En d'autres termes, il est tout à fait possible d'avoir des frontières du système du berceau au tombeau avec une UF définie au niveau d'une étape intermédiaire du cycle de vie. Cependant, une erreur de modélisation courante pour une étude du berceau au tombeau avec une UF qui n'est pas définie au niveau de l'utilisation finale de la bioénergie est d'oublier de prendre en compte le rendement du procédé de conversion finale (ex. rendement du moteur ou de la chaudière), des pertes avals, ou même d'oublier de modéliser les étapes de distribution et d'utilisation finale de la bioénergie. Choisir une UF en sortie de l'étape d'utilisation finale de la bioénergie permet de limiter le risque d'erreur, et de s'assurer que le système de bioénergie est bien comparable à un système fossile de référence, puisque l'étape de conversion finale n'a pas nécessairement le même rendement dans un cas et dans l'autre [42].

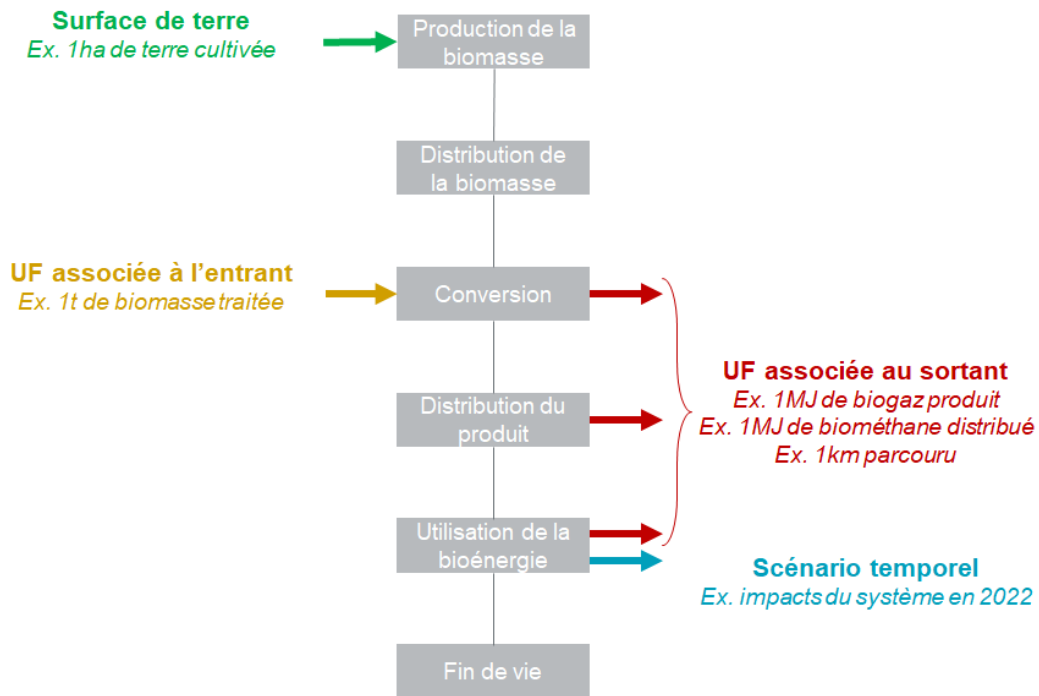


Figure 5.5 Unités fonctionnelles typiques pour l'ACV des bioénergies

5.2.2 Analyse critique du choix de l'unité fonctionnelle

La définition de l'UF d'une étude ACV est un choix normatif qui a plusieurs implications :

- **L'UF reflète une perception de l'utilité d'un système qui diffère d'un acteur à l'autre selon leur perspective et enjeu propres.** La perception de la fonction principale d'un

même système peut varier en fonction de la perspective adoptée. Par exemple, un système de production de biogaz à partir de déchets municipaux a au moins deux co-fonctions : générer du biogaz et traiter un déchet. Une ville intéressée pour augmenter ou optimiser le traitement de ses déchets verra le traitement des déchets comme la fonction principale de la production de biogaz, et définira une UF associée à l'entrant. En revanche, un producteur de biogaz cherchant à diversifier ses substrats verra la génération de biogaz comme la fonction principale de la production de biogaz, et définira une UF associée au sortant. De façon similaire, la définition d'une UF associée à l'entrant de biomasse dans une bioraffinerie reflètera bien les enjeux de l'opérateur de la bioraffinerie qui cherche à maximiser le rendement des quantités de biomasses en entrée. À l'inverse, une UF associée aux sortants d'une bioraffinerie reflètera mieux la perspective des consommateurs des produits finaux qui veulent s'assurer de leur performance environnementale. Une UF basée sur une surface de terre cultivée est un indicateur d'un usage efficace ou non de la terre qui est pertinente dans la perspective d'un agriculteur. Plusieurs UF peuvent donc être pertinentes pour un même système de produit en fonction de la perception de sa fonctionnalité. Chaque UF permet de mesurer un enjeu différent et peut mener à des interprétations différentes.

- **L'UF positionne un système par rapport à ses alternatives.** Ici aussi, c'est les objectifs propres aux différents acteurs de la chaîne de valeur qui détermine le choix de l'UF. Prenons l'exemple d'un système de production de biocarburant pour l'aviation et examinons le point de vue de différents acteurs de la chaîne de valeur. Dans la perspective du producteur de biocarburant, l'objectif est de trouver une alternative au kérosène. Il définira donc une UF en sortie de l'étape de conversion en bioénergie. Dans la perspective d'un opérateur aérien, l'objectif sera de trouver une alternative de moindre impact pour le transport aérien. Il définira donc une UF en sortie de l'étape de l'utilisation finale, par exemple parcourir 1km en avion. Dans la perspective d'un voyageur, l'objectif sera de trouver une alternative à d'autres modes de transport comme l'auto ou le train. Il définira donc une UF en sortie de l'étape de l'utilisation finale, par exemple déplacer une personne sur 1km.
- **L'UF est la base de comparaison commune entre les systèmes** ou scénarios étudiés dans l'étude. Elle doit donc refléter une fonctionnalité commune entre les systèmes qui tiennent compte de la performance. Une erreur courante est de vouloir comparer des quantités identiques de bioénergie qui ont finalement des fonctionnalités différentes. Comparer des bioénergies sur la base de leur contenu énergétique uniquement (ex. 1MJ de biodiesel vs 1MJ de biométhane) ne fait pas de sens a priori, car leur usage final ou leur rendement énergétique peut être différent. Il est donc important de préciser dans la formulation de l'UF le contexte dans lequel la comparaison est rendue possible, et de prendre en compte dans les frontières des systèmes les étapes qui les différencient (ex. fournir 1MJ de bioénergie à l'utilisateur afin d'assurer un service de transport dans une voiture de taille moyenne en France en 2022). Idéalement, l'UF devrait être reformulée pour représenter la fonctionnalité commune dans le cas d'une comparaison de systèmes (ex. transporter une personne sur 1 km dans une voiture de taille moyenne en France en 2022).
- **Une définition judicieuse de l'UF peut permettre de traiter les enjeux liés à l'allocation.** Dans le cas de procédé générant de nombreux coproduits, une UF basée sur quantité de biomasses en entrée permet d'éviter le choix d'une approche d'allocation entre les produits de sortie (ex. bioraffinerie). Une alternative est aussi d'inclure toutes les co-fonctions du système étudié dans l'UF par une expansion des frontières du système additive (voir section 79). Dans le cas d'une ACV comparative, il faudra donc s'assurer que

les systèmes comparés réalisent bien la même UF, en ajoutant des co-fonctions au besoin pour rendre les systèmes fonctionnellement équivalents et donc comparables.

- **Le choix de l'UF peut avoir une grande influence sur les conclusions de l'étude.** Comme illustré sur la Figure 5.6, les résultats et même parfois les conclusions d'une étude peuvent varier en fonction de l'UF choisie. **Il est donc important de réaliser une analyse de sensibilité sur le choix de l'UF** [42], [50].

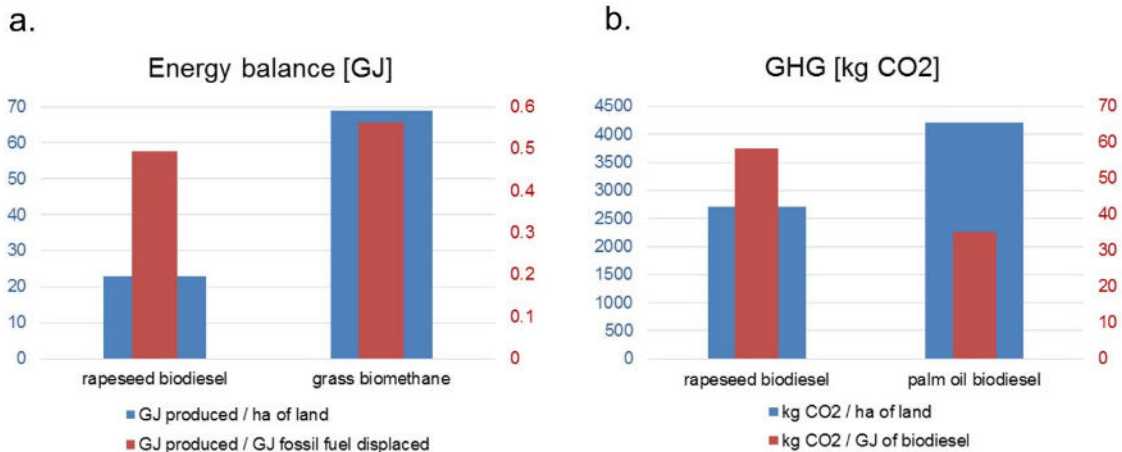


Fig. 2. Cradle to gate (net) energy balance (GJ) and GHG balance (kg CO₂) of three biofuels. Data were expressed using in each case two FU: ha of land and GJ of biofuel. In Ref. [33] grass biomethane performed better regardless the FU, but there were bigger discrepancies between rapeseed biodiesel and grass biomethane results if FU was set as GJ of fossil fuel displaced (a.). In Ref. [34], if results were expressed using ha of land, rapeseed biodiesel performed better (less kg CO₂ ha⁻¹), while if FU was switched to GJ of fuel, palm oil biodiesel was better (less kg CO₂ GJ⁻¹) (b.).

Figure 5.6 Exemple de l'influence du choix de l'unité fonctionnelle sur les résultats de différents indicateurs. Reproduit depuis [50].

5.2.3 Recommandations sur le contexte d'utilisation

Court terme :

- L'UF doit être cohérente avec la perception du public visé par l'étude et les objectifs de l'étude.
- L'UF doit être formulée de façon la plus précise possible pour qualifier et quantifier au mieux la fonction principale du système dans le contexte de représentativité de l'étude, et pour s'assurer de l'équivalence fonctionnelle entre les systèmes comparés au besoin. Pour rappel, les normes ISO sur l'ACV ont plusieurs exigences pour la définition de l'UF [19], [20].
- L'UF devrait être reformulée pour représenter la fonctionnalité commune dans le cas d'une comparaison de systèmes.
- La redéfinition de l'UF peut être un moyen pour traiter la multifonctionnalité et éviter l'allocation ou la substitution.
- Faire une analyse de sensibilité sur le choix de l'UF pour être transparent sur son influence et capter différents enjeux liés au système.

Long terme

- Proposer un cadre clair pour définir l'UF pour l'ACV des bioénergies de façon cohérente.

5.3 Choix des frontières du système

5.3.1 Analyse critique reliée à la définition des frontières du système

Les frontières du système définissent les processus pris en compte dans le système étudié, c'est-à-dire les processus mis en jeu pour réaliser l'UF. Les frontières séparent donc le système étudié du reste de la technosphère et de l'écosphère. Seuls les impacts des processus inclus dans les frontières seront comptabilisés dans l'étude.

En théorie pour être cohérent avec le concept de cycle de vie, les frontières du système devraient inclure toutes les étapes du cycle de vie des bioénergies (système principal), ainsi que le cycle de vie complet de tout ce qui est consommé et produit depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie (autres sous-systèmes, voir Figure 5.7). Les frontières du système seraient donc presque infinies. En pratique, les frontières du système sont souvent définies de façon explicite pour **l'inventaire d'avant-plan**, c'est-à-dire le système principal avec toutes les étapes d'importance pour comprendre ce système qui sont souvent les étapes modélisées directement par le praticien ACV qui réalise d'étude. **L'inventaire d'arrière-plan** inclut généralement le reste des sous-systèmes. Ses frontières sont souvent dépendantes des choix disponibles dans les bases de données d'inventaire du cycle de vie comme ecoinvent.

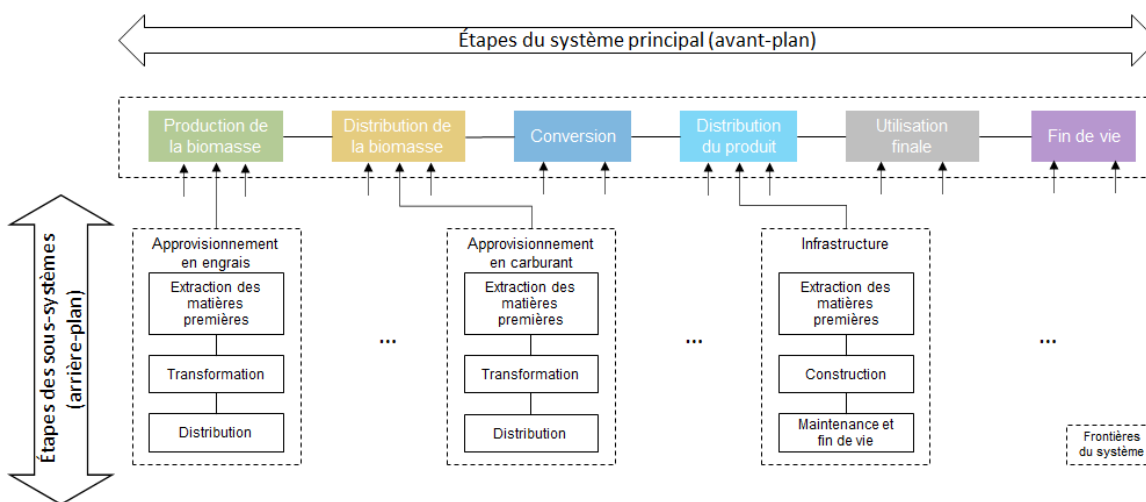


Figure 5.7 Structuration des étapes du cycle de vie incluses dans les frontières du système en système principal (avant-plan) et en sous-systèmes (arrière-plan)

Comme illustré sur la Figure 5.8, les archétypes de frontières du système que l'on retrouve dans la littérature sur l'ACV des bioénergies décrivent les étapes de l'avant-plan incluses dans les frontières:

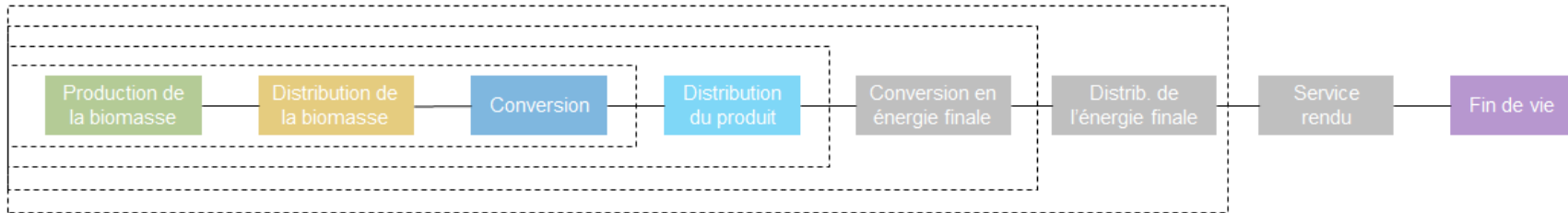
- **Frontières du berceau au tombeau** qui incluent toutes les étapes du cycle de vie typique d'une bioénergie. Cette approche devrait notamment inclure le service rendu lors de l'utilisation des bioénergies, ce qui n'est pas toujours le cas lorsque le terme berceau au tombeau est utilisé dans la littérature. La terminologie *Well To Wheel* (WTW ou du puits à la roue) est une vision partielle du berceau au tombeau, car elle inclut toutes les étapes du cycle de vie de la bioénergie, mais exclut (de façon souvent justifiée et pertinente) les impacts reliés au véhicule (production, distribution et fin de vie).
- **Frontières du berceau à la porte** qui excluent généralement l'étape de distribution et d'utilisation finale des bioénergies. Cependant, il n'y a pas de définition standard de la

« porte » qui peut par exemple être en sortie du procédé de conversion en bioénergie ou en sortie du réseau de distribution de la bioénergie.

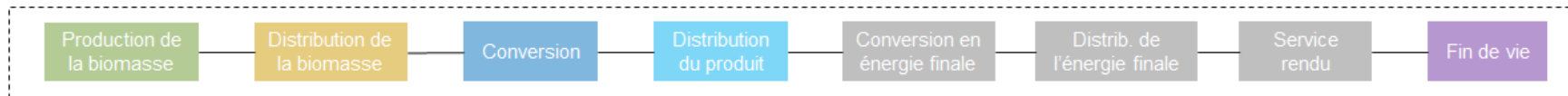
- **Frontières de la porte au tombeau** s'appliquent surtout aux filières bioénergies issues de la valorisation de déchet ou de résidus, et pour lesquels l'approche de coupure (*cut-off*) est appliquée, c'est-à-dire qu'aucun impact n'est alloué pour leur production (voir section 5.4.3 pour plus de détails sur cette approche). Dans ce cas, l'étape de production des déchets ou résidus est exclue des frontières du système, et la « porte » commence à l'entrée de l'étape de distribution de biomasse (ex. collecte des déchets).
- **Frontières de la porte à la porte** qui incluent uniquement certaines étapes intermédiaires du cycle de vie, comme l'étape de conversion en bioénergie. Ex. usine de biométhanisation uniquement.

Berceau à la porte

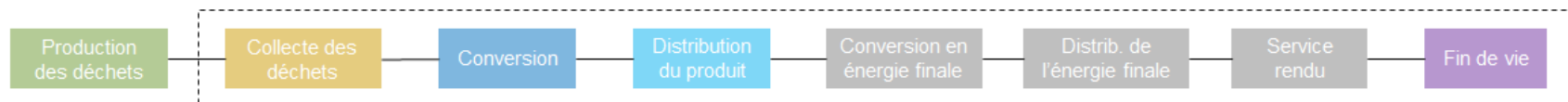
Frontières du système



Berceau autombeau



Porte au tombeau (pour les bioénergies issues de déchets ou résidus)



Exclusions courantes

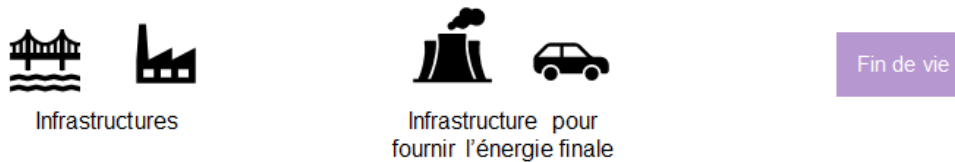


Figure 5.8 Principaux archétypes de frontières du système pour l'ACV des bioénergies

Les sous-systèmes inclus en arrière-plan ainsi que leurs frontières respectives sont moins souvent documentés dans les études ACV des bioénergies. En effet, il est difficile de documenter tous les sous-systèmes impliqués, car ils sont très nombreux. Les praticiens ACV font généralement confiance dans la modélisation et la cohérence des choix faits dans les bases de données d'inventaire.

La norme ISO 14044 souligne que la définition de ces frontières devrait toujours être faite en cohérence avec les objectifs et le champ de l'étude [21], [22]. Pourtant, notre revue de littérature sur l'ACV des bioénergies souligne que la définition des frontières du système n'est souvent pas justifiée et a tendance à ne pas être cohérente avec les objectifs de l'étude (voir section 4.4). Concrètement, la définition des frontières du système est une conséquence de la définition de l'UF. Tous les processus qui sont nécessaires à la réalisation de l'UF devraient être inclus dans les frontières du système. Il s'agit des processus reliés physiquement à l'UF en amont et en aval, en incluant toute la chaîne de valeur de l'objet étudié, ainsi que l'étape d'utilisation et de fin de vie. En d'autres termes, **les frontières du berceau au tombeau en avant-plan avec le cycle de vie complet des sous-systèmes en arrière-plan devraient être la définition des frontières du système par défaut**. En ACV conséquentielle, les conséquences de la décision étudiée sont également prises en compte. De ce fait, les frontières du système incluront des processus provenant d'autres systèmes que celui analysé. ISO souligne que la définition des frontières du système est un processus itératif dans lequel un système initial est défini puis les frontières peuvent être modifiées au fur et à mesure de l'étude au gré des analyses de sensibilité [21], [22].

Les exclusions des frontières du système sont parfois faites de façon arbitraire sans justification. Il y a pourtant plusieurs cas pour lesquels les frontières du système peuvent être réduites de façon justifiable, ce qui fait généralement gagner du temps de modélisation dans une étude :

- **Exclusion de certaines étapes d'avant-plan qualitativement et quantitativement identiques entre les systèmes comparés au sein d'une étude.** Par exemple, toutes les étapes liées au cycle de vie du véhicule (production, distribution, maintenance, fin de vie) peuvent être exclues lorsque l'on compare l'utilisation de biométhane et de gaz naturel fossile pour le transport, car les deux types de gaz ont des propriétés strictement identiques et l'un n'affecte pas plus le fonctionnement du véhicule que l'autre. À l'inverse, on ne peut pas exclure les étapes de distribution du carburant et son utilisation finale pour le transport pour une étude comparant du bioéthanol et de l'essence, car leur contenu énergétique est différent et les émissions à l'échappement sont quantitativement et qualitativement différentes. Toutefois, ne pas exclure d'étapes permet de mettre en perspective les impacts sur tout le cycle de vie et de bien comprendre quels sont les points chauds d'un système.
- **Exclusion de certaines étapes par application d'un critère de coupure.** Certaines études ACV excluent des frontières du système les processus contribuant à moins de X% de la masse totale d'un produit ou à moins d'Y% des impacts totaux du système. Un critère de coupure basé sur la masse suppose que les impacts générés par cette petite quantité seront faibles, ce qui n'est pas toujours le cas (ex. les impacts des métaux sur la qualité des écosystèmes sont très grands même à très faible dose). C'est pour cette raison que ce critère de coupure n'est pas recommandé dans les normes. Par ailleurs, un critère de coupure basé sur les impacts totaux du système suppose de connaître à priori la contribution aux impacts de ce qu'on veut exclure, et donc qu'il faut le modéliser. Ces exclusions sont donc difficiles à justifier. Il n'est pas rare que les praticiens se servent de la contribution de certains processus d'une autre étude pour justifier l'exclusion dans leur

propre étude, en utilisant souvent le terme « négligeable » sans préciser de critère quantitatif (ex. « *une étude a montré que l'impact des infrastructures pour la production de biogaz était négligeable alors elles seront exclues dans mon étude* »). Le danger de cette réutilisation est d'extrapoler les conditions d'une étude vers une autre, parfois sans s'assurer que les hypothèses sont cohérentes (ex. cohérence des matériaux ou de la durée d'utilisation pour les infrastructures). De plus, si une étude montre qu'une étape est négligeable pour les impacts sur les changements climatiques uniquement, cela ne peut pas forcément être extrapolé pour d'autres impacts environnementaux sans vérification préalable. Deux approches sont proposées dans la littérature pour identifier les processus à exclure avec un critère de coupure :

- **Utilisation d'un modèle entrée-sortie (IO)** pour déterminer les processus qui peuvent être exclus selon un critère de coupure basé sur la contribution aux impacts [103]. Comme les inventaires IO intègrent une vision complète de l'économie contrairement aux inventaires basés sur la modélisation de processus qui sont tronqués, cette méthode peut aussi permettre d'identifier des processus importants à ajouter dans les frontières du système [104].
- **Algorithme multicritère de sélection de processus.** Cet algorithme scanne les processus existants le long d'un arbre de processus et sélectionne les processus à inclure dans les frontières des systèmes selon des critères environnementaux, techniques, géographiques et temporels [105]. Cependant, cet algorithme semble compliqué à mettre en œuvre en pratique, car il n'est pas directement intégré dans des logiciels ACV.
- **Exclusion de certaines étapes par application de l'approche « cut-off » pour traiter la multifonctionnalité liée aux processus de traitement des déchets.** Les approches pour gérer la multifonctionnalité peuvent influencer la définition des frontières du système. Voir section 5.4 pour plus de détails.

5.3.2 Analyse critique des étapes couramment exclues

Les infrastructures de production (ex. usine) et de conversion en énergie finale (ex. voiture) ainsi que les étapes de fin de vie (ex. cendres) sont souvent exclues des études ACV sur les bioénergies. Les raisons évoquées pour justifier ces exclusions sont soit que ces étapes sont les mêmes entre les scénarios étudiés, soit que leur contribution aux impacts est supposée négligeable. Dans cette section, nous explorons les questions suivantes : est-il justifié d'exclure ces étapes en disant que leur contribution aux impacts est négligeable? Dans quels cas/filières, est-il essentiel de les inclure?

5.3.2.1 Exclusion des infrastructures

La base de données d'inventaire du cycle de vie ecoinvent v3.8 (2021) modélise, souvent de façon approximative, les éléments d'infrastructure associés aux processus élémentaires inclus. Il a ainsi été possible de calculer la contribution relative à l'empreinte environnementale de diverses sources d'énergie de l'infrastructure de production (digesteur pour le biogaz, usine de fermentation pour l'éthanol, usine d'estérification pour le biodiesel) ou de celle de conversion en énergie finale (camion ou voiture pour le diesel et l'essence, fournaise pour le gaz naturel, mazout léger et copeaux de bois). Les Figure 5.9 et Figure 5.10 présentent ces contributions relatives pour les catégories d'impacts de la méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) EF 3.0 (2019).

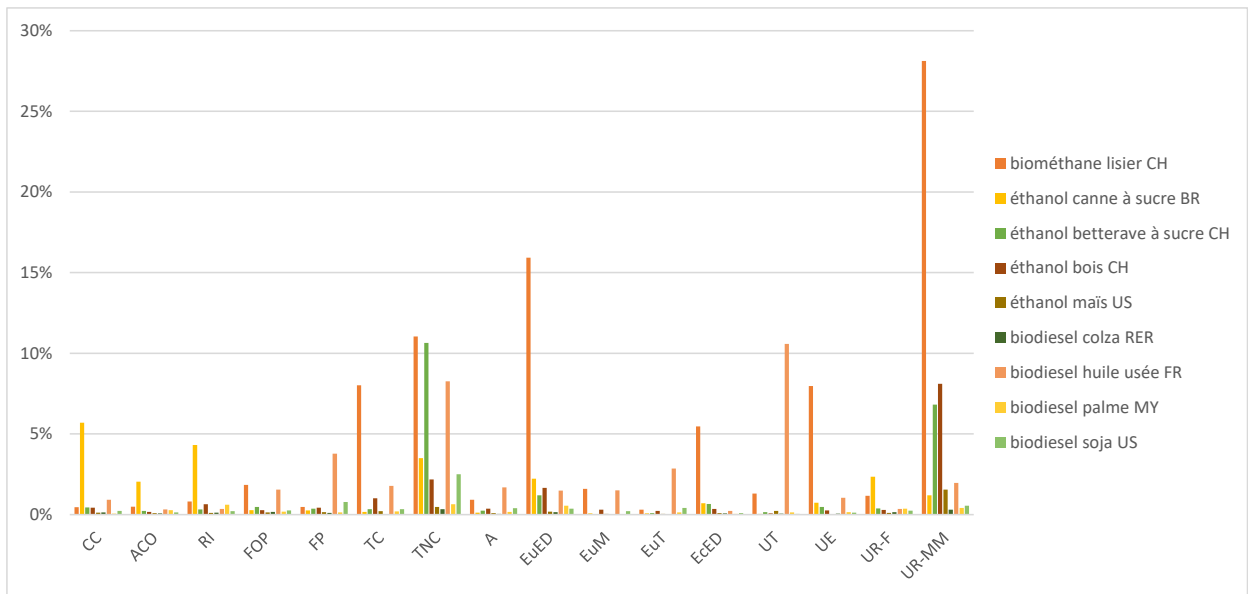
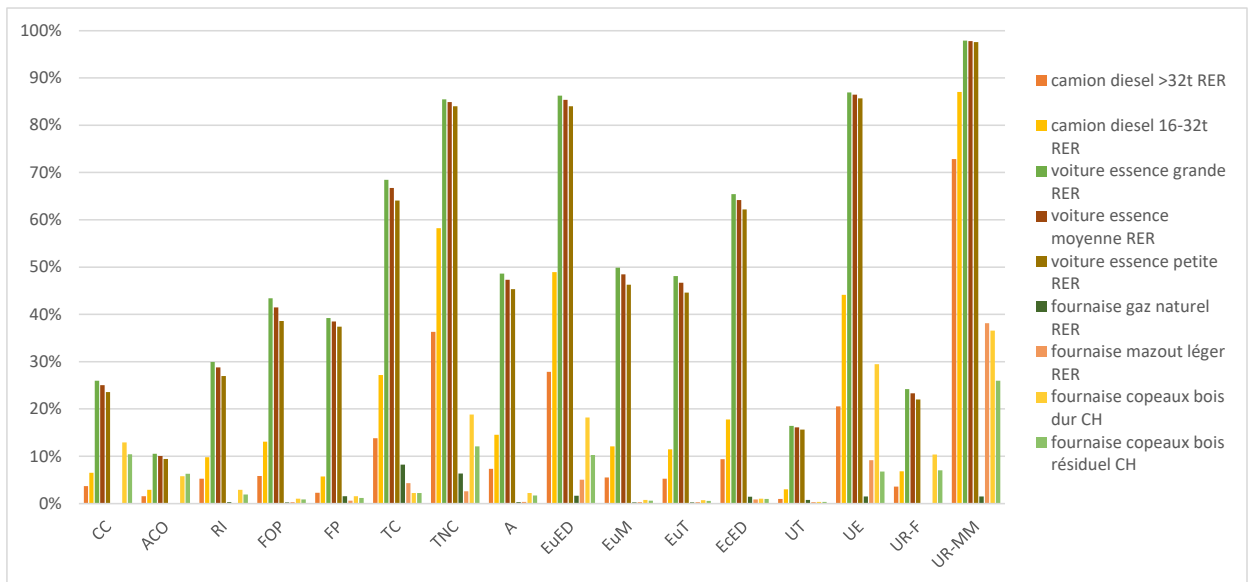


Figure 5.9 : Contributions relatives de l'infrastructure de production pour diverses sources d'énergie pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0¹²



¹² CC: Changements climatiques; ACO: Appauvrissement de la couche d'ozone; RI: Radiations ionisantes; FOP: Formation d'ozone photochimique; FP: Formation de particules; TC: Toxicité cancer; TNC: Toxicité non-cancer; A: Acidification; EuED: Eutrophisation des eaux douces; EuM: Eutrophisation marine; EuT: Eutrophisation terrestre; EcED: Écotoxicité des eaux douces; UT: Utilisation des terres; UE: Utilisation de l'eau; UR-F: Utilisation des ressources - fossiles; UR-MM: Utilisation des ressources - minéraux et métaux.

Figure 5.10 : Contributions relatives de l'infrastructure de conversion en énergie finale pour diverses sources d'énergie pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0¹⁴

Comme il peut être observé :

- Les **contributions relatives de l'infrastructure de production sont de façon générale très faible**, moins de 1%, mais dans certains cas, elles peuvent représenter plus de 10% du résultat d'indicateur total, voire jusqu'à 18% dans le cas du digesteur anaérobie et de l'usine de traitement du biogaz produit à partir de lisier pour l'indicateur *Utilisation des ressources – minerais et métaux*.
- Les **contributions relatives de l'infrastructure de conversion en énergie finale sont de façon générale beaucoup plus importantes**, devenant clairement dominantes pour certains indicateurs dans le cas des véhicules (la contribution absolue du camion est inversement proportionnelle à sa taille puisque l'empreinte est rapportée à 1 t.km transporté, la fraction de camion par t.km diminue la charge transportée augmentant avec la taille du camion; la contribution absolue de la voiture est proportionnelle à sa taille, l'empreinte étant rapportée au km parcouru). Il est important de noter que, mises à part les fournaies à copeaux de bois, les sources d'énergie considérées sont fossiles, les contributions relatives de l'infrastructure seraient différentes dans le cas de biomasse énergie, pour certains indicateurs du moins. Par exemple, pour l'indicateur *Changements climatiques*, les contributions relatives des fournaies au gaz naturel et au mazout léger sont pratiquement nulles puisque celles de la combustion des carburants sont clairement dominantes. À l'inverse, les contributions de la combustion de la biomasse sont pratiquement nulles dans le cas des fournaies à copeaux de bois, expliquant les contributions plus importantes de l'infrastructure pour celles-ci. Il en serait de même dans le cas de véhicules fonctionnant aux biocarburants. En d'autres termes, **la contribution des infrastructures de conversion en énergie finale aux changements climatiques sera proportionnellement plus importante pour les bioénergies que pour les énergies fossiles**.

Il ressort de cet exercice que les infrastructures liées à la biomasse énergie peuvent avoir des contributions non négligeables à l'empreinte environnementale de celle-ci et des efforts devraient être consentis à récolter des données les concernant. Des données génériques sont disponibles et devraient a minima être utilisées en première approximation.

Il est toutefois important de noter que les infrastructures de conversion en énergie finale sont, dans la majorité des cas, similaires entre les sources d'énergie fossiles et la biomasse énergie, surtout entre carburants de même nature (par ex. moteur à explosion, chaudière à carburant liquide, gazeux ou solide). Le cas de l'hydrogène et des véhicules électriques est particulier, ayant recours à des piles à combustible et des moteurs électriques. **Si l'objectif de l'étude est de simplement comparer les sources d'énergie, l'infrastructure de conversion étant pratiquement identique entre les systèmes, sa contribution s'annulera mutuellement dans la comparaison. L'infrastructure de conversion pourrait donc être exclue des frontières des systèmes sans trop affecter les conclusions de l'étude.**

5.3.2.2 Exclusion de la fin de vie

Dans le cas de biomasse énergie, la fin de vie des produits correspond à leur conversion en énergie finale et à l'utilisation de celle-ci. Il ne reste généralement rien, sauf l'infrastructure de conversion et dans le cas des carburants solides, les cendres résultant de leur combustion.

Dans la base de données d'inventaire ecoinvent, la fin de vie de l'infrastructure de conversion, ainsi que d'autres infrastructures incluses dans la base de données, est généralement incluse dans le processus de construction. La contribution de la fin de vie était donc incluse dans les contributions présentées à la section précédente 5.3.2.1.

La base de données ecoinvent inclut également des processus de traitement des cendres issues de la combustion du bois : épandage agricole, incinération (les cendres, lorsqu'en petites quantités, sont envoyées à l'incinération avec les autres déchets) et enfouissement. Ces processus de traitement sont combinés au sein de processus de marché pour diverses régions, selon les volumes de traitement de chacun. Par exemple, le processus de marché suisse pour les cendres de bois considère que 49,8% des cendres vont vers l'épandage agricole, 49,5% vers l'incinération et 0,7% vers l'enfouissement. La Figure 5.11 présente les contributions relatives du traitement des cendres de bois pour divers processus de production de chaleur pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0. La Figure 5.12 présente les contributions relatives des processus inclus dans le marché suisse pour les cendres de bois pour ces mêmes catégories d'impacts.

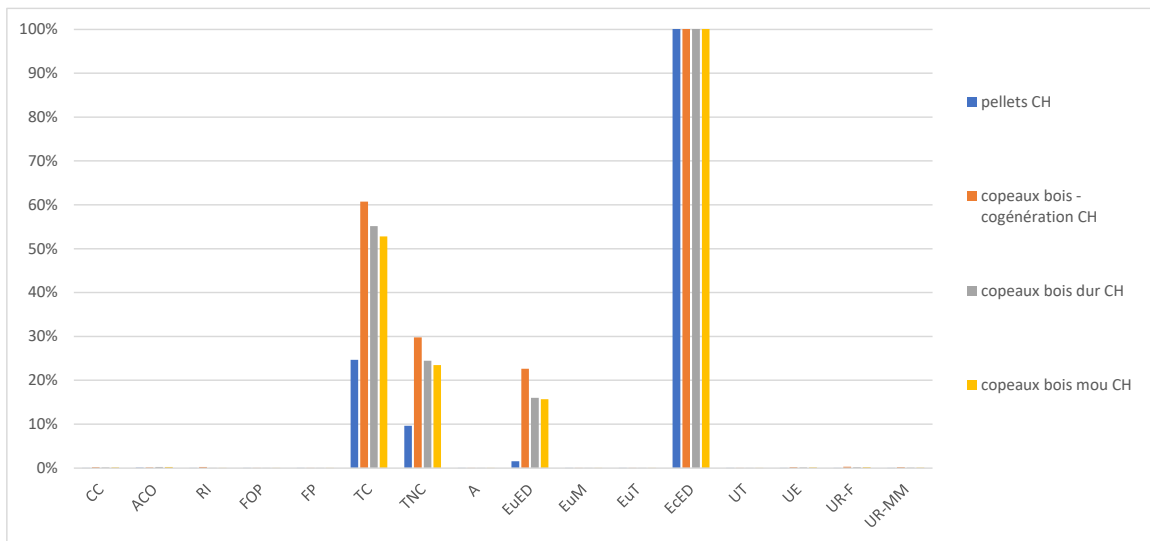


Figure 5.11 : Contributions relatives du traitement des cendres de bois pour des processus de production de chaleur pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0¹⁴

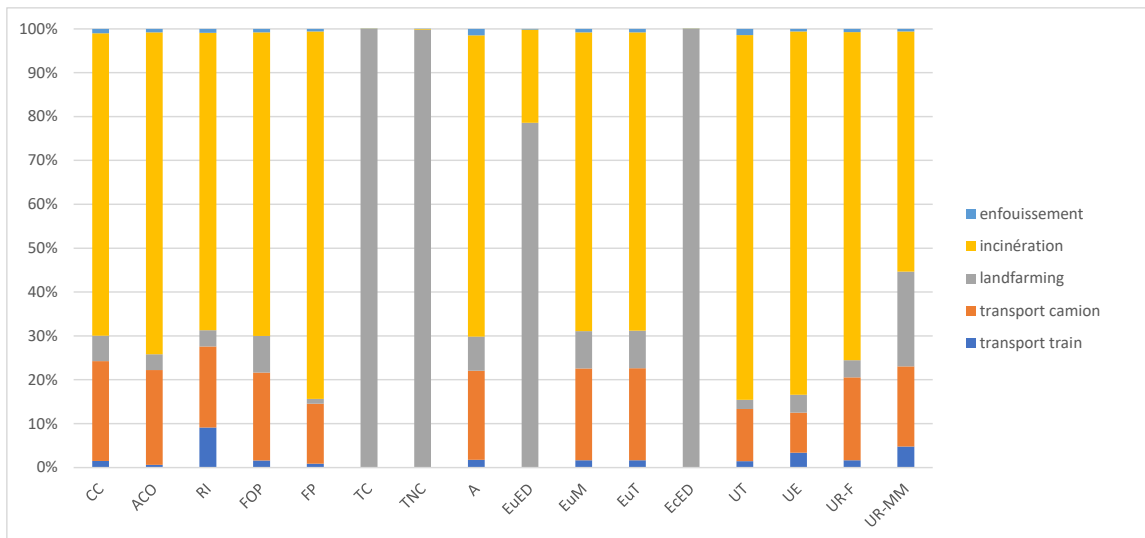


Figure 5.12 : Contributions relatives des processus inclus dans le marché suisse pour les cendres de bois pour les catégories d'impacts de la méthode ÉICV EF 3.0¹⁴

comme il peut être observé, **la contribution du traitement des cendres sont notables pour les catégories Toxicité cancer, Toxicité non-cancer, Eutrophisation des eaux douces et Écotoxicité des eaux douces**, la contribution pour cette dernière étant de près de 100%. Ces contributions sont essentiellement associées au processus d'épandage agricole et liées à des émissions de métaux (sous forme de trace dans le bois et se retrouvant dans les cendres) dans des sols agricoles. Il est donc important de 1) inclure le traitement des cendres issues de la combustion de tout biocarburant solide, et 2) veiller à bien modéliser ce traitement. Les processus ecoinvent peuvent notamment être adaptés pour mieux refléter la composition des cendres des différents biocarburants.

Des déchets peuvent également être générés lors des étapes de production et de transport de la biomasse énergie. Si une partie des ressources à la base de la biomasse énergie est utilisée pour générer l'énergie nécessaire au processus de production et des cendres sont générées, leur traitement devrait être inclus au même titre que celles générées lors de la conversion de la biomasse énergie. La quantité de cendres générée par unité fonctionnelle peut être cependant beaucoup plus faible et peut faire en sorte de rendre leurs contributions négligeables. Des pertes de produits sont souvent considérées lors des étapes de transport vers l'utilisateur final, par des fuites par exemple, ces pertes sont généralement compensées par une plus grande production afin de satisfaire l'unité fonctionnelle. **Le devenir de ces pertes est cependant rarement inclus dans la modélisation des systèmes**, essentiellement dû aux quantités perdues relativement faibles, et puisque dans le cas de la biomasse énergie ces produits perdus vont se dégrader, cela peut représenter des émissions qui ne seront pas prises en compte dans le bilan carbone global. Il est donc bien d'y prêter attention.

5.3.3 Recommandations pour choisir les frontières du système

Court terme

- Les frontières du système doivent être cohérentes avec l'UF et avec les objectifs de l'étude.
- La définition des frontières du système doit être faite de façon itérative.

- Les frontières du berceau au tombeau devraient être les frontières du système par défaut pour l'itération initiale de la définition des frontières du système.
- Certaines étapes peuvent être exclues des frontières du système.
 - Avant-plan : Étapes qualitativement et quantitativement identiques entre les systèmes comparés.
 - Arrière-plan : Critère de coupure selon la contribution aux impacts totaux.
- L'approche choisie pour le traitement de la multifonctionnalité peut influencer les frontières du système.
- Inclure systématiquement les infrastructures de conversion en énergie finale lorsque les systèmes comparés n'utilisent pas des infrastructures similaires.
- Inclure les infrastructures de production si possible, surtout pour les filières incluant de la production de biogaz par digestion anaérobie.

5.4 Traitement des enjeux liés à la multifonctionnalité

5.4.1 Enjeux liés à la multifonctionnalité en ACV

En ACV, on cherche généralement à isoler les impacts reliés à une fonction principale que l'on souhaite étudier, comme produire 1 MJ d'électricité par cogénération à partir de biogaz provenant de déchets municipaux. Pourtant le système fournissant cette fonction principale remplit souvent d'autres fonctions, comme produire du digestat, produire de la chaleur ou encore traiter des déchets. C'est ce que l'on appelle un système multifonctionnel, c'est-à-dire qu'il remplit plusieurs co-fonctions, comme la génération de coproduits.

Il existe plusieurs approches pour traiter cette multifonctionnalité d'un système afin d'en isoler sa fonction principale. Ces approches pour traiter la multifonctionnalité peuvent être distinguées entre les approches pour des co-fonctions générées par le système étudié (associés à des flux économiques sortants) et les approches pour l'utilisation de co-fonctions provenant d'autres systèmes de produit (associés à des flux économiques entrants).

Pour comprendre ces différentes approches, il est important de distinguer différents types de flux économiques responsables de la multifonctionnalité. Voici les catégories de flux économiques selon leur valeur économique telle que définie par ecoinvent (entre guillemets = nomenclature ecoinvent) :

- **Coproduits** / « allocatable products » : ces flux ont une valeur économique. Ex. électricité coproduite.
- **Sous-produits** / « recyclable materials » : ces flux ont peu ou pas de valeur économique, mais il y a un intérêt à les collecter pour les réutiliser ou recycler dans d'autres processus. Les résidus peuvent par exemple faire partie de cette catégorie.
- **Déchets** / « waste products » : ces flux n'ont pas de valeur économique et il n'y a pas d'intérêt pour les collecter sans compensation financière. Ex. eaux usées.

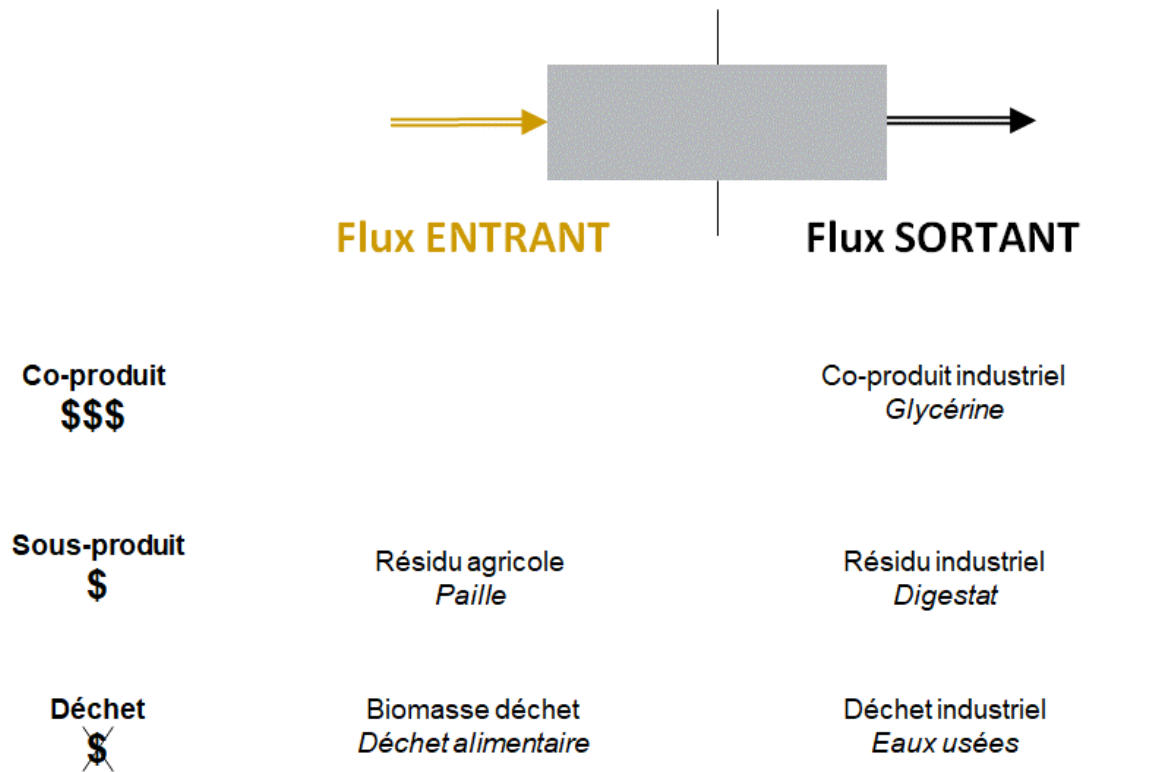


Figure 5.13 Exemples de différents types de flux entrants ou sortants associés à des co-fonctions dans un système

5.4.2 Approches pour traiter la multifonctionnalité en ACV

La norme ISO 14044:2006 régissant les grands principes de la méthodologie ACV propose une hiérarchie pour le choix des approches pour traiter la multifonctionnalité en ACV (voir Figure 5.14) [21], [22]. Elles sont présentées ici par ordre de préséance selon ISO.

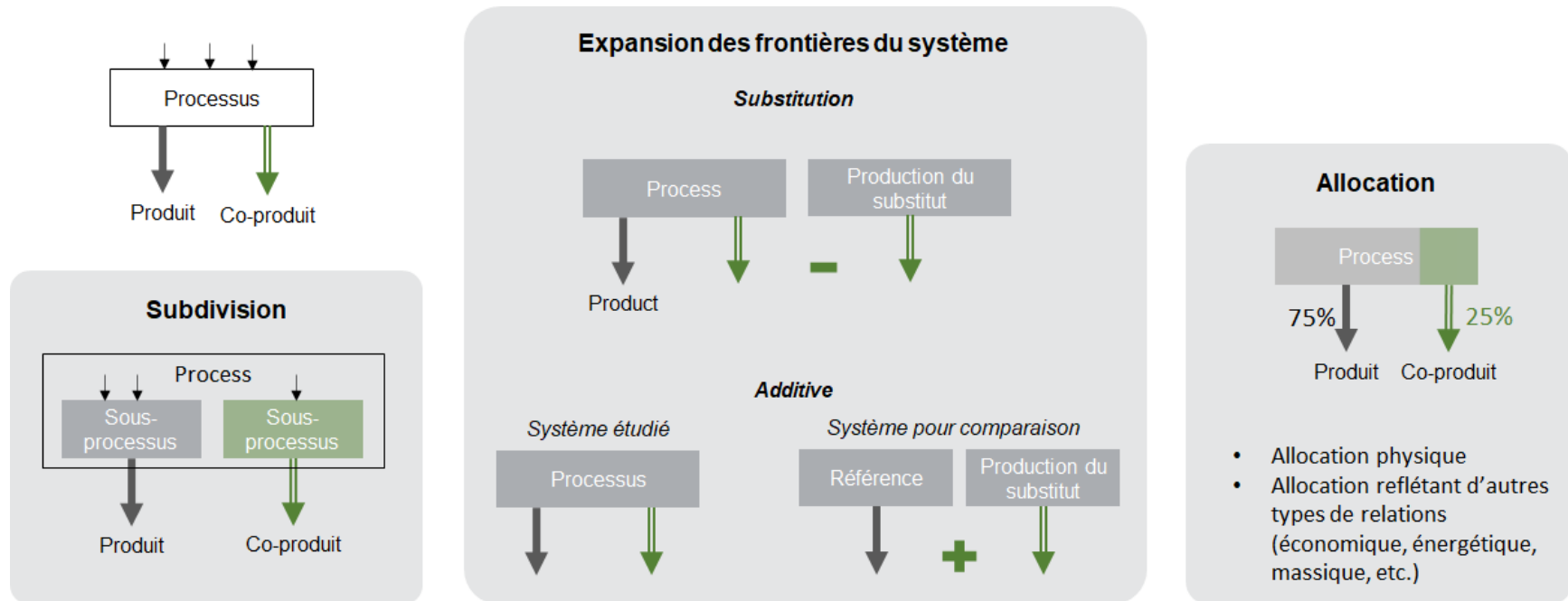


Figure 5.14 Illustration des différentes approches pour traiter la multifonctionnalité en ACV.

Subdivision. Cette approche consiste à séparer un processus apparemment multifonctionnel en processus monofonctionnel. Elle s'applique généralement dans le cas de processus qui ne sont pas réellement des processus multifonctionnels et où tous les flux sont déterminés.

Expansion des frontières du système. Cette approche consiste à élargir les frontières du système pour y inclure les fonctions additionnelles liées aux coproduits. Cette approche peut être utilisée en ACV attributionnelle et est la seule approche recommandée en ACV conséquentielle [83]. Comme illustré sur la Figure 5.15, l'expansion des frontières du système peut s'appliquer de 2 façons différentes pour rendre les systèmes étudiés équivalents. L'expansion des frontières du système **soustractive**, couramment appelée *substitution*, consiste à rendre le système monofonctionnel en soustrayant les impacts des produits substitués par les coproduits. L'expansion des frontières du système **additive** consiste à redéfinir l'unité fonctionnelle du système pour y inclure les fonctions additionnelles. Dans ce cas, les frontières du système comparé devront aussi être élargies pour y inclure les impacts des produits substitués par les coproduits. À noter que ces deux approches sont mathématiquement équivalentes. L'amendement de 2020 d'ISO 14044 précise que l'expansion des frontières des systèmes devrait se faire par substitution [106], pourtant l'approche additive a toujours fait partie des interprétations reconnues dans ISO 14044:2006 et ILCD Handbook [107]. La section 5.4.4 détaille les principaux enjeux auxquels font face les praticiens lors de l'application de l'expansion des frontières du système.

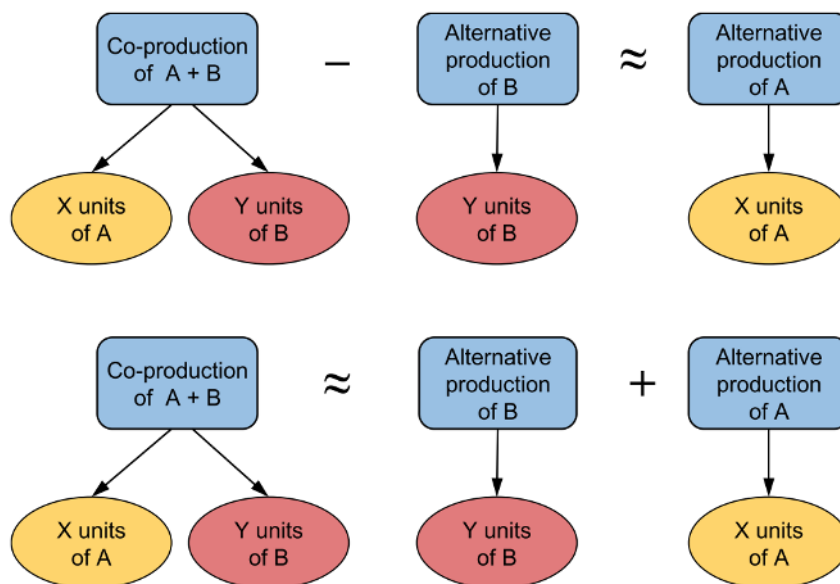


Figure 5.15 Illustrations de l'expansion des frontières du système par approche soustractive (= substitution) en haut ou approche additive en bas. Reproduit depuis [86].

Allocation : cette approche consiste à répartir les impacts générés par un processus et son amont entre ses différents coproduits ou co-fonctions selon une règle de répartition définie. ISO 14044 distingue plusieurs types d'allocations par ordre de préférence

- **Allocation reflétant des relations physiques sous-jacentes**, aussi appelées **allocation physique**, qui est basée sur un principe de causalité physique entre les coproduits, comme des relations chimiques. Cette allocation a été clarifiée dans l'amendement de

2020 d'ISO 14044 : « De telles relations existent lorsque les quantités de coproduits peuvent être variées de façon indépendante. La façon dont les quantités d'entrants et de sortants (émissions, déchets) changent lors de la variation de la quantité d'un coproduit peut être utilisée pour allouer les entrants et le sortant à ce coproduit » [106]. Une réaction chimique où la proportion des produits peut être contrôlée en fonction des proportions des réactifs en entrée est un exemple de production combinée avec des quantités de co-produit pouvant varier indépendamment. Dans ce cas, les quantités d'entrants et de sortants allouées à chaque produit de la réaction sont basées sur des rapports stœchiométriques. Un autre exemple est l'allocation de la quantité de carburant nécessaire au transport d'un produit entre le produit lui-même et son emballage en fonction de la charge utile utilisée. En effet, il est possible de faire varier la quantité d'emballage indépendamment de la quantité de produit. L'allocation physique ne doit pas être confondue avec une allocation massique dans le cas d'une production combinée où les quantités de coproduits varient de façon dépendante, comme c'est le cas pour la coproduction de noix et de coques lors de production d'amande.

- **Allocation reflétant d'autres types de relations**, comme les relations économiques ou d'autres propriétés communes des co-produits comme le contenu énergétique. Ex. allocation économique basée sur le revenu généré par chaque coproduit, allocation énergétique basée sur leur contenu énergétique. Un des désavantages de l'allocation économique est de supposer qu'il y a une corrélation entre le prix d'un produit et son impact environnemental.

Les raisons motivant le choix d'une approche plutôt qu'une autre doivent être justifiées. Le Tableau 5.3 récapitule pour chaque approche pour traiter la multifonctionnalité en ACV le cadre de validité, les raisons potentielles de non-applicabilité, et les principaux avantages et inconvénients.

Tableau 5.3 Cadre de validité et principaux avantages et inconvénients des approches pour traiter la multifonctionnalité en ACV

Approche	Cadre de validité de l'approche	Raisons potentielles de non-applicabilité de l'approche	Avantages de l'approche	Inconvénients de l'approche
Subdivision	Production non combinée des co-produits	Production combinée des co-produits Difficulté d'accès aux données pour subdiviser	Reflète mieux la chaîne de valeur Évite les choix normatifs lors du traitement de la multifonctionnalité	Données sur les chaînes de production industrielle souvent difficile d'accès pour des raisons de confidentialité.
Expansion des frontières du système	Production combinée des co-produits	Pas de filière de production alternative du co-produit Impossible d'identifier les filières de substitution Difficulté d'accès aux données pour modéliser les filières de substitution	Reflète les implications physiques et économiques de la génération d'un coproduit Conservation des bilans de masse ou de contenu énergétique ou de contenu autre	Besoin de données ICV additionnelles Filières de substitution peuvent être difficile à identifier et modéliser, en particulier pour les études prospectives Choix des filières de substitution peut grandement influencer les résultats (choix de valeur) Le degré de substituabilité entre un produit et son substitut devrait être pris en compte (voir section 5.9.1) Non-conservation des bilans (selon la clé de substitution choisie)
Allocation physique (causalité physique entre les coproduits)	Production combinée des co-produits avec les quantités de coproduits qui peuvent varier de façon indépendante	Quantités de coproduits varient de façon dépendante Difficulté d'accès aux données pour déterminer le principe de causalité physique	Basée sur les sciences naturelles Facteurs d'allocation sont stables	Peut représenter de façon erronée les raisons qui poussent à opérer un procédé, surtout lorsque les coproduits ont des valeurs économiques très différentes Souvent confondu avec une allocation basée sur une propriété physique commune entre les coproduits, comme la masse ou le contenu énergétique
Allocation économique	Production combinée des co-produits avec les quantités de coproduits qui varient de façon dépendante	Difficulté d'accès aux données de prix pour calculer le facteur d'allocation, surtout si les co-produits au point d'allocation n'ont pas encore de valeur marchande	Reflète bien les raisons qui poussent à opérer un procédé Différencie bien des produits similaires avec des qualités différentes	Les prix sont très variables dans le temps (volatilité), entre les régions, entre les différents acteurs du marché et en fonction de l'état du marché (monopole, réglementations, subventions). Donc les facteurs d'allocation économique peuvent être instables. Choix des prix peut grandement influencer les résultats (choix de valeur) Les données de prix de produits intermédiaires ou pour des scénarios prospectifs peuvent être difficiles à estimer. Non-conservation des bilans de masse
Allocation massive		Tous les co-produits issus d'un même processus multifonctionnel n'ont pas de masse directement définie. Ex. coproduction de chaleur.	Souvent facile à appliquer Conservation des bilans de masse	Peut représenter de façon erronée les raisons qui poussent à opérer un procédé, surtout lorsque les coproduits ont des valeurs économiques très différentes
Allocation énergétique			Permet l'allocation pour des produits qui n'ont pas de masse directement	Peut représenter de façon erronée les raisons qui poussent à opérer un procédé lorsque tous les coproduits ne sont pas à vocation énergétique

		définie. Ex. chaleur sous forme de vapeur	Non-conservation des bilans de masse
		Conservation des bilans énergétiques	Ne reflète pas l'énergie utile des coproduits si l'exergie n'est pas la propriété énergétique utilisée

5.4.3 Cas particulier des co-fonctions associées aux sous-produits et déchets

Les sous-produits peuvent être impliqués de deux façons différentes dans un système de produit :

- **Sous-produit sortant** : une des co-fonctions du système est de générer un sous-produit à l'une des étapes du cycle de vie. Ex. génération de digestat lors de la production de biogaz.
- **Sous-produit entrant** : une des co-fonctions du système est de traiter un résidu issu d'un autre système. Le processus qui valorise le sous-produit peut parfois être désigné comme un processus de recyclage. Ex. traitement du fumier issu de la production de lait de vache.

Comme illustré sur la Figure 5.16, la multifonctionnalité créée par les sous-produits entrants ou sortants est souvent traitée avec des approches adaptées.

- Approche **Contenu en recyclé, ou « cut-off »** (cette approche est également appliquée pour les déchets)
 - Aucun impact de la production n'est attribué au **sous-produit entrant**. Les frontières du système commencent avec la distribution du sous-produit entrant, incluant donc les impacts de sa collecte, son stockage éventuellement et son prétraitement avant conversion.
 - Aucun impact n'est attribué au **sous-produit sortant** pour son futur utilisateur, tous les impacts étant attribués au système étudié. La valorisation du sous-produit sortant n'est pas incluse dans les frontières du système.
- Approche **Allocation au point de substitution** :
 - Une partie des impacts liée à la production du **sous-produit entrant** est attribuée au système étudié selon la règle d'allocation qui a été choisie (ex : allocation économique, massique, etc.). Par exemple, une partie des impacts de la production de lait de vache, dont est issu le fumier, sera attribuée au système étudié.
 - La valorisation du **sous-produit sortant** est incluse dans les frontières du système jusqu'à l'obtention du produit substituable. L'allocation des impacts sera donc calculée en fonction de la quantité de produit substituable généré, et non de sous-produit sortant. Par exemple, le digestat issu de la production du biogaz doit être traité (séparation phase liquide et solide, séchage) avant de pouvoir être valorisé en engrais organique, qui lui est directement substituable à des engrais minéraux.
- Approche **Expansion des frontières du système par substitution** :
 - La filière à laquelle se substitut le fait de traiter le **sous-produit entrant** avec le système étudié est inclus dans les frontières du système, et les impacts de cette filière seront soustraits à ceux du système étudié. Par exemple, les impacts de la valorisation usuelle du fumier en engrais seront soustraits au système de production de biogaz à partir de fumier.
 - La valorisation du **sous-produit sortant** est incluse dans les frontières du système jusqu'à l'obtention du produit substituable, et les impacts de la filière à laquelle se substitut le produit substituable seront soustraits à ceux du système étudié. Par exemple, la production d'engrais organique à partir du digestat remplace la production d'engrais minéraux, les impacts de la production d'engrais minéraux seront donc soustraits au système de production de biogaz en fonction de la quantité substituée de nutriments agronomiques.

Les déchets peuvent également sortir ou entrer dans un système de produit. **Les déchets sont souvent traités avec une approche Contenu en recyclé** ou « *cut-off* » : aucun impact n'est attribué aux déchets sortants, aucun impact de la production des déchets n'est attribué aux déchets entrants, et les frontières du système commencent avec la distribution du déchet entrant (collecte, tri, etc.). Les systèmes de produit valorisant des déchets en entrée fournissent toujours au moins 2 co-fonctions : générer la fonction principale et traiter un déchet. **La co-fonction de traitement de déchet peut également être traitée selon l'approche « avoided burden » par expansion des frontières du système par substitution** en supposant que les impacts du traitement usuel du déchet sont évités. Cette approche est essentiellement utilisée en ACV conséquentielle lorsqu'il peut être montré que le "recyclage" des déchets soit une nouvelle voie de traitement qui remplace ou remplacera en effet la voie traditionnelle. Ex. valoriser la fraction organique des déchets municipaux en biogaz évite le traitement de ces déchets par des voies alternatives, comme le compostage, l'incinération ou l'enfouissement. Notons que la CFF préconisée dans les lignes directrices pour les PEF ne me semble pas intégrer cette dimension conséquentielle pour le traitement de déchets "évités".

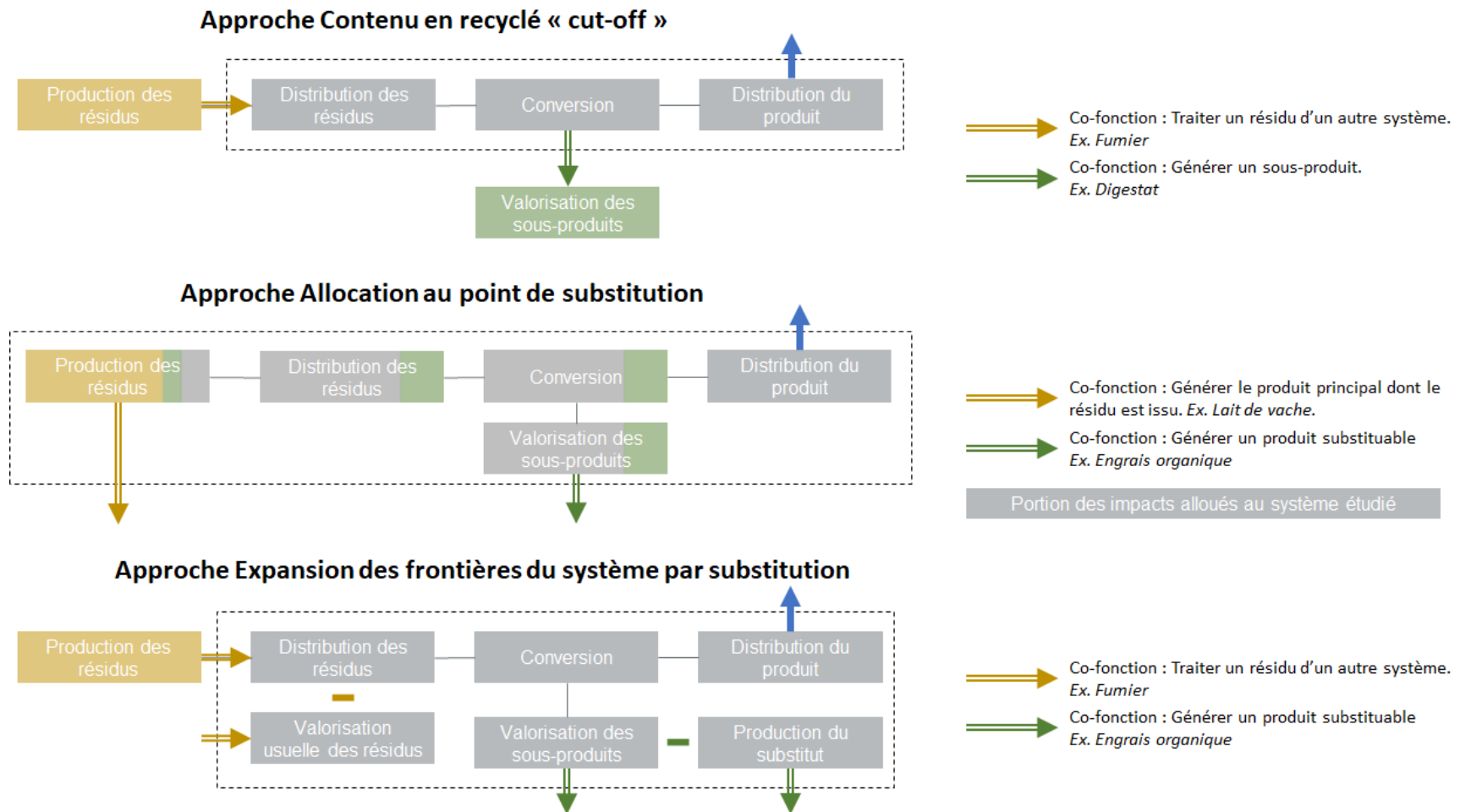


Figure 5.16 Illustration des principales approches pour traiter la multifonctionnalité liée aux sous-produits entrants (ici un résidu) ou sortants

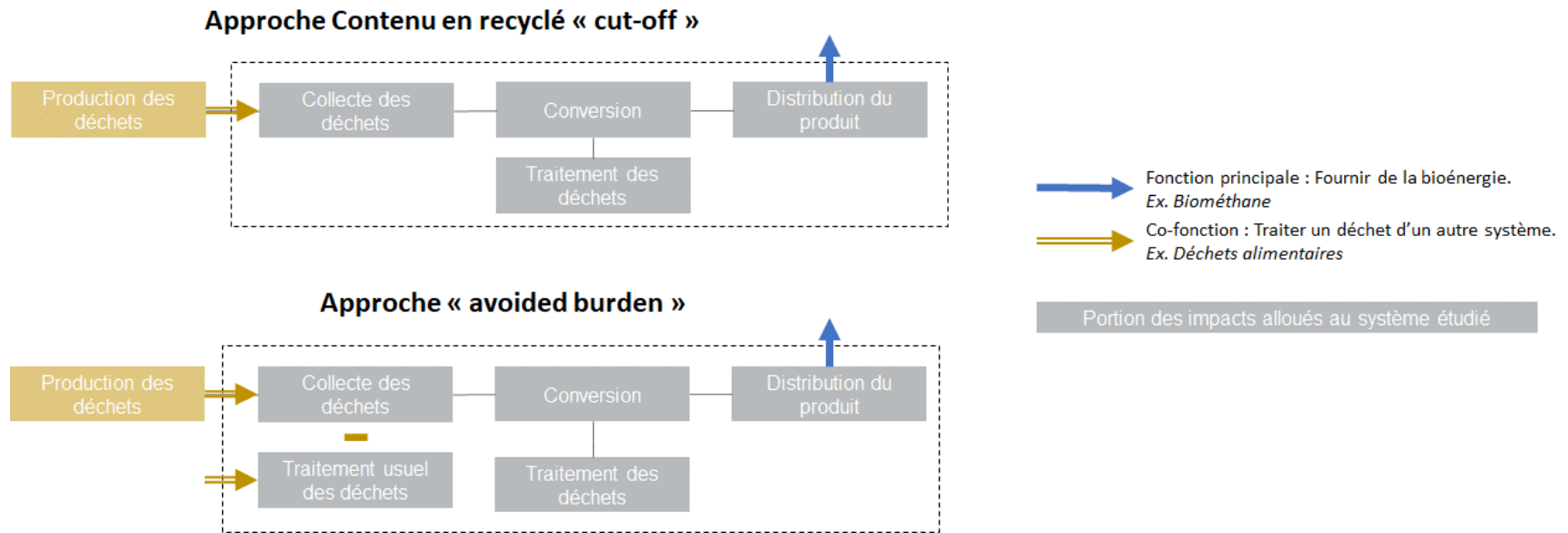


Figure 5.17 Illustration des principales approches pour traiter la multifonctionnalité à la valorisation des déchets

5.4.4 Enjeux liés à l'application des approches pour traiter la multifonctionnalité

Les praticiens ACV font souvent face à plusieurs enjeux lorsqu'il tente d'appliquer des approches pour traiter la multifonctionnalité, notamment dans le cadre de l'ACV des bioénergies. Cette section reprend les enjeux les plus courants et suggère des pistes pour y remédier.

Enjeux communs à toutes les approches :

- *Comment choisir l'approche pour traiter la multifonctionnalité?*
 - Le choix de l'approche devrait suivre la hiérarchie proposée par la norme ISO 14044, à moins que l'étude soit faite dans le cadre d'une méthodologie imposée avec une approche définie par défaut, comme dans le cadre de conformité à la réglementation RED qui impose l'allocation énergétique. Le fait d'écarter des approches plus prioritaires selon ISO devrait toujours être justifié.
 - L'approche choisie doit être la même pour tous les coproduits issus d'un même processus multifonctionnel. Par exemple, pour l'étape de transestérification dans une filière de production de biodiesel, on ne peut pas appliquer une allocation énergétique au biodiesel et une allocation économique à la glycérine.
 - Dans la mesure du possible, l'approche pour traiter la multifonctionnalité devrait être la même d'un processus multifonctionnel à l'autre au sein d'un même système de produit. Le choix de l'approche devrait donc être cohérente entre les coproduits générés en avant-plan et en arrière-plan souvent issu des bases de données d'inventaire du cycle de vie. Il existe par exemple 3 versions de la base de donnéesecoinvent avec des approches de gestion de la multifonctionnalité différentes : version *cut-off* avec approche du contenu en recyclé, version APOS avec allocation au point de substitution et version conséquentielle avec une expansion des frontières du système par substitution.
 - Si plusieurs approches semblent applicables, une analyse de sensibilité est recommandée pour vérifier l'influence du choix de l'approche sur les résultats.
- *Quelles étapes liées aux coproduits doivent être incluses dans les frontières du système?*
 - **Expansion des frontières du système au point de substitution** : d'après le ILCD Handbook, les étapes de traitement des coproduits pour les rendre fonctionnellement équivalents aux produits substitués doivent être inclus dans les frontières des systèmes. Ex : la combustion des coquilles coproduites lors de l'extraction d'huile de palme sera incluse dans le système étendu pour se substituer à une chaleur équivalente évitée, par exemple par la combustion de charbon, de sorte à considérer le différentiel d'impact des émissions de combustion. Cette approche peut être utilisée pour l'expansion des frontières du système et pour l'allocation. C'est d'ailleurs l'approche qui est utilisée dans la version APOS de la base de donnéesecoinvent.

Enjeux spécifiques à l'allocation économique :

- *Quels prix utilisés pour calculer les facteurs d'allocation économique?*
 - C'est en théorie au plus près du point physique d'allocation que l'on devrait considérer les prix relatifs. Cependant, il est parfois difficile de trouver des prix pour les flux intermédiaires quand il n'existe pas encore de marché. Il faut alors aller plus loin dans la chaîne de valeur du coproduit jusqu'à trouver un marché.

Enjeux spécifiques à l'expansion des frontières des systèmes :

- *Comment choisir les filières de substitution des coproduits?*
 - Selon ISO 14044 Amendment 2 de 2020, les filières de substitution doivent représenter la technologie marginale non contrainte, c'est-à-dire celle qui peut absorber la demande additionnelle (ou les technologies dans le cas d'une unité fonctionnelle qui a de grandes conséquences sur le système). Cette approche est surtout utilisée en ACV conséquentielle. En ACV attributionnelle, la tendance consiste à choisir le mix de marché moyen comme filière de substitution.
- *Comment tenir compte du degré de substituabilité entre les coproduits et produits substitués?*
 - Le degré de substituabilité représente à quel point un coproduit (ex. tourteaux) peut remplacer son substitut (ex. aliment pour animaux) en prenant en compte les contraintes techniques (ex. rendement et contenu en protéine), réglementaires (ex. autorisation de commercialisation), effets de marché (ex. élasticité prix) et comportements des utilisateurs (ex. perception de la fonctionnalité) [85]. Voir section 5.9.1 pour plus de détails. Ex. pour des matières fertilisantes organiques, sur la base de la teneur en azote, il faut aussi tenir compte du coefficient d'efficacité de l'azote pour pondérer la teneur en azote et calculer alors la quantité substituée d'un engrais minéral dont l'efficacité de l'azote est 100%.

5.4.5 Recommandations

Court terme

- Bien identifier les co-fonctions et/ou coproduits du système étudié.
- Identifier la nature des coproduits (coproduit, sous-produit ou déchet)
- Choisir une approche pour traiter la multifonctionnalité en cohérence avec les objectifs de l'étude.
- Toujours justifier le choix d'une approche pour traiter la multifonctionnalité pour chaque co-fonction, notamment en explicitant pourquoi la présence des approches selon ISO n'a pas été suivie.
- Définir les frontières du système en cohérence avec l'approche choisie pour traiter la multifonctionnalité, en incluant par exemple les étapes de traitement des coproduits jusqu'au point de substitution pour les approches d'expansion des frontières.
- Faire une analyse de sensibilité sur le choix de l'approche pour traiter la multifonctionnalité, par exemple en testant les deux approches « cut-off » et « avoided burden ».
- Justifier le choix des filières de substitution de coproduit en prenant idéalement en compte leur degré de substituabilité.

Long terme

- Rendre plus accessible des bases de données de prix pour l'allocation économique.

5.5 Prise en compte du carbone biogénique

Des informations complémentaires à cette section sont disponibles dans deux rapports SCORELCA précédents « État de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV » et « Neutralité carbone des organisations » [108], [109].

5.5.1 Cycle du carbone biogénique

Le carbone biogénique fait référence au carbone contenu dans la biomasse renouvelable. Il est important de rappeler ici que le qualificatif « carbone biogénique » renvoie à l'origine de l'atome de carbone dans une molécule organique. Cependant la structure chimique d'une molécule biogénique reste la même qu'une molécule fossile. Les impacts sur les changements climatiques générés par les flux de carbone biogénique émis à l'atmosphère sont donc techniquement les mêmes que pour le carbone fossile.

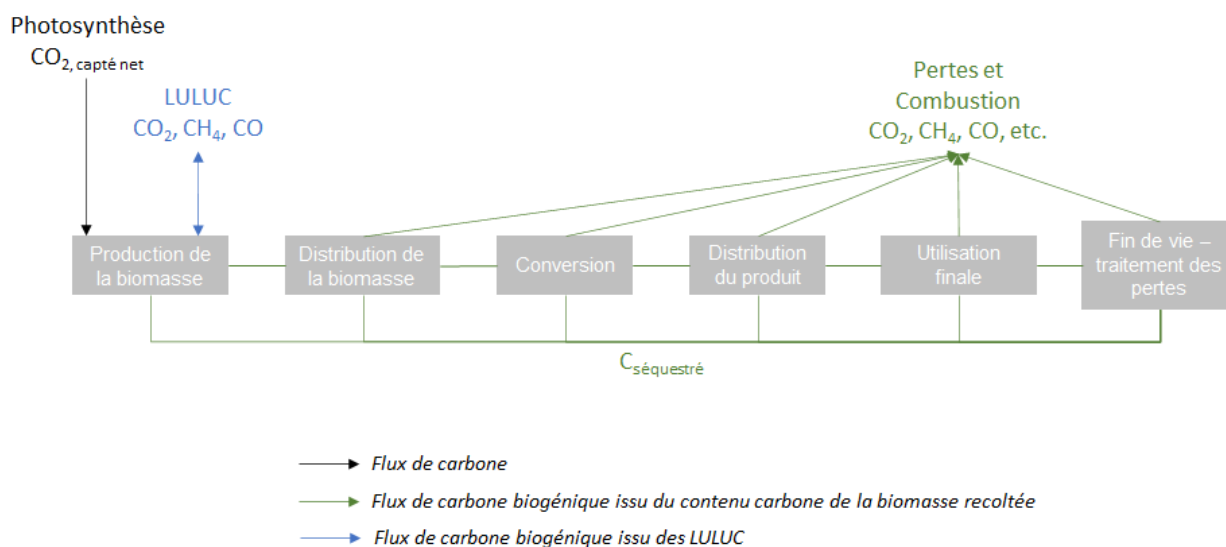


Figure 5.18 Flux de carbone biogénique traditionnellement mis en jeu dans le cycle de vie d'une bioénergie

Comme illustré sur la Figure 5.18, la séquestration de CO_2 ou les émissions à l'air de carbone biogénique (sous forme de CO_2 , CH_4 , CO , COV, etc.) mis en jeu dans le cycle de vie d'une bioénergie est le résultat de 4 phénomènes principaux :

- **La photosynthèse** : La biomasse capte du CO_2 le jour lors de la photosynthèse et en réémet la nuit lors de la respiration. Lors de sa croissance, la biomasse capte plus de CO_2 qu'elle n'en émet. La quantité nette de CO_2 est séquestrée par la biomasse sous forme de carbone dans sa végétation aérienne (tronc, branches, feuilles, etc.) et dans sa végétation souterraine (racines, etc.).
- **Le changement d'utilisation des terres** : Comme détaillé dans la Figure 5.19, le changement d'utilisation des terres provoque des variations dans différents stocks de carbone associés à la phase de production de la biomasse. L'occupation des terres due à la gestion des terres génère des émissions ou de la séquestration de CO_2 dû à la perte ou au gain de carbone organique contenu dans les sols (sol minéral, tourbières) et à l'accumulation éventuelle de carbone dans la végétation [110]. De plus, la réduction du

stock de carbone organique dans les tourbières entraîne des émissions de N₂O. La transformation des terres due au changement d'affectation des terres génère des émissions de CO₂, CH₄ ou CO pour la partie de la végétation aérienne brûlée lors du processus de LUC. La transformation des terres génère également des émissions de CO₂ à long terme à cause de la décomposition de la végétation à la suite d'une coupe à blanc par exemple [110], [111].

- **Les fuites de CH₄ et de CO₂** qui peuvent se produire tout au long du cycle de vie pour les filières biogaz et biométhane, mais aussi pour les autres filières bioénergie lors du traitement des pertes de matière organique (ex. compostage, enfouissement).
- **La combustion de la bioénergie** génère non seulement des émissions de CO₂ biogéniques, mais également des émissions de CH₄ et de CO, car les combustions sont souvent incomplètes.

En ACV, on distingue généralement 3 catégories de flux de carbone impliqués dans le cycle de vie du carbone biogénique d'une filière de bioénergie :

- **Flux de CO₂ captés lors de la photosynthèse.** En ACV, on ne s'intéresse généralement qu'à la quantité nette de CO₂ séquestré dans la biomasse récoltée. Il s'agit généralement d'une partie de la végétation aérienne, la végétation souterraine étant laissée sur place, son contenu carbone retourne dans le stock de carbone du sol. Par exemple, ecoinvent modélise le CO₂ capté par la biomasse d'après son contenu carbone sur base de matière sèche en supposant tout le carbone contenu dans la biomasse provient du CO₂ capté dans l'atmosphère [112]. Ce flux ne représente donc que le CO₂ capté et stocké temporairement dans la biomasse récoltée. Le CO₂ capté lors de la croissance de la biomasse et éventuellement stocké par la suite dans les sols est comptabilisé comme un flux de carbone biogénique provoqué par des changements d'utilisation des terres (voir ci-dessous).
- **Flux de carbone biogénique (CO₂, CH₄ ou CO) issus du contenu carbone de la biomasse récoltée.** Ce sont généralement ces flux qui sont effectivement désignés comme biogéniques dans les études ACV sur les bioénergies. Par ailleurs, l'hypothèse de neutralité carbone présentée à la section 5.5.2.1 s'applique uniquement aux émissions de CO₂ biogéniques issues de cette catégorie.
- **Flux de carbone biogénique (CO₂, CH₄ ou CO) provoqués par les LULUC (incluant la gestion des terres).** La neutralité carbone telle que présentée à la section 5.5.2.1 ne s'applique pas à ces flux, car ils sont issus d'un déséquilibre des stocks de carbone provoqués par l'activité humaine qui ne sera pas compensé par ailleurs.

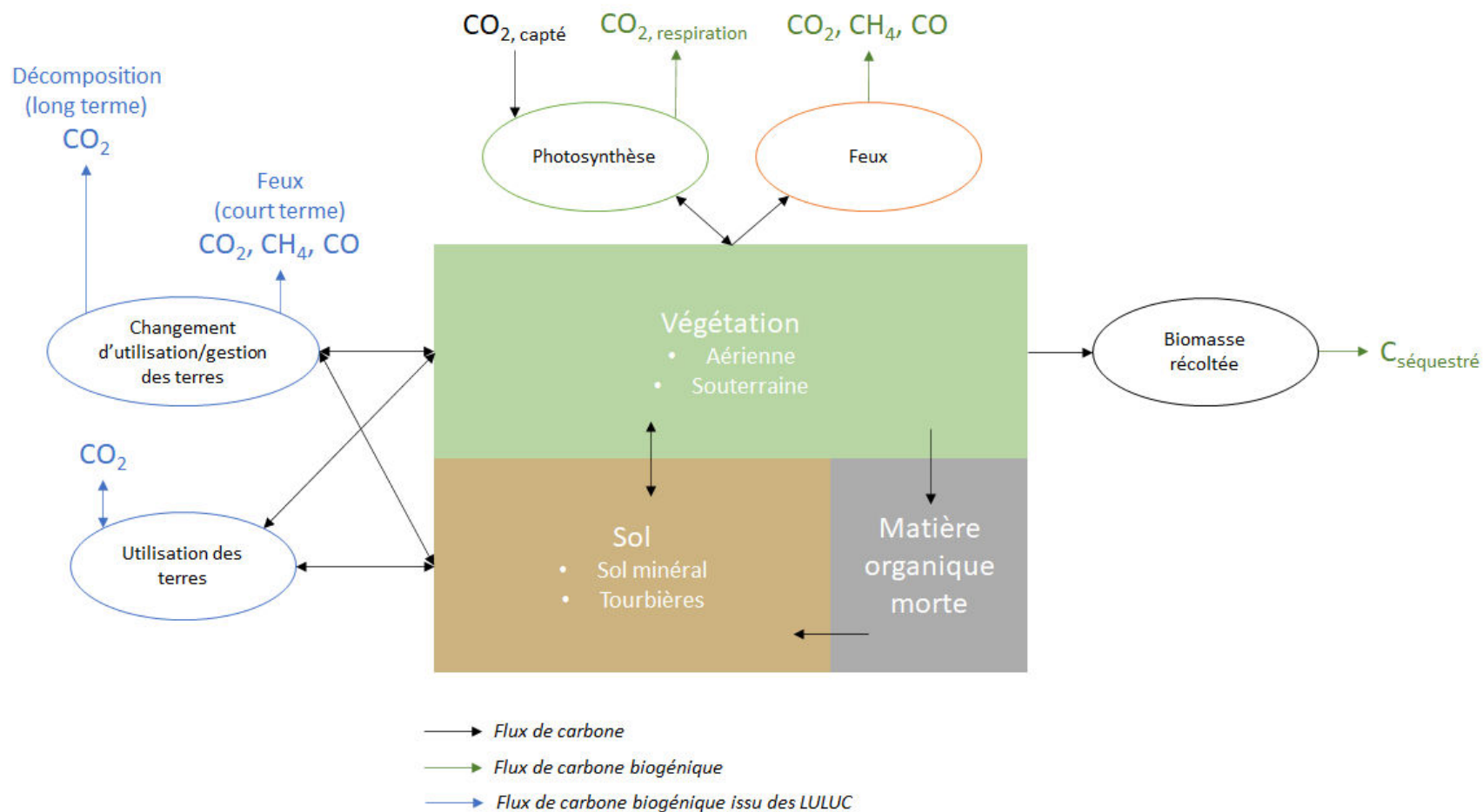


Figure 5.19 Stocks de carbone organique dans les écosystèmes terrestres et flux de carbone biogénique associés à la phase de production de la biomasse. Inspiré de [110], [111].

5.5.2 Carbone biogénique issu de la biomasse récoltée et neutralité carbone

5.5.2.1 Définition de l'hypothèse de neutralité carbone

Dans les inventaires des émissions de GES par secteur selon l'IPCC, les émissions de GES dues à la combustion de la biomasse sont comptabilisées dans le secteur « utilisation des terres et foresterie ». Donc les émissions de GES dues à la combustion de la biomasse sont considérées comme nulles pour le secteur énergétique pour éviter le double comptage. Si cette approche est tout à fait justifiable pour une comptabilité sectorielle, elle peut mener à des conclusions erronées lors de l'ACV des filières bioénergies, l'ACV étant une approche reliant justement les activités de plusieurs secteurs comme l'agriculture, la foresterie et le secteur énergétique [113].

La neutralité carbone est une hypothèse utilisée dans presque toutes les études ACV des filières bioénergie. Bien qu'il existe plusieurs variantes pour sa définition, elle est généralement expliquée de la façon suivante : **les émissions de CO₂ lors de la combustion de la biomasse ou bioénergie étant compensées par la séquestration de CO₂ lors de la croissance de la biomasse dans un passé court terme, l'impact des émissions de CO₂ biogénique sur les changements climatiques est donc nul**. Par définition, cette hypothèse ne s'applique qu'aux flux de carbone biogénique issus du contenu carbone de la biomasse récoltée, et non aux flux de carbone biogénique issus du changement d'utilisation des terres. À noter que la distinction entre le carbone issu de la biomasse récoltée et celui issu d'un changement de gestion des terres est plus difficile dans le cas de la biomasse forestière. Dans la suite de cette section 5.5.2, l'expression « carbone biogénique » désignera uniquement les flux de carbone biogénique issus du contenu carbone de la biomasse récoltée.

La neutralité carbone est donc définie selon 2 postulats fondamentaux :

1. **Égalité de l'inventaire des flux de CO₂ biogénique entrant et sortant** : Les quantités de CO₂ séquestrées par la biomasse par photosynthèse lors de sa croissance sont supposées égales aux quantités de CO₂ réémises à l'atmosphère lors de sa fin de vie (hypothèse de combustion complète).
2. **Égalité des impacts générés et évités sur les changements climatiques** : Les impacts évités par le CO₂ séquestré sont égaux aux impacts générés par les émissions de CO₂ biogénique. Ce qui ne peut être vrai que sur un cycle suffisamment court entre séquestration et émission

5.5.2.2 Analyse critique des méthodes courantes pour appliquer la neutralité carbone

La mise en œuvre de la neutralité carbone dans les études ACV des bioénergies est généralement faite en utilisant une des 2 approches suivantes qui aboutissent aux mêmes résultats.

- **Approche Inventaire = 0** : Les flux de CO₂ biogénique de la biomasse ne sont pas inventoriés. Les autres flux de carbone biogénique sont inventoriés et caractérisés comme du carbone fossile.
- **Approche FC = 0/0** : Les flux de CO₂ biogénique de la biomasse sont inventoriés, mais caractérisés avec un facteur de caractérisation (ou Potentiel de Réchauffement Global - PRG) nul. Les autres flux de carbone biogénique sont inventoriés et caractérisés comme du carbone fossile. Cette méthode couramment par les praticiens ACV pour l'ACV des bioénergies.

Ces approches pour appliquer la neutralité carbone aboutissent théoriquement aux mêmes résultats que la troisième approche suivante sans hypothèse de neutralité carbone, mais avec le prérequis de l'égalité de l'inventaire des flux de CO₂ biogénique entrant et sortant :

- **Approche FC = +1/-1** : Les flux de CO₂ biogénique sont inventoriés, mais caractérisés avec un facteur de caractérisation égal à celui du CO₂ fossile. Les autres flux de carbone biogénique sont inventoriés et caractérisés comme du carbone fossile. Dans cette approche, on ne distingue donc pas le carbone biogénique du carbone fossile. Cette méthode plus transparente est de plus en plus recommandée dans les normes et les lignes directrices (GHG Protocol, ISO 14067, ILCD Handbook) qui poussent également pour une déclaration séparée des flux de carbone biogénique.

La Figure 5.20 illustre le principe de calcul des approches avec et sans neutralité carbone. À noter que la séquestration de CO₂ est typiquement inventoriée dans les logiciels et bases de données ACV comme le prélèvement positif d'une ressource de l'air (*Carbon dioxide, in air*) et est donc caractérisée avec un FC de -1.

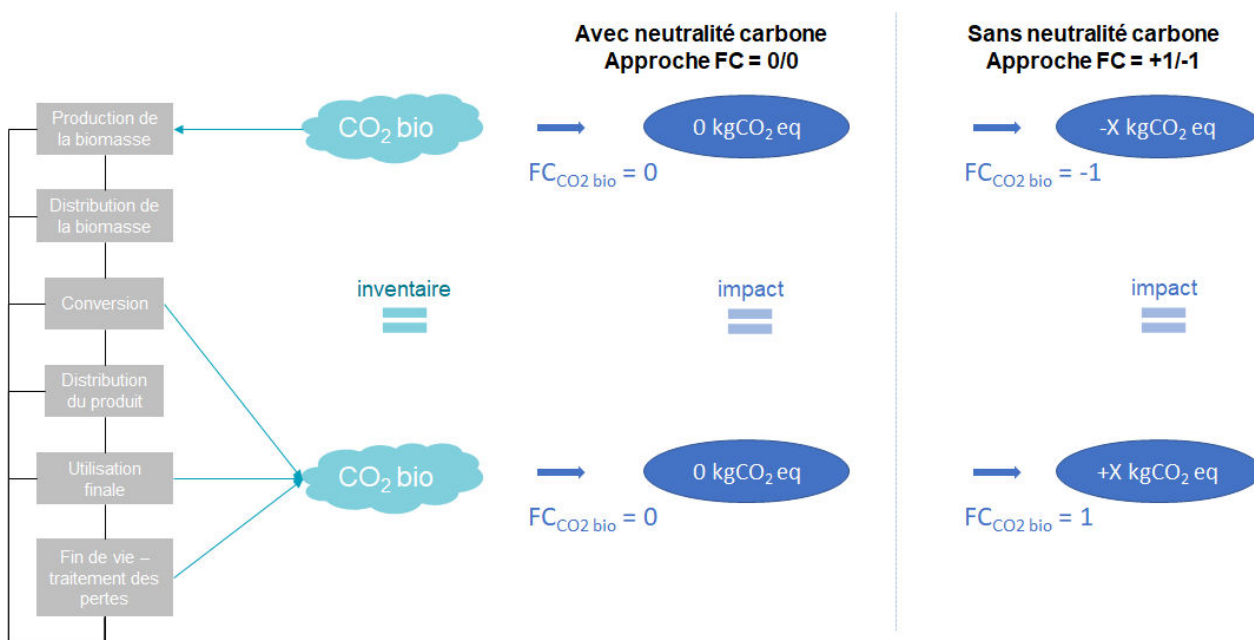


Figure 5.20 Principes de calcul des méthodes courantes pour appliquer ou non l'hypothèse de neutralité carbone dans les ACV des bioénergies. Des hypothèses sont posées pour le CO₂ biogénique uniquement, les autres flux de carbone biogénique étant supposés comme ayant le même impact que leurs homologues fossiles.

Les approches FC=0/0 et FC=-1/+1 aboutissent théoriquement à des résultats identiques. Pourtant les résultats obtenus dans la réalité via ces 2 méthodes sont presque toujours différents, car le principe d'égalité de l'inventaire des flux de CO₂ biogénique entrant et sortant n'est pas toujours vrai. Les raisons qui expliquent les différences entre ces deux approches proviennent de certaines de leurs limites respectives.

Les **principales limites de l'approche FC=0/0** sont dues à une caractérisation des impacts non cohérente pour les flux de carbone biogénique. Un ajustement des FC des flux de tous les flux de carbone biogénique est nécessaire pour les raisons suivantes :

- **Le CO₂ capté lors de la photosynthèse n'est pas forcément réémis à l'atmosphère sous forme de CO₂.** Une partie du carbone contenu dans la biomasse récoltée peut être réémis sous forme de CH₄ à la suite de fuites de méthane pour une filière biogaz ou suite au traitement des pertes de biomasse. Par ailleurs, la combustion souvent incomplète des bioénergies génère moins de CO₂ et plus de CH₄ et de CO que pour une combustion complète. Les flux de CO₂ biogénique entrant et sortant ne sont donc pas forcément égaux. Pour que le bilan des impacts sur les changements climatiques soit cohérent avec l'approche FC=1, il faut donc utiliser un facteur de caractérisation corrigé pour le CH₄ biogénique quand on applique l'approche FC=0/0 afin de prendre en compte les impacts évités du CO₂ capté à l'origine de la molécule de CH₄ biogénique (plus de détails en section 5.8.2.1). Munoz et al. [114] proposent que le FC du CH₄ biogénique soit ajusté pour être plus faible que celui du CH₄ fossile (prenant en compte l'oxydation du CH₄ en CO₂) de 2.75 kgCO₂ eq., ce qui représente le ratio des masses molaires entre le CO₂ et CH₄ (44/16). Cet ajustement est applicable pour les indicateurs GWP et GTP pour n'importe quel horizon de temps. La Figure 5.21 représente donc l'application de la méthode FC=0 avec cet ajustement. Par ailleurs, Munoz et al. [114] soulignent que les valeurs de GWP et GTP fournies par l'IPCC dans l'AR5 [115] seraient erronées suite à une erreur et ne représenteraient pas bien la différence d'impact entre le CH₄ biogénique et fossile (différence de 2 kgCO₂ eq. seulement). Ces valeurs ont été mises à jour dans l'AR6 de l'IPCC avec une différence de 2.6 kgCO₂ eq. entre le CH₄ biogénique et fossile [116]. Un facteur d'ajustement devrait également être appliqué pour le CO biogénique, mais la littérature scientifique ne mentionne jamais cet enjeu. La section 5.8.2.1 élabore plus avant sur ce sujet.
- **Une partie du carbone contenu dans la biomasse peut rester stockée à long terme avant d'être réémise à l'atmosphère.** Ex. stabilisation d'une partie des pertes de matière organique dans les sites d'enfouissement, stockage dans le sol d'une partie du carbone contenu dans le digestat lors de son utilisation pour l'amendement des sols. Pour que le bilan des impacts sur les changements climatiques soit cohérent avec l'approche FC=+1/-1, Christensen et al. proposent d'appliquer un FC de -1 kgCO₂ eq./kg aux émissions de CO₂ biogénique à long terme quand on utilise l'approche FC=0/0, afin de représenter les effets du stockage de carbone au-delà de l'horizon de temps choisi pour l'impact [114], [117]. Par exemple, si un site d'enfouissement émet du CO₂ biogénique dans 500 ans, ces émissions seront comptabilisées avec un FC de -1 si on utilise l'indicateur GWP avec un horizon de 100 ans. Cela implique de modéliser les émissions long terme qui sont habituellement considérées en dehors des frontières temporelles pour les indicateurs avec un horizon de temps à 20 ans ou à 100 ans. La section 5.8.2.1 élabore plus avant sur ce sujet.

Les **principales limites de l'approche FC=+1/-1** sont dues à des choix ou des erreurs de modélisation de l'inventaire de la part des praticiens ou des développeurs de base de données d'ICV qui impactent l'équilibre du bilan massique du carbone biogénique :

- **Les frontières du système n'incluent pas toujours la fin de vie de la biomasse.** L'approche FC=+1/-1 nécessite une modélisation complète des flux de carbone biogénique entrant et sortant pour être équivalente à l'hypothèse de neutralité carbone. Or, si les frontières du système ne sont pas définies pour prendre en compte la production et la fin de vie de la biomasse, il est alors impossible d'appliquer correctement l'approche FC=+1/-1, sauf à clairement rapporter le carbone stocké dans le produit, comme la demande certains standards et lignes directrices, ex. ISO 14067. Si la phase de production de la biomasse

n'est pas incluse (ex. approche cut-off pour les déchets ou résidus), les impacts de la porte au tombeau seront surestimés si le praticien ne prête pas attention à considérer cette propriété du sous-produit dont il modélise la transformation. À l'inverse, si la fin de vie de la biomasse n'est pas incluse (combustion de la bioénergie ou traitement en fin de vie des pertes), les impacts du berceau à la porte seront sous-estimés, voire même négatifs, si le praticien ne collige pas de façon distincte dans son étude le stock de carbone contenu dans le produit plutôt que de l'inclure et de le caractériser dans l'empreinte carbone ou l'ACV qu'il réalise. L'approche FC=-1/+1 n'est donc applicable que dans une approche berceau au tombeau, ou si les quantités de flux biogéniques entrants et sortants sont ajoutées/réajustées en conséquence, ou s'ils sont rapportés de façon claire et transparente dans le rapport d'étude (ou DEP, ou article) comme exige p.ex. ISO 14067 et ISO 14044.

- **L'allocation des impacts entre les coproduits empêche souvent la conservation du bilan de masse.** Si cette allocation n'est pas réalisée en tenant compte des flux déterminés de carbone qui devraient être spécifiquement alloués entre coproduits contenant du carbone, les impacts évités par la capture du CO₂ ne correspondent plus au contenu carbone de la bioénergie lors de sa combustion. De plus, l'approche « cut-off » suppose qu'aucun impact n'est alloué pour la production des résidus agricoles ou forestiers considérés comme des déchets, donc aucun impact évité par la séquestration du CO₂ n'est comptabilisé pour ces derniers. Les filières bioénergie issues de biomasses résidus ou déchets peuvent donc se retrouver avec des impacts sur les changements climatiques surestimés avec l'approche FC=-1/+1 si la séquestration de CO₂ n'est pas ajoutée (c.-à-d. créditée) manuellement.
- **Le bilan de masse sur le carbone biogénique souvent mal compris et mal modélisé,** même dans les bases de données (voir détail pour ecoinvent dans la section 6.2.4). Par exemple, la quantité de CO₂ modélisée représente la quantité brute de CO₂ captée lors de la photosynthèse et non la quantité nette après respiration de la plante, ce qui ne devrait pas être fait si les stocks de carbone sont considérés à l'équilibre (c'est-à-dire pas de LULUC). Par ailleurs, la modélisation des flux de carbone est souvent incomplète comme pour :
 - Le CO₂ capté lors de la production de la biomasse
 - Les émissions de CO₂ et CH₄ biogéniques lors du traitement des pertes de matière contenant du carbone biogénique sur le reste du cycle de vie.

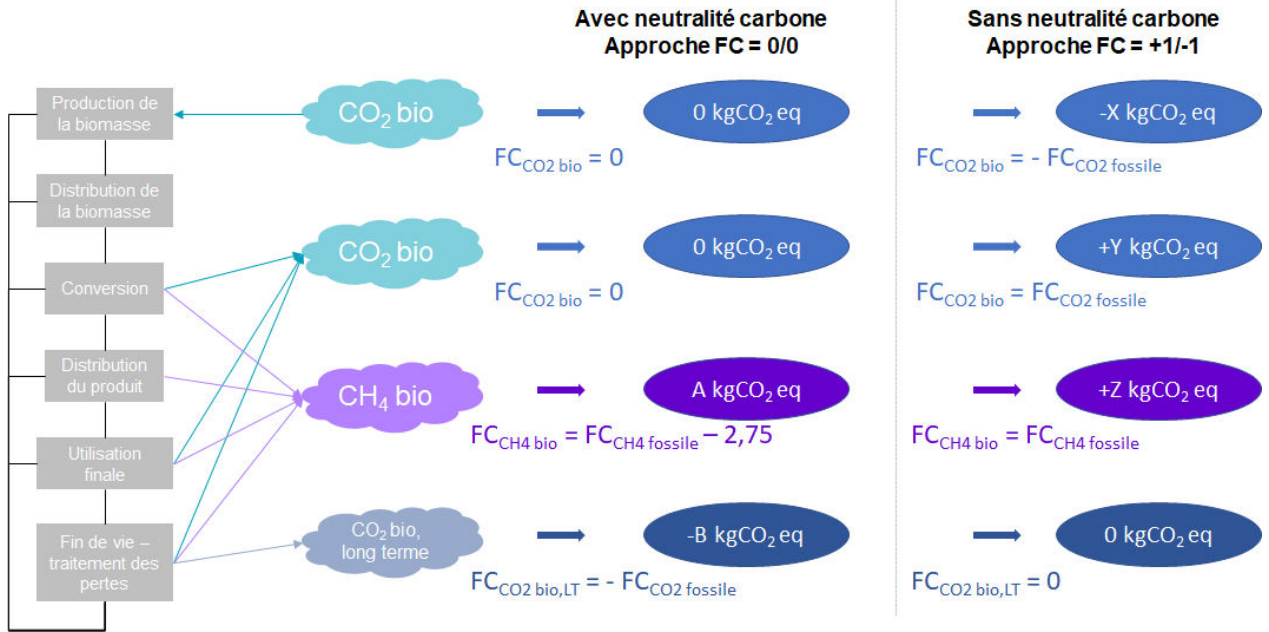


Figure 5.21 Méthodes pour l'application de la neutralité carbone de façon cohérente sur le CO₂ biogénique (court terme et long terme) et le CH₄ biogénique. Ces deux approches aboutissent théoriquement au même résultat (A-B=Z+Y-X). La section 5.8.2.1 détaille le calcul des FC présentés ici.

Par ailleurs, même si les approches FC=0/0 et FC=-1/1 aboutissent à des résultats finaux équivalents en théorie, **l'interprétation des résultats issus de chaque méthode est très différente**, comme illustrée sur la Figure 5.22. En effet, l'analyse de contribution par étapes de cycle de vie diffère fortement en fonction de la méthode choisie. L'étape de production de la biomasse est vue comme une production nette d'impact sur les changements climatiques avec la méthode FC=0/0. Avec l'approche FC=-1/1, cette étape est maintenant perçue comme un évitement net d'impact, car la séquestration de carbone par la biomasse est prise en compte. À l'inverse, l'utilisation finale est perçue comme n'ayant aucun impact avec l'approche FC=0/0 alors qu'elle génère effectivement des émissions de GES dont l'impact est bien reflété par la méthode FC=-1/1. L'approche FC=-1/1 reflète mieux la réalité physique de la répartition des émissions aux différentes étapes et permet une comparaison plus juste avec les systèmes basés sur les énergies fossiles lorsque le cycle de vie complet est modélisé [118] ou que le stock de carbone dans le produit est stipulé lorsque l'étude n'aborde qu'un cycle de vie incomplet.

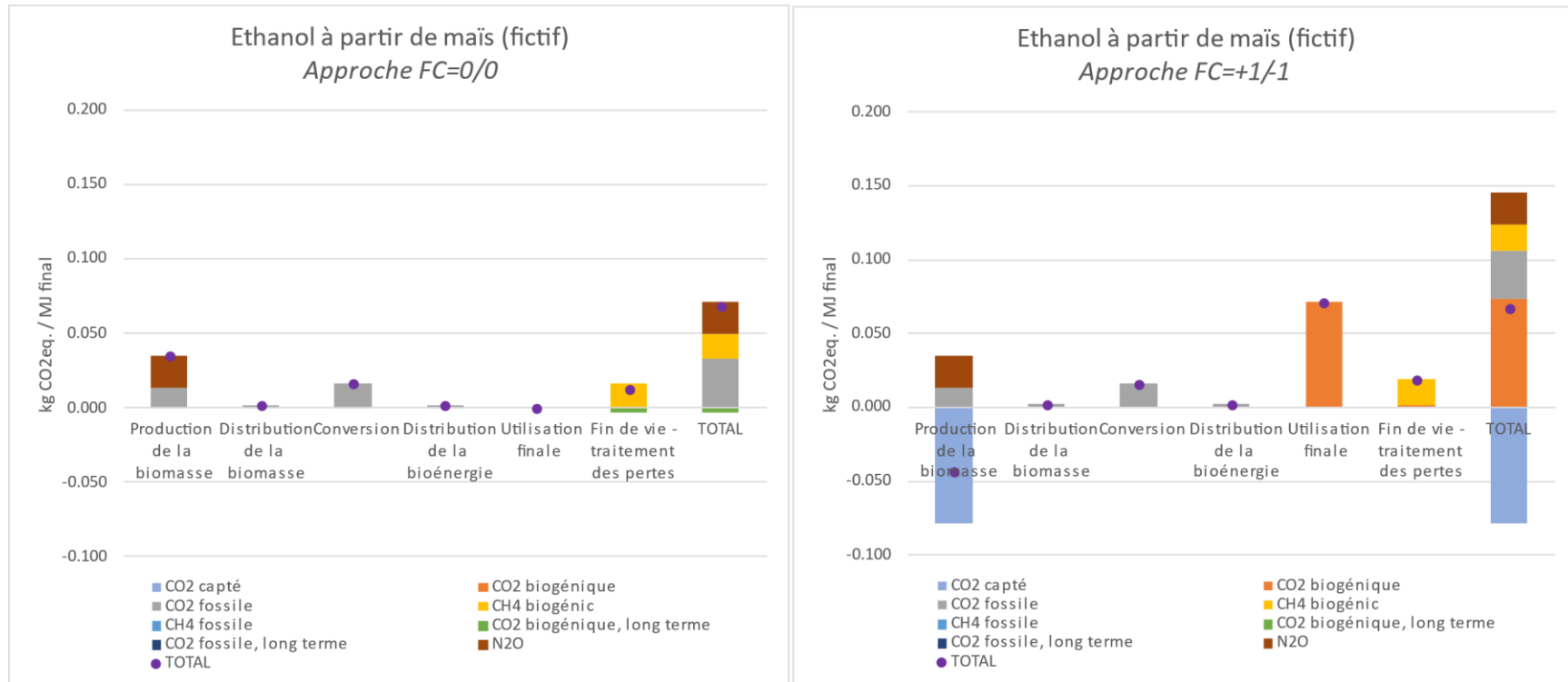


Figure 5.22 Comparaisons des résultats obtenus pour le même système de service fictif de transport avec l'approche FC=0/0 et FC=+1/-1 modélisé selon une approche attributionnelle. Les deux méthodes donnent le même résultat de 68 gCO₂eq./MJ d'énergie finale pour le transport. Principales hypothèses : éthanol à partir de maïs européen du berceau au tombeau [119], 3% de pertes aux étapes de distribution et de conversion qui sont traités en fin de vie par enfouissement (répartition des émissions liées à l'enfouissement entre CO₂ biogénique, CH₄ biogénique et CO₂ biogénique long terme issu de [114]), valeurs de GWP100 issue de l'AR5 avec ajustement pour les flux de carbone biogénique pour la méthode FC=0/0.

Le Tableau 5.4 récapitule les principaux avantages et inconvénients des méthodes courantes pour l'application ou non de la neutralité carbone. À la lumière des limites actuelles, **la neutralité carbone devrait être redéfinie de la façon suivante pour être appliquée de façon plus rigoureuse : sur un cycle de vie de temps court, les émissions de carbone biogénique (CO₂, CH₄, CO) de la biomasse ou bioénergie lors de sa dégradation au cours de son cycle de vie (combustion, fuites, traitement des pertes) sont en partie compensées par la séquestration de CO₂ lors de la croissance de la biomasse. L'impact sur les changements climatiques des émissions de CO₂ biogénique issu du contenu carbone de la bioénergie est donc nul, mais pas l'impact des autres émissions de carbone biogénique à l'air (CH₄, CO).**

Tableau 5.4 Avantages et inconvénients des méthodes pour l'application ou non de la neutralité carbone

Méthode	Avantages	Inconvénients
Inventaire = 0 – Avec neutralité carbone	<p>Ne nécessite pas de collecte de données ni d'effort de modélisation → très facile à mettre en œuvre</p> <p>N'est pas affectée par la méthode d'allocation entre les coproduits</p>	<p>Ne reflète pas la contribution de chaque processus aux impacts sur les changements climatiques</p> <p>Ne respecte pas le bilan de masse des processus</p> <p>Ne permet de pas de tester d'autres méthodes de prise en compte du CO₂ biogénique puisqu'il n'est pas inventorié</p>
FC = 0/0 – Avec neutralité carbone	<p>Une mauvaise modélisation des flux de CO₂ biogénique n'affecte pas les résultats</p> <p>N'est pas affectée par la définition des frontières du système ou la méthode d'allocation entre les coproduits</p>	<p>Ne reflète pas la réelle contribution de chaque processus aux impacts sur les changements climatiques</p> <p>La valeur du FC pour le méthane biogénique doit être corrigée par rapport à la valeur de FC pour le méthane fossile pour que l'application de cette méthode soit valide.</p> <p>La valeur du FC pour le CO₂ biogénique stocké à long terme doit être corrigée lorsque l'horizon de temps de l'impact est plus court pour que l'application de cette méthode soit valide.</p>
FC = +1/-1 – Sans neutralité carbone	<p>Reflète mieux la réalité physique et la contribution de chaque processus aux impacts sur les changements climatiques</p> <p>Contribue au respect du bilan de masse des processus</p>	<p>Fournis des résultats pertinents uniquement si le cycle de vie complet de la bioénergie est inclus dans les frontières du système pour pouvoir modéliser le bilan complet du carbone biogénique. Ne fonctionne pas si les étapes de production ou de fin de vie de la biomasse sont exclues.</p> <p>Est possiblement affecté par la méthode d'allocation entre les coproduits</p> <p>La modélisation du bilan de masse doit être respectée.</p>

5.5.2.3 Principales limites de l'hypothèse de neutralité carbone

Les deux postulats de l'hypothèse de neutralité carbone peuvent être remis en cause.

- **Le bilan de l'inventaire des flux de CO₂ biogénique entrant et sortant sur le cycle de vie n'est pas toujours nul.** En effet, comme mentionné dans la section précédente, le CO₂ capté lors de la photosynthèse n'est pas forcément réémis à l'atmosphère sous forme de CO₂, et une partie du carbone biogénique peut même être stockée à long terme. *Ne pas appliquer la neutralité carbone en utilisant l'approche FC=+1/-1 permet de répondre à cet enjeu.*
- **Les impacts sur les changements climatiques générés par l'émission de CO₂ biogénique ne sont pas nécessairement égaux aux impacts évités lors de la séquestration initiale de CO₂.** En effet, la valeur des FC pour le CO₂ séquestré et émis peut varier dans le temps et dans l'espace. Si la séquestration de CO₂ n'a pas lieu au même moment et à la même altitude que l'émission du CO₂ biogénique, leur FC sera différent et leurs impacts ne se compenseront donc plus. L'effet de la prise en compte de ces deux aspects est illustré sur la Figure 5.23. *À noter que cet aspect est aussi une limite de l'approche FC=+1/-1.*

La **prise en compte du délai temporel entre la séquestration du carbone et son relargage dans l'atmosphère** est essentielle pour calculer l'impact sur les changements climatiques des filières bioénergies, en particulier pour les filières issues de biomasses à croissance lente comme les forêts [113], [120]. En effet, bien que les quantités de carbone captées et émises soient ultimement les mêmes, une émission de CO₂ biogénique restera un certain temps dans l'atmosphère, affectant le climat, et mettra plusieurs années avant d'être de nouveau séquestrée. La section 5.5.4 détaille les méthodes existantes pour traiter cet enjeu. L'hypothèse de neutralité carbone avec la méthode FC=0 ne devrait donc pas être appliquée lorsque la durée du cycle de vie de la bioénergie est longue (ex. bioénergie issue de biomasses forestières).

Les **émissions de CO₂ en haute altitude** ont un impact sur les changements climatiques plus élevés qu'à basse altitude. Cet aspect est essentiel à prendre en compte pour les études ACV sur les bioénergies appliquées au secteur de l'aviation. La section 5.8.2.3 décrit la méthode existante pour prendre en compte cet aspect pour les émissions de CO₂ fossile et biogénique.

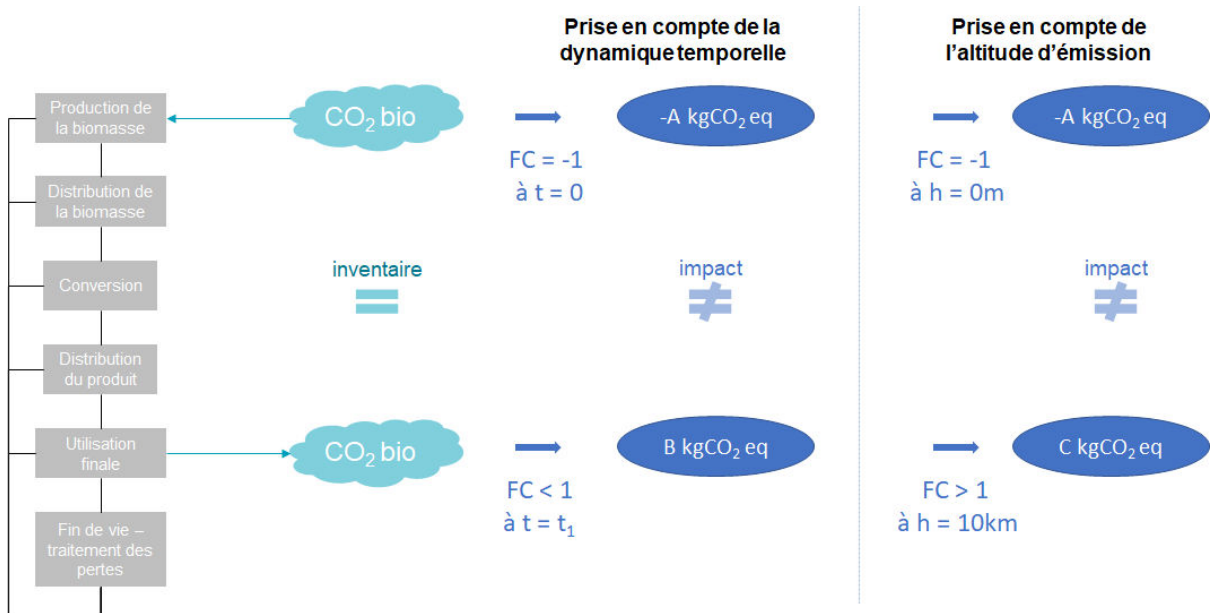


Figure 5.23 Effets de la dynamique temporelle et de l'altitude d'émission du CO₂ biogénique sur les résultats de l'indicateur sur les changements climatiques

5.5.3 Autres flux de carbone biogénique

5.5.3.1 Flux de carbone biogénique provoqués par des changements d'utilisation des terres

En pratique, l'hypothèse de neutralité carbone n'est pas applicable aux flux de carbone biogénique issus de changement de gestion des terres ou de changement d'affectation des terres (LUC) puisque ce sont les stocks établis de carbone du sol et de la biomasse vivante et morte qui sont affectés sur une dynamique longue, au-delà d'un cycle de temps court d'une à, tout au plus, quelques années. De ce fait, le CO₂ biogénique issu des LUC est caractérisé comme le CO₂ fossile si on applique la méthode FC=0/0. L'hypothèse sous-jacente de cette pratique est de supposer que ces émissions sont dues à une intervention humaine qui déstabilise les stocks naturels de carbone, et créer une augmentation de la concentration des GES dans l'atmosphère qui n'est pas compensée par d'autres activités humaines.

5.5.3.2 Émissions de CO

Il n'est jamais fait mention de CO biogénique dans la littérature. Pourtant, un bilan complet sur le carbone biogénique devrait inclure les émissions de CO, qui peuvent notamment survenir lors de la combustion de la bioénergie. À l'instar du CH₄ biogénique, le FC du CO biogénique devrait être ajusté dans la méthode FC=0.

5.5.4 Dimension temporelle de la modélisation du cycle du carbone

La Figure 5.24 présente la gestion temporelle des différentes approches pour gérer les flux de carbone biogénique. D'autres approches sont également mentionnées dans Brandao et al. (2019) [121].

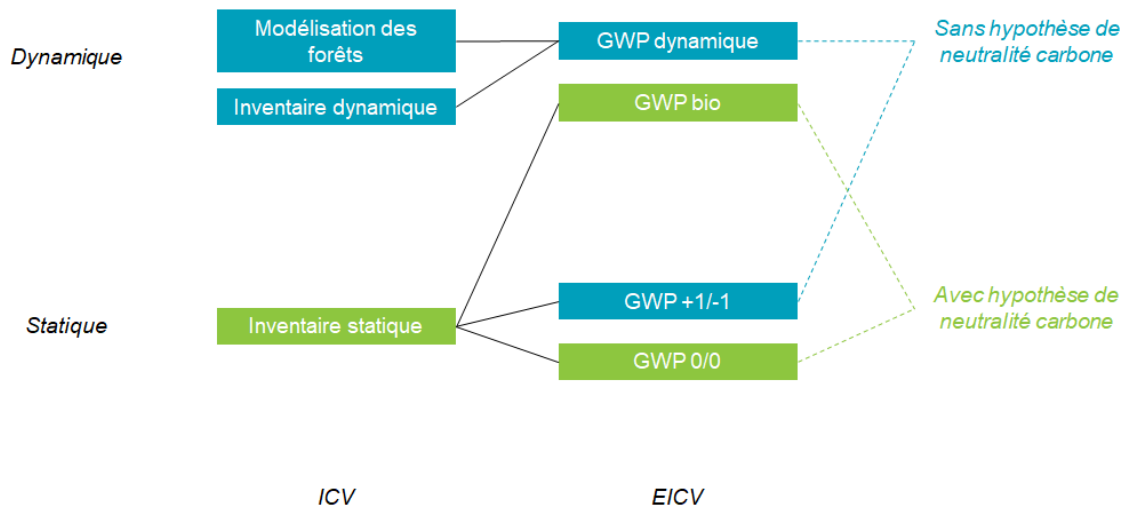


Figure 5.24 Gestion temporelle des différentes approches pour gérer les flux de carbone biogénique

5.5.4.1 GWP et GTP : Modélisation statique des impacts sur les changements climatiques

L'indicateur des impacts sur les changements climatiques presque toujours utilisés en ACV des bioénergies est le GWP100, souvent sans justification de ce choix.

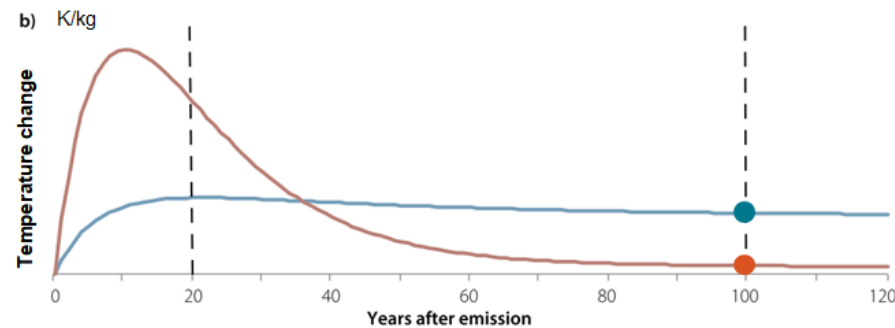
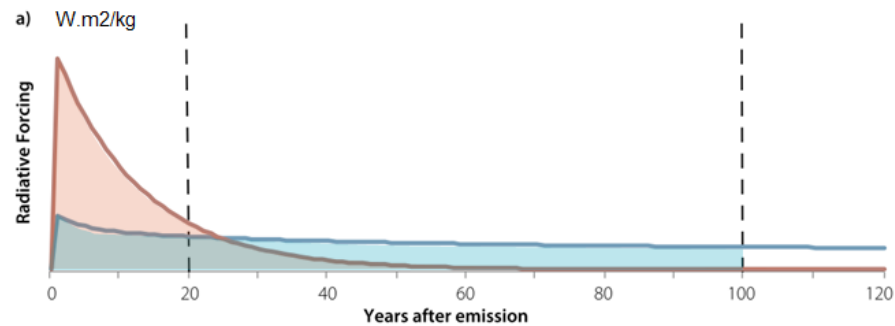
Deux indicateurs définis par l'IPCC AR5 ont été recommandés par l'UNEP Life Cycle Initiative pour mesurer les impacts sur les changements climatiques [122], [123] :

- **GWP100** mesure le changement potentiel de forçage radiatif sur une durée de 100 ans. Il s'agit d'un indicateur qui intègre les impacts dans le temps, c'est-à-dire qu'il mesure les impacts pendant une durée de temps et non à un moment précis. Cet indicateur est recommandé pour capter les impacts à court terme sur les changements climatiques.
- **GTP100** mesure le changement potentiel de la température mondiale dans 100 ans. Il s'agit d'un indicateur instantané, c'est-à-dire qu'il mesure les impacts à un moment précis. Cet indicateur est recommandé pour capter les impacts à long terme sur les changements climatiques.

La Figure 5.25 rappelle le principe de calcul de ces 2 indicateurs. Il est important de noter que même lors d'une modélisation de facteurs de caractérisation statiques, une notion de temps demeure. En effet, après une émission de GES, sa concentration dans l'atmosphère diminue avec le temps selon le cycle de carbone de Bern, et donc son impact évolue également avec le temps. Il est donc indispensable de définir l'horizon de temps de l'impact (THI), c'est-à-dire la durée pendant laquelle on veut mesurer les impacts d'une émission. Ex. l'indicateur GWP100 a un THI de 100 ans, c'est-à-dire que l'on s'intéresse aux impacts sur les changements climatiques qui ont lieu entre le moment de l'émission du GES et jusqu'à 100 ans après cette émission. Les GES avec une courte durée de vie comme le CH₄ auront plus de poids dans les résultats avec une THI court comme 20 ans, alors que leurs effets seront négligeables avec un horizon de temps très long

comme 500 ans. Ainsi le **choix de l'horizon de temps de l'impact peut influencer grandement les résultats d'une étude**, notamment lorsque les émissions de CH₄ sont conséquentes [122]. Le GWP* est un indicateur alternatif au GWP permettant d'atténuer les conséquences de ce choix en exprimant l'indicateur non plus en équivalent de quantité d'émission de CO₂, mais en équivalent d'impact sur le changement climatique relatif au CO₂ (« CO2 warming equivalent (CO2-w.e.) ») [124].

GWP100 mesure le changement potentiel de forçage radiatif sur une durée de 100 ans
= indicateur des impacts à court terme sur les changements climatiques



GTP mesure le changement potentiel de la température mondiale dans 100 ans
= indicateur des impacts à long terme sur les changements climatiques

AGWP → Intégration des impacts sur l'horizon de temps de l'impact choisi

$$\text{GWP}_{\text{CH}_4} = \frac{\text{AGWP}_{\text{CH}_4} \text{ [W.m}^2\text{.an/kg}_{\text{CH}_4}\text{]}}{\text{AGWP}_{\text{CO}_2} \text{ [W.m}^2\text{.an/kg}_{\text{CO}_2}\text{]}}$$

[kg_{CO2 eq (court)} / kg_{CH4}]

 *kg_{CO2 eq (court)} and kg_{CO2 eq (long)} ne peuvent pas s'additionner!*

$$\text{GTP}_{\text{CH}_4} = \frac{\text{AGTP}_{\text{CH}_4} \text{ [K/kg}_{\text{CH}_4}\text{]}}{\text{AGTP}_{\text{CO}_2} \text{ [K/kg}_{\text{CO}_2}\text{]}}$$

[kg_{CO2 eq (long)} / kg_{CH4}]

AGTP → Impact instantané à l'horizon de temps de l'impact choisi

Figure 5.25 Principes de calcul des indicateurs GWP100 et GTP100 en CO₂ équivalent à travers l'exemple du CH₄. Partiellement reproduit depuis [122].

5.5.4.2 $GWP_{dynamique}$: Modélisation dynamique des impacts sur les changements climatiques

Les inventaires du cycle de vie sont généralement modélisés de façon statique en faisant l'hypothèse que toutes les émissions ont lieu au même instant T_0 du cycle de vie. Un FC unique à chaque GES est ensuite appliqué pour calculer les impacts, en choisissant un horizon de temps de l'impact (THI). Cependant, les émissions de GES sur un cycle de vie peuvent être distribuées dans le temps, notamment lorsque la durée du cycle de vie (LCD) est longue, comme c'est le cas pour les filières bioénergie issues de biomasses forestières. Un **inventaire dynamique** des émissions permet de rendre compte de ces différences temporelles d'émission [125], [126], tel qu'illustré sur la Figure 5.26.

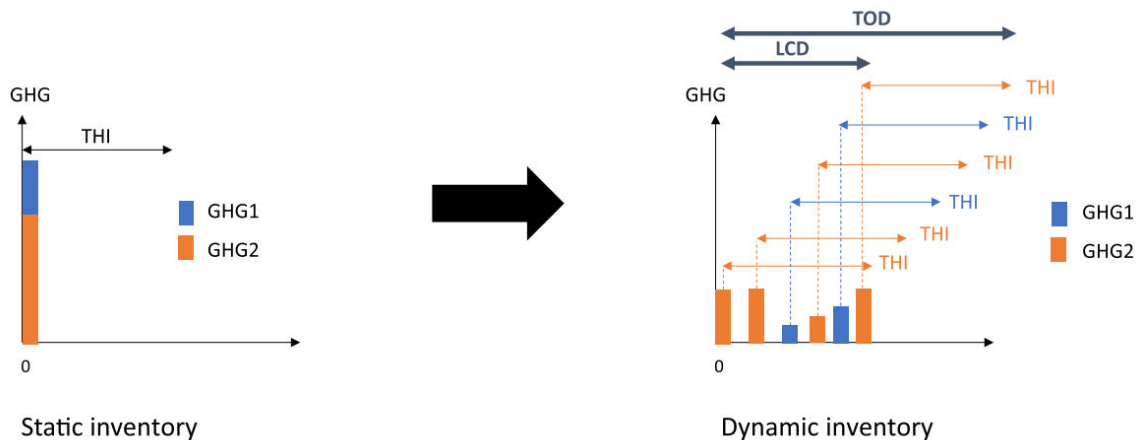


Figure 5.26 Représentation d'un inventaire statique et dynamique. THI = Horizon de temps de l'impact. LCD = Durée du cycle de vie. TOD = Durée totale d'observation. Reproduit depuis [127].

Un inventaire dynamique permet ensuite d'appliquer ensuite des **facteurs de caractérisation dynamiques**. En effet, les FC des indicateurs GWP et GTP varient en fonction du moment de l'émission du GES [128]. Autrement dit, pour une durée de cycle de vie de plus d'une année, une émission de GES ayant lieu la première année du cycle de vie n'aura pas le même FC qu'une émission de ce même GES ayant lieu la dernière année du cycle de vie. Deux méthodes de calcul des FC dynamiques ont été proposées dans la littérature, chacune ayant une prise en compte différente de l'aspect temporel.

- **GWP dynamique avec un TOD fixe** : Levasseur et al. ont été les premiers à proposer une méthode pour calculer les FC dynamiques pour l'évaluation des impacts sur le changement climatique [128], [129]. À titre de comparaison, si on estime une durée du cycle de vie de 10 ans pour notre cas fictif d'éthanol à partir de maïs avec un horizon de temps de l'impact de 100 ans, on obtient des résultats 8% moins élevés avec une approche dynamique qu'avec une approche statique. La différence entre l'approche statique et l'approche dynamique sera d'autant plus grande que la durée du cycle de vie est élevée. L'outil [DynCO2](#) permet d'appliquer facilement les FC dynamiques de cette méthode à un inventaire dynamique. Pour appliquer cette méthode, le praticien choisit une durée totale d'observation arbitraire qui est souvent égale à l'horizon temporel de l'impact (ex. 100 ans) et prends en compte les impacts ayant lieu sur cette durée

uniquement en utilisant des FC dynamiques calculés tels que décrits sur la Figure 5.27. Plusieurs critiques de la méthode de Levasseur et al. ont été formulées [127] :

- **Omission des émissions au-delà de la TOD** : Les émissions de GES ayant lieu après la durée totale d'observation fixée arbitrairement ne sont pas prises en compte. Ex. les émissions à long terme issues des sites d'enfouissement seront exclues si la TOD est fixée à 100 ans.
- **Troncature des impacts au-delà de la TOD** : seuls les impacts entre le moment de l'émission et la fin de la durée totale d'observation sont comptabilisés. En d'autres termes, la partie des impacts ayant lieu entre la fin de la durée totale d'observation choisie et la fin de l'horizon de temps de l'impact choisi est tronquée. Autrement dit, l'horizon de temps de l'impact est plus court pour une émission ayant lieu en fin du cycle de vie que pour une émission ayant lieu au début du cycle de vie.
- **GWP dynamique avec un THI fixe** : pour pallier aux critiques formulées sur la méthode de Levasseur et al., Ventura propose une autre méthode de calcul des FC dynamique pour l'indicateur GWP en respectant 3 principes fondamentaux en ACV : 1) aucun flux d'inventaire ne doit être omis, 2) toutes les substances contribuant à une catégorie d'impact doivent avoir le même horizon de temps de l'impact, 3) l'horizon de temps de l'impact ne doit pas varier dans le temps, c'est-à-dire qu'il doit être le même peu importe le moment d'émission [127]. Ventura propose donc de définir la durée totale d'observation comme étant égale à la durée du cycle de vie additionnée à l'horizon de temps de l'impact. Même si le THI est toujours choisi de façon arbitraire, cette approche permet de respecter le premier principe. Pour chaque moment où a lieu une émission, le même THI sera ensuite considéré au numérateur pour le calcul du CO₂eq. Le THI au dénominateur sera en revanche ajusté pour représenter le THI choisi additionné au délai de temps de l'émission par rapport début du cycle de vie. Le principe de calcul des FC dynamiques proposés est illustré sur la Figure 5.27. Pour un même THI de 100 ans, les FC dynamiques de Ventura sont plus de plus en plus faibles comparés à ceux calculés avec Levasseur et al.

Appliquer des FC dynamiques est essentiel pour des cycles de vie s'étalant sur plus d'une dizaine d'années. Toutefois, l'application des FC dynamiques peut rendre la modélisation beaucoup plus complexe pour un praticien ACV, d'autant plus que les logiciels ACV les plus utilisés (comme Gabi ou SimaPro) ne permettent pas de réaliser facilement des ACV dynamiques.

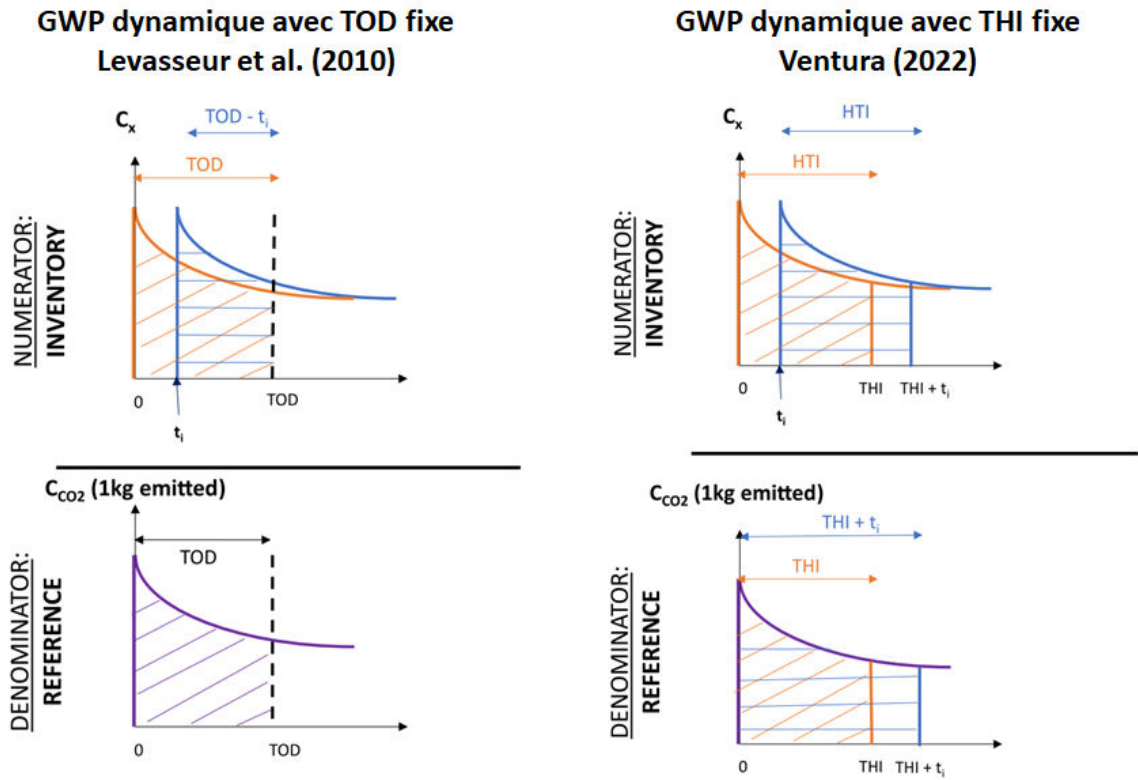


Figure 5.27 Détail du calcul des GWP dynamiques en CO₂eq. Selon l’approche de Levasseur et al (2010) avec un TOD fixe (à gauche) et l’approche de Ventura (2022) avec un THI fixe (à droite). Reproduit à partir de [127].

5.5.4.3 *GWP_{bio} : Modélisation dynamique des émissions de CO₂ biogénique avec un inventaire statique*

Même si les quantités de CO₂ biogénique émis sont compensées par les quantités de CO₂ capté lors de la croissance de la biomasse, les émissions de CO₂ biogénique vont rester plusieurs années dans l’atmosphère. Il est donc essentiel de prendre en compte la différence d’impact due au délai entre la captation du CO₂ et les émissions de carbone biogénique lors de sa fin de vie. L’ACV dynamique serait l’outil idéal pour prendre en compte ce phénomène, mais sa mise en œuvre est malheureusement encore trop complexe pour de nombreux praticiens.

Pour pallier les enjeux d’opérationnalisation de l’ACV dynamique et en réponse à l’une des principales limites de l’hypothèse de neutralité carbone, des indicateurs GWP_{bio} ont été développés [118], [130]. Il s’agit de **facteurs de caractérisation spécifiques aux émissions de CO₂ biogénique** calculés à partir des GWP dynamiques afin de refléter la différence d’impact due au délai entre la captation du CO₂ et les émissions de CO₂ biogénique. Ces FC ont pour vocation d’être utilisés en ACV statique en remplacement du FC nul pour les émissions de CO₂ biogénique quand on applique l’hypothèse de neutralité carbone avec la méthode FC=0. La valeur du GWP_{bio} varie en fonction de la durée de rotation des cultures. Comme indiqué sur le Tableau 5.5, plus la durée entre l’émission de CO₂ biogénique et sa captation préalable est grande, plus le GWP_{bio} sera élevé. Liu et al. met également en avant que les performances des bioénergies pourraient devenir moins bonnes que celles des carburants fossiles en prenant en compte les GWP_{bio} les plus élevés [118].

Il apparaît donc **important de prendre en compte un GWP_{bio} non nul pour les cultures ayant des périodes de rotation élevées comme les forêts.**

Tableau 5.5 Valeurs de GWP_{bio} en CO_2 eq. pour un horizon de temps de l'impact à 100 ans selon plusieurs modèles. $\eta_l = 0\%$ représente un produit biosourcé dont la fin de vie aurait lieu en même temps que la récolte de la biomasse, comme c'est souvent le cas pour les bioénergies non forestières, et $\eta_l = 100\%$ représente une fin de vie qui aurait lieu à l'horizon de la durée indiquée de rotation. Reproduit depuis [118].

Rotation: # of years	GWP_{bio}		Holtsmark ¹⁶	Cherubini <i>et al.</i> ¹⁰	Guest <i>et al.</i> ¹⁵
	$\eta_l = 0\%$	$\eta_l = 100\%$			
30	0.18	0.13	—	0.18	—
50	0.24	0.16	—	0.30	—
100	0.32	0.21	1.25	0.60	0.58

Les premières valeurs de GWP_{bio} développées par Cherubini et al. reflétaient uniquement l'effet du délai entre les émissions de CO_2 biogénique et sa captation [130]. D'autres modèles pour calculer le GWP_{bio} ont ensuite été proposés pour intégrer d'autres phénomènes affectant la dynamique des stocks de carbone dans les forêts, comme le prélèvement de la biomasse et de ses résidus [118].

5.5.4.4 Modélisation dynamique des stocks de carbone des forêts

L'hypothèse courante en ACV des bioénergies est de supposer que les activités de prélèvement de la biomasse à l'étape de production n'ont pas de conséquences sur les stocks de carbone (végétation, matière organique morte, sol) et que les stocks de carbone sont à l'équilibre, ce qui est valable pour les cultures annuelles et pluriannuelles. Les séquestrations ou émissions de CO_2 biogéniques liées à la gestion des terres (aussi appelé occupation des terres) sont considérées donc comme inexistantes.

Pourtant prélever de la biomasse dans un écosystème perturbe son équilibre. En particulier, le taux de prélèvement de bois en forêt et le mode de gestion des forêts (ex. laisser les résidus sur place pour qu'il se décompose ou les prélever pour les valoriser) affectent la dynamique des stocks de carbone de la forêt. Par exemple, les forêts en croissance gérées durablement peuvent devenir des puits de carbone avec des taux de captation de carbone qui varient en fonction des espèces d'arbres et du climat [131]. À l'inverse, le prélèvement de bois réduit les stocks de carbone dans la matière organique vivante, morte et dans les sols [113]. Plusieurs études tentent aujourd'hui d'intégrer une modélisation dynamique du cycle de carbone des forêts avec l'ACV dynamique ou le concept de GWP_{bio} [45], [113], [120], [132] et montrent l'importance de prendre en compte cet enjeu pour les bioénergies issues de biomasses forestières. Ces modélisations dynamiques des forêts permettent de prendre en compte les impacts des changements de pratiques sylvicoles sur les différents stocks de carbone (biomasse vivante, morte et sol). Cependant, l'utilisation de ces modèles et l'interprétation de leurs résultats restent un domaine d'expert. Leur prise en main par des praticiens ACV doit encore être améliorée pour être intégrée dans les pratiques courantes.

5.5.4.5 *La séquestration de carbone a-t-elle lieu avant ou après l'émission de CO₂ biogénique?*

Un des enjeux soulevés par Albers et al. est de savoir si la captation du CO₂ devrait être comptabilisée avant ou après l'émission de CO₂ biogénique [45]. En d'autres termes, une émission de CO₂ biogénique est-elle compensée par une captation de CO₂ passé ou sera-t-elle compensée par une captation de CO₂ dans le futur? Albers et al démontre que cette question de (« de l'œuf et la poule ») a une influence sur les résultats pour les bioénergies issues de biomasses forestières (voir Figure 5.29). Dans la perspective d'une séquestration historique (séquestration a lieu avant l'émission), l'hypothèse de neutralité carbone surestime les résultats, mais dans la perspective d'une séquestration future (séquestration a lieu après l'émission), elle sous-estime les résultats. Lorsque la séquestration est historique, la récolte de la biomasse crée ce que l'on appelle la dette carbone [108]. Le terme de "dette carbone" est aussi utilisé lors d'une intensification de l'exploitation des forêts sur des forêts déjà gérées.

Albers et al. propose un arbre de décision pour déterminer la perspective temporelle à adopter pour allouer la séquestration de carbone à une activité de récolte en fonction des objectifs et de l'objet de l'étude (Figure 5.28). Dans une forêt aménagée, la récolte du bois est rendue possible grâce à une activité humaine antérieure, donc la perspective d'une séquestration historique doit être adoptée. Dans le cas des forêts non aménagées, c'est l'activité humaine future de reboisement qui permettra éventuellement de séquestrer de nouveau le carbone récolté. Dans ce cas, c'est la perspective d'une séquestration future qui doit être adoptée. Cette dichotomie suppose que le degré d'intervention humaine dans une activité détermine si celle-ci appartient à l'écosphère ou à la technosphère. Ainsi une forêt aménagée (managed forest) appartient à la technosphère, et une forêt non aménagée (abandonnée, dégradée ou naturelle) appartient à l'écosphère.

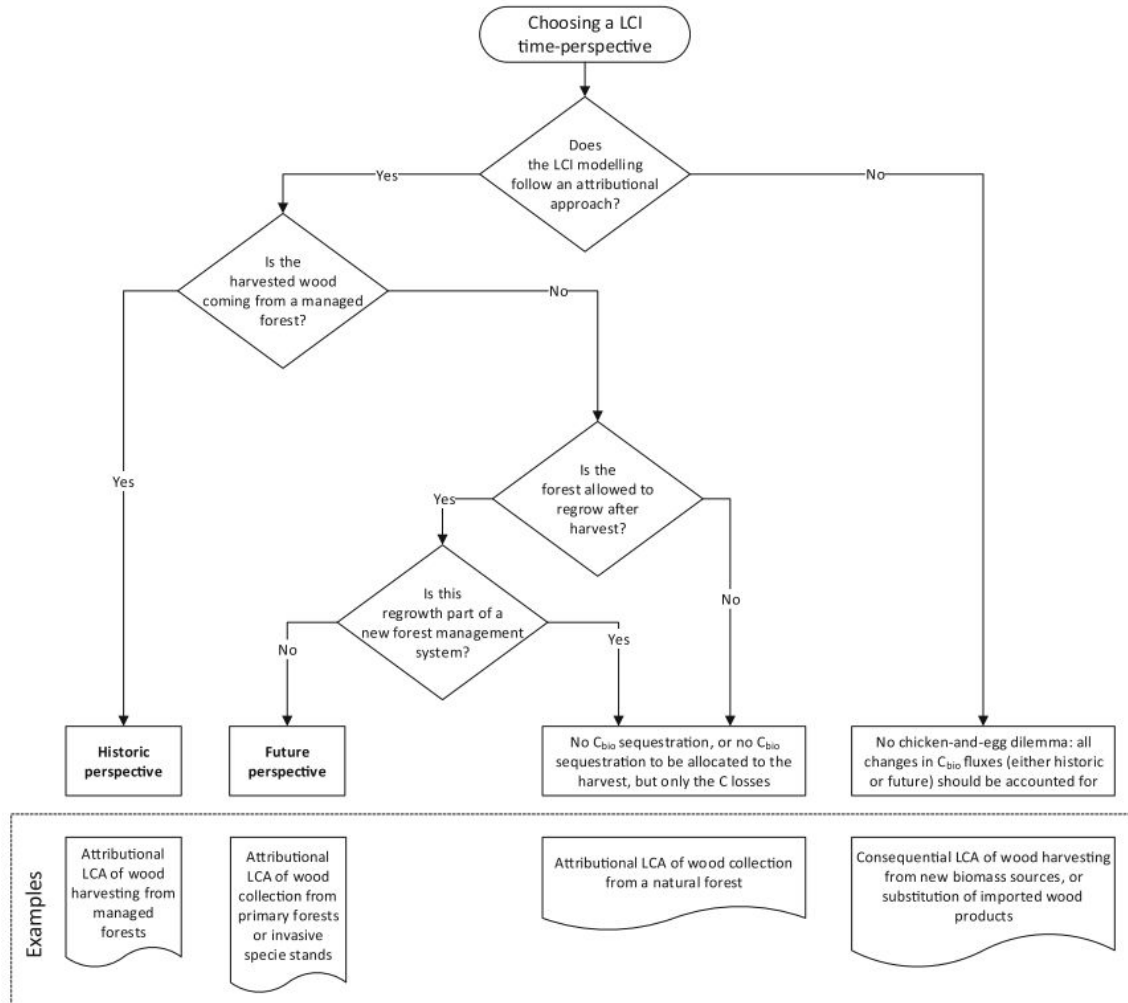


Fig. 7 Decision tree for the allocation of carbon sequestration to a harvest activity

Figure 5.28 Arbre de décision pour choisir la perspective temporelle pour le calcul du bilan de carbone et son allocation pour une filière bioénergie issue de biomasses forestières ou de biomasses à croissance lente. Reproduit depuis [45].

Perspective historique
 → Pour l'ACV attributionnelle de la biomasse issue de forêts aménagées

Perspective future
 → Pour l'ACV attributionnelle de la biomasse issue de forêts naturelles avec gestion de la repousse

L'hypothèse de neutralité carbone surestime ces résultats

L'hypothèse de neutralité carbone sousstime ces résultats

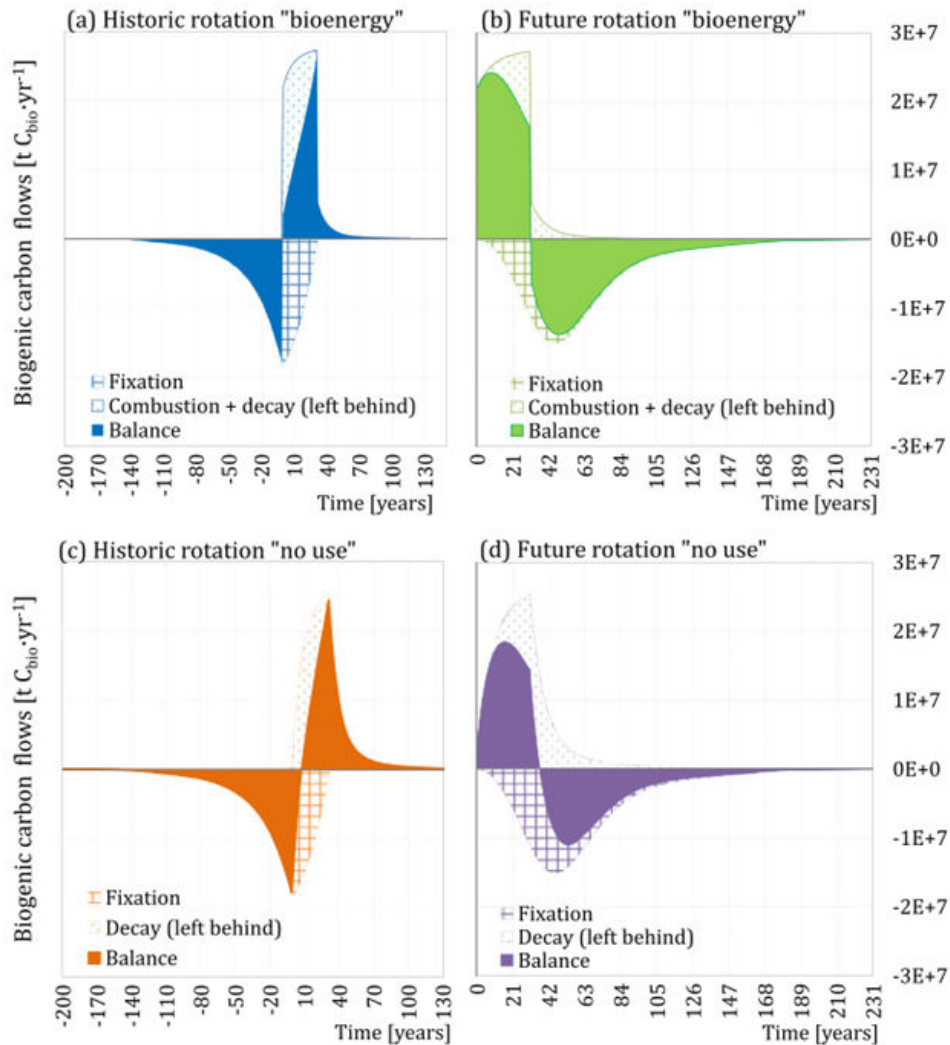


Figure 5.29 Évolutions temporelles des flux de carbone biogénique de la forêt en fonction de la perspective temporelle adoptée. Reproduit partiellement depuis [45].

5.5.5 Recommandations

Court terme :

- L'hypothèse de neutralité carbone ne doit être appliquée que pour des cycles de vie courts, et ne devrait jamais être appliquée pour les bioénergies issues de biomasses forestières.
- Pour appliquer l'hypothèse de neutralité carbone de façon cohérente, les FC des émissions de carbone biogénique (CO₂, CH₄, CO) court et long terme doivent être ajustés.
- Appliquer l'hypothèse de neutralité carbone peut se justifier pour des bioénergies à court cycle de vie lorsque l'étape de fin de vie de la biomasse (ex. combustion de la bioénergie) n'est pas incluse dans les frontières des systèmes (ex. du puits au réservoir).
- La caractérisation des séquestrations et émissions de CO₂ biogénique avec les mêmes FC que le CO₂ fossile devrait toujours être privilégiée si possible, c'est-à-dire ne pas appliquer l'hypothèse de neutralité carbone avec FC=0/0. Si le bilan massique de carbone n'est pas respecté à cause de l'allocation, les quantités de CO₂ biogéniques peuvent être ajustées manuellement par la suite pour refléter le contenu carbone de la biomasse ou de la bioénergie.
- Une modélisation dynamique des impacts devrait être effectuée pour les bioénergies issues de biomasses forestières, en utilisant idéalement l'ACV dynamique ou au moins le GWP_{bio} à défaut.
- Lors d'une modélisation dynamique des impacts, la perspective temporelle choisie pour allouer la séquestration de carbone à une activité de récolte doit être choisie de façon cohérente en fonction des objectifs et de l'objet de l'étude.
- Les impacts reliés aux variations dynamiques des stocks de carbone des forêts devraient être ajoutés si possible pour les bioénergies issues de biomasses forestières.
- Les effets de l'altitude sur l'impact des émissions de GES doivent être pris en compte pour les biocarburants pour l'aviation et pour leur référence fossile.

Long terme :

- Améliorer la modélisation de la conservation de la masse, et notamment du carbone biogénique, dans les bases de données d'inventaire.
- Faciliter l'application de l'ACV dynamique en l'intégrant dans des outils grand public.
- Rendre plus accessibles les modèles du cycle de carbone des forêts.

5.6 Utilisation des terres et Changement d'utilisation des terres

Dans cette section, le terme « utilisation des terres et le changement d'utilisation des terres » sera abrégé en utilisant son acronyme anglophone LULUC.

5.6.1 Cadre conceptuel des LULUC en ACV

5.6.1.1 Définitions

Les termes « utilisation des terres » et « changement d'utilisation des terres » sont définis à la section 4.1.1 et illustrés par la Figure 5.30. Notons qu'en évaluation des impacts sur le cycle de vie, les termes occupation des terres et transformation des terres sont principalement utilisés. Pour rappel :

- **L'utilisation des terres ou occupation des terres** est le fait d'utiliser pendant un temps une surface de terre pour un usage donné et avec une intensité reflétant les pratiques de gestion des terres.
- **Le changement d'utilisation des terres ou transformation des terres** (aussi appelé changement d'usage des sols, Land use change en anglais, abrégé LUC) reflète les conséquences d'un changement de l'usage d'une terre (= changement d'affectation des terres) et/ou de l'intensité de son usage (= changement de gestion des terres ou de pratiques agricoles). En effet, rendre une terre compatible pour un usage donné entraîne notamment des modifications des propriétés du sol.

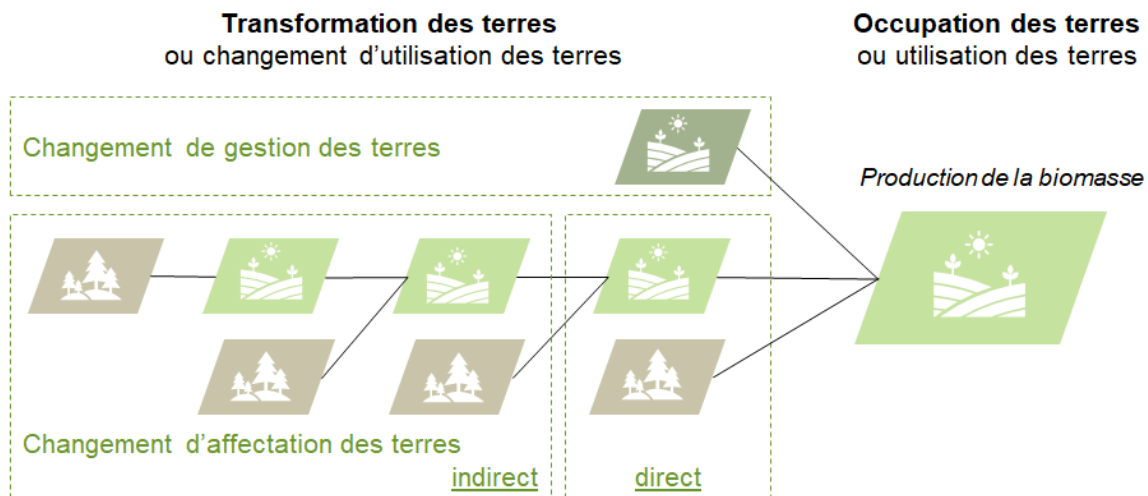


Figure 5.30 Représentation schématique de l'utilisation et changement d'utilisation des terres

5.6.1.2 Flux d'inventaire reliés aux LULUC

Les flux d'inventaire reliés aux LULUC doivent être décrits de façon qualitative et quantitative comme indiqué dans le Tableau 5.6 :

- La **surface de terre** occupée ou transformée est liée au rendement de la biomasse.
- La **durée d'occupation de la terre**

- Le **type d’usage de la terre** décrit a minima la classe d’usage générale. Ex. agriculture, prairies, forêt, zone urbaine. Le type d’usage peut également contenir des informations additionnelles sur la qualification de l’intensité d’usage de la terre qui est relié aux pratiques agricoles et à la gestion des terres (voir Tableau 5.7). Ex. terre agricole avec labourage réduit.
- La **localisation géographique** qui peut fournir avec des niveaux de régionalisation différents en fonction des besoins (voir Tableau 5.7).

À noter que les informations qualitatives à récolter pour l’inventaire ne sont pas harmonisées et varient d’une méthode d’impact à l’autre. Une classification des usages des terres a été proposée par Koellner et al pour tenter d’harmoniser les pratiques [133]. Cette classification avec différents niveaux de détail et intégrant la régionalisation est décrite dans le Tableau 5.7.

Par ailleurs, une terre transformée peut avoir différents usages antérieurs comme décrits ci-dessous. L’identification de ces usages repose sur l’étape essentielle et complexe d’identification des changements d’utilisation des terres (voir section 5.6.3).

- Dimension spatiale : la parcelle de terre utilisée pouvait de façon antérieure être avoir une partie utilisée pour un usage et une autre partie pour un autre usage.
- Dimension temporelle : une terre peut avoir subi plusieurs transformations dans le temps avant d’être utilisée pour son usage actuel (ex. forêt vers prairies vers terre agricole). Dépendamment du choix des frontières temporelles, une partie des impacts des transformations antérieures autre que la dernière transformation subie par la terre peut être allouée à l’usage actuel. La section 5.6.3.2 détaille les enjeux de cette allocation temporelle des impacts du changement d’usages de terres.

Tableau 5.6 Description des flux d’inventaire reliés à l’occupation et à la transformation des terres

Description	Occupation des terres	Transformation des terres
Quantitative	Surface de terre utilisée Durée d’occupation de la terre	Surface de terre transformée
Qualitative	Type d’usage de la terre occupée Localisation géographique de la terre occupée	Type d’usage ACTUEL et ANTÉRIEUR de la terre transformée. Localisation géographique de la terre transformée
Exemple de flux d’inventaire	Occupation de 20 ha.an (ex. 10 ha pendant 2 ans) pour un usage agricole avec travail du sol réduit	Transformation de 10 ha depuis un usage pâturage (ANTÉRIEUR) Transformation de 10 ha vers un usage agricole avec travail réduit (ACTUEL)

Tableau 5.7 Description de la classification des usages des terres proposée par Koellner et al [133]. Reproduit depuis la synthèse faite par [134].

Niveaux de détail	Sous-classification d'usages des terres	Sous-classification de régionalisation
1	Classes générales d'usage et de couverture Ex. Agriculture ; Prairies ; Forêts	Différenciation selon 5 biomes généraux Exemples de biomes : Terrestre ; Eau douce
2	Classes plus précises d'usage et de couverture Exemples de la classe « Agriculture » : Terres arables ; Cultures permanentes	Différenciation selon 5 biomes et 4 zones climatiques Exemples de zones : Tropical ; Tempéré ; Boréal ; Polaire
3	Classes intégrant les pratiques de gestion Exemples de la classe « Terres arables » : Jachère ; non irrigué ; Serre	Différenciation plus précise par biome et par zone climatique Exemples de la classe « Biomes terrestres tempérés » : Forêts tempérées de conifères ; Prairies et savanes tempérées
4	Classes intégrant le niveau d'intensification des pratiques Ex. Intensif ; Extensif	Différenciation par écorégions, soit 1338 classes
5	N/A	Coordonnées géographiques

5.6.1.3 Impacts environnementaux reliés à l'utilisation des terres

Les impacts reliés aux LULUC les plus souvent mis en avant et les plus évalués par les praticiens sont les **impacts des LULUC sur les changements climatiques** (voir section 5.6.4.1 pour plus de détails). De plus, les impacts de l'occupation et la transformation des terres sur la biodiversité sont de plus en plus évalués, car les inventaires sont disponibles dans les bases de données. Comme illustré sur la Figure 5.31, les interactions entre les terres et le climat sont multiples, complexes et peuvent avoir des rétroactions autant positives que négatives sur les changements climatiques. En ACV, on cherche à refléter comment nos activités humaines reliées à la terre, comme l'agriculture ou la foresterie, peuvent contribuer au déséquilibre climatique. Le secteur de l'agriculture, foresterie et autre usage des terres est une source nette de GES et représentait 23% des émissions anthropogéniques de GES mondiales entre 2007 et 2016 [135]. L'IPCC révèle que l'utilisation ou les changements d'utilisation des terres dues aux activités humaines affectent les changements climatiques au niveau mondial via deux principaux phénomènes : l'albédo, et les stockages et émissions de GES comme le CO₂, le CH₄ ou le N₂O. En ACV, seuls les impacts des LULUC reliés aux stockages et émissions de GES sont pris en compte via la modélisation de différents phénomènes reliés à la **variation des stocks de carbone organique** (contenu dans le sol ou dans la végétation) liés à l'occupation et à la transformation des terres qui génèrent des séquestrations et émissions de CO₂ biogénique et de N₂O (lié à la minéralisation de la matière organique du sol).

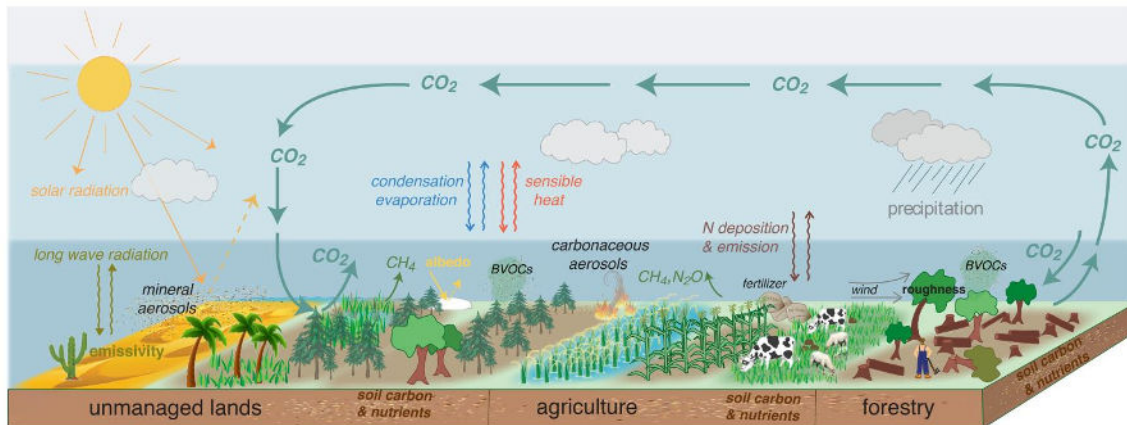


Figure TS.3 | The structure and functioning of managed and unmanaged ecosystems that affect local, regional and global climate. Land surface characteristics such as albedo and emissivity determine the amount of solar and long-wave radiation absorbed by land and reflected or emitted to the atmosphere. Surface roughness influences turbulent exchanges of momentum, energy, water and biogeochemical tracers. Land ecosystems modulate the atmospheric composition through emissions and removals of many GHGs and precursors of SLCFs, including biogenic volatile organic compounds (BVOCs) and mineral dust. Atmospheric aerosols formed from these precursors affect regional climate by altering the amounts of precipitation and radiation reaching land surfaces through their role in clouds physics.

Figure 5.31 Illustration des interactions entre les terres et le climat. Reproduit depuis [135].

Comme illustré sur la Figure 5.32, les LULUC ont un impact potentiel sur de nombreuses problématiques environnementales qui vont bien au-delà des impacts sur les changements climatiques. Les LULUC affectent ultimement les services rendus par les écosystèmes, ainsi que la santé humaine et la qualité des écosystèmes. On distingue donc souvent 3 familles d'impacts reliés aux LULUC :

- Les impacts sur les **changements climatiques** qui affectent ensuite différentes aires de protection.
- Les impacts sur la **qualité des sols** qui affectent par la suite les services rendus par les écosystèmes comme la filtration de l'eau.
- Les impacts sur la **biodiversité** qui affecte l'aire de protection liée à la qualité des écosystèmes.

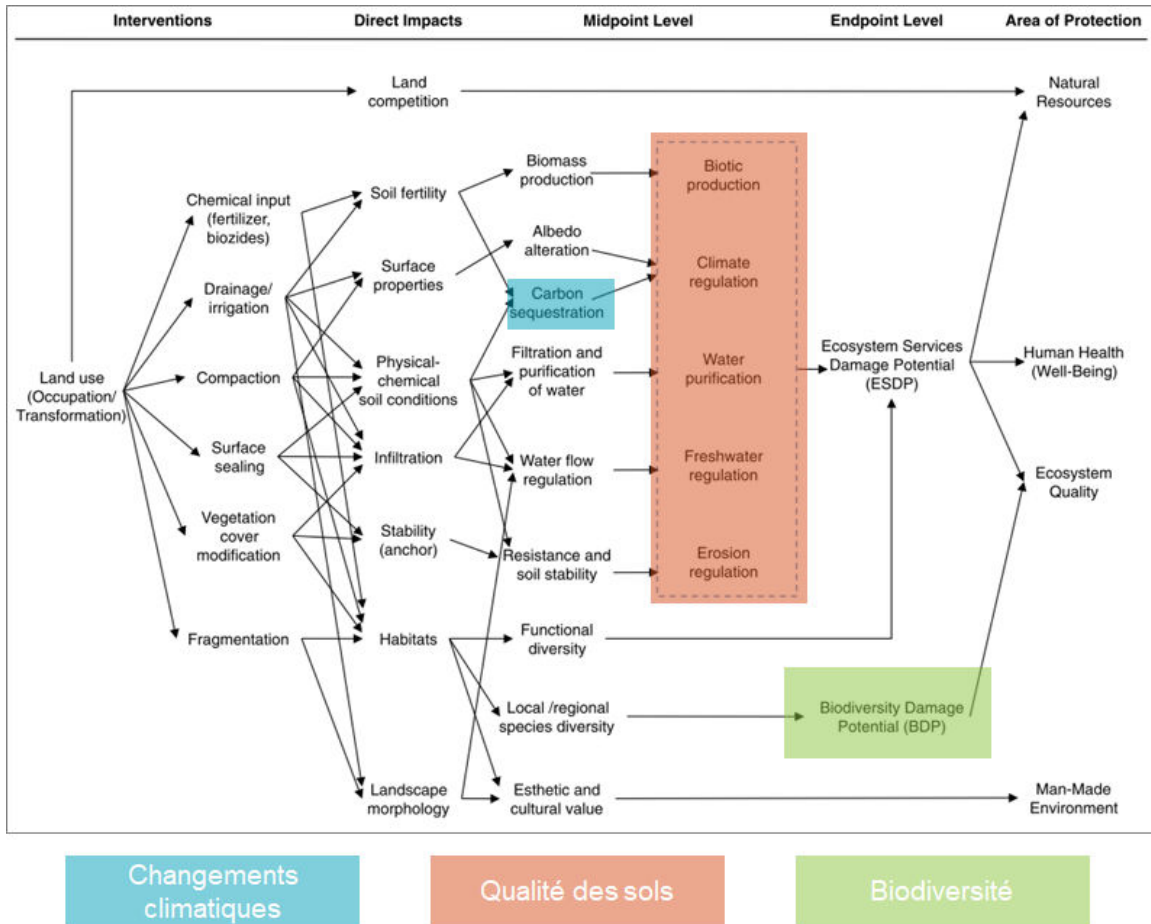


Figure 5.32 Chaîne de cause à effet de l'occupation et la transformation des terres sur la biodiversité et les services écosystémiques (reproduit depuis [25])

5.6.1.4 Évaluation des impacts liés à l'occupation et à la transformation des terres

Koellner et al. ont proposé un cadre conceptuel pour calculer les impacts liés à l'occupation des terres et à la transformation des terres applicable pour tous les indicateurs environnementaux liés aux LULUC [25]. Ce cadre a été repris par l'UNEP Life Cycle Initiative dans ses recommandations sur les méthodes d'impacts à utiliser pour quantifier l'impact de l'utilisation des terres en ACV [122], [136].

Les impacts de l'occupation des terres et de la transformation des terres pour un problème environnemental Q sont calculés en multipliant des données d'inventaire par des facteurs de caractérisation (FC) selon les calculs détaillés dans la Figure 5.33. À noter que les mêmes modèles d'impact sont généralement utilisés pour calculer les FC de l'occupation et la transformation des terres pour un indicateur donnée. Par exemple, si on considère Q comme un indicateur de la qualité des sols ou de la biodiversité :

- Les FC de l'**occupation des terres** représentent la différence de Q entre le type d'usage actuel de la terre et son usage de référence. Cette référence est souvent définie comme la végétation naturelle potentielle de la terre, mais sa définition peut varier en fonction des objectifs de l'étude et de la méthode d'impact choisie (voir plus de détails dans la

- section 5.6.4.3). Les impacts de l'occupation des terres alloués à un processus utilisant une terre pour un usage donné sont proportionnels à la taille de la surface occupée et à la durée pendant laquelle elle est occupée. La surface occupée, le temps d'occupation et le type d'usage de la terre occupée sont donc les informations nécessaires à collecter pour l'inventaire de l'occupation des terres.
- Les FC de la **transformation des terres** représentent les impacts d'occuper une terre pour un usage donné pendant la durée théorique nécessaire pour que Q revienne au niveau de l'usage précédent de cette terre. Cette durée est que l'on appelle le temps de régénération. Les impacts de la transformation des terres d'un usage LU2 vers un autre usage LU3 sont souvent calculés comme la différence entre une transformation depuis l'usage LU2 vers l'usage de référence ($FC_{\text{from LU2}}$) et une transformation depuis l'usage de référence vers l'usage LU3 ($FC_{\text{to LU3}}$). Les impacts de la transformation des terres sont proportionnels à la taille de la surface transformée. Les informations nécessaires à collecter pour l'inventaire de la transformation des terres sont donc la surface transformée et les types d'usage de la terre avant et après transformation. À noter que cette approche permet de caractériser les impacts directs, mais aussi les impacts indirects, pour autant que les données d'inventaire sur la transformation indirecte des terres aient été récoltées.

Ce cadre de calcul présente toutefois certaines limites [134] :

- Les transformations sont considérées comme instantanées, ce qui n'est pas le cas lors du stockage de carbone dans le sol par exemple.
- La valeur de l'indicateur Q reste constant lors de l'occupation, alors qu'un usage intensif de la terre par exemple peut diminuer sa qualité au cours du temps.
- Le temps de régénération ne prend pas en compte une accélération possible de la régénération par des activités humaines.
- Les impacts de la transformation sont supposés réversibles. Cela suppose que la terre sera toujours capable de retourner à son usage de référence, ce qui n'est pas toujours le cas.
- Les résultats obtenus sont fortement influencés par le choix de l'usage de référence.

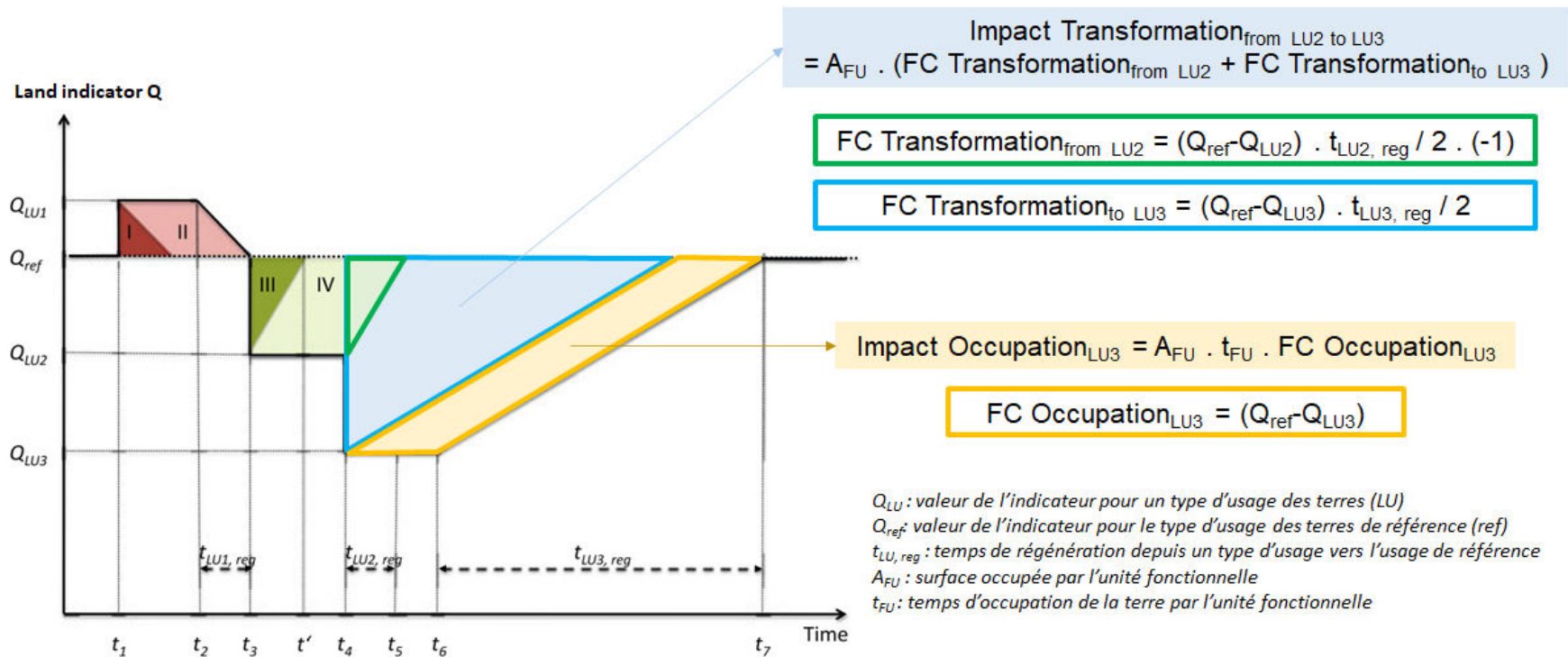


Figure 5.33 Calculs des facteurs de caractérisation (FC) et impacts de l'occupation des terres et de la transformation des terres pour un problème environnemental Q. FC transformation_{to LU} indique une transformation des terres depuis son usage de référence vers un autre type d'usage. Inversement, FC transformation_{from LU} indique une transformation des terres depuis un type d'usage vers son usage de référence. Partiellement reproduit depuis [25].

5.6.2 Influence des LULUC sur les résultats d'ACV des bioénergies

De nombreuses études ont mis en lumière l'importance d'intégrer les impacts des LULUC sur les changements climatiques, car ils **peuvent remettre en cause les performances des filières bioénergies en comparaison aux filières fossiles**.

Une étude récente montre que les émissions de GES liées aux LUC directs sont particulièrement importantes pour les filières de bioénergie issues de canne à sucre, palme et soja rendant ces filières plus impactantes que la référence fossile (voir Figure 5.34) [102]. En effet, ces matières premières sont en partie cultivées sur des terres directement issues de la déforestation. Par ailleurs, les émissions liées aux LUC indirects sont particulièrement importantes pour les filières bioénergie à base d'huile végétale alimentaire ce qui les rend comparables à la référence fossile. En effet, une des parties des huiles végétales utilisées pour les bioénergies est détournée de l'alimentation humaine. Une partie de la demande en huile végétale doit donc être satisfaite par une production marginale d'huile végétale qui est souvent l'huile la moins chère, soit l'huile de palme. Par ailleurs, l'approche conséquentielle révèle que les filières bioénergie avec des coproduits pouvant se substituer aux tourteaux de soja pour l'alimentation animale permettent d'éviter les émissions des LUC liées à la production du soja.

Par ailleurs, nous n'avons pas pu identifier d'études comparant les filières bioénergies et les filières fossiles évaluant des enjeux environnementaux liés aux LULUC autres que l'influence sur les changements climatiques des variations de stock de carbone dans les sols et la végétation.

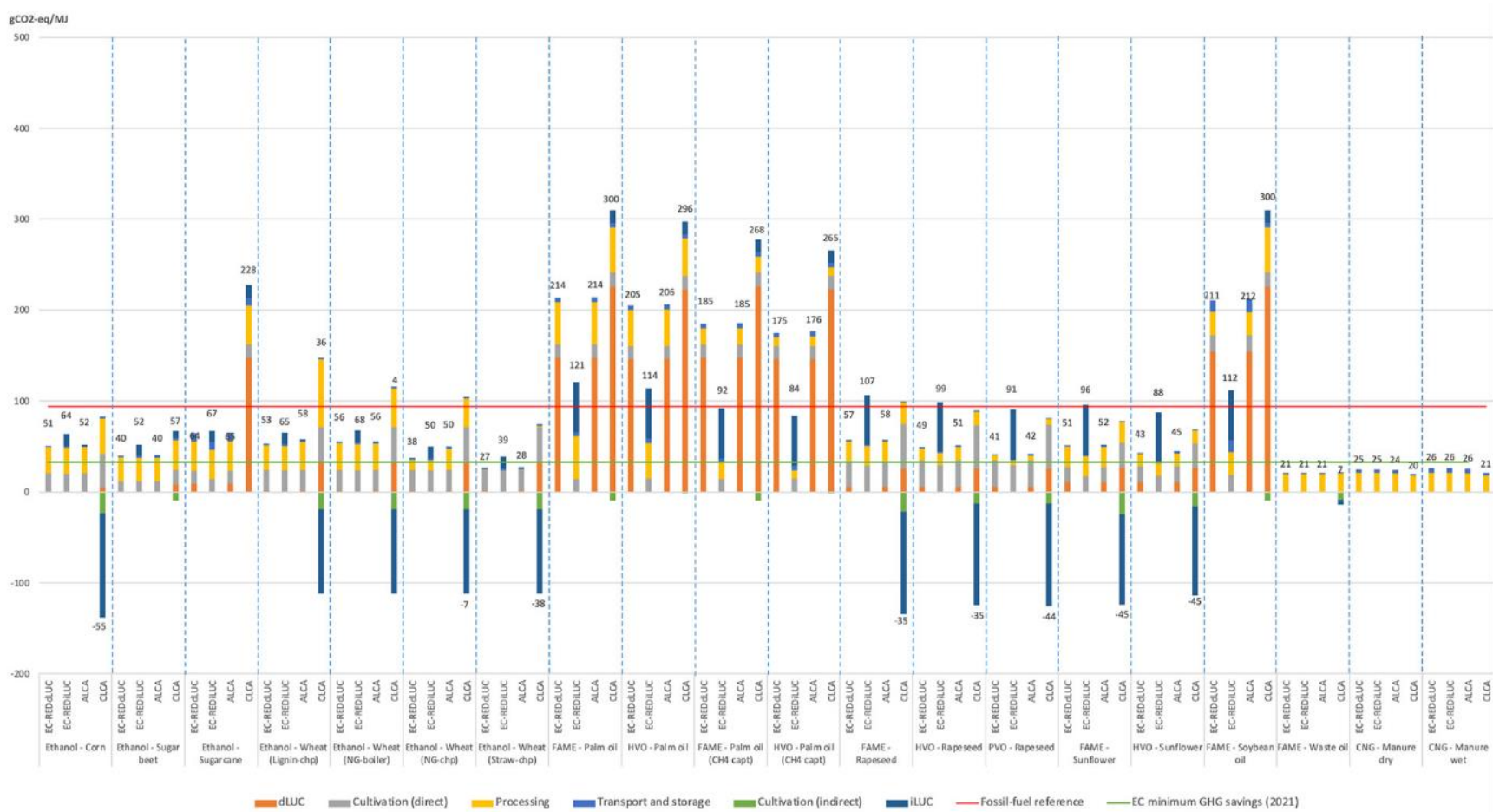


Figure 5.34 Émissions de GES sur le cycle de vie de plusieurs filières de bioénergie montrant la contribution du changement d'utilisation des terres direct (dLUC) et indirect (iLUC) pour plusieurs approches de modélisation (EC-RED avec dLUC ou iLUC, ACV attributionnelle, ACV conséquentielle). Reproduit depuis [102].

5.6.3 Analyse critique sur l'identification des changements d'utilisation des terres

L'identification est une des étapes les plus complexes et les plus critiques pour évaluer les impacts des changements d'utilisation des terres.

5.6.3.1 Conséquences théoriques associées aux changements d'utilisation des terres de la biomasse pour l'énergie

Comme illustré sur la Figure 5.35, l'augmentation de la demande pour les bioénergies et donc de la demande pour la biomasse pour l'énergie peut entraîner des conséquences sur les changements d'utilisation des terres à cause de plusieurs phénomènes :

- **Intensification des rendements de production sur les terres existantes** à usage énergétique. Cela correspond à un changement de gestion des terres. L'intensification des rendements peut être obtenue en appliquant de plus grandes quantités d'engrais, en modifiant le labourage, en privilégiant la monoculture au détriment des fréquences de rotation ou des cultures intercalaires, en intensifiant les pratiques forestières, etc., et en général au détriment des services écosystémiques.
- **Conversion de l'utilisation de la biomasse d'un usage vers un autre.** Ex. le maïs est détourné de l'alimentation animale pour produire du biogaz.
- **Expansion des terres** pour produire de la biomasse à un usage énergétique. Cela correspond à un changement d'affectation des terres. Ex. remplacer un pâturage par une terre agricole à usage énergétique.

Les conséquences sur les changements d'utilisation des terres peuvent être :

- **Directes** qui désigne le premier niveau de conséquence impliquant directement les terres pour la production de biomasse pour la bioénergie qui fait l'objet de l'étude. Ex. conséquences directes sur l'utilisation des terres suite à l'augmentation de la demande pour la bioénergie.
- **Indirectes** qui désigne les niveaux de conséquence subséquents suite à des mécanismes de marché. Les impacts indirects concernent donc d'autres terres que celles utilisées pour produire la biomasse analysée. Ex. conséquences sur l'utilisation des terres suite à l'augmentation de la demande alimentaire.

La distinction entre directes et indirectes peut varier d'une étude à l'autre. Certaines études ne font même pas cette distinction et parlent généralement de changement indirect d'utilisation des terres (iLUC). Par ailleurs, plusieurs auteurs soulignent que la prise en compte des effets indirects est une approche conséquentielle qui n'est pas compatible avec l'approche attributionnelle [74], [102]. En effet, les effets indirects pour une culture pourront être considérés comme les effets directs d'une autre culture, et ne devraient donc pas être comptabilisés pour les deux cultures, au risque de faire du double comptage.

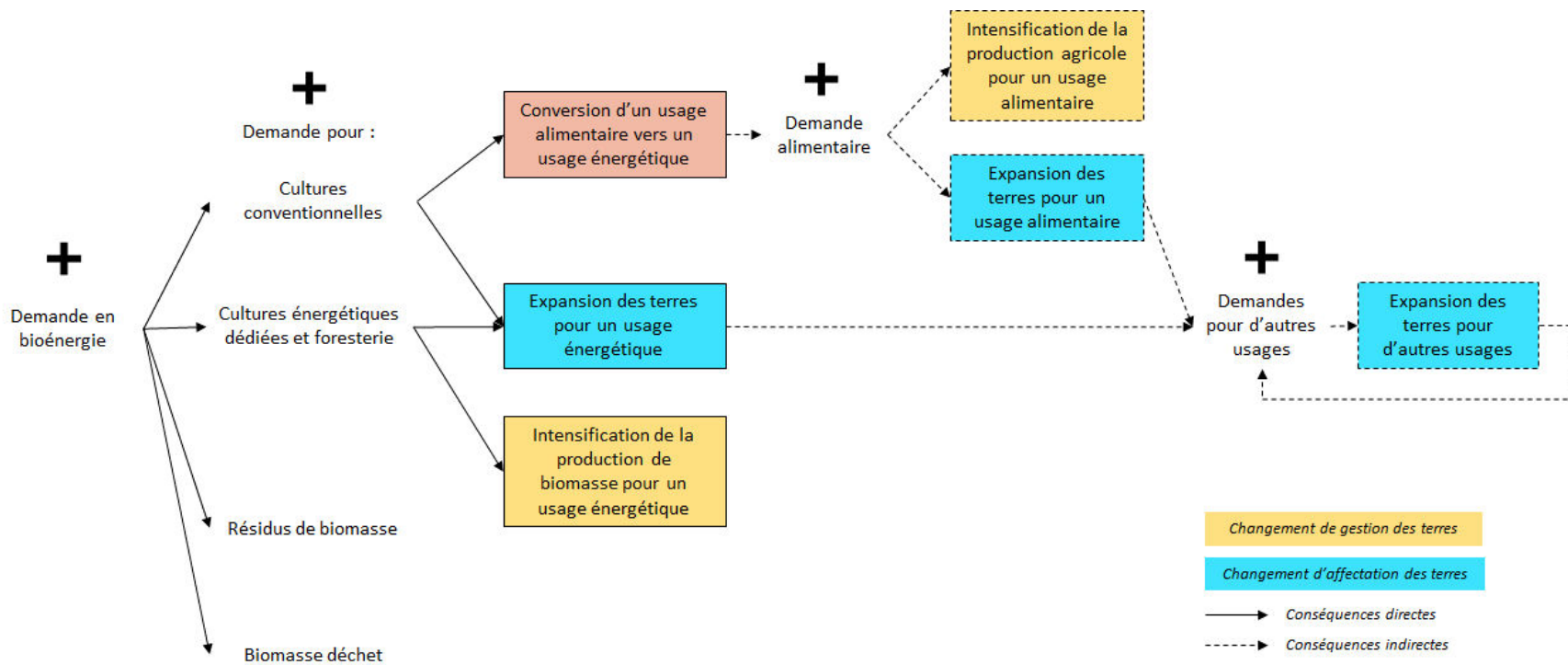


Figure 5.35 Chaîne de conséquences techno-économiques liées aux changements d'utilisation des terres suite à l'augmentation de la demande pour les bioénergies

La chaîne de conséquence présentée ici est théorique. Cependant, en pratique, certains phénomènes ne sont pas pris en compte par les praticiens, car l'identification de cette chaîne de conséquences peut être difficile.

5.6.3.2 Allocation temporelle des changements d'utilisation des terres

En ACV, on assume qu'une activité qui utilise une terre prend une partie de la responsabilité des transformations antérieures qu'a subie cette terre. Pour se faire, on définit une période pendant laquelle l'ensemble des changements d'utilisation des terres ayant eu lieu sur la parcelle en question seront amortis, c'est-à-dire qu'une partie des impacts associés à ces changements seront alloués à chaque année couverte par la période. L'IPCC recommande une **période d'amortissement de 20 ans avec un amortissement uniforme** [137]. En d'autres termes, 1/20 des impacts des transformations successives de la parcelle de terre utilisée ayant eu lieu pendant les 20 années précédant l'usage actuel seront attribués à son utilisation pendant un an. Pour les cultures ayant des rotations plus longues que 20 ans comme la sylviculture, une période d'amortissement plus longue peut être considérée. Cette approche a tendance à sous-estimer les impacts liés à une déforestation directe, car, arithmétiquement, l'activité ayant généré la déforestation ne se verra allouer qu'une part des impacts si elle ne perdure pas 20 ans.

Pour répondre à cet enjeu, l'ILCD recommande d'appliquer un **amortissement linéaire dégressif** donnant plus de poids aux impacts des transformations récentes [83]. L'ILCD propose également d'utiliser une période d'amortissement représentant le temps nécessaire pour atteindre 90 % de la variation théorique de stocks de carbone des sols.

Il est important de garder en tête cet amortissement temporel lors du choix de l'outil pour l'identification des changements d'utilisation des terres, en s'assurant qu'il couvre a minima une période de 20 ans.

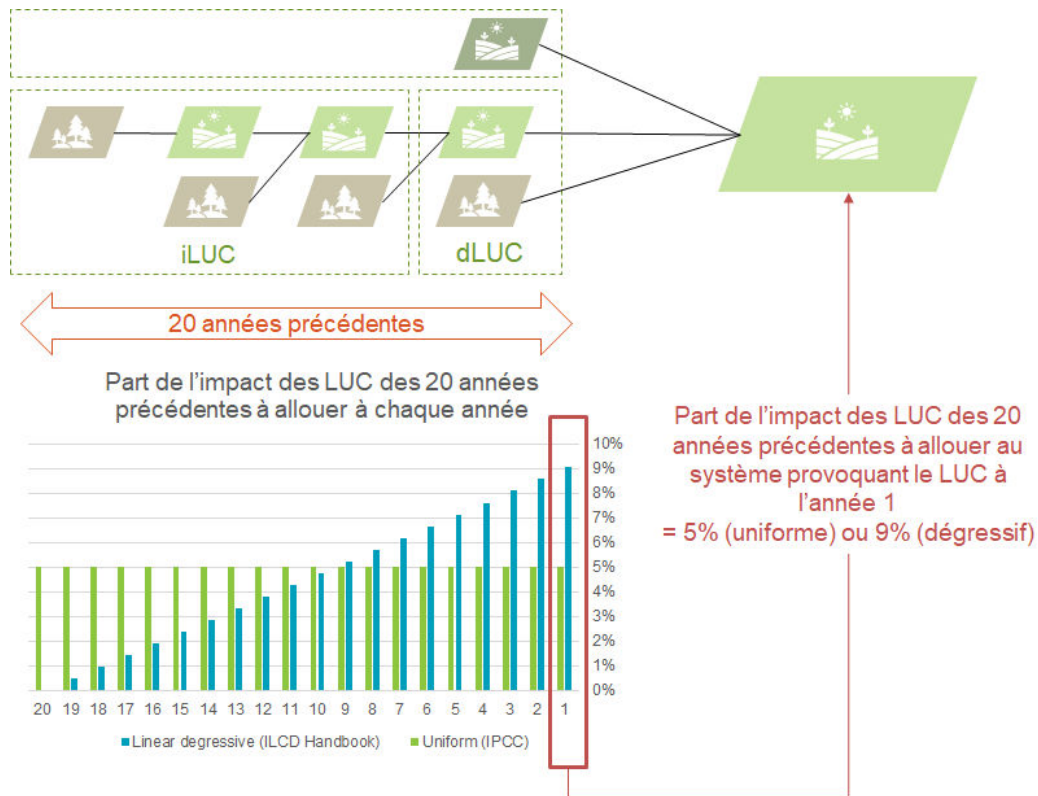


Figure 5.36 Illustration de l'allocation temporelle des impacts des LUC selon un amortissement uniforme ou linéaire dégressif

5.6.3.3 Outils pour l'identification des changements d'utilisation des terres

Différentes familles d'outils sont généralement utilisées par les praticiens ACV pour identifier les changements d'utilisation des terres [134], [138]. Le Tableau 5.8 récapitule leurs principaux avantages et inconvénients :

- **Données de terrain** : Lorsque l'on évalue une parcelle spécifique, il est possible d'identifier les changements directs d'utilisation de la terre de façon rétrospective grâce à des observations sur le terrain, des données satellitaires ou des dires d'experts.
- **Modèles normatifs**. Ces modèles utilisent des données statistiques d'usage des terres au niveau national ou international comme FAOStat. Ils permettent de déterminer les changements d'utilisation des terres dans un pays pour une période donnée antérieure, qui est fixée à 20 ans selon l'IPCC. Sur la période choisie, ces modèles identifient les surfaces pour un usage donné qui ont augmenté et les surfaces qui ont diminué pour d'autres usages. La proportion des usages qui ont diminué est ensuite allouée à l'usage qui a augmenté. Cette approche est celle recommandée dans PAS2050, GHG Protocol et est implémentée dans des outils comme le Blonk Direct Land Use Change Tool¹³ ou le PAS2050-1 LUC assessment tool.
- **Modèles d'équilibre économique**. Il s'agit de modèles d'optimisation simulant les échanges économiques de plusieurs commodités dont les commodités agricoles dans une hypothèse de marché parfait, et pour lesquels le sol est modélisé comme une contrainte de ressource finie. Dans ces modèles, on peut augmenter la demande pour une commodité utilisant une terre ce qui va créer un nouvel équilibre économique. Ainsi, il est possible de comparer l'usage des terres avant et après l'augmentation de la demande pour toutes les terres représentées dans le modèle afin d'identifier les changements d'utilisation des terres due spécifiquement à l'augmentation de la demande. Les modèles d'équilibre économique sont souvent couplés à des modèles biophysiques spatialisées pour tenir compte des types de sols, rendements, pratiques agricoles, etc. Il existe deux catégories de modèle d'équilibre économique qui peuvent même être couplées dans des versions hybrides :
 - Les modèles d'équilibre partiel qui représentent seulement un ou quelques secteurs sur un territoire donné avec une granulométrie assez fine sur la description des commodités. Exemple pour le secteur agricole : FAPRI, FASOM, CAPRI, IMPACT, GLOBIOM, AGLINK-COSIMO, MIST.
 - Les modèles d'équilibre général qui représentent l'ensemble des secteurs de l'économie mondiale avec une granulométrie plus grossière. Ex. CTAP, FARM, LEITAP, MIRAGE.
- **Modèles descriptifs causaux**. Ces modèles décrivent les chaînes de conséquences reliées aux changements d'usage prennent en compte les interactions de marché de façon simplifiée et des données statistiques. Ils permettent de construire des scénarios prospectifs et sont souvent utilisés dans un cadre d'ACV conséquentiel.

¹³ <https://blonksustainability.nl/tools/LUC-impact>

Tableau 5.8 Avantages et inconvénients des familles d'outils pour l'identification des changements d'utilisation des terres

Avantages		Limites
Données de terrain	Données très représentatives de l'activité étudiée	Effet direct uniquement Rétrospectif uniquement Données souvent peu accessibles
Modèles normatifs	Implémenté dans des outils faciles d'accès pour les praticiens ACV	Rétrospectif uniquement Ne permet pas de séparer les effets directs et indirects Ne permet pas d'isoler les changements spécifiques causés par une activité, car les changements attribués à une activité sont une moyenne des changements observés sur un territoire. La dynamique des réallocations d'usage n'est pas prise en compte. Si appliqué sur les statistiques d'un pays uniquement, impossible d'identifier les effets indirects à l'international
Modèles d'équilibre économique	Rétrospectif ou Prospectif Permet d'isoler les changements causés par cette activité en particulier Permet d'identifier séparément les effets directs et indirects Permet d'identifier plusieurs niveaux de conséquences en chaîne et de prendre en compte un grand nombre de phénomènes de façon simultanée	Modèle complexe, peu transparent, difficile à calibrer, effet « usine à gaz » Difficile d'accès, car besoin d'une expertise en modélisation économique pour les utiliser Incertitude élevée des résultats
Modèles descriptifs causaux	Transparent et intuitif Prospectif	Difficile d'identifier plusieurs conséquences en chaîne, car l'approche est simplifiée et le modèle est construit à la main Nécessite des dires d'expert pour construire les scénarios et identifier les mécanismes de marché à prendre en compte La qualité de la modélisation dépend du niveau de connaissance du praticien et de l'expert consulté

5.6.4 Analyse critique sur l'évaluation des impacts environnementaux reliés aux LULUC

5.6.4.1 Impacts des LULUC sur les changements climatiques

Comme représenté sur la Figure 5.37, il existe plus d'une trentaine de méthodes utilisées en ACV autour du carbone organique des sols reliant donc les LULUC à leurs impacts sur les changements climatiques et sur la qualité du sol, en passant par les aspects de prise en compte du carbone biogénique. Bien que les impacts des LULUC sur les changements climatiques et sur la qualité du sol soit fortement liés tous les deux aux variations de stocks de carbone organique dans les sols, et malgré les efforts d'harmonisation de l'UNEP Life Cycle Initiative, « les liens entre les méthodes

relatives à la qualité des sols et celles spécifiques à l'impact des stockages / déstockages de carbone sur le changement climatique semblent le plus difficiles à établir aujourd'hui sur le plan opérationnel » [139].

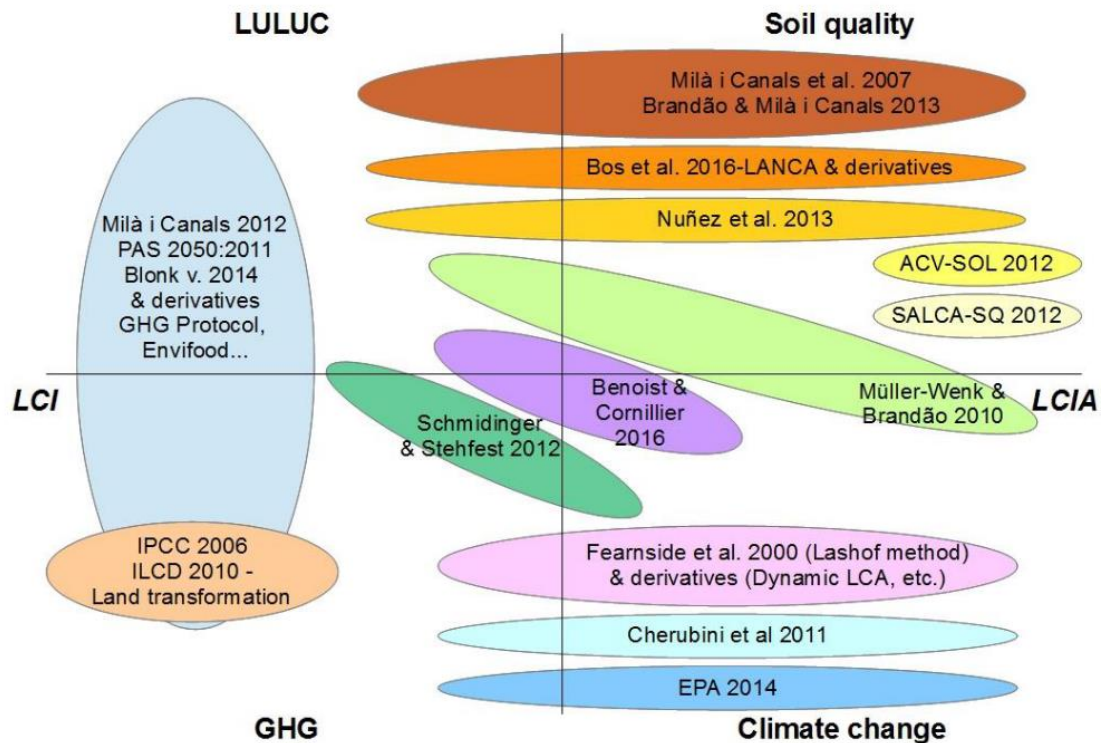


Figure 5.37 Cartographie des méthodes relevant de l'inventaire de cycle de vie (LCI, à gauche) ou de l'évaluation des impacts de cycle de vie (LCIA, à droite), et traitant des usages et changements d'usages (LULUC, en haut à gauche), des émissions de gaz à effet de serre (GHG, en bas à gauche), de la qualité du sol (Soil quality, en haut à gauche) ou du changement climatique (Climate change, en bas à droite). Reproduit depuis [139].

Dans leur revue complète sur les liens entre LULUC et changements climatiques en ACV, Benoist et Bessou ont mis en avant les 3 méthodes disponibles étant les plus robustes ou prometteuses pour quantifier les impacts des LULUC sur le changement climatique dus aux variations de stock de carbone des sols [134]. Le Tableau 5.9 liste les avantages et inconvénients des deux premières méthodes. Les étapes pour l'application des deux méthodes présentées ci-dessous par un praticien ACV sont présentées dans le Tableau 5.10.

- La **méthode Tier 1 de l'IPCC 2006** [137] a été développée dans le cadre des inventaires de GES nationaux et dont l'usage est recommandé en ACV par l'ILCD. Cette méthode est la plus populaire en ACV, notamment parce que toutes les données nécessaires aux calculs sont fournies par défaut avec la méthode. Elle a inspiré de nombreuses autres méthodes (Directive RED, PAS2050, Blonk tool, etc.). Elle permet de calculer les émissions de GES induit par la transformation des terres en prenant en compte la différence de stock de carbone par hectare entre 2 usages amortis sur 20 ans minimum. Pour utiliser cette méthode, le praticien calcule les émissions de GES « à la main » puis les intègre ensuite à

son inventaire du cycle de vie pour caractériser les impacts associés avec la méthode d'impact de son choix (comme le GWP100 par exemple).

- La **méthode Müller-Wenk & Brandão 2010** [140] qui est alignée avec le cadre conceptuel de l'UNEP Life Cycle Initiative présenté dans la section 5.6.1.4. Elle permet de calculer les impacts sur le changement climatique en équivalent carbone ou équivalent CO₂. Les deux différences majeures avec la méthode de IPCC sont que 1) l'occupation et la transformation des terres sont comptabilisées, et que 2) la dynamique de la régénération vers un usage de référence est intégrée en se basant sur la définition et la comparaison de durées de vie du CO₂ dans l'atmosphère. Des FC sont disponibles (en annexe de [25]) pour caractériser les flux d'inventaire reliés aux LULUC tels que définis à la section 5.6.1.2. L'allocation temporelle des impacts de transformation peut être définie par l'utilisateur.
- L'**ACV dynamique** qui est un cadre générique permettant notamment la prise en compte des émissions de GES liées aux LULUC. Cette méthode ayant été commentée dans la section 5.5.4.2, elle ne sera pas commentée plus avant dans cette section.

Tableau 5.9 Avantages et inconvénients des 2 méthodes disponibles les plus robustes pour quantifier les impacts des LULUC sur le changement climatique dus aux variations de stock de carbone des sols

Méthode	Avantages	Inconvénients
Tier 1 IPCC 2006	<p>Facile d'utilisation si les valeurs par défaut sont utilisées</p> <p>Valeurs par défaut fournies pour les stocks de carbone</p> <p>Couvre tous les compartiments de stocks de carbone (végétation, matière organique morte, sol, produits exportés)</p> <p>Valable à l'échelle mondiale</p>	<p>Transformation uniquement, donc ne permet pas de différencier des terres selon leur pratiques agricoles lorsqu'il n'y a pas de transformation</p> <p>Méthode basée sur le calcul de flux à ajouter soi-même à l'inventaire. Ne fournit pas des FC. Non automatisé dans les logiciels ACV.</p> <p>Ne prends pas en compte les variations dynamiques des stocks de carbone (donc les effets transitoires)</p> <p>Ne prends pas en compte les effets irréversibles</p>
Müller-Wenk & Brandão 2010	<p>Occupation et transformation sont comptabilisées</p> <p>Facile d'utilisation si les valeurs par défaut sont utilisées</p> <p>FC disponibles pour caractériser les flux d'inventaire reliés aux LULUC</p> <p>Prends en compte des aspects dynamiques des variations de stocks de carbone</p> <p>Valable à l'échelle mondiale</p>	<p>N'intègre que les compartiments de stocks de carbone végétation et sol</p> <p>Ne prends pas en compte les effets irréversibles</p> <p>Résultats pour l'occupation dépendent du choix de l'usage de référence</p>

Tableau 5.10 Étapes de l'application des méthodes Tier 1 IPCC 2006 et Müller-Wenk & Brandão 2010 dans une étude ACV

Étapes	Tier 1 IPCC 2006	Müller-Wenk & Brandão 2010
1. Identification des changements d'utilisation des terres	Choix d'un outil d'identification des LUC directs ou indirects (voir section 5.6.3.3) Choix d'une allocation temporelle : <ul style="list-style-type: none"> • Amortissement uniforme sur 20 ans recommandé par l'IPCC • Amortissement dégressif sur 20 ans recommandé par ILCD 	
2. Choix de la méthode d'évaluation des impacts des LULUC sur les changements climatiques	Transformation des terres et changement des pratiques d'occupation des terres	Occupation et transformation des terres
3. Collecte des données pour l'inventaire	Informations quantitatives et qualitatives sur les flux de transformation	Informations quantitatives et qualitatives sur les flux d'occupation et de transformation
4. Caractérisation des impacts sur les changements climatiques	Calcul des émissions de GES associées (Ex. avec le IPCC Soil Carbon Tool) et intégration de ces émissions à l'inventaire du cycle de vie Choix d'une méthode d'évaluation des impacts pour convertir les résultats en en CO ₂ eq.	Choix de l'usage de référence : végétation naturelle potentielle recommandée. Application des FC disponibles permettant d'obtenir un résultat en CO ₂ eq.
5. Interprétation des résultats	Les impacts peuvent être agrégés avec les autres sources d'impact sur les changements climatiques (recommandation ILCD) ou être décomposés en deux indicateurs (recommandation ISO 14067)	Ne pas agréger ces impacts avec les autres sources d'impact sur les changements climatiques

Enfin, Benoist et Bessou recommandent de considérer en plus au niveau de l'inventaire « les pertes d'azote liées à la minéralisation de l'azote du sol dans le cas d'une perte de carbone du sol lié à un changement d'usages ou de pratiques selon l'approche IPCC 2006 Tier 1 ou Tier 2 » [134].

Il convient de noter que différents outils et modèles nationaux existent, souvent peu connus des praticiens ACV, pour estimer les GES liés au LULUC. L'approche est donc de type Tier 2 au sens IPCC, et la représentativité est fortement accrue.

5.6.4.2 Intégration d'autres indicateurs d'impact reliés aux LULUC

L'UNEP Life Cycle Initiative recommande l'usage des indicateurs suivants [122], [136] :

- **Impacts des LULUC sur la qualité des sols** : L'indicateur **potentiel de déficit en carbone organique des sols** (SOC deficit potential) est recommandé comme indicateur pour refléter la qualité des sols. L'UNEP fournit des FC régionalisés à l'échelle des régions climatiques et des types de sols dérivés des travaux de Brandão & Milà i Canals (2013).

L'UNEP recommande également l'indicateur **potentiel d'érosion** pour refléter les enjeux des LUUC associés à l'érosion en se basant sur les travaux de Bos et al. (2016).

- **Impacts des LULUC sur la biodiversité** : L'indicateur **potentiel de perte d'espèces due à l'utilisation des terres** est recommandé en se basant sur les travaux de Chaudhary et al. (2015) qui fournit des FC régionalisés à l'échelle des écorégions.

Comme indiqué sur la chaîne de cause à effet des LULUC (Figure 5.32), les impacts des LULUC sont reliés ultimement avec les **impacts sur les services écosystémiques**. Cependant, peu de travaux opérationnels ont été aujourd'hui publiés pour modéliser plus loin les chaînes de cause à effet et proposer des indicateurs mesurant l'impact sur les services écosystémiques. Notons toutefois les travaux de Cao et al. qui proposent une méthode EICV pour évaluer 6 catégories d'impact sur les services écosystémiques (perte de fertilité des sols, perte d'eau souterraine, perte de résistance à l'érosion, purification mécanique et physico-chimique de l'eau, régulation climatique) avec une approche midpoint-dommages basée sur la fonctionnalité [141].

5.6.4.3 Choix de l'usage de référence

Le choix de l'usage de référence de la terre dans le calcul des impacts d'occupation et de transformation influence fortement les résultats [134]. Sa définition peut varier en fonction des objectifs de l'étude et de la méthode d'impact choisie. Le Tableau 5.11 récapitule les différentes recommandations sur le choix de l'usage de référence. Cette référence est souvent définie comme la végétation naturelle potentielle de la terre utilisée en ACV attributionnelle et l'usage alternatif de la terre utilisée en ACV conséquentielle.

Tableau 5.11 Synthèse des principales recommandations existantes pour la définition de l'usage de référence pour la caractérisation des impacts associés à l'usage des sols. Reproduit depuis [139].

Approche adoptée	Recommandations UNEP-SETAC 2007	Recommandations UNEP-SETAC 2013	Travaux de Cao et al. (2017)			Travaux de Koponen et al. (2018) ⁽¹⁾
			Perspective individualiste	Perspective égalitaire	Perspective hiérarchique	
Attributionnelle	VNP (après régénération naturelle)	VNP	Evaluation absolue : « Référence = 0 »	VNP (état historique)	Evaluation normative : Niveau seuil	Evaluation absolue : « Référence = 0 »
			Etude d'une évolution en cours : « Business as usual »		Préférence au futur : VNP (après régénération naturelle)	Evaluation de la contribution aux impacts anthropiques globaux : VNP (après régénération naturelle)
Conséquentielle	Usage alternatif (en l'absence du changement étudié)	Non traité	Usage alternatif (en l'absence du changement étudié)			Usage alternatif le plus probable

VNP : Végétation Naturelle Potentielle

5.6.5 *Recommandations*

Court terme :

- Inclure systématiquement les impacts sur les changements climatiques de l'occupation et de la transformation directe des terres. Justifier leur exclusion le cas échéant.
- Inclure les impacts des LULUC sur d'autres indicateurs environnementaux lorsque les FC sont disponibles comme recommandé par l'ILCD : impact sur la qualité des sols via les indicateurs potentiels de déficit en carbone organique des sols et Potentiel d'érosion, et impact sur la biodiversité via l'indicateur potentiel de perte d'espèces due à l'utilisation des terres.
- Choisir un outil d'identification des changements d'utilisation des terres en fonction des ressources disponibles pour l'étude.
- Inclure les effets des changements de gestion des terres dans les impacts sur la transformation des terres.
- Inclure si possible les impacts de la transformation indirecte des terres. Utiliser des valeurs par défaut fournies par la littérature ou les réglementations a minima.
- Préférer un amortissement linéaire dégressif sur 20 ans des impacts de la transformation des terres, comme recommandé par ILCD.
- Utiliser la méthode Müller-Wenk & Brandão 2010 pour quantifier les impacts sur les changements climatiques de l'occupation des terres.
- Utiliser la méthode Tier 1 de l'IPCC 2006 ou la méthode Müller-Wenk & Brandão 2010 pour quantifier les impacts sur les changements climatiques de la transformation directe et indirecte des terres.
- Présenter la contribution des LULUC aux impacts sur les changements climatiques de façon séparée.

Long terme :

- Faciliter l'identification des transformations indirectes des terres pour les praticiens ACV
- Continuer le développement des indicateurs d'impact, notamment les impacts sur les services écosystémiques, pour mieux capturer les impacts liés aux LULUC.

5.7 Choix des données d'inventaire pour modéliser le cycle de vie des bioénergies

5.7.1 Principaux enjeux reliés à certaines données d'inventaire les plus sensibles

La modélisation des filières de la biomasse énergie dans le cadre d'ACV requiert de tenir compte des éléments méthodologiques plus généraux présentés dans les sections précédentes, mais doit également tenir compte d'éléments plus spécifiques aux processus impliqués par ces filières touchant la caractérisation des flux élémentaires, soit les extractions de ressources et les émissions dans l'environnement, leur étant associés. On retrouve ainsi les émissions directes de polluants liés aux processus de production agricole, notamment les émissions de N₂O, les émissions fugitives de méthane, les émissions liées aux processus de conversion finale en énergie, la définition du mix électrique utilisé par les processus de production.

Les flux élémentaires devant être quantifiés sont déterminés par les indicateurs environnementaux considérés dans l'ACV. Si celle-ci ne s'intéresse qu'à la problématique des changements climatiques, seuls les GES seront quantifiés. Si d'autres catégories d'impacts sont également considérées lors de la phase d'évaluation des impacts du cycle de vie, alors les flux élémentaires pertinents devront l'être également.

5.7.1.1 Émissions de polluants au champ

Des processus de production agricole sont à la base de plusieurs filières de biomasse énergie. Ceux-ci requièrent divers entrants de matière et d'énergie dont la production en amont et l'utilisation sont associées à des extractions de ressources et des émissions dans l'environnement, mais ils sont aussi responsables d'extractions et d'émissions directes, notamment d'eau d'irrigation et de polluants au champ. **L'application d'engrais, de pesticides et de chaux sur le sol et sur les plantes** est notamment responsable d'émissions à l'air, l'eau ou au sol de composés phosphatés ou azotés (N₂O, ammoniac, nitrates), de pesticides, de métaux (éléments traces dans les engrais et les pesticides) et de CO₂ fossile.

Comme mentionné, si seuls les GES sont considérés, alors seules les émissions de N₂O et de CO₂ fossile (le cas échéant) seront quantifiées. Pour rappel, le N₂O est un GES environ 300 fois plus puissant que le CO₂.

Les **émissions de N₂O à l'étape agricole** sont dues aux réactions de nitrification et dénitrification par les micro-organismes du sol. Elles peuvent être directement ou indirectement liées à l'application d'engrais azotés. Elles peuvent également être liées à la minéralisation de la matière organique du sol suivant un changement d'affectation ou de gestion des terres. La principale méthode utilisée pour quantifier les émissions de N₂O est celle publiée par l'IPCC dans ses lignes directrices quant à la quantification des GES dans le cadre d'inventaires nationaux. Différents modèles (Tier 1, Tier 2 ou Tier 3) peuvent être appliqués selon les données disponibles, le niveau de détails de celles-ci augmentant du Tier 1 au Tier 3. Les facteurs d'émission et d'activité par défaut, utilisés pour le Tier 1, ont été mis à jour en 2019 [142]. Ces modèles sont souvent utilisés dans la quantification des émissions de N₂O de processus de production agricole dans les ACV et les bases de données d'inventaire du cycle de vie. Le JRC a également développé un outil en ligne, le « Global crop and site specific Nitrous Oxide emission Calculator (GNOC) »¹⁴, intégrant un modèle Tier 2, dans le cadre de la version 5 de son étude ACV sur les carburants et sources

¹⁴ <https://gnoc.jrc.ec.europa.eu/>

d'énergie pour les véhicules [143]. Cet outil permet de calculer les émissions de N₂O pour toute localisation, type de culture et de sol. Il est également paramétré permettant d'adapter le calcul au contexte de la culture considérée, si les données nécessaires sont disponibles.

Le modèle Tier 1 de l'IPCC pour quantifier les émissions directes de N₂O au champ suppose une relation linéaire entre les taux d'application d'azote (contenu dans les engrais) et les émissions de N₂O. Pourtant de récentes études montrent que cette relation n'est pas linéaire. Le modèle Tier 1 de l'IPCC surestimerait donc les émissions de N₂O par hectare pour des taux d'application d'azote faibles et les sous-estimerait pour des taux d'application élevés [144]. Les pratiques culturales devraient donc être mieux prises en compte pour estimer plus exactement les émissions de N₂O. Par ailleurs, certaines études suggèrent que les facteurs Tier 1 d'émissions indirectes de N₂O fournis par l'IPCC seraient également sous-estimés [144]. D'autres modèles plus représentatifs des contextes régionaux (conditions pédoclimatiques, pratiques agricoles) pourraient être utilisés pour estimer les émissions de N₂O en ACV. À noter que le modèle Tier 2 intégré dans le GNOC résulte en une relation non linéaire entre la quantité de N ajoutée et les émissions de N₂O.

Il est à noter que la quantification des entrants et sortants des processus de production agricole est directement affectée par le **rendement à l'hectare** considéré pour ces processus, les facteurs de consommation et d'émission étant généralement rapportés à la surface cultivée, les quantités calculées sont ensuite rapportées au produit agricole en considérant le rendement. Une attention particulière doit donc être apportée à la qualité des données utilisées pour caractériser le rendement.

5.7.1.2 *Émissions fugitives de méthane*

Les émissions fugitives sont des fuites non contrôlées de méthane émises directement à l'atmosphère. Comme le méthane même biogénique a un fort potentiel de réchauffement global, environ 30 fois celui du CO₂, ces émissions fugitives peuvent devenir une des principales sources d'impact sur les changements climatiques, notamment pour les filières biogaz issues de digestion anaérobie.

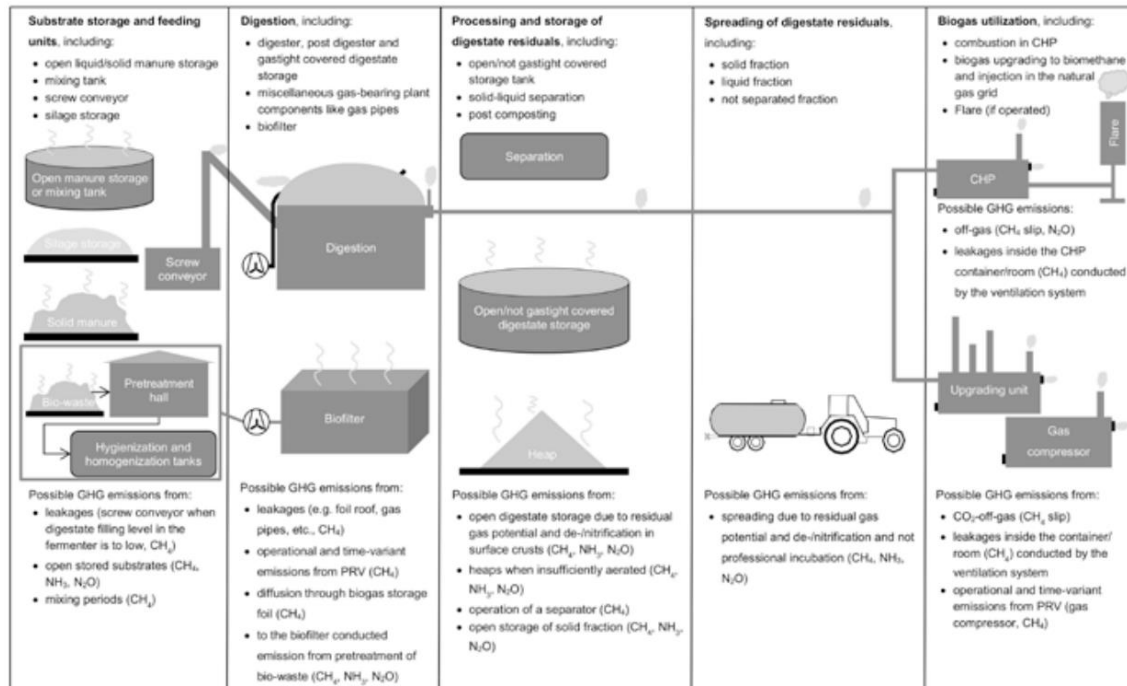


Figure 5.38 Principales sources de fuites de méthane sur le cycle de vie d'une filière biogaz. Reproduit depuis [145].

Comme illustré sur la Figure 5.38, ces émissions fugitives peuvent être causées par différents phénomènes tout au long du cycle de vie des bioénergies gazeuses et peuvent être fortement variables d'une pratique à l'autre, d'une région à l'autre ou d'une technologie à l'autre :

- Digestion anaérobie et gestion du stockage du digestat.** La digestion anaérobie est un processus continu qui a lieu dans un digesteur et produit du digestat. Pendant son stockage, le digestat continue de fermenter ce qui génère du CH_4 . Le digestat peut être stocké soit à l'air libre occasionnant de grandes quantités d'émissions de CH_4 à l'air (open digestate storage), soit son lieu de stockage est couvert pour permettre la récupération du méthane produit et ainsi augmenter le rendement en méthane (closed digestate storage). Même dans le cas d'un stockage fermé du digestat, des émissions fugitives de biogaz auront lieu à cause des brèches existantes dans toutes les infrastructures. Le taux de fuite peut varier de 0% à 15% en fonction des caractéristiques du site de production comme sa taille et sa complexité (nombre d'unités), du régime de maintenance des infrastructures, du fait que la production de biogaz soit la fonction principale du site ou seulement une fonction annexe, des matériaux utilisés pour les membranes [145], [146]. Une bonne estimation de ces émissions est pourtant essentielle, car le taux de fuite est un paramètre très sensible : passer de 1% de perte de méthane à 4% peut faire augmenter l'empreinte carbone d'une filière biogaz de 25% à 50% [145], [147]. Par ailleurs, les quantités de méthane émises à l'air vont dépendre de la teneur en méthane du biogaz qui peut varier d'un substrat à l'autre [148]. À noter que plusieurs ACV supposent que certaines fuites de méthane peuvent être captées (notamment pendant la purification du biogaz) et torchées, émettant ainsi du CO_2 biogénique.
- Stockage du substrat** pour la production de biogaz (ex. fumier) avant digestion. Les quantités de méthane émises par le stockage du substrat peuvent varier en fonction du

système de stockage (ouvert ou fermé), du temps de stockage, de la température de stockage qui peut varier suivant la saison ou même le moment de la journée [145]. Une approche souvent utilisée pour l'ACV des filières biogaz à partir de fumier est de supposer que la valorisation du fumier en biogaz réduit le temps de stockage du fumier à la ferme et d'allouer des crédits environnementaux, c.-à-d. des émissions comptabilisées négativement, correspondants aux émissions évitées par la réduction du temps de stockage [147]. L'inclusion ou non des émissions de méthane liées au stockage du substrat peut complètement inverser les conclusions sur les changements climatiques pour une filière biogaz en comparaison avec une référence fossile [143].

- **Transport et distribution du biométhane.** Une fois produit, le biométhane est souvent transporté par pipeline, seul ou en mélange avec le gaz naturel du réseau. Plusieurs paramètres vont déterminer les fuites de méthane à cette étape dont notamment l'état des infrastructures et les distances de transport qui multiplient les occasions pour des fuites (compresseurs, joints entre sections de pipeline).
- **Conversion finale en bioénergie.** Comme illustré sur la Figure 5.39 pour les unités de cogénération, la combustion du méthane lors de la conversion finale est incomplète et une partie du méthane est donc réémis à l'atmosphère. Les quantités de fuites de méthane sont en moyenne de l'ordre de 1.89% et varient entre autres en fonction des caractéristiques de la chambre de combustion, du rapport oxygène-combustible, de la maintenance de l'unité et sa capacité [145]. Par ailleurs, la combustion de tout type de bioénergie sera en réalité incomplète et générera des émissions de méthane et de CO.

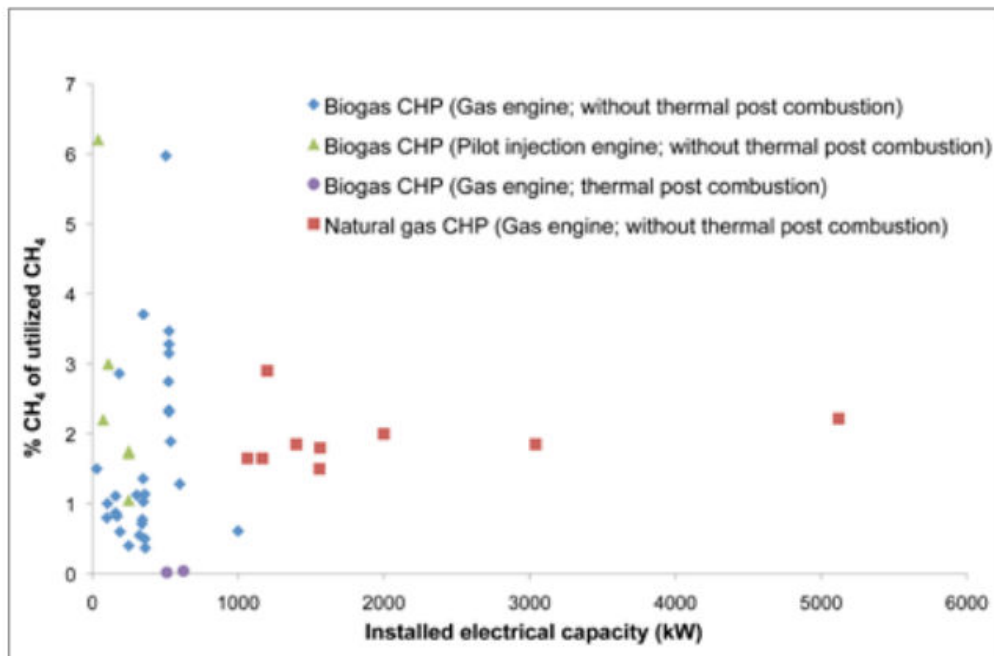


Figure 34: Methane emissions from CHP units operated with biogas and natural gas (Liebetrau et al., 2013a; Aschmann, 2014, Kretschmann et al., 2012; van Dijk, 2012)

Figure 5.39 Taux de fuites de méthane issues des unités de cogénération à partir de biogaz et de gaz naturel fossile. Reproduit depuis [145].

5.7.1.3 Émissions lors de la conversion finale en énergie

Lors de la conversion finale en énergie par combustion, les bioénergies émettent non seulement du CO₂, mais également d'autres GES comme le CH₄, le CO, le N₂O ou le noir de carbone qui impactent les **changements climatiques**. De plus, d'autres substances affectant la qualité de l'air sont également émises comme des particules fines (PM2.5, PM10), des NO_x, des COV, des aérosols, des dioxines et des furanes [5]. Ces autres substances impactent essentiellement la **santé humaine** (ex. influence sur le taux d'incidence des maladies respiratoires et de cancers, la formation de smog photochimique), mais aussi la **qualité des écosystèmes** (ex. influence sur l'acidification, l'écotoxicité). Les impacts sur la qualité de l'air sont des impacts assez localisés. De ce fait, le lieu d'émission de ces substances (ex. zone fortement peuplée ou non) influence la sévérité de leurs impacts sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes.

Beaucoup de facteurs peuvent influencer les quantités de polluants émis lors de la combustion des bioénergies :

- **Influence de la composition de la bioénergie.** Dépendamment de son type et de son essence, la biomasse peut avoir des contenus très variables en composés organique (C) et inorganique (N, S, K, Cl, métaux, etc.). Par exemple, la biomasse herbacée contient plus de composés inorganiques que le bois et génère donc plus de particules fines, de cendres et de corrosion lors de sa combustion. Les traitements subis par la biomasse lors de la conversion en bioénergie (ex. torréfaction, liquéfaction, digestion) vont venir modifier la composition initiale, mais la bioénergie contiendra très souvent des traces d'éléments permettant de la différencier de son substitut fossile. De plus, chaque bioénergie a un contenu énergétique qui lui est propre et qui détermine la quantité consommée, et donc celle des émissions générées, pour fournir un même service (chauffage, énergie motrice, génération d'électricité).
- **Influence de la technologie de conversion finale.** Chaque technologie de conversion a sa propre efficacité énergétique qui va également affecter les quantités de bioénergie consommée pour un même service. L'efficacité énergétique va souvent dépendre du type de technologie (ex. cheminée ouverte vs insert) et de sa taille (ex. masse du véhicule, capacité de la chaudière). De plus, la présence de mesures d'abattement, comme des filtres à particules, peut modifier les quantités de polluants émises à l'atmosphère. Le type de technologie peut influencer la qualité de la combustion (ex. température d'opération, taux d'oxygénation) [149], et donc la quantité de produits dus à une combustion incomplète (CH₄, CO, PM, etc.). Par exemple, plus le format sous lequel est introduite la bioénergie dans l'unité de conversion est petit (ex. poudre pulvérisée dans les centrales thermiques, granulées dans les chaudières à lit fluidisé), plus la combustion sera complète. Aucune combustion n'est complète en réalité, cependant de nombreuses études ACV sur les bioénergies font l'hypothèse d'une combustion complète et ne comptabilisent que les émissions de CO₂ lors de la conversion finale.
- **Influence des conditions d'opération de la conversion finale.** La plupart des mesures d'émissions de polluants sont faites dans des conditions de test standardisées. Pourtant, le comportement de l'opérateur et les conditions extérieures peuvent fortement influencer l'efficacité énergétique de la conversion finale et donc les quantités de polluants émises. Par exemple, la consommation de carburant d'un véhicule est fortement influencée par la masse transportée, le type de conduite du conducteur (ex. souple ou agressif, vitesse), l'utilisation du chauffage ou de la climatisation, la congestion, l'état de la route, les conditions météo, etc. Afin de lisser ces variabilités, la plupart des

ACV sur les biocarburants utilisent des résultats de mesure ou de simulation de cycle normalisé de conduite pour modéliser les émissions à l'échappement [150], [151]. Cependant ce choix doit toujours être fait en cohérence avec les objectifs de l'étude afin de capter au mieux les différences entre les systèmes étudiés.

5.7.1.4 *Choix du mix électrique et enjeu des certificats d'électricité renouvelable*

Plusieurs producteurs de bioénergie revendiquent l'utilisation d'électricité renouvelable dans leur installation soit parce qu'ils sont physiquement connectés avec un producteur d'énergie renouvelable, soit parce qu'ils achètent des certificats d'électricité renouvelable. L'électricité qu'ils utilisent dans leur unité de production est donc censée être renouvelable.

Cependant **l'efficacité des certificats d'électricité renouvelable par rapport à leur pouvoir de réduction des émissions de GES du secteur électrique est aujourd'hui remise en cause**. Plusieurs études montrent que la demande actuelle pour les certificats d'énergie renouvelable n'est pas assez élevée pour faire augmenter la capacité de production installée d'énergie renouvelable [152]. Ainsi les certificats d'électricité renouvelable vendus actuellement ne font pas partie d'un marché volontaire, mais représentent de l'électricité renouvelable déjà existante sur les marchés nationaux. Autrement dit, l'octroi de cette électricité renouvelable à certains acheteurs devrait faire diminuer la part des renouvelables dans les mix électriques nationaux. Une étude récente menée par Bjorn et al. estime donc que les réductions d'émissions de GES revendiquées par les entreprises grâce à l'achat de certificats d'électricité renouvelable seraient fortement surestimées [153].

Face à cet enjeu, ISO 14067 et le PEF recommandent de **modéliser leur mix électrique avec des énergies renouvelables uniquement si le fournisseur d'électricité renouvelable est capable de démontrer que leur électricité n'a pas été également vendue à d'autres clients**, dans le but d'éviter le double comptage. Si le producteur de bioénergie ne peut pas justifier cela en étant physiquement connecté à la source de production d'énergie renouvelable ou via des contrats avec le fournisseur d'électricité renouvelable sur un marché volontaire, le mix électrique à utiliser pour l'inventaire doit être celui du pays. Dans tous les cas, une analyse de sensibilité sur le choix du mix électrique est recommandée.

5.7.2 *Principaux jeux de données d'inventaire en lien avec les bioénergies*

Au-delà des données primaires, collectées spécifiquement pour construire son propre inventaire, plusieurs sources fournissent des jeux de données d'inventaire pouvant représenter différents processus inclus dans le cycle de vie des bioénergies. Il existe 2 familles principales de jeux de données d'inventaire :

- **Outils spécifiques aux bioénergies** : Ces outils sont généralement reliés aux réglementations sur les bioénergies (voir section 4.3.1). Les réglementations actuelles n'étant contraignantes que sur les émissions de GES, ces jeux de données couvrent principalement celles-ci, et ne sont donc pas appropriés pour une ACV complète. Ils fournissent des inventaires transparents sur les différentes étapes du cycle de vie des bioénergies pour plusieurs types de bioénergies, différentes technologies de conversion et différentes biomasses traitées en entrée. Parmi ces outils, on retrouve :
 - **BioGrace II** qui est l'outil de calcul relié à la réglementation européenne RED II. Cet outil intègre presque toutes les données d'inventaire issues de l'étude **JEC WTW v5** (voir sections 6.1 et 6.2.2 pour plus de détails).

- **GREET** qui est à la base de la réglementation aux États-Unis et en Californie (voir sections 6.1 et 6.2.3 pour plus de détails)
- **Fuel LCA Model** pour la nouvelle réglementation au Canada (voir section 4.3.1).
- **GHGenius** qui propose des jeux de données sur les biocarburants dans un contexte canadien.
- **Les bases de données d'inventaire du cycle de vie (BD ICV)**. Ces BD ICV sont conçues pour réaliser des ACV complètes et couvrent donc un grand nombre de flux élémentaires au-delà des émissions de GES. On distingue les BD ICV :
 - **Spécifiques au secteur agricole**. Elles couvrent généralement les processus agricoles reliés à plusieurs biomasses utilisées pour les bioénergies. Par exemple, **Agribalyse** est une BD ICV représentative du contexte agricole français [154]. La **World Food Database** propose des jeux de données d'inventaire pour des biomasses utilisées aussi pour l'alimentation pour différents pays dans le monde [155]. Les inventaires à l'étape de production agricole doivent être régionalisés pour être pertinents (ex. régionalisation du rendement, régionalisation des prélèvements d'eau). La meilleure pratique est de choisir comme source de données une BD ICV représentative du contexte géographique visé, ou a minima d'adapter les jeux de données génériques au mieux.
 - **Multisectorielles** comme **ecoinvent** [156]. Ces BD ICV sont systématiquement utilisées par les praticiens ACV pour modéliser l'inventaire d'arrière-plan et souvent aussi une partie de l'avant-plan (voir sections 6.1 et 6.2.4 pour plus de détails).

5.7.3 Recommandations

Court terme

- La modélisation de l'inventaire des fuites de méthane doit être la plus précise possible et faire l'objet d'une analyse de sensibilité sur les taux de fuites considérés.
- Favoriser l'utilisation de données primaires pour modéliser les processus d'avant-plan des systèmes étudiés.
- Si des données secondaires sont utilisées, choisir les sources et jeux de données les plus représentatifs possible du contexte technologique, géographique et temporel visé par l'étude, et les adapter au besoin.
- Régionaliser l'inventaire à l'étape agricole.
- Rester critique sur les limites des données utilisées et les mentionner dans les limites de l'étude.

Long terme

- Mettre à disposition dans les bases de données d'inventaire des données de qualité sur les filières bioénergie.

5.8 Évaluation des impacts environnementaux

5.8.1 Choix des méthodes d'évaluation des impacts

Idéalement en ACV, un maximum de catégories d'impact devrait être inclus afin de fournir un portrait complet de l'empreinte environnementale des bioénergies et de visualiser le transfert d'impact d'une catégorie d'impact à l'autre. Cependant, il existe un très grand nombre de

méthodes d'évaluation des impacts sur le cycle de vie (EICV), chacune évaluant une catégorie d'impact avec une approche spécifique. Il peut donc être très complexe pour un praticien ACV de choisir parmi les différentes méthodes EICV disponibles pour évaluer une catégorie d'impact. Par exemple en 2012, plus de 50 méthodes EICV avaient été identifiées pour évaluer les impacts de l'utilisation de l'eau [157], ce qui a d'ailleurs poussé la communauté ACV à s'organiser pour harmoniser ses pratiques et construire l'indicateur consensuel AWARE [158]. La vocation des **méthodologies EICV**, comme IMPACT World+ [159], est de répondre à cet enjeu en proposant un **ensemble de méthodes EICV présélectionnées** selon le meilleur de la science disponible et couvrant de façon la plus exhaustive possible les catégories d'impact pouvant être évalué à l'heure actuelle.

Selon ISO, le choix des catégories d'impact à inclure dépend des objectifs de l'étude, et il est recommandé de tester la sensibilité des résultats avec une ou plusieurs autres méthodes. Ce choix devrait toujours inclure a minima les catégories d'impact qui sont les plus problématiques et donc pertinentes pour les bioénergies. Il est cependant difficile de dresser une liste exhaustive de ces catégories, car leur importance peut beaucoup varier d'une filière à l'autre, car elle dépend du type de biomasse utilisée, du type de conversion en bioénergie, etc. L'utilisation d'une **méthodologie d'impact midpoint-damage** comme IMPACT World+ [159] ou Recipe [160] permet de vérifier la contribution des problématiques midpoint au niveau dommage, et donc de **prioriser le choix de catégorie d'impact** selon un critère non subjectif et de façon spécifique à chaque système (voir exemple d'application dans le cas d'étude à la section 7.3.5). En généralement, les catégories d'impact d'importance pour les bioénergies sont (voir section 4.1.2 pour plus de détails) :

- Impact des émissions de GES sur **changements climatiques** (incluant les émissions de GES liés à l'occupation et la transformation des terres).
- La **formation de particules fines et l'acidification** qui sont reliées aux émissions lors de la combustion de la bioénergie.
- Impact sur la **biodiversité** et les **services écosystémiques** de l'occupation et la transformation des terres
- **L'eutrophisation** pour les filières utilisant des engrais.
- **Toxicité humaine et écotoxicité** pour les filières utilisant des pesticides.
- **L'impact de l'utilisation de l'eau** sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes en lien avec la rareté et la qualité de l'eau, en particulier pour la biomasse cultivée.
- **La consommation d'énergie primaire** faisant le lien avec l'efficacité énergétique des filières bioénergie (voir section 5.8.3.1).

Enfin, **une évaluation des impacts au niveau dommage permet d'avoir une meilleure pertinence des indicateurs** en comparaison à un niveau midpoint (voir Figure 5.40). Bien que plus incertaine d'un point de vue de la modélisation que le niveau midpoint, l'évaluation des impacts au niveau dommage réduit l'incertitude de l'interprétation des résultats.

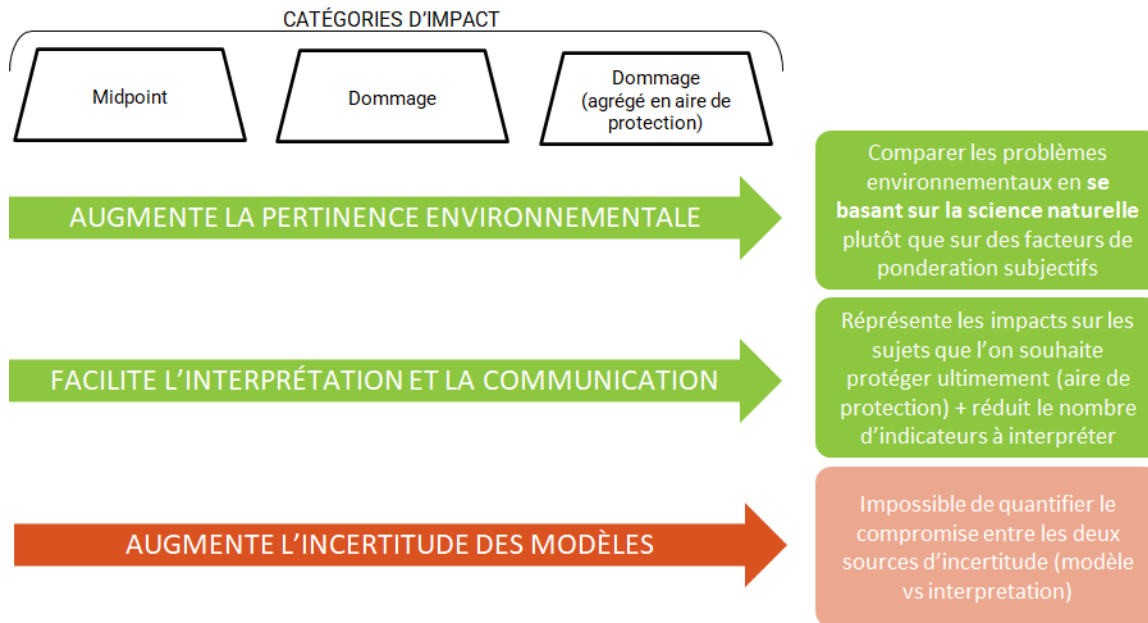


Figure 5.40 Avantages et inconvénients (en vert et rouge respectivement) de passer d'une évaluation des impacts au niveau midpoint vers le niveau dommage.

5.8.2 Impact sur les changements climatiques

Comme discuté dans la section 1.1 sur le carbone biogénique, il y a plusieurs points de vigilance à garder en tête lorsque l'on souhaite caractériser l'impact des émissions de GES sur les changements climatiques dans le cadre des bioénergies :

5.8.2.1 Ajustement des FC pour les flux élémentaires de carbone biogénique lorsqu'on applique l'hypothèse de neutralité carbone

Pour que l'application ou non de l'hypothèse de neutralité carbone donne des résultats équivalents, la valeur des FC des flux élémentaires de carbone biogénique utilisés lorsqu'on applique l'hypothèse de neutralité carbone doivent être **ajustée pour refléter le bilan de masse du carbone biogénique** (voir section 5.5.2.2 pour plus de justification). Cet ajustement correspond à la prise en compte des impacts évités par la capture du CO₂ lors de la photosynthèse en supposant que la capture et l'émission ont lieu au même moment. En extrapolant la méthode proposée par Munoz et al. [114], les FC (ex. GWP100, GTP20) des flux élémentaires (EF) de carbone biogénique doivent être ajustés de façon proportionnelle aux masses molaires (M) entre l'EF et le CO₂ de la façon suivante :

$$FC_{EF\ bio} = FC_{EF\ fossile} - \frac{M_{CO_2}}{M_{EF}} \times FC_{CO_2\ fossile, court\ terme}$$

Même si l'ajustement proposé par Munoz et al. [114] ne couvrait que le méthane biogénique et les émissions de CO₂ long terme, nous avons ici extrapolé ces ajustements à tous les flux élémentaires de carbone biogénique (incluant le CO) et pour les horizons de temps des émissions court et long terme pour tous les flux afin de représenter de façon exhaustive le bilan de carbone biogénique. Cet ajustement est donc **applicable pour les indicateurs GWP et GTP pour n'importe quel horizon de temps de l'impact, et différencié en fonction de l'horizon de temps des émissions** : émissions court terme (ayant lieu au sein de l'horizon de temps de l'impact) et long

terme (si l'émission a lieu après la fin de l'horizon de temps de l'impact, ex. émissions long terme de CO₂ biogénique des sites d'enfouissement lorsque l'horizon de temps est 20 ans ou 100 ans). Les valeurs des FC ajustées pour l'indicateur GWP100 pour les émissions court et long terme sont présentées dans le Tableau 5.12 d'après les valeurs $FC_{EF\ fossil}$ fournies pour l'IPCC AR5 (2013) [161]. La séquestration de CO₂ est vue ici comme une émission négative de CO₂ et est donc caractérisée avec le même FC.

Tableau 5.12 Valeur des FC ajustés pour l'indicateur GWP100 issus des valeurs de l'IPCC AR5 (2013) [161] pour les flux élémentaires de carbone fossile et biogénique. L'ajustement fait en sorte que les résultats avec et sans hypothèse de neutralité carbone soient équivalents.

Horizon de temps des émissions Flux élémentaire	Avec hypothèse de neutralité carbone		Sans hypothèse de neutralité carbone	
	Court terme	Long terme	Court terme	Long terme
CO ₂ fossile	1	0	1	0
CO ₂ biogénique	0	-1	1	0
CO ₂ capté	0	1	-1	0
CH ₄ fossile	30	0	30	0
CH ₄ biogénique	27,25	-2,75	30	0
CO fossile ¹⁵	5,3	0	5,3	0
CO biogénique	3,73	-1,57	5,3	0

À noter que **les valeurs de FC du CH₄ biogénique calculées ici sont différentes de celles fournies par l'IPCC**. D'une part, comme mentionné par Munoz et al. [114], l'IPCC a fait une erreur d'interprétation dans l'AR5 [139] de la publication originale Boucher et al. [162] ayant fourni ces valeurs (cette erreur semble avoir été corrigée dans l'AR6). D'autre part, la publication originale, même bien interprétée, fournit une différence entre les FC du CH₄ fossile et biogénique légèrement inférieur à celle proposée par Munoz et al (2,5 vs 2,75). Le raisonnement de Boucher et al. est de ne pas allouer les impacts de l'oxydation du CH₄ en CO₂ au CH₄ biogénique en appliquant la neutralité carbone au CO₂ issu de l'oxydation. Le raisonnement de Munoz et al. est de supposer que la séquestration du CO₂ qui compose le CH₄ compense une partie des impacts du CH₄ (les impacts du CH₄ étant calculé en prenant en compte les effets indirects de son oxydation). Ces deux raisonnements mènent à des résultats identiques si les phénomènes de séquestration du CO₂, émission du CH₄ biogénique et oxydation du CH₄ en CO₂ sont censés avoir

¹⁵ L'IPCC AR5 contient plusieurs valeurs pour le GWP100 du CO issues de la littérature [139]. La valeur 5,3 kg CO₂ eq./kg CO choisie ici est la valeur la plus élevée de la littérature.

lieu au même moment. Munoz et al. considère la séquestration du CO₂ et l'émission du CH₄ biogénique comme instantanées. Cependant, dans ses calculs, Boucher et al. considère la dynamique mondiale moyenne de l'oxydation du CH₄ en CO₂, c'est-à-dire le délai temporel entre l'émission de CH₄ dans l'atmosphère et sa transformation en CO₂ (100 ans après une émission de CH₄, environ 90% auront été oxydés en CO₂). L'ajustement des FC de flux de carbone biogénique de Munoz et al. est donc adapté dans le cadre d'une ACV statique pour assurer la cohérence calculatoire de l'application de la neutralité carbone, mais les valeurs des FC de flux de carbone biogénique fournies par l'IPCC représentent avec plus d'exactitude le phénomène d'oxydation.

5.8.2.2 *Prise en compte de la dynamique des émissions de GES pour les bioénergies avec des cycles de vie de longue durée (ex. biomasse forestière)*

La prise en compte de la dynamique des émissions de GES pour les bioénergies avec des cycles de vie de longue durée (ex. biomasse forestière) est essentielle. Les différentes méthodes existantes pour le faire sont discutées dans la section 5.5.4.

5.8.2.3 *Régionalisation des FC pour les émissions de CO₂ en haute altitude pour les biocarburants pour l'aviation*

Les **émissions de CO₂ en haute altitude** ont un effet sur les changements climatiques plus élevés qu'à basse altitude. Cet aspect est essentiel à prendre en compte pour les études ACV sur les bioénergies appliquées au secteur de l'aviation. En se basant sur les dernières publications scientifiques sur le sujet, Jungbluth et Meili proposent d'appliquer un facteur multiplicatif de 2 sur les émissions directes totales de CO₂ lors du vol d'un avion (ou 5,2 pour les émissions directes de CO₂ en haute altitude seulement) pour rendre compte de l'effet de l'altitude sur leur impact sur les changements climatiques[84]. Ces facteurs sont valables lorsque les inventaires de la base de données ecoinvent sont utilisés. Si une autre source de donnée pour les émissions liées au vol des avions est utilisée, Jungbluth et Meili fournissent une équation pour recalculer la valeur du FC à utiliser pour des émissions de CO₂ en haute atmosphère. Ces facteurs sont proposés pour les émissions d'origine fossile, et l'application pour les émissions biogéniques n'est pas discutée. Cependant, l'application d'un facteur correctif reste pertinente pour les émissions de CO₂ biogénique issues de l'usage de biocarburants dans les avions, avec un ajustement tel que décrit dans la section 5.8.2.1 si l'hypothèse de neutralité carbone est appliquée. Le Tableau 5.13 présente les valeurs à utiliser pour les émissions de CO₂ en haute et basse altitude pour la base de données ecoinvent. Par ailleurs, Jungbluth et Meili ne fournissent pas de recommandation pour les autres GES émis en haute altitude.

À noter que le calcul de la référence fossile pour l'aviation devrait également intégrer la prise en compte de l'altitude des émissions de CO₂. Ainsi le positionnement des biocarburants pour l'aviation par rapport à leur référence fossile ne devrait pas être affecté, mais la contribution de la phase d'usage de l'avion et l'impact total seront nettement supérieurs.

Enfin, à notre connaissance, le cadre CORSIA ne prend pas en compte les effets de la régionalisation des FC en haute altitude [163].

Tableau 5.13 Valeur des FC ajustés tenant compte de l'altitude [84] pour l'indicateur GWP100 issu des valeurs de l'IPCC AR5 (2013) [161] pour le CO₂ fossile court terme lors de l'utilisation de la base de données ecoinvent. L'ajustement fait en sorte que les résultats avec et sans hypothèse de neutralité carbone soient équivalents.

Altitude des émissions Flux élémentaire	Avec hypothèse de neutralité carbone		Sans hypothèse de neutralité carbone	
	Basse altitude	Haute altitude	Basse altitude	Haute altitude
CO ₂ fossile	1	5,2	1	5,2
CO ₂ biogénique	0	4,2	1	5,2

5.8.3 Impact de l'utilisation de ressources

5.8.3.1 Consommation d'énergie primaire

Un enjeu avec les bioénergies est de s'assurer de leur efficacité énergétique tout au long de la filière. La catégorie d'impact Consommation d'énergie primaire, souvent exprimée via l'indicateur d'impact Cumulative Energy Demand (CED), permet de quantifier l'ensemble de l'énergie primaire d'origine non renouvelable (énergie contenue dans les ressources fossiles extraites comme le pétrole brut ou le charbon) et d'origine renouvelable (ex. énergie solaire pour la croissance de la plante) consommé sur le cycle de vie. Le ratio entre la CED et le contenu énergétique de l'UF permet de calculer l'**indicateur du retour sur investissement énergétique** (EROI, aussi appelé ratio d'énergie nette) reflétant l'efficacité énergétique de la biénergie étudiée. Notons que les frontières du système choisies peuvent influencer fortement la valeur du EROI.

$$EROI = \frac{\text{Énergie fournie à la société}}{\text{Énergie primaire consommée}}$$

L'intérêt du EROI n'est pas seulement de vérifier que les filières bioénergie ne consomment pas plus d'énergie (notamment fossile) qu'elles n'en produisent (EROI 1:1 relié au concept d'énergie « positive »). Plusieurs auteurs soulignent que **la société ne peut se développer de façon durable qui si le EROI des sources d'énergie atteint une valeur minimale** [164], [165]. Plusieurs valeurs minimales de EROI ont été proposées dans la littérature allant de 2-3 (non soutenable) à 15-20 (aucun risque) dépendamment du risque encouru [166]. D'après une méta-analyse menée par Prananta et al. sur les EROI sur les biocarburants, les filières actuelles ne répondraient pas aux exigences minimales d'efficacité énergétique pour répondre à la demande croissante d'énergie de la société [165].

5.8.3.2 Consommation de ressources biotiques

Les ressources biotiques sont des ressources issues d'êtres vivants ou ayant été vivants, comme les plantes, les animaux ou la biomasse déchet. Les bioénergies sont donc basées sur la valorisation de ressources biotiques naturelles ou produites par l'humain. Bien que le flux des ressources biotiques soit en théorie renouvelable, leur approvisionnement peut devenir critique si ces ressources sont extraites à un rythme plus rapide que leur capacité à se régénérer, privant

de ce fait les autres utilisateurs présents et futurs de la ressource. De plus, les ressources biotiques jouent un rôle clé dans la qualité des écosystèmes (ex. maintien de la biodiversité) et le bon fonctionnement des services rendus par les écosystèmes.

Bien que cet enjeu soit essentiel dans le portrait de la durabilité des filières bioénergie, presque aucun indicateur opérationnel n'a été proposé jusqu'à présent pour intégrer ce concept en ACV. Seul Crenna et al. ont développé une méthode de caractérisation des impacts de la consommation des ressources biotiques naturelles basée sur leur **potentiel de renouvelabilité** en fournissant des facteurs de caractérisation exprimés en année par kg de ressource [167]. Cela permet donc de comparer différentes filières de bioénergie en fonction de leur potentiel de renouvelabilité lorsque celle-ci utilise des ressources biotiques naturelles, comme le bois issu de forêts non aménagées. Crenna et al. soulignent que cette méthode pourrait être étendue aux ressources biotiques non naturelles, c'est-à-dire les ressources biotiques produites par l'humain comme la biomasse agricole ou la biomasse forestière issue de forêts aménagées. Cependant, il serait nécessaire d'adapter la méthode, car la ressource biotique à protéger dans le cadre de la production agricole ou forestière n'est pas la biomasse produite, mais le sol qui rend possible sa production. C'est donc le potentiel de renouvelabilité du sol qui serait à mesurer.

Plus de détails sur ce sujet sont disponibles dans l'étude SCORE LCA N°2018-05 « indicateur ressource renouvelable ».

5.8.4 Impacts sur les services écosystémiques

Les services écosystémiques représentent « les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes » et font partie des aires de protection identifiées en évaluation des impacts sur le cycle de vie [23]. Étant notamment liées à l'utilisation du sol et de ressources biotiques, les filières bioénergies ont un impact sur les différents types de services écosystémiques [168], [169] :

- Services d'approvisionnement (ex. approvisionnement en nourriture)
- Services de soutien (ex. mise à disposition d'habitat)
- Services de régulation (ex. filtration de l'eau par le sol, régulation climatique)
- Services culturels (ex. aspect récréatif, valeur esthétique)

Plusieurs activités liées à la production de la biomasse pour la bioénergie ont un impact sur les services écosystémiques, par exemple [168] :

- Cultiver des cultures énergétiques sur des terres dégradées augmente la séquestration de carbone dans le sol et impacte donc le service de régulation climatique
- La transformation des terres change les propriétés de l'écosystème et donc sa capacité à approvisionner l'humanité en ressource biotique (ex. nourriture, bois, etc.).
- Les pratiques agricoles et sylvicoles et l'intensité d'utilisation des sols ont de nombreux impacts sur les services écosystémiques. Ex. ne pas labourer les terres agricoles augmente la qualité du sol en favorisant une augmentation de la biomasse microbienne et en limitant les pertes de carbone du sol, les cultures intercalaires favorisent l'assimilation des nutriments par les plantes, laisser une fraction adéquate des résidus agricoles au sol permet une meilleure régénération des sols, le type d'exploitation des forêts interagit fortement avec la biodiversité, la qualité de sols, les services culturels.

Bien qu'essentiels pour dresser un portrait plus exhaustif des impacts et bénéfices environnementaux des bioénergies, les impacts sur les services écosystémiques sont difficiles à intégrer en ACV pour plusieurs raisons [168]. L'évaluation des services écosystémiques met en

jeu des relations complexes entre les écosystèmes et le bien-être humain qui requièrent la prise en compte de phénomènes dynamiques, non linéaires, et fortement variables dans l'espace et dans le temps. À l'inverse, l'ACV suppose des relations linéaires entre les phénomènes environnementaux (écosphère) et les activités humaines (technosphère). De plus, l'évaluation des services écosystémiques est très contextuelle et requiert un niveau très fin de connaissances des pratiques sylvicoles et agricoles (traçabilité), régionalisation et de différenciation temporelle qui sont des aspects que la communauté ACV peine à intégrer dans les pratiques courantes. À défaut de pouvoir actuellement évaluer de façon opérationnelle les services écosystémiques dans l'ACV des bioénergies, Maia de Souza et al. propose un cadre intégré à l'ACV pour identifier les services écosystémiques à plusieurs échelles [168].

Notons cependant que de nombreuses catégories d'impact évaluées en EICV sont en lien avec des services écosystémiques (voir Figure 5.41) [170]. Les indicateurs utilisés sont toutefois plus amont de la chaîne de cause à effet et ne sont pas exprimés en termes d'impact sur les services écosystémiques (voir section 5.6.4.2 pour plus de détails concernant les LULUC). Pour aider à combler cette lacune et guider les futurs développements d'indicateurs, Alejandre et al. propose une liste de 15 catégories d'impact relatives aux services écosystémiques qui devraient être considérées en ACV pour en avoir une couverture optimale [170].

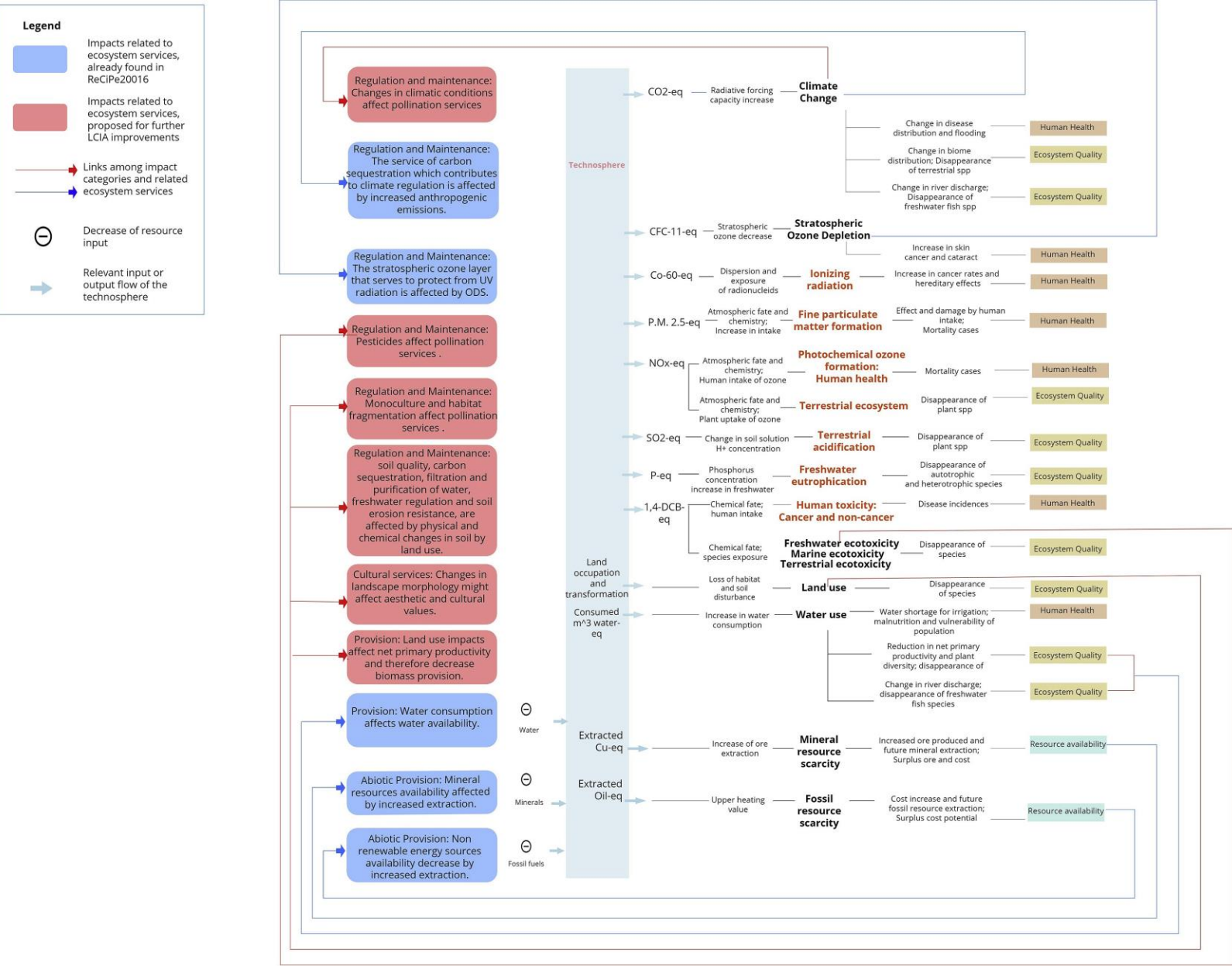


Figure 5.41 Relations entre les catégories d’impact de ReCiPe2016 et des services écosystémiques. Reproduit depuis [170].

5.8.5 *Recommandations*

Court terme

- Prioriser les catégories d'impact à inclure en fonction de leur contribution au dommage en utilisant préalablement une méthodologie d'impact midpoint-damage.
- Si les objectifs de l'étude le permettent, préférer une méthodologie d'impact midpoint-damage (ex. IMPACT World+, ReCiPe)
- Ajuster les FC (GWP ou GTP) pour les flux élémentaires de carbone biogénique lorsqu'on applique l'hypothèse de neutralité carbone
- Prendre en compte la dynamique des émissions de GES pour les bioénergies avec des cycles de vie de longue durée (ex. biomasse forestière)
- Régionaliser les FC (GWP ou GTP) pour les émissions de CO₂ en haute altitude pour les biocarburants pour l'aviation et pour leur référence fossile.
- Toujours inclure un indicateur de consommation d'énergie primaire pour vérifier l'efficacité énergétique de la filière

Long terme

- Développer une méthode EICV pour évaluer les impacts de l'utilisation des ressources biotiques non naturelles afin de refléter leur potentiel de renouvelabilité.
- Développer un cadre opérationnel pour prendre en compte les impacts sur les services écosystémiques en ACV.
- Développer et opérationnaliser des indicateurs EICV permettant d'estimer l'ampleur des impacts et bénéfices sur les services écosystémiques.

5.9 **Interprétation et scénario de référence**

5.9.1 *Degré de substituabilité entre des produits*

Comme discuté dans la section 4.4.1, la plupart des études ACV sur les bioénergies supposent une substituabilité parfaite (1:1) entre le scénario étudié et le scénario de référence qui est très souvent une référence fossile [90]. Pourtant, cette hypothèse s'avère souvent erronée, car elle ignore les différences fonctionnelles, c'est-à-dire à **quel point les deux scénarios remplissent effectivement la même fonction**. Ces différences peuvent être dues aux contraintes techniques, réglementaires, aux effets de marché et aux effets rebond qui font que 1 MJ de biodiesel ne remplace pas 1 MJ de diesel en réalité [85]. L'utilisation de cette hypothèse contribue à entretenir le débat sur la durabilité des bioénergies [40]. De façon similaire, l'hypothèse de substituabilité parfaite est souvent appliquée entre un coproduit et son substitut lors de l'expansion des frontières du système.

Vadenbo et al. propose une méthode pour calculer le **potentiel de substitution entre deux produits** [85] qui peut s'appliquer autant pour déterminer le degré de substituabilité entre un coproduit (P) et son substitut (S) ou entre le scénario étudié (P) et le scénario de référence (S).

$$\gamma^{S \rightarrow P} = U^P \times \eta^P \times \alpha^{P:S} \times \pi^S$$

Le potentiel de substitution $\gamma^{S \rightarrow P}$ est défini comme la quantité de S qui sera déplacée par P (ex. remplacer du biogaz par du gaz naturel sur le réseau). Ce potentiel dépend des paramètres suivants :

- U^P représente la quantité de P générés par UF (ex. quantité de biogaz généré).

- η^P représente le rendement de P jusqu'au point de substitution avec S (ex. rendement de la purification du biogaz en biométhane)
- $\alpha^{P:S} = \frac{\phi^P}{\phi^S}$ représente la substituabilité au point de substitution entre P et S qui se définit comme le rapport de la fonctionnalité ϕ commune fournie par chaque produit. La fonctionnalité $\phi^P = p^P \times \min(f^{P,tech}, f^{P,inst}, f^{P,user})$ est le produit de la quantité de la propriété technique commune p^P (ex. contenu énergétique du biométhane) et du facteur d'équivalence fonctionnelle. L'équivalence fonctionnelle peut être définie au niveau technique $f^{P,tech}$ (ex. un MJ de biométhane fournit la même énergie qu'un MJ de gaz naturel) mais peut être aussi contrainte par des enjeux institutionnels $f^{P,inst}$ (ex. prescriptions liées à la réglementation), ou comportementaux $f^{P,user}$ (ex. perception des usagers, taux d'acceptation d'une nouvelle technologie). Seule l'équivalence fonctionnelle la plus limitante doit être prise en compte.
- π^S représente les parts de marché des différents substituts S en fonction de la réaction des marchés à l'augmentation ou à la diminution de l'offre en P (ex. mix mondial de gaz naturel vs approvisionnement marginal en gaz naturel).

La mise en pratique de la méthode proposée par Vadenbo et al. requiert une bonne compréhension des intégrations du produit avec les marchés économiques et avec ses utilisateurs et des comportements. Le recours à la littérature ou à des dires d'experts est souvent requis et il peut être parfois difficile de décrire quantitativement certains phénomènes, notamment comportementaux. De plus, l'estimation du taux de déplacement ($\alpha^{P:S} \times \pi^S$) peut notamment être faite en utilisant des modèles d'équilibre économique ou d'autres modèles techno-socio-économiques, ce qui nécessite l'accès à des compétences spécifiques au-delà des pratiques courantes de l'ACV.

5.9.2 Évaluation de l'incertitude

L'évaluation de l'incertitude permet de renseigner le public cible sur la confiance qu'il peut avoir dans les conclusions d'une étude ACV (analyse d'incertitude) et sur les aspects les plus sensibles qui peuvent inverser les conclusions (analyse de sensibilité) [88]. La plupart des études ACV sur les bioénergies proposent des analyses de sensibilité sur certains paramètres clés ou certains choix méthodologiques, souvent avec une approche *ceteris paribus* où un seul facteur est modifié à la fois. Les analyses d'incertitude quantitatives (type Monte Carlo) sont plus rares et ne captent généralement que l'incertitude reliée aux paramètres, et non l'incertitude reliée au modèle et aux choix méthodologiques.

Une bonne pratique est de faire des **analyses de sensibilité basées sur l'analyse d'un grand nombre de scénarios**. Ces scénarios permettent une analyse croisée de différents facteurs d'influence (paramètres clés, choix méthodologiques, choix de modélisation) afin d'explorer au mieux l'ensemble des résultats possibles en prenant en compte les effets d'amplification ou diminution potentiels entre les facteurs. Cette approche permet également d'identifier les facteurs les plus sensibles avec une approche de type analyse de sensibilité globale [171]. Cependant ces approches sont difficiles à mettre en œuvre dans la pratique courante des praticiens ACV, car les logiciels ACV ne facilitent pas ces analyses et la construction de scénarios n'est pas toujours évidente.

5.9.3 Recommandations

Court terme :

- Toujours questionner si la comparaison d'une filière bioénergie avec une autre filière est pertinente en considérant le degré de substituabilité entre les deux produits bioénergétiques. Commenter au moins qualitativement les limites de la comparaison.
- Comparer deux produits bioénergétiques en calculant leur potentiel de substitution, en précisant le facteur d'équivalence fonctionnelle limitant choisi.
- Toujours réaliser des analyses de sensibilité.

Long terme :

- Fournir des recommandations concrètes sur la comparabilité des filières bioénergies entre elles et avec leur référence fossile en considérant leur potentiel de substitution.
- Rendre accessibles aux praticiens ACV les analyses de sensibilité basées sur l'analyse d'un grand nombre de scénarios.

6 Analyse critique de certaines données de référence liées aux ACV de la biomasse énergie

6.1 Présentation des sources sélectionnées fournissant des données de référence

Les données de référence ont été choisies en fonction de leur popularité auprès des praticiens ACV sur les bioénergies et en accord avec les intérêts des partenaires de SCORELCA. Voici les caractéristiques principales des sources fournissant des données de référence :

- **Boulamanti et al. (2013)** [172] : Étude ACV sur des filières de biogaz à partir de cultures dédiées (maïs) et de fumier pour la production d'électricité par cogénération. Cette étude est citée dans le Chapitre 7 de l'IPCC AR5 [173] comme l'étude de référence montrant la variabilité des résultats pour la filière biogaz.
- **Études JEC WTT WTW v5** [143], [151] : Études de référence en Europe sur les émissions de GES du puits au réservoir (WTT) et du puits à la roue (WTW) engendrées par les carburants et biocarburants pour le transport routier. Cette étude est réalisée par le Joint Research Center (JRC), EUCA et CONCAWE. Les données de cette étude sont utilisées dans la réglementation de l'Union européenne pour le calcul des intensités GES des biocarburants. Les inventaires pour les biocarburants issus de l'étude JEC WTT v5 sont presque entièrement réutilisés pour le calcul des valeurs par défaut (sans LUC) fournies par la RED II. Cependant, les **résultats d'émissions de GES entre les études JEC et la RED II sont différents, car les choix méthodologiques sont différents**, en particulier pour la méthode de prise en compte des coproduits. Pour information, les inventaires et valeurs par défaut de la RED II sont disponibles en ligne¹⁶ sous la dénomination Alternative Fuels and BIOenergy (ALF-BIO).
- **Modèles GREET** [174], [175]: Modèle de calcul des émissions de GES associés aux carburants et biocarburants utilisé dans le secteur des transports aux États-Unis. Ce modèle sert de base à la réglementation américaine pour le calcul des intensités GES des biocarburants (voir section 4.3.1). GREET est une famille de modèles disponibles en ligne¹⁷ qui se compose de :
 - Une plateforme logicielle pour explorer le modèle, les résultats et créer sa propre modélisation
 - 2 modèles en format Excel : Fuel-Cycle model et Vehicle-Cycle model
 - Des outils complémentaires incluant par exemple un module pour l'aviation
- **Ecoinvent v3.8** [156], [176] : Base de données d'inventaire du cycle de vie très largement utilisée par les praticiens ACV pour construire l'avant-plan et l'arrière-plan des inventaires des bioénergies. Cette base de données contient notamment plusieurs jeux de données modélisant des étapes du cycle de vie des filières bioénergies.

Aucune des sources sélectionnées ne traite des enjeux liés à la biomasse forestière, mais plus d'informations sur ce sujet peuvent être trouvées dans les publications suivantes : « The use of woody biomass for energy production in the EU » [13], « Carbon accounting of forest bioenergy » [14] et « Forêt, bois énergie et changement climatique » [177].

¹⁶ <https://data.jrc.ec.europa.eu/collection/id-0082>

¹⁷ <https://greet.es.anl.gov/>

6.2 Analyse des données de référence

Chaque source de données de référence a été analysée selon les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies traitées dans la section 5. Les approches utilisées pour chaque enjeu sont décrites et les principales limites sont mises en avant.

6.2.1 Boulamanti et al. (2013)

Tableau 6.1 Description et principales limites de Boulamanti et al. (2013) pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies

Boulamanti et al. (2013)	Description	Principales limites
Filières couvertes bioénergie	Filières biogaz à partir de cultures dédiées (maïs) et de fumier et d'un mélange pour la production d'électricité par cogénération	
Approche de modélisation	Attributionnelle	
Unité fonctionnelle	1 MJ d'électricité produite	
Frontières des systèmes	Berceau au tombeau Infrastructures et gestion du digestat inclus	
Multifonctionnalité	<p>La co-fonction « traiter du fumier » est traitée par expansion des frontières du système additive en ajoutant le traitement alternatif du fumier au scénario de référence. Mais les résultats sont montrés avec expansion des frontières du système par substitution (crédit pour traitement alternatif du fumier).</p> <p>Pas d'allocation entre chaleur et électricité, car la chaleur est considérée comme non utilisable (déchet)</p> <p>Ne considère pas de co-fonction associée au digestat, utilise une boucle fermée comme engrais pour la filière biogaz, maïs</p>	<p>Identification des co-fonctions n'est pas claire</p> <p>Les choix de traitement de la multifonctionnalité ne sont pas cohérents entre la description et la présentation des résultats</p>

Boulamanti et al. (2013)	Description	Principales limites
Carbone biogénique	Hypothèse de neutralité carbone pour le CO ₂ biogénique uniquement, pas de prise en compte spécifique pour CH ₄ bio	Pas d'ajustement des autres émissions biogéniques pour une hypothèse de neutralité carbone cohérente
Utilisation et changement d'utilisation des terres (LULUC)	Aucun impact lié aux LULUC n'est considéré	
Données d'inventaire	<p>Basé sur ecoinvent v2.2</p> <p>Fuites de biogaz lors de la digestion : 0.3%</p> <p>Émissions de N₂O, CH₄ et NH₃ lors du stockage du digestat extrait de Amon et al. pour l'été et l'hiver</p> <p>Émissions de N₂O dues à la nitrification/ dénitrification des sols à cause de l'application d'engrais estimé avec la méthode IPCC 2006.</p>	
Évaluation des impacts	<p>Indicateurs recommandés par ILCD 2010 au niveau midpoint</p> <p>Couvre les changements climatiques, la formation de particules fines, la déplétion de la couche d'ozone, l'acidification, la déplétion abiotique, la formation d'ozone photochimique, l'eutrophisation, la toxicité humaine et l'écotoxicité</p>	
Interprétation	<p>Comparaison avec le système de référence = production d'électricité mix européen (+ traitement alternatif du fumier en théorie)</p> <p>Analyse de sensibilité sur la prise en compte ou non de crédit pour le traitement alternatif du fumier</p>	

6.2.2 Études JEC WTT WTW v5

Tableau 6.2 Description et principales limites de JEC WTT WTW v5 pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies

JEC WTT WTW v5	Description	Principales limites
Filières couvertes bioénergie	<p>Pour le transport routier (passager et marchandise)</p> <p>Filières biocarburants liquides : bioéthanol G1 et G2, biodiesel, HVO, liquides FT, autres biocarburants synthétiques.</p> <p>Filière bioénergies gazeuses : biométhane comprimé et liquéfié, hydrogène</p>	
Approche de modélisation	<p>Conséquentielle : L'approche est décrite comme une approche marginale prospective représentant une petite variation incrémentale (production d'une unité de carburant alternatif en comparaison à la production actuelle). Les possibles effets d'échelle ou effets de marché sur les autres secteurs de l'économie ne sont pas pris en compte.</p>	<p>Les résultats ne doivent pas être utilisés pour guider des décisions de stratégie politiques à grande échelle.</p> <p>Attention au contexte de réutilisation des résultats de cette étude. Les auteurs recommandent de ne pas réutiliser directement les résultats dans un contexte attributionnel.</p>
Unité fonctionnelle	1 MJ de produit bioénergétique fini délivré au réservoir	
Frontières des systèmes	Du puits à la roue (WTW). Cette formulation des frontières du système inclut toutes les étapes du cycle de vie de la bioénergie, mais exclut les impacts liés au véhicule (production, distribution et fin de vie).	<p>Attention si on veut comparer les filières bioénergétiques entre elles : si le véhicule dans lequel elles peuvent être utilisées est différent, il faudrait inclure les impacts du véhicule dans les frontières du système. En effet, la contribution du véhicule aux émissions de GES par km est de l'ordre de 20%, soit trop pour être considéré comme négligeable.</p>

JEC WTT WTW v5	Description	Principales limites
Multifonctionnalité	Expansion des frontières du système par substitution pour les co-produits et résidus Approche cut-off pour les déchets (pas d'impact alloué au déchet)	
Carbone biogénique	WTT : hypothèse de neutralité carbone sans ajustement des FC pour le méthane WTW : Séquestrations et émissions de carbone biogénique modélisées avec les mêmes facteurs de caractérisation que le carbone fossile.	Le délai temporel d'émissions de carbone biogénique n'est pas pris en compte, notamment la biomasse forestière.
Utilisation et changement d'utilisation des terres (LULUC)	Pas de prise en compte des émissions de GES LULUC, car trop d'incertitudes dans les méthodes actuelles	Les auteurs reconnaissent que c'est une limite majeure, et que les LULUC devraient idéalement être pris en compte.
Données d'inventaire	Émissions de N ₂ O dues à la nitrification/ dénitrification des sols à cause de l'application d'engrais estimé avec la méthode IPCC 2006 tier 2, effet direct et indirect, tel qu'implémenté dans l'outil Global Nitrogen Oxyde Calculator (GNOC) ¹⁸ du JRC. D'autres données d'inventaires sont prises en compte.	
Évaluation des impacts	Changements climatiques : émissions de GES avec GWP100 selon IPCC AR4 (2007) pour être cohérent avec la RED II Énergie : Énergie primaire totale incluant énergie fossile et renouvelable pour représenter l'efficacité énergétique de la filière	Seuls les GES CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O sont inclus
Interprétation	Comparaison avec les références fossiles calculées avec une méthodologie cohérente	Hypothèse de substituabilité parfaite avec la référence fossile

¹⁸ <https://gnoc.jrc.ec.europa.eu/>

6.2.3 Modèles GREET

Tableau 6.3 Description et principales limites de GREET pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies

GREET	Description	Principales limites
Filières couvertes bioénergie	<p>Pour le transport routier (passager et marchandises), maritime, aérien</p> <p>Filières biocarburants liquides : bioéthanol G1 et G2, biodiesel, HVO, liquides FT, huile de pyrolyse.</p> <p>Filière bioénergies gazeuses : biométhane, hydrogène</p>	
Approche de modélisation	Attributionnelle	
Unité fonctionnelle	Ajustable par l'utilisateur. Ex : tonne de biomasses traitée, MJ de bioénergie produite, km parcouru.	
Frontières des systèmes	2 modèles sont interconnectés : Fuel-cycle (du puits à la roue) et Vehicle cycle (cycle de vie complet du véhicule incluant la fin de vie)	
Multifonctionnalité	<p>Allocation énergétique pour les coproduits</p> <p>Cofonction « traiter un déchet » géré par expansion des frontières du système par substitution → impacts évités par le traitement habituel du déchet</p>	
Carbone biogénique	Séquestrations et émissions de carbone biogénique modélisées dans l'inventaire. Caractérisation des impacts avec hypothèse de neutralité carbone prenant en compte l'ajustement des FC pour le méthane.	

GREET	Description	Principales limites
Utilisation et changement d'utilisation des terres (LULUC)	<p>Pris en compte grâce au modèle Carbon Calculator for Land Use change from Biofuels production (CCLUB) basée sur le couplage de plusieurs outils qui offrant plusieurs fonctions :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Scénarios pour la demande en biocarburant • Identification des LUC avec le modèle d'équilibre général GTAP qui estime les changements d'utilisation des terres liés à une augmentation de la demande en biocarburant pour 3 types d'usage des terres (forêts, prairies et terres agricoles) par zone écologique agricole (AEZ, ex. zone tempérée humide). • Estimation des émissions de C et N₂O due aux LUC grâce à des facteurs d'émission internationaux et domestiques issus de la base de données Winrock / Woods Hole. Les facteurs d'émissions domestiques peuvent être modélisés en utilisant des simulations du contenu en carbone du sol à l'échelle du comté. • L'historique des usages des terres est considéré pour la modélisation des facteurs d'émission domestique liés au carbone du sol grâce au modèle CENTURY. • Les impacts des pratiques agricoles sur le taux de séquestration de carbone organique du sol sont pris en compte (type de labourage, culture de couverture, épandage de fumier). 	<p>Pas de différenciation entre effets directs et indirects</p> <p>Impact sur émissions de GES uniquement</p>
Données d'inventaire	Inventaire détaillé disponible avec source de données	
Évaluation des impacts	<p>Changements climatiques : CO₂, CH₄, N₂O, noir de carbone, et effet albédo</p> <p>Énergie : Énergie primaire totale incluant énergie fossile et renouvelable</p> <p>Eau : consommation d'eau (AWARE)</p> <p>Pollution de l'air : inventaire total et en milieu urbain de COV, CO, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5} et SO_x</p>	
Interprétation	Analyse de sensibilité et d'incertitude possible.	

6.2.4 Ecoinvent v3.8

Tableau 6.4 Description et principales limites de Ecoinvent 3.8 pour les principaux enjeux méthodologiques des ACV des bioénergies

Ecoinvent 3.8	Description	Principales limites
Jeux de données relatifs aux bioénergies	Plusieurs jeux de données disponibles en lien avec les bioénergies : biogaz (70), biométhane (50), bioéthanol (14), biodiesel (5), bois (1002), agriculture (2432)	
Approche de modélisation	2 versions attributionnelles disponibles selon le traitement de la multifonctionnalité choisi (cutoff, APOS) 1 version conséquentielle	
Unité fonctionnelle	Dépend du jeu de donnée	
Frontières des systèmes	2 types de jeu de donnée <ul style="list-style-type: none"> • Désagrégé de la porte à la porte (unit process). Le détail des flux d'inventaire est disponible. • Agrégé du berceau à la porte (system process). Seules les quantités agrégées de flux élémentaires sont disponibles. 	
Multifonctionnalité	Plusieurs versions générées à partir du système « undefined » en fonction des règles définies pour la gestion des coproduits Version "Allocation, cut-off by classification". Allocation pour les coproduits ordinaires, pas d'impact alloué à la production des matières recycle (les frontières commencent à la distribution de la matière à recycle ou au procédé de recyclage), les impacts du traitement sont alloués aux producteurs du déchet. "Allocation, cut-off, EN15804" est une version dérivée compatible avec la norme EN15804 pour les déclarations environnementales de produits (EPD) Version "Allocation at the point of substitution" (APOS) : expansion des frontières du système jusqu'à atteindre le point de substitution, c'est-à-dire un produit ayant	

Ecoinvent 3.8	Description	Principales limites
	<p>une valeur sur un marché et étant donc substituable. Les impacts sont ensuite alloués entre le coproduit substituable et le produit principal.</p> <p>Version “Substitution, consequential, long-term” : expansion des frontières du système par substitution et prise en compte des contraintes de marché.</p> <p>Pour les versions allocation, l’allocation économique est la plus souvent utilisée, ainsi que l’exergie.</p>	
<p>Carbone biogénique</p>	<p>Séquestrations et émissions de carbone biogénique modélisées, mais la caractérisation dépend de la méthode d’impact choisie par l’utilisateur.</p> <p>La quantité de CO₂ entrant modélisée dans les jeux de donnée agricoles et forestiers correspond en théorie au contenu carbone de la biomasse récoltée.</p>	<p>En pratique, la quantité de CO₂ entrant modélisée dans les jeux de donnée agricoles est parfois plus importante que le contenu carbone de la biomasse récoltée, résultant d’une mauvaise application des lignes directrices d’ecoinvent. Cela peut correspondre à la quantité brute de CO₂ absorbée par la plante sans prendre en compte le CO₂ relargué lors de la respiration ou au contenu carbone de la biomasse qui n’est pas récolté (ex. résidus restant au sol) [178].</p> <p>Le bilan des masses (notamment de carbone biogénique) n’est pas conservé au sein de la base de données, même pour la version undefined (sans allocation) à cause d’erreurs humaine ou incohérences dans les noms des produits (différents processus qui produisent le même produit, mais avec une masse différente parce que les noms sont trop généraux).</p>

Ecoinvent 3.8

Description

Principales limites

Utilisation et changement d'utilisation des terres (LULUC)

Pris en compte de l'occupation et du changement direct d'utilisation des terres pour certains processus agricoles dans certains pays, notamment pour le Brésil pour lequel 394 jeux de données reliées aux LUC ont été développés [179].

Les jeux de données ne contiennent pas tous ces flux, sans savoir si c'est à raison ou si c'est un manquement

Approche basée sur le Blonk tool adapté pour la World Food Database [155], [180], lui-même basé sur l'approche de l'IPCC.

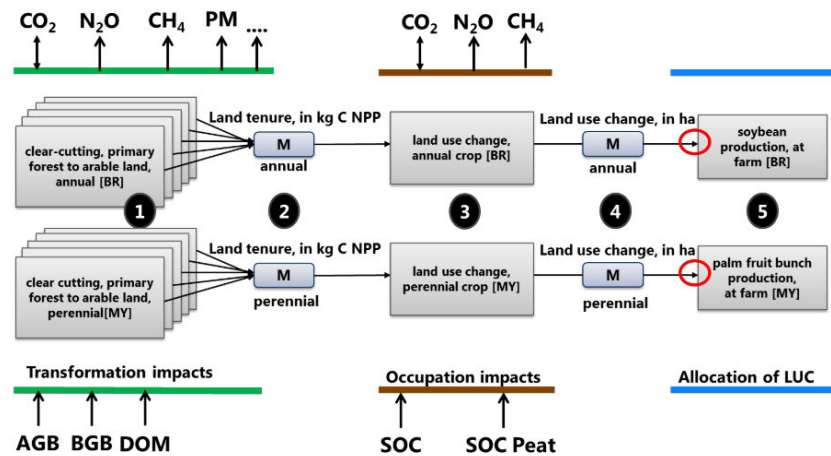


Figure 3: Land use change modeling structure associated with an annual and a perennial crop. Please, check the change report (Moreno-Ruiz et al., 2016) for a list of all activities and products created, classified by geography.

Occupation : Variations des stocks de carbone du sol et émissions associées sont modélisées directement dans des processus « land use change »

Transformation directe : Variations des stocks de carbone du sol et émissions associées + émissions liées à la combustion de la biomasse déforestée représentée par les processus de marché « Land tenure » qui inclus notamment des processus de déforestation « clear-cutting ».

Données d'inventaire

Inventaire détaillé disponible avec source de données

Ecoinvent 3.8	Description	Principales limites
Évaluation des impacts	Compatible avec de nombreuses méthodes EICV	Les méthodes d'impact basées sur une différence entre des flux élémentaires d'entrée et de sortie (ex. consommation d'eau, transformation des terres, émissions de carbone biogénique) donnent souvent des résultats aberrants à cause de la non-conservation des bilans de masse ou de l'allocation.
Interprétation	Dépend des choix du praticien	

7 Cas d'étude

L'objectif de ce cas d'étude est d'illustrer de façon pratique l'application de certains choix méthodologiques et de montrer leur influence sur les résultats.

7.1 Présentation du cas d'étude

7.1.1 Fonction et filières étudiées

La fonction principale étudiée dans le cas d'étude est la **production de biométhane à partir de biogaz** dans le contexte actuel français. Les 6 filières choisies pour le cas d'étude sont toutes dérivées d'une filière de production de biométhane obtenu par purification du biogaz généré par digestion anaérobie. Les étapes du cycle de vie de ces différentes filières sont illustrées sur la Figure 7.1. Ces filières ont pour vocation d'illustrer :

- 3 types de matières premières couramment évaluées dans les ACV des bioénergies : les cultures dédiées (maïs ensilage), les résidus agricoles (fumier de vache) et la biomasse déchets (déchets alimentaires),
- 2 types d'usage des bioénergies : production de chaleur et transport routier.

Les co-fonctions pour le cas de référence sont :

- La production de digestat
- Le traitement du fumier (filière à partir de fumier uniquement)
- La production de la phase liquide du fumier (filière à partir de fumier uniquement)
- Le traitement des déchets alimentaires (filière à partir de déchets alimentaires uniquement)

7.1.2 Choix méthodologiques pour le cas de référence et les analyses de sensibilité

Voici les principaux choix méthodologiques communs au cas de référence et aux analyses de sensibilité :

- Approche attributionnelle
- Les infrastructures sont incluses
- Pas de modélisation des impacts des LULUC
- Pour les filières de production de chaleur, les étapes de distribution et d'usage final de la chaleur ne sont pas incluses.

Les enjeux méthodologiques testés pour le cas d'étude et les choix associés au cas de référence et analyses de sensibilité sont présentés dans le Tableau 7.1.

Tableau 7.1 Choix sur les enjeux méthodologiques associés au cas de référence et analyses de sensibilité

Enjeu méthodologique	Scénario du cas de référence	Scénarios pour l'analyse de sensibilité
Unité fonctionnelle	UF associée au sortant – produit <ul style="list-style-type: none"> • 1MJ de biométhane transporté en sortie de pipeline 	UF associée à l'entrant <ul style="list-style-type: none"> • Traitement 1t de matières premières dans un digesteur UF associée au sortant – usage <ul style="list-style-type: none"> • Production de 1MJ de chaleur • Transport en voiture sur 1km (1vkm)
Frontières du système	Du berceau au tombeau. Incluant les infrastructures, dont le cycle de vie de la voiture ou de la centrale thermique.	Du berceau à la porte, la porte étant définie comme le biométhane transporté en sortie de pipeline.
Multifonctionnalité	Approche cut-off : aucun impact alloué aux déchets et résidus. Le fumier, la phase liquide du fumier et le digestat sont considérés comme des résidus.	Pour la filière biogaz à partir de résidu seulement. Les résidus (fumier, phase liquide du fumier et digestat) sont considérés comme des coproduits standards. <ul style="list-style-type: none"> • Approche allocation au point de substitution (APOS) • Approche expansion des frontières du système par substitution
Carbone biogénique	Hypothèse de neutralité carbone avec FC de carbone biogénique ajustée	Hypothèse de neutralité carbone avec méthode FC=0 non ajustée Pas de neutralité carbone avec méthode FC=1
Méthode d'évaluation des impacts	Indicateur changement climatique court terme (GWP100, AR5 (2013))	IMPACT World+ <ul style="list-style-type: none"> • Midpoint v1.39 • Dommage v1.42 Environmental Footprint (EF 3.0) – midpoint

7.1.3 Sources principales des données d'inventaire

Tableau 7.2 Sources principales des données d'inventaire par étape du cycle de vie

Étapes du cycle de vie	Source des données
Production, transport et prétraitement de la biomasse	Agribalyse 3.5 représentatif du contexte français. Adaptation du transport au besoin. Stockage du fumier enlevé dans le cas de référence.
Digestion anaérobie	Agribalyse 3.5 représentatif du contexte français. Digestion anaérobie différenciée par type de biomasse traitée. Inclus le stockage du digestat.
Purification en biométhane, transport du biogaz par pipeline, distribution à la station-service	Modèle CIRAIG adapté pour le contexte français (ex. électricité, émissions fugitives des pipelines).
Production de chaleur et transport automobile	Ecoinvent v3.6. Adaptation des processus consommant des énergies fossiles pour avec des émissions de carbone biogénique. Toutes les infrastructures sont incluses (ex. voiture, routes, centrale thermique).
Traitement du digestat <i>(uniquement pour les scénarios avec substitution et APOS)</i>	Agribalyse 3.5 représentatif du contexte français. Déshydratation et transformation en engrais organique.
Production d'engrais N, P, K évitée <i>(uniquement pour le scénario avec substitution)</i>	Ecoinvent v3.8.
Stockage du fumier évité <i>(uniquement pour le scénario avec substitution)</i>	Agribalyse 3.5 représentatif du contexte français.
Production de fumier <i>(uniquement pour le scénario APOS)</i>	Agribalyse 3.5 représentatif du contexte français. Processus de production de lait de vache.

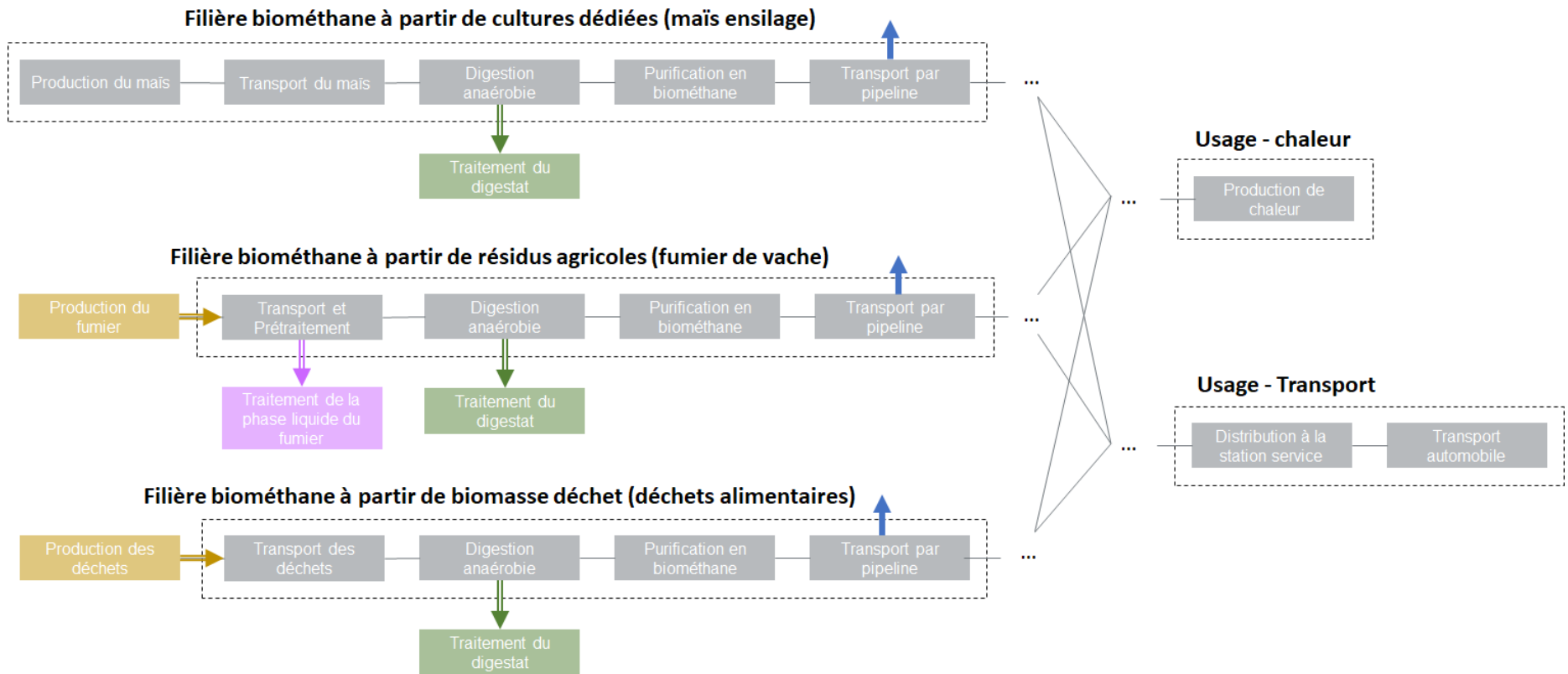


Figure 7.1 Filières de production de biométhane obtenu par purification du biogaz généré par digestion anaérobie choisies pour le cas d'étude. Les arbres de processus détaillés sont disponibles en Annexe C.

7.2 Comparaison des résultats entre les filières pour le cas de référence

Voici les principaux constats sur les résultats pour l'indicateur d'impact court terme sur les changements climatiques :

- La filière la moins émettrice de GES est celle avec le biométhane à partir de fumier pour un usage chaleur et transport. Cependant, l'écart entre les filières est faible.
- Pour toutes les filières, l'étape de production de digestion anaérobie représente environ 50% des impacts qui sont causés par les émissions fugitives de méthane biogénique.
- Le stockage du digestat représente également une part importante des impacts pour la filière fumier, car la digestion anaérobie du fumier produit environ 6 fois plus de digestat par m³ de biogaz qu'avec les autres substrats.
- L'étape de production du maïs ensilage représente environ la moitié des impacts pour la filière maïs.
- L'étape de transport des déchets pour les collecter représente également un tiers des impacts pour les filières déchets alimentaires (hypothèse 100km).
- L'utilisation de la voiture représente environ 15% des impacts pour les filières transport. Cet impact est principalement dû à la production du véhicule (65%) et à la production et l'entretien des routes (20%).

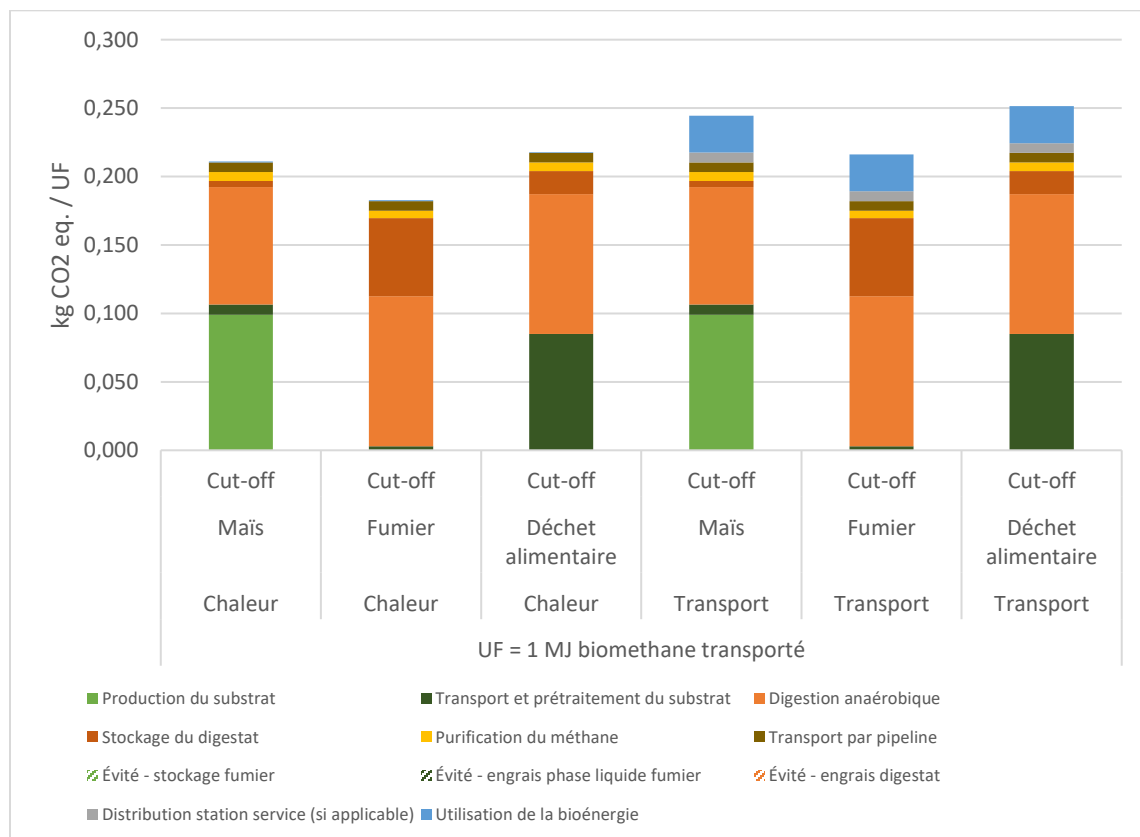


Figure 7.2 Impact court terme sur les changements climatiques pour les 6 filières choisies pour le cas d'étude pour le scénario de référence

Les résultats détaillés pour chaque catégorie d'impact sont disponibles en Annexe C.

7.3 Analyses de sensibilité sur certains enjeux méthodologiques

7.3.1 Choix de l'unité fonctionnelle

En comparant la figure pour le scénario de référence avec la figure ci-dessous, on voit que le choix de l'unité fonctionnelle pour les mêmes frontières du système change la valeur des indicateurs, mais pas le classement des filières, ni leur positionnement relatif, ni les contributions relatives de chaque processus.

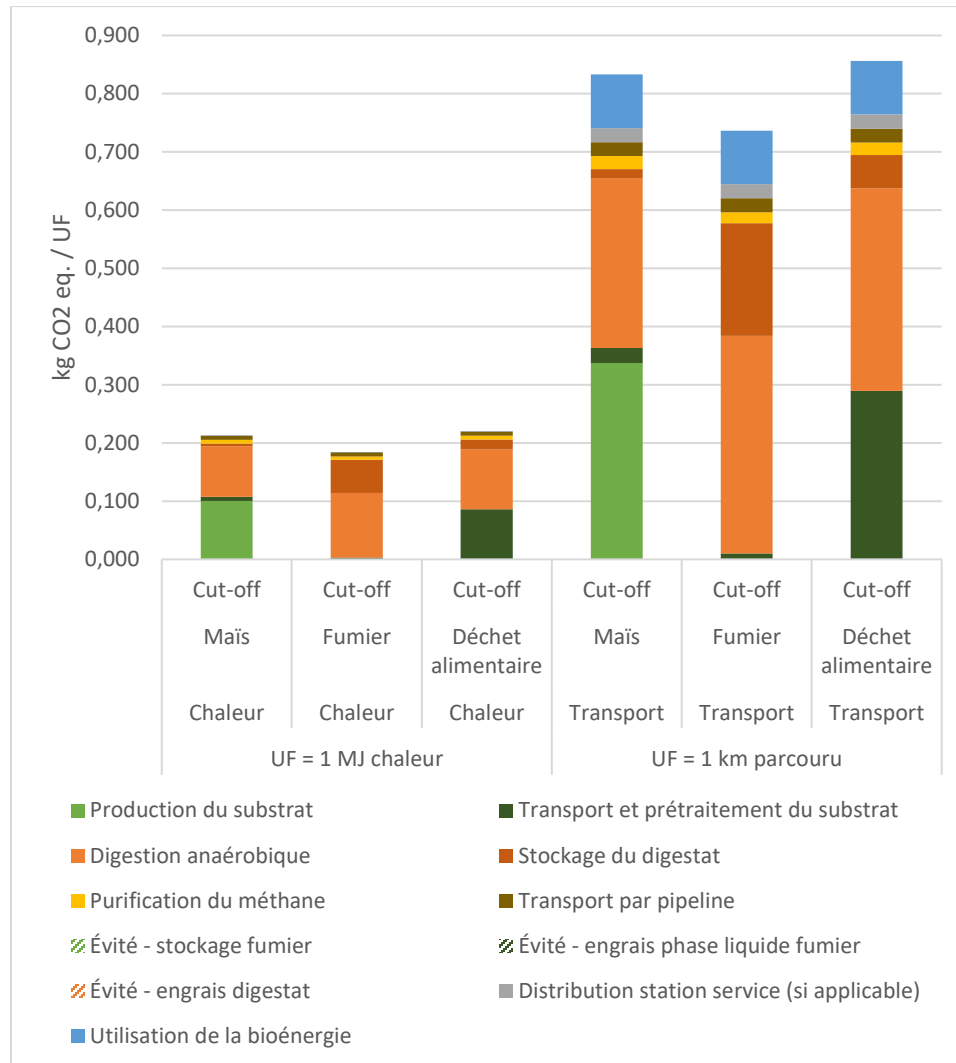


Figure 7.3 Analyse de sensibilité sur le choix de l'unité fonctionnelle pour un usage chaleur ou transport

7.3.2 Choix des frontières du système

Pour les filières chaleur, une approche berceau à la porte fournira des résultats quasiment identiques sur l'indicateur changement climatique, car la contribution de l'étape d'utilisation finale du biométhane est très faible. En revanche, il faudrait vérifier la contribution de l'utilisation de la bioénergie pour les autres indicateurs d'impact avant de conclure si cette étape peut être exclue pour cause de contribution négligeable.

Pour les filières transport, les étapes de distribution du biométhane à la station-service et son utilisation dans un véhicule représentent environ 15% des impacts, et donc ne peut pas être exclues a priori. Cependant, comme ces étapes sont identiques quantitativement et qualitativement, elle pourrait être exclue si l'objectif de l'étude était de faire la comparaison entre différentes matières premières pour le biométhane utilisé pour le transport.

7.3.3 Choix pour la prise en compte de la multifonctionnalité

La figure 7.5 représente les différentes approches testées ici. Notons que les impacts du traitement des résidus (aux étapes de digestion et de prétraitement du fumier) sont comptabilisés pour les approches substitution et APOS alors qu'elles ne le sont pas pour l'approche cut-off. L'impact de l'étape de production du fumier (=une partie de la production de lait de vache) est inclus dans l'approche APOS uniquement.

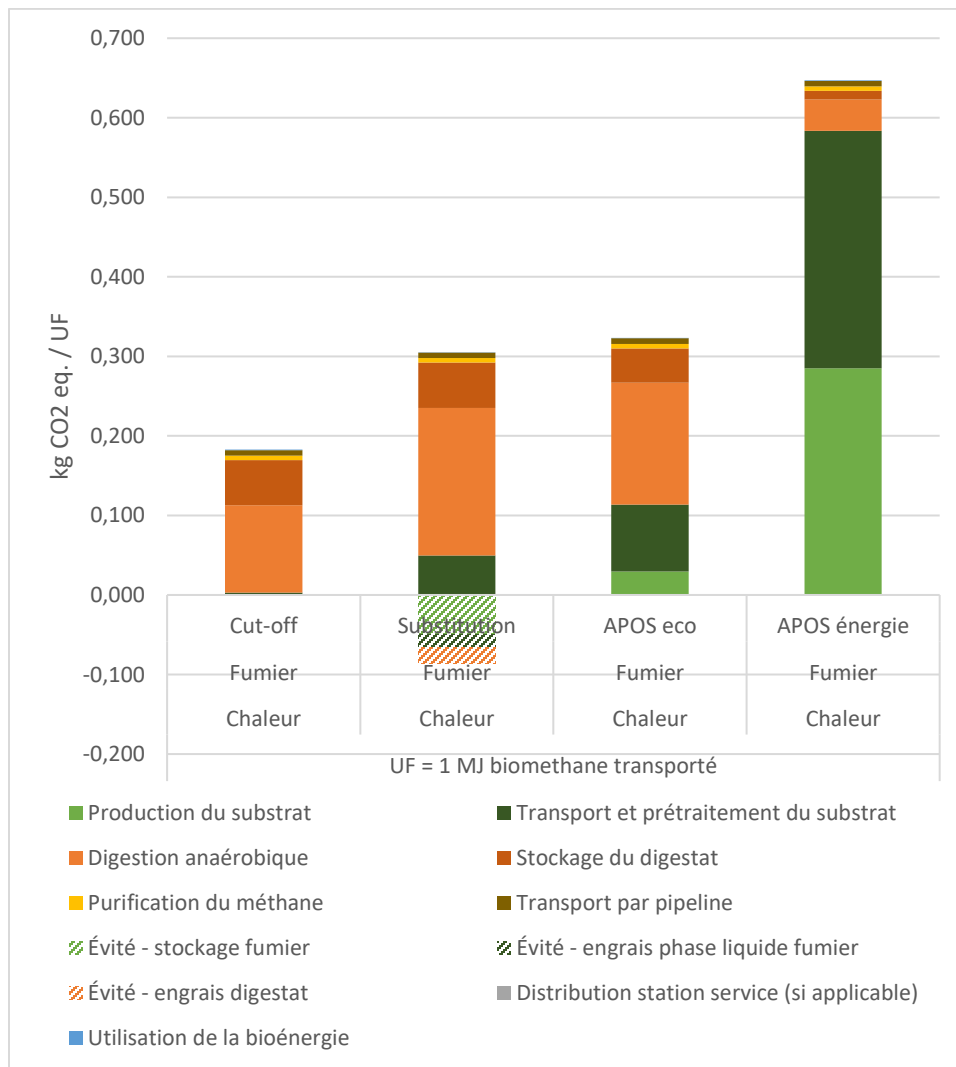


Figure 7.4 Analyse de sensibilité sur le choix de l'approche pour traiter la multifonctionnalité pour la filière chaleur - biométhane à partir de fumier

Le choix de l'approche pour traiter la multifonctionnalité est très influent sur les résultats qui peuvent varier du simple au triple dans les scénarios testés ici.

- La substitution permet d'éviter les émissions liées au stockage du fumier à la ferme en réduisant son temps de stockage, ainsi que les émissions liées à la production d'engrais minéraux (N, P, K) auxquelles le digestat et la phase liquide du fumier après traitement peuvent se substituer. Les quantités d'engrais minéraux substitués dépendent du contenu en N, P et K des coproduits.
- Dans l'approche APOS avec allocation économique, peu d'impact du prétraitement du fumier et de la production du fumier, car les produits valorisés dans notre système ont une faible valeur économique en comparaison à leur coproduit pour ces étapes. Par exemple, le fumier représente moins de 1% du revenu à la ferme, seulement 1% des impacts de la production de lait de vache sont donc alloués au fumier [181]. En revanche, environ 75% des impacts de la digestion anaérobie et son amont sont alloués au biogaz, car les revenus générés par le biogaz sont plus importants que ceux générés par le digestat.
- Dans l'approche APOS avec allocation énergétique, beaucoup plus d'impact de la production du fumier est alloué à notre système, car le fumier a un contenu énergétique relativement élevé (environ 35% alloué au fumier). En revanche, seulement 20% des impacts de la digestion anaérobie et son amont sont alloués au biogaz, car la majorité de l'énergie est contenue dans le digestat.

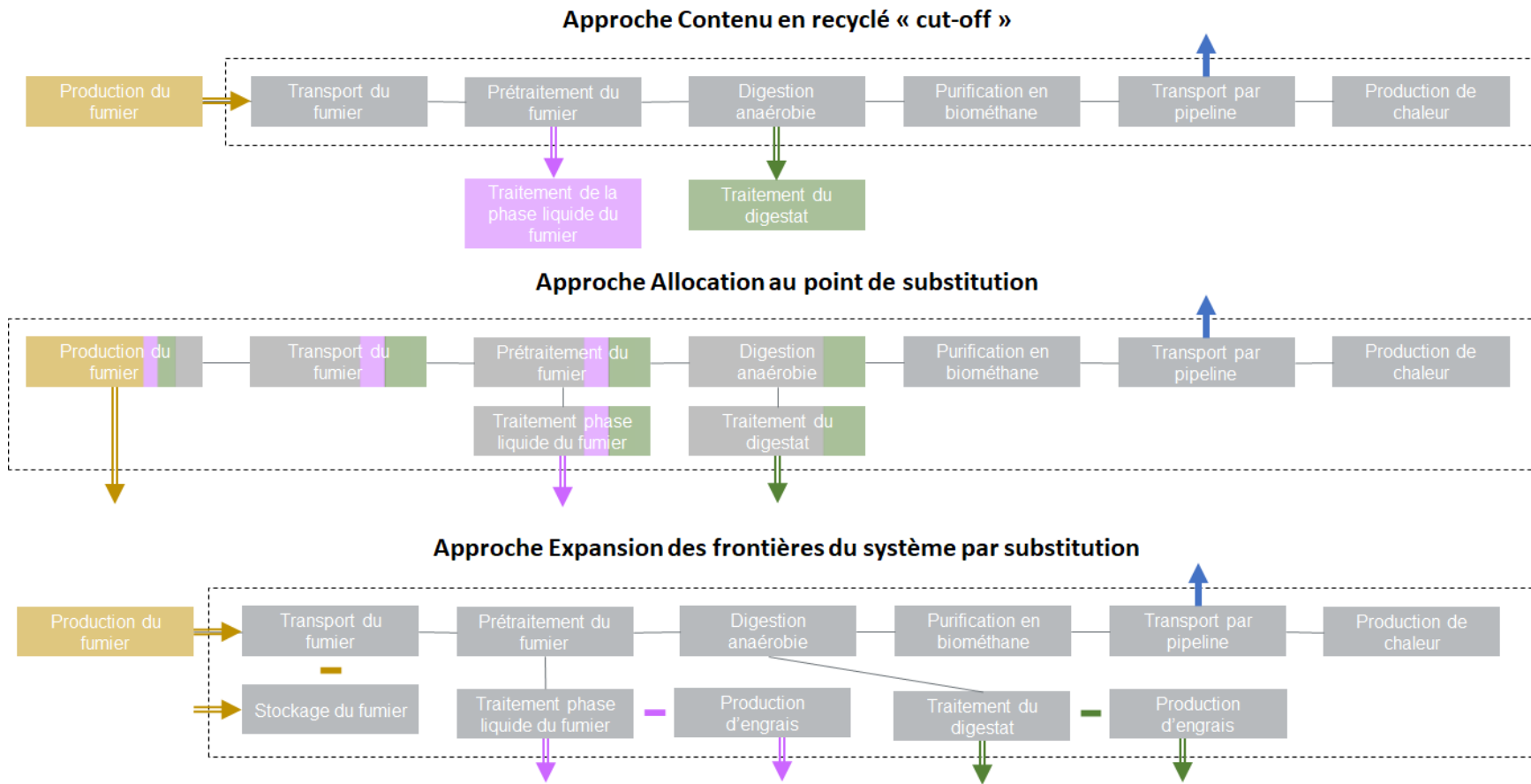


Figure 7.5 Frontières des systèmes des différentes approches pour traiter la multifonctionnalité pour la filière chaleur - biométhane à partir de fumier

7.3.4 Choix pour la prise en compte du carbone biogénique

Ne pas appliquer l'hypothèse de neutralité carbone fait ressortir les contributions relatives de la production du maïs (négative), de la purification du biogaz et de l'utilisation du véhicule (positive). En effet, les émissions fugitives de méthane biogénique lors de la purification du biogaz sont censées être torchées et réémises sous forme de CO₂ biogénique (hypothèse couramment appliquée).

Notons que l'approche cut-off utilisée ici ne permet pas de respecter le bilan massique du carbone biogénique, car une partie du carbone biogénique sort du système sous forme de résidus et pertes (voir Figure 7.6). Pour que l'approche avec et sans neutralité carbone soit égale, il faut réajuster la contribution en CO₂ biogénique de l'étape de production du maïs pour qu'elle représente uniquement la quantité de carbone biogénique contenu dans le biogaz, donc corriger du carbone biogénique sortant du système sous forme de résidus et pertes. Sans cet ajustement, la captation de CO₂ à l'étape de production du maïs serait fortement surestimée, donnant une fausse impression que le système stocke du carbone.

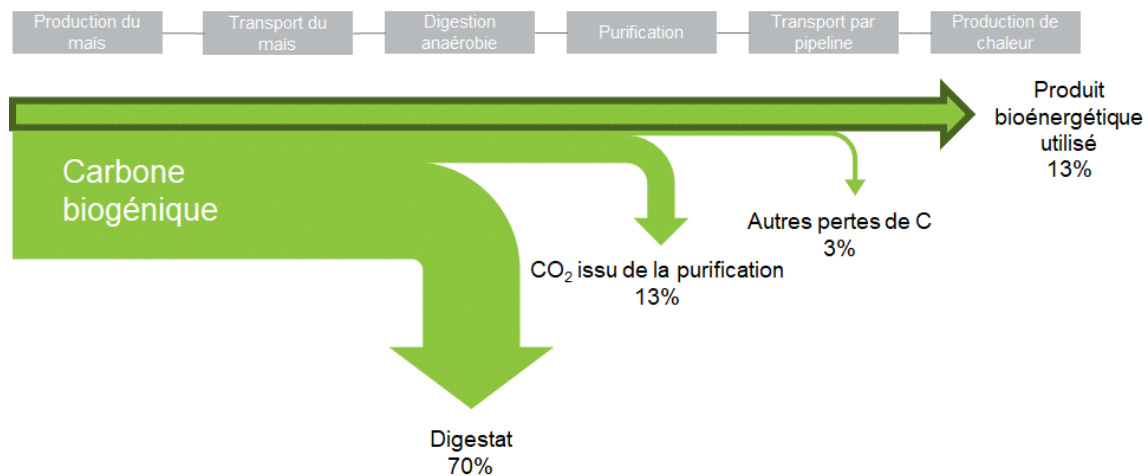


Figure 7.6 Bilan du contenu en carbone biogénique

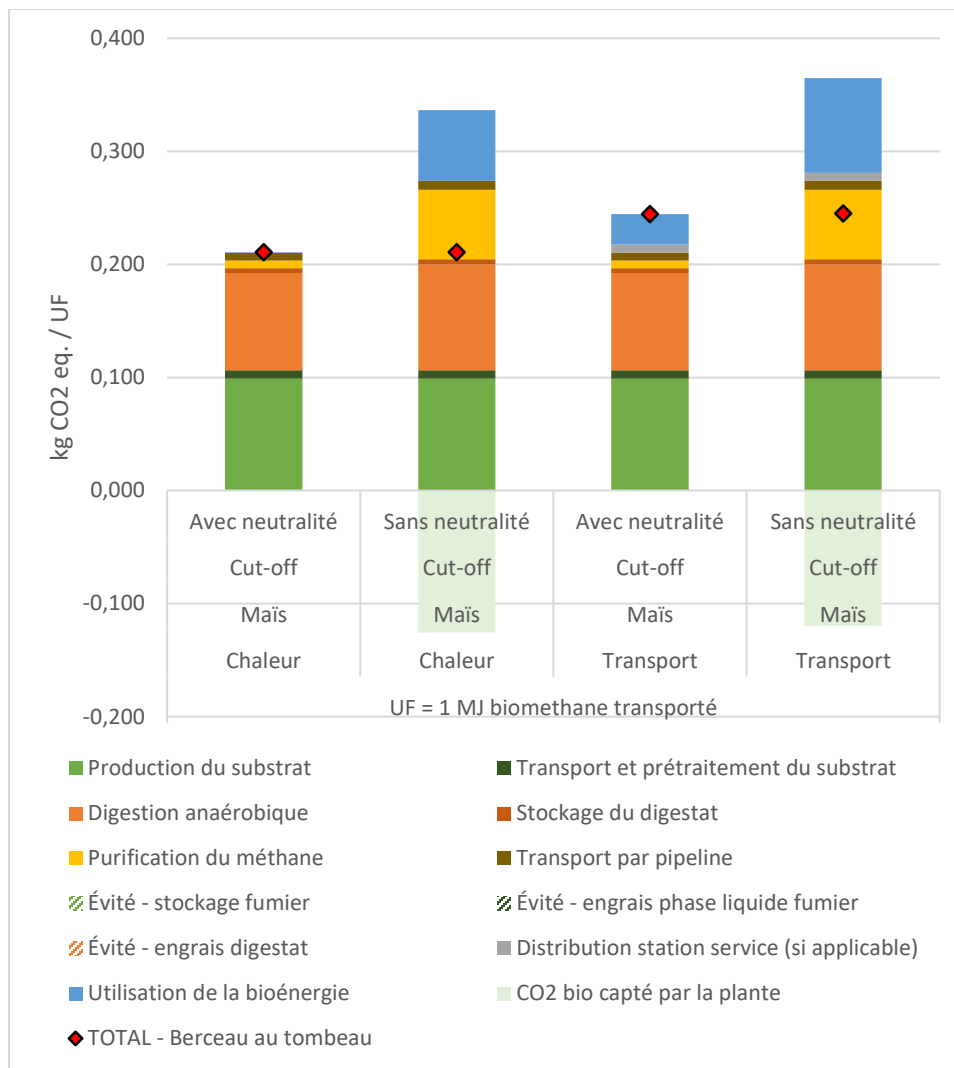


Figure 7.7 Analyse de sensibilité pour l'approche avec ou sans neutralité carbone

7.3.5 Choix de la méthode d'évaluation des impacts

Le praticien doit souvent faire le choix entre une méthodologie d'impact orienté problème (avec des indicateurs au midpoint) ou orienté dommage.

- Analyse au midpoint** (voir les deux premières figures ci-dessous pour IMPACT World+ midpoint et EF 3.0) : L'analyse au midpoint permet de comparer les filières indicateur par indicateur. Ainsi on voit que la filière biométhane maïs est la plus dommageable pour 11 indicateurs sur 18 avec IMPACT World+ midpoint et 20 indicateurs sur 28 avec EF 3.0. Cependant l'analyse au midpoint ne permet pas de déterminer si un indicateur est potentiellement plus grave qu'un autre. Agréger les indicateurs au niveau midpoint suppose un choix subjectif de facteur de pondération. Par ailleurs, les catégories d'impact couvertes par IMPACT World+ et EF 3.0 sont un peu différentes. Même pour une catégorie d'impact commune, la méthode d'impact et l'unité associée ne sont pas

nécessairement les mêmes dans les 2 méthodes (ex. land use en Pt pour EF 3.0 vs Land occupation et Land transformation en m² arable équivalent pour IMPACT World+).

- **Analyse aux dommages** (voir la dernière figure ci-dessous pour IMPACT World+ dommage). L'analyse aux dommages permet de comparer les filières sur un nombre restreint d'indicateurs aux dommages agrégés sur les aires de protection (santé humaine et qualité des écosystèmes), tout en prenant en compte les contributions relatives des midpoint aux dommages basés sur leur chaîne de cause à effet. Ainsi on voit que la filière fumier est la moins impactante pour les 2 aires de protection et que la filière maïs semble la plus impactante. Les changements climatiques court terme et long terme sont les principaux contributeurs pour les filières fumier et déchets alimentaires, alors que les impacts de la filière maïs sont principalement dus à l'occupation des terres (production du maïs), la consommation d'eau (irrigation), la formation de particules fines et la toxicité humaine (pesticides).

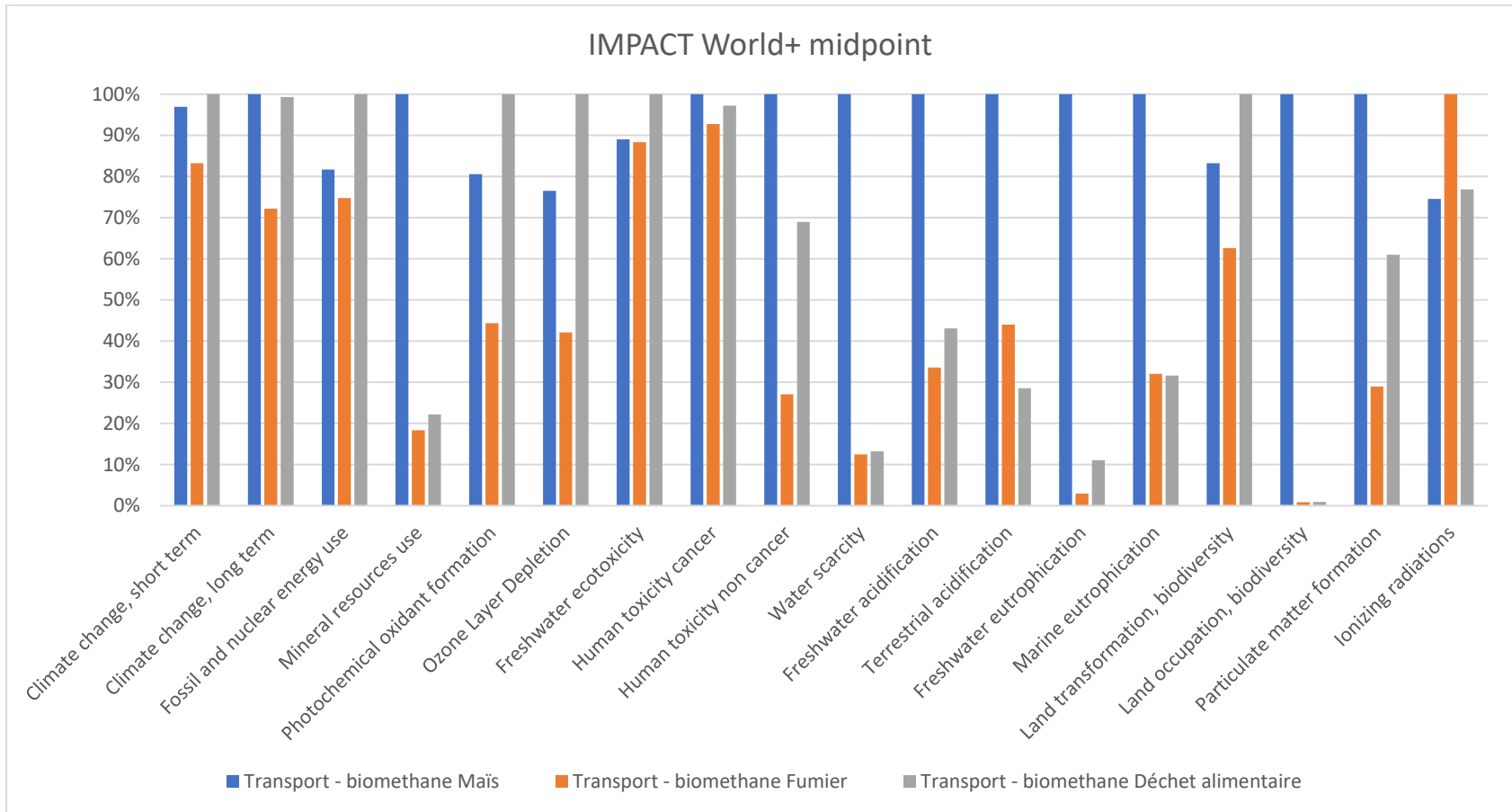


Figure 7.8 Contributions relatives des scénarios pour chaque indicateur midpoint avec IMPACT World+

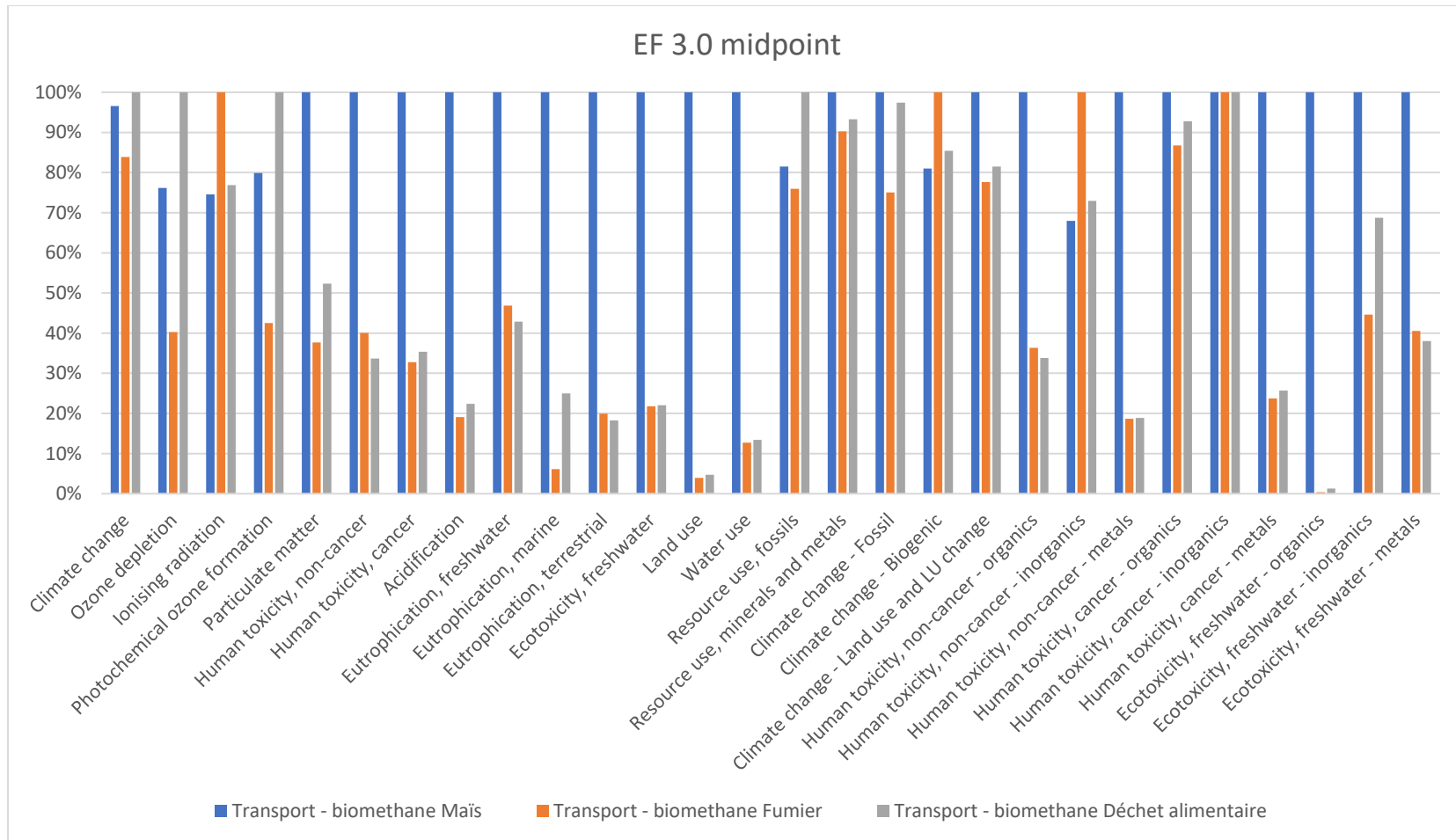


Figure 7.9 Contributions relatives des scénarios pour chaque indicateur midpoint avec EF 3.0

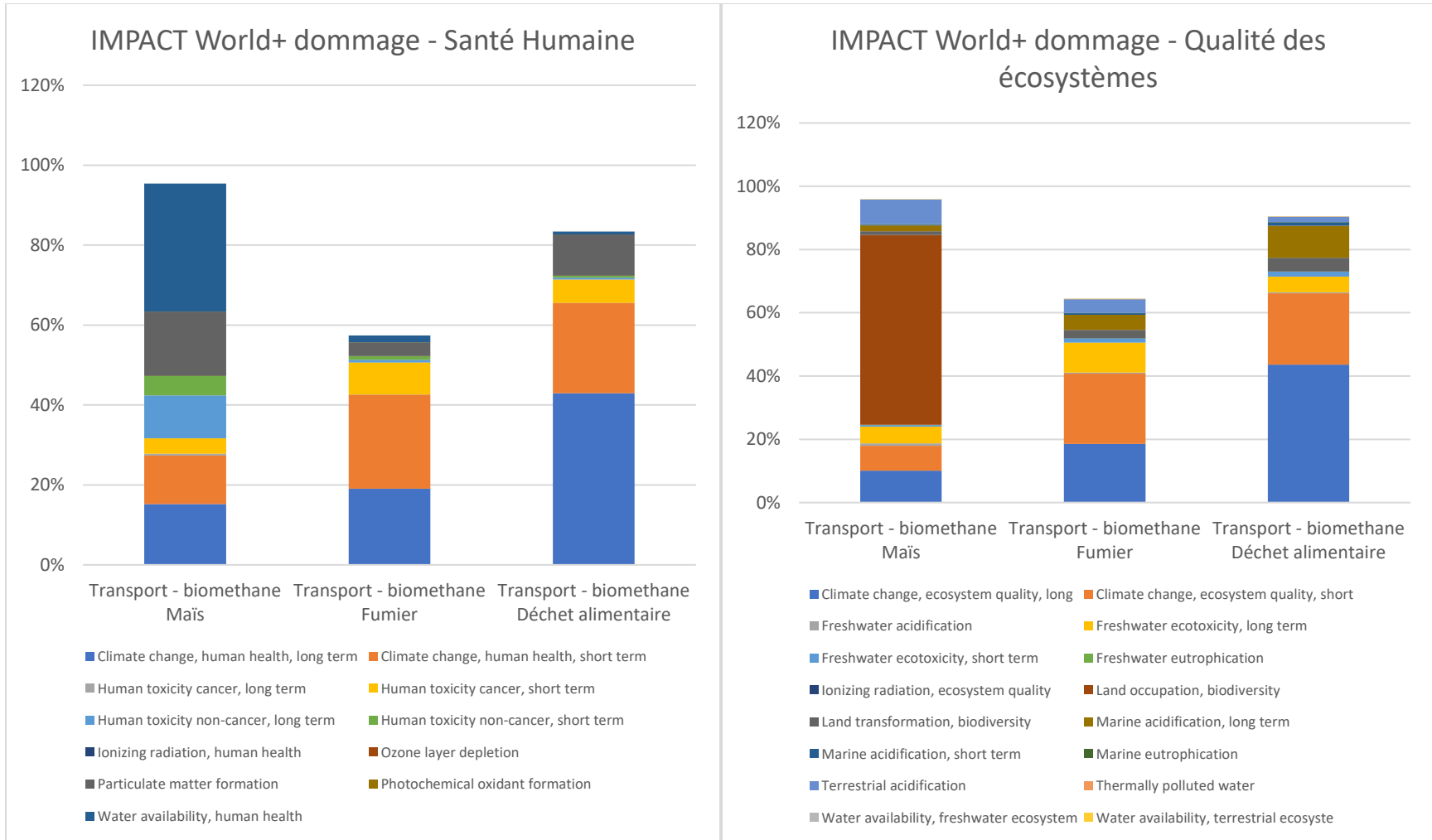


Figure 7.10 Contributions aux dommages avec IMPACT World+

8 Recommandations

Les recommandations à court terme (= meilleures pratiques actuelles) et à long terme (= besoin de développement dans le futur) sont disponibles à la fin de chaque section pour chaque enjeu méthodologique. Les principales recommandations sont également reprises dans le Tableau 8.1

Tableau 8.1 Principales recommandations par enjeu méthodologique à court et long terme

Enjeu méthodologique	Recommandations court terme	Recommandations long terme
ACV attributive ou conséquentielle	<ul style="list-style-type: none"> • Choisir l'approche de modélisation de façon cohérente avec les objectifs de l'étude et le cadre décisionnel (ILCD) • Le support aux décideurs publics pour l'élaboration de politiques devrait toujours se baser sur l'ACV conséquentielle • Inclure un maximum de liens de causalité et niveaux de conséquence en ACV conséquentielle • Utiliser les recommandations du ILCD Handbook pour identifier les processus à inclure en ACV conséquentielle 	<ul style="list-style-type: none"> • Mieux modéliser la phase d'usage des bioénergies et les interactions avec les utilisateurs (effets rebond) • Faciliter l'accès et la transparence des modèles économiques utilisés en ACV conséquentielle
Unité fonctionnelle	<ul style="list-style-type: none"> • Choisir l'UF de façon cohérente avec les objectifs de l'étude et la perception du public visé • Formuler précisément l'UF (qualitatif et quantitatif) pour refléter le contexte de représentativité de l'étude • L'UF doit idéalement représenter une fonctionnalité commune des systèmes comparés. • Redéfinir l'UF peut être une façon d'éviter l'allocation • Faire des analyses de sensibilité sur le choix de l'UF pour capturer différents enjeux 	<ul style="list-style-type: none"> • Proposer un cadre clair pour définir l'UF des filières bioénergies

Enjeu méthodologique	Recommandations court terme	Recommandations long terme
Frontière du système	<ul style="list-style-type: none"> • À définir de façon cohérente avec les objectifs de l'étude et l'UF • Les frontières devraient toujours être du berceau au tombeau pour l'itération initiale de la définition des frontières du système. • Les exclusions doivent être clairement justifiées : soit les processus d'avant-plan exclus sont qualitativement et quantitativement identiques entre les systèmes comparés, soit selon un critère de coupure basé sur la contribution aux impacts totaux pour les processus d'arrière-plan. • Toujours inclure les infrastructures pour la conversion finale en énergie (ex. chaudière, auto) quand les systèmes comparés n'utilisent pas la même infrastructure. • Inclure les infrastructures de production si possible, en particulier pour les filières biogaz 	
Multi-fonctionnalité	<ul style="list-style-type: none"> • Identifier toutes les co-fonctions et la nature des co-produits (sous-produits? Déchets?) • Choisir une approche pour traiter la multifonctionnalité cohérente avec les objectifs de l'étude et justifier ce choix (notamment lorsque la hiérarchie ISO n'a pas été suivie) • Redéfinir les frontières du système si nécessaire (expansion des frontières du système) • Faire des analyses de sensibilité sur le choix de l'approche pour traiter la multifonctionnalité <ul style="list-style-type: none"> • Justifier le choix de la filière de substitution d'un coproduit, idéalement en considérant son potentiel de substitution 	<ul style="list-style-type: none"> • Faciliter l'accès à des données de prix pour les allocations économiques

Enjeu méthodologique	Recommandations court terme	Recommandations long terme
Carbone biogénique	<ul style="list-style-type: none"> • Il est préférable d'éviter d'appliquer l'hypothèse de neutralité carbone. Cela implique d'ajuster le bilan de carbone biogénique manuellement. • La neutralité carbone ne devrait pas être appliquée pour des bioénergies issues de biomasses forestières. Elle peut cependant être appliquée pour des biomasses ayant des cycles de vie courts. • Ajuster les GWP/GTP pour les flux de carbone biogénique quand la neutralité carbone est appliquée • Appliquer la neutralité carbone peut se justifier quand la production ou la fin de vie de la biomasse est exclue des frontières du système (ex. WTT ou valorisation de déchet). • Une modélisation EICV dynamique est nécessaire pour des bioénergies issues de biomasses forestières (ACV dynamique or GWPbio) • Le choix de l'allocation temporelle de la séquestration de carbone à des activités de récolte de bois doit être cohérent avec les objectifs de l'étude et le type de gestion de la forêt. • Les effets de l'altitude sur les GWP/GTP doivent être considérés pour le secteur de l'aviation 	<ul style="list-style-type: none"> • Améliorer la modélisation de la conservation de la masse dans les BD • Faciliter l'usage de l'ACV dynamique pour les praticiens ACV • Faciliter l'accès aux modèles de cycle du carbone des forêts

Enjeu méthodologique	Recommandations court terme	Recommandations long terme
LULUC	<ul style="list-style-type: none"> • Toujours inclure les impacts de l'occupation et la transformation des terres sur le changement climatique. • Inclure d'autres impacts des LULUC quand les FC sont disponibles (qualité du sol, biodiversité) • Choisir l'outil le plus pertinent pour identifier les LUC en fonction des ressources allouées à l'étude • Inclure les changements de gestion des terres lors de l'évaluation des impacts des LUC • Inclure les iLUC si possible. Utiliser a minima la valeur par défaut fournie par la réglementation. • Préférer un amortissement linéaire dégressif pour l'allocation temporelle de l'impact des LUC (recommandation ILCD) • Utiliser la méthode de Müller-Wenk & Brandão 2010 pour caractériser l'impact sur les changements climatiques de l'occupation des terres. • Utiliser les méthodes Tier 1 IPCC 2006 ou Müller-Wenk & Brandão 2010 pour caractériser l'impact sur les changements climatiques de la transformation des terres. • La contribution des LULUC aux impacts sur le changement climatique doit être reportée séparément. 	<ul style="list-style-type: none"> • Faciliter l'identification des iLUC pour les praticiens ACV • Continuer le développement des indicateurs d'impact reliés aux LULUC, en particulier pour les impacts et bénéfices sur les services écosystémiques.

Enjeu méthodologique	Recommandations court terme	Recommandations long terme
Données d'inventaire	<ul style="list-style-type: none"> • La modélisation de l'inventaire des fuites de méthane doit être la plus précise possible et faire l'objet d'une analyse de sensibilité sur les taux de fuites considérés • Utiliser si disponible des données primaires pour modéliser l'avant-plan • Soyez attentive à la représentativité des données secondaires. Les adapter au contexte de l'étude au besoin. • Régionaliser l'inventaire pour les étapes de production de la biomasse • Mentionner les limites des données utilisées 	<ul style="list-style-type: none"> • Mettre à disposition dans les bases de données d'inventaire des données de qualité sur les filières bioénergie
Évaluation des impacts (EICV)	<ul style="list-style-type: none"> • Prioriser les catégories d'impact à inclure en fonction de leur contribution au dommage • Si les objectifs de l'étude le permettent, préférer une méthodologie d'impact midpoint-damage (ex. IMPACT World+, ReCiPe) • Ajuster les FC (GWP ou GTP) pour les flux élémentaires de carbone biogénique lorsqu'on applique l'hypothèse de neutralité carbone • Les effets de l'altitude sur les GWP/GTP doivent être considérés pour le secteur de l'aviation • Prendre en compte la dynamique des émissions de GES pour les bioénergies avec des cycles de vie de longue durée (ex. biomasse forestière) <ul style="list-style-type: none"> • Toujours inclure un indicateur de consommation d'énergie primaire pour vérifier l'efficacité énergétique de la filière 	<ul style="list-style-type: none"> • Développer une méthode EICV pour évaluer les impacts de l'utilisation des ressources biotiques non naturelles • Développer un cadre opérationnel et des indicateurs EICV pour les impacts sur les services écosystémiques en ACV

Enjeu méthodologique	Recommandations court terme	Recommandations long terme
Interprétation	<ul style="list-style-type: none"> • Prendre en compte le potentiel de substituabilité lors de la comparaison de filières énergétiques. Au moins commenter qualitativement à quel point la comparaison est ou non pertinente. • Toujours réaliser des analyses de sensibilité 	<ul style="list-style-type: none"> • Fournir des recommandations concrètes sur la comparabilité des filières bioénergies entre elles et avec leur référence fossile en considérant leur potentiel de substitution. • Rendre accessibles aux praticiens ACV les analyses de sensibilité basées sur l'analyse d'un grand nombre de scénarios.

9 Références

- [1] S. P. Andersen, B. Allen, and G. C. Domingo, “Biomass in the EU Green Deal: Towards consensus on the use of biomass for EU bioenergy’ Policy report,” 2021.
- [2] European Commission, “RED II - 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.” 2018.
- [3] S. Y. Lee *et al.*, “Waste to bioenergy: a review on the recent conversion technologies,” *BMC Energy*, vol. 1, no. 1, pp. 1–22, 2019.
- [4] S. Vivekanandhan, N. Zarrinbakhsh, M. Misra, and A. K., “Coproducts of Biofuel Industries in Value-Added Biomaterials Uses: A Move Towards a Sustainable Bioeconomy,” in *Liquid, Gaseous and Solid Biofuels - Conversion Techniques*, vol. 32, InTech, 2013, pp. 137–144.
- [5] A. S. Tomlin, “Air Quality and Climate Impacts of Biomass Use as an Energy Source: A Review,” *Energy and Fuels*, vol. 35, no. 18, pp. 14213–14240, 2021.
- [6] R. Łukajtis *et al.*, “Hydrogen production from biomass using dark fermentation,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 91, no. April 2017, pp. 665–694, 2018.
- [7] J. Chen, Q. Li, L. Wang, C. Fan, and H. Liu, “Advances in Whole-Cell Photobiological Hydrogen Production,” *Adv. NanoBiomed Res.*, vol. 1, no. 4, p. 2000051, 2021.
- [8] A. Saravanan, S. Karishma, P. S. Kumar, P. R. Yaashikaa, S. Jeevanantham, and B. Gayathri, “Microbial electrolysis cells and microbial fuel cells for biohydrogen production: current advances and emerging challenges,” *Biomass Convers. Biorefinery*, 2020.
- [9] Ministère de la transition écologique (France), “Biocarburants.” 2021.
- [10] D. Amsellem, O. Antoine, P. Copinschi, M. Hafner, and P. Laboué, “Perspectives d’évolution des biocarburants: Jeux des acteurs et enjeux fonciers,” *Inst. relations Int. Strat.*, 2021.
- [11] REN21, *Renewables 2021 Global Status report*. 2017.
- [12] European Commission, “RED II - Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources,” *Off. J. Eur. Union*, vol. 2018, no. L 328, pp. 82–209, 2018.
- [13] A. Camia *et al.*, “The use of Woody biomass for energy purposes in the EU,” *Publications Office Of The European Union*. 2021.
- [14] A. Agostini, J. Giuntoli, and A. Boulamanti, *Carbon accounting of forest bioenergy: conclusions and recommendations from a critical literature review*. 2014.
- [15] International Energy Agency, “Technology Roadmap - Delivering Sustainable Bioenergy.” 2017.
- [16] WWF France, “BIOMASSE : UN RÉEL POTENTIEL POUR LA TRANSITION ÉNERGÉTIQUE ?,” 2022.
- [17] One Earth, “Dangerous delusions: biomass is not a renewable energy source,” 2022. [Online]. Available: <https://www.oneearth.org/dangerous-delusions-biomass-is-not-a-renewable-energy-source/>.

- [18] E. Tamburini, M. Gaglio, G. Castaldelli, and E. A. Fano, "Is bioenergy truly sustainable when land-use-change (LUC) emissions are accounted for? The case-study of biogas from agricultural biomass in Emilia-Romagna region, Italy," *Sustain.*, vol. 12, no. 8, 2020.
- [19] J. Chen *et al.*, "A review of biomass burning: Emissions and impacts on air quality, health and climate in China," *Sci. Total Environ.*, vol. 579, no. November 2016, pp. 1000–1034, 2017.
- [20] D. Diop, "Impacts des technologies à émissions négatives de CO2 sur les ressources en eau." AgroParistech, 2019.
- [21] International Organization for Standardization (ISO), "ISO14040:2006 Environmental management-life cycle assessment-principles and framework," vol. 2006. 2006.
- [22] International Organization for Standardization (ISO), "ISO14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines," vol. 2006. 2006.
- [23] F. Verones *et al.*, "LCIA framework and crosscutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative," *J. Clean. Prod.*, vol. 161, pp. 957–967, 2017.
- [24] C. Bulle *et al.*, "IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 24, no. 9, pp. 1653–1674, Sep. 2019.
- [25] T. Koellner *et al.*, "UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 18, no. 6, pp. 1188–1202, May 2013.
- [26] A. M. Boulay *et al.*, "Consensus building on the development of a stress-based indicator for LCA-based impact assessment of water consumption: outcome of the expert workshops," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 20, no. 5, pp. 577–583, 2015.
- [27] E. Crenna, S. Sozzo, and S. Sala, "Natural biotic resources in LCA: Towards an impact assessment model for sustainable supply chain management," *J. Clean. Prod.*, vol. 172, pp. 3669–3684, 2018.
- [28] NRDC, "NRDC Report - Biofuel Sustainability Performance Guidelines," no. july, pp. 2–3, 2014.
- [29] N. I. H. A. Aziz, M. M. Hanafiah, and S. H. Gheewala, "A review on life cycle assessment of biogas production: Challenges and future perspectives in Malaysia," *Biomass and Bioenergy*, vol. 122. Elsevier Ltd, pp. 361–374, 01-Mar-2019.
- [30] E. M. M. Esteves, A. M. N. Herrera, V. P. P. Esteves, and C. do R. V. Morgado, "Life cycle assessment of manure biogas production: A review," *Journal of Cleaner Production*, vol. 219. Elsevier Ltd, pp. 411–423, 10-May-2019.
- [31] M. Martín-Gamboa, P. Marques, F. Freire, L. Arroja, and A. C. Dias, "Life cycle assessment of biomass pellets: A review of methodological choices and results," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 133, no. July, p. 110278, Nov. 2020.
- [32] R. Musule, J. Bonales-Revuelta, T. H. Mwampamba, R. M. Gallardo-Alvarez, O. Masera, and C. A. García, "Life Cycle Assessment of Forest-Derived Solid Biofuels: a Systematic Review of the Literature," *Bioenergy Res.*, no. 0123456789, 2021.
- [33] A. T. Ubando, D. R. T. Rivera, W. H. Chen, and A. B. Culaba, "A comprehensive review of life cycle assessment (LCA) of microalgal and lignocellulosic bioenergy products from

- thermochemical processes,” *Bioresour. Technol.*, vol. 291, no. May, p. 121837, Nov. 2019.
- [34] A. I. Osman, N. Mehta, A. M. Elgarahy, A. Al-Hinai, A. H. Al-Muhtaseb, and D. W. Rooney, “Conversion of biomass to biofuels and life cycle assessment: a review,” *Environ. Chem. Lett.*, vol. 19, no. 6, pp. 4075–4118, Dec. 2021.
- [35] A. Roos and S. Ahlgren, “Consequential life cycle assessment of bioenergy systems – A literature review,” *J. Clean. Prod.*, vol. 189, pp. 358–373, Jul. 2018.
- [36] F. Menten, B. Chèze, L. Patouillard, and F. Bouvart, “A review of LCA greenhouse gas emissions results for advanced biofuels: The use of meta-regression analysis,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 26, pp. 108–134, 2013.
- [37] C. Wolf, D. Klein, G. Weber-Blaschke, and K. Richter, “Systematic Review and Meta-Analysis of Life Cycle Assessments for Wood Energy Services,” *J. Ind. Ecol.*, vol. 20, no. 4, pp. 743–763, Aug. 2016.
- [38] S. Muench and E. Guenther, “A systematic review of bioenergy life cycle assessments,” *Appl. Energy*, vol. 112, pp. 257–273, 2013.
- [39] J. Giuntoli, A. Agostini, R. Edwards, and L. Marelli, *Solid and gaseous bioenergy pathways : input values and GHG emissions. JRC Science and Policy Reports*, no. 2010. 2015.
- [40] A. Agostini, J. Giuntoli, L. Marelli, and S. Amaducci, “Flaws in the interpretation phase of bioenergy LCA fuel the debate and mislead policymakers,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 25, no. 1, pp. 17–35, Jan. 2020.
- [41] H. Hosseinzadeh-Bandbafha, M. Aghbashlo, and M. Tabatabaei, “Life cycle assessment of bioenergy product systems: a critical review,” *e-Prime*, vol. 1, no. October, p. 100015, 2021.
- [42] F. Cherubini and A. H. Strømman, “Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges,” *Bioresour. Technol.*, vol. 102, no. 2, pp. 437–451, 2011.
- [43] D. R. Shonnard *et al.*, “A Review of Environmental Life Cycle Assessments of Liquid Transportation Biofuels in the Pan American Region,” *Environ. Manage.*, vol. 56, no. 6, pp. 1356–1376, 2015.
- [44] W. G. Liu, Z. Yu, X. F. Xie, K. Von Gadow, and C. H. Peng, “A critical analysis of the carbon neutrality assumption in life cycle assessment of forest bioenergy systems,” *Environ. Rev.*, vol. 26, no. 1, pp. 93–101, 2018.
- [45] A. Albers, P. Collet, A. Benoist, and A. Hélias, “Back to the future: dynamic full carbon accounting applied to prospective bioenergy scenarios,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 25, no. 7, pp. 1242–1258, 2020.
- [46] F. Ketzer, J. Skarka, and C. Rösch, “Critical Review of Microalgae LCA Studies for Bioenergy Production,” *BioEnergy Res.*, vol. 11, no. 1, pp. 95–105, Mar. 2018.
- [47] R. Rowe *et al.*, “Counting the cost of carbon in bioenergy systems: Sources of variation and hidden pitfalls when comparing life cycle assessments,” *Biofuels*, vol. 2, no. 6, pp. 693–707, 2011.
- [48] O. Hijazi, S. Munro, B. Zerhusen, and M. Effenberger, “Review of life cycle assessment for biogas production in Europe,” *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 54. Elsevier Ltd, pp. 1291–1300, 01-Feb-2016.

- [49] R. I. Muazu, A. L. Borrion, and J. A. Stegemann, "Life cycle assessment of biomass densification systems," *Biomass and Bioenergy*, vol. 107, no. November, pp. 384–397, 2017.
- [50] M. M. Czyrnek-Delêtre, B. M. Smyth, and J. D. Murphy, "Beyond carbon and energy: The challenge in setting guidelines for life cycle assessment of biofuel systems," *Renew. Energy*, vol. 105, pp. 436–448, May 2017.
- [51] Q. Tu, M. Eckelman, and J. Zimmerman, "Meta-analysis and Harmonization of Life Cycle Assessment Studies for Algae Biofuels," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 51, no. 17, pp. 9419–9432, 2017.
- [52] J. Li, Y. Wang, and B. Yan, "The hotspots of life cycle assessment for bioenergy: A review by social network analysis," *Sci. Total Environ.*, vol. 625, pp. 1301–1308, Jun. 2018.
- [53] H. Liu, Y. Huang, H. Yuan, X. Yin, and C. Wu, "Life cycle assessment of biofuels in China: Status and challenges," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 97, no. August, pp. 301–322, 2018.
- [54] F. Ardolino, G. F. Cardamone, F. Parrillo, and U. Arena, "Biogas-to-biomethane upgrading: A comparative review and assessment in a life cycle perspective," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 139, p. 110588, Apr. 2021.
- [55] E. Bargiacchi, D. Candelaresi, A. Valente, G. Spazzafumo, and S. Frigo, "Life Cycle Assessment of Substitute Natural Gas production from biomass and electrolytic hydrogen," *Int. J. Hydrogen Energy*, vol. 46, no. 72, pp. 35974–35984, Oct. 2021.
- [56] M. M. Parascanu, M. Kaltschmitt, A. Rödl, G. Soreanu, and L. Sánchez-Silva, "Life cycle assessment of electricity generation from combustion and gasification of biomass in Mexico," *Sustain. Prod. Consum.*, vol. 27, pp. 72–85, Jul. 2021.
- [57] A. Petrillo, M. Travaglioni, S. Di Fraia, L. Vanoli, D. Cirillo, and M. La Villetta, "Experimental study and Life Cycle Assessment of biomass small-scale trigeneration plant," *J. Clean. Prod.*, vol. 326, p. 129234, Dec. 2021.
- [58] B. Portner, A. Valente, and S. Guenther, "Sustainability Assessment of Combined Animal Fodder and Fuel Production from Microalgal Biomass," *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 18, no. 21, p. 11351, Oct. 2021.
- [59] M. Prestipino, F. Salmeri, F. Cucinotta, and A. Galvagno, "Thermodynamic and environmental sustainability analysis of electricity production from an integrated cogeneration system based on residual biomass: A life cycle approach," *Appl. Energy*, vol. 295, p. 117054, Aug. 2021.
- [60] N. Rinke Dias de Souza *et al.*, "Towards comparable carbon credits: Harmonization of lca models of cellulosic biofuels," *Sustain.*, vol. 13, no. 18, pp. 1–17, Sep. 2021.
- [61] M. Samer *et al.*, "Life cycle assessment of using laser treatment and nanomaterials to produce biogas through anaerobic digestion of slurry," *Environ. Dev. Sustain.*, vol. 23, no. 10, pp. 14683–14696, Oct. 2021.
- [62] A. M. Shinde, A. K. Dikshit, M. Odlare, E. Thorin, and S. Schwede, "Life cycle assessment of bio-methane and biogas-based electricity production from organic waste for utilization as a vehicle fuel," *Clean Technol. Environ. Policy*, vol. 23, no. 6, pp. 1715–1725, Aug. 2021.
- [63] C. Ternel, A. Bouter, and J. Melgar, "Life cycle assessment of mid-range passenger cars

- powered by liquid and gaseous biofuels: Comparison with greenhouse gas emissions of electric vehicles and forecast to 2030,” *Transp. Res. Part D Transp. Environ.*, vol. 97, p. 102897, Aug. 2021.
- [64] H. Zhou *et al.*, “Decarbonizing university campuses through the production of biogas from food waste: An LCA analysis,” *Renew. Energy*, vol. 176, pp. 565–578, Oct. 2021.
- [65] C. Mahon, M. K. Mediboyina, D. Gartland, and F. Murphy, “Life cycle assessment of Irish district heating systems: a comparison of waste heat pump, biomass-based and conventional gas boiler,” *Clean Technol. Environ. Policy*, no. 0123456789, Jan. 2022.
- [66] S. Benalia *et al.*, “Increasing the Content of Olive Mill Wastewater in Biogas Reactors for a Sustainable Recovery: Methane Productivity and Life Cycle Analyses of the Process,” *Foods*, vol. 10, no. 5, p. 1029, May 2021.
- [67] G. Bieker, “A GLOBAL COMPARISON OF THE LIFE-CYCLE GREENHOUSE GAS EMISSIONS OF COMBUSTION ENGINE AND ELECTRIC PASSENGER CARS,” 2021.
- [68] G. P. Nogueira, M. C. McManus, D. J. Leak, T. T. Franco, M. Oliveira de Souza Dias, and C. K. Nakao Cavaliero, “Are eucalyptus harvest residues a truly burden-free biomass source for bioenergy? A deeper look into biorefinery process design and Life Cycle Assessment,” *J. Clean. Prod.*, vol. 299, p. 126956, May 2021.
- [69] A. Schonhoff, N. D. Jablonowski, and P. Zapp, “Environmental competitiveness evaluation by life cycle assessment for solid fuels generated from *Sida hermaphrodita* biomass,” *Biomass and Bioenergy*, vol. 145, p. 105966, Feb. 2021.
- [70] S. Unnasch and L. Buchan, “Life Cycle Analysis of Renewable Fuel Standard Implementation for Thermal Pathways for Wood Pellets and Chips,” 2021.
- [71] J. Li, F. Xiong, and Z. Chen, “An integrated life cycle and water footprint assessment of nonfood crops based bioenergy production,” *Sci. Rep.*, vol. 11, no. 1, p. 3912, Dec. 2021.
- [72] M. Prussi *et al.*, “CORSA: The first internationally adopted approach to calculate life-cycle GHG emissions for aviation fuels,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 150, no. June, p. 111398, Oct. 2021.
- [73] ADEME *et al.*, “Analyse du Cycle de Vie du bois énergie collectif et industriel – Rapport,” 2021.
- [74] R. S. Capaz, J. A. Posada, P. Osseweijer, and J. E. A. Seabra, “The carbon footprint of alternative jet fuels produced in Brazil: exploring different approaches,” *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 166, no. October 2020, p. 105260, Mar. 2021.
- [75] A. Golberg, M. Polikovskiy, M. Epstein, P. M. Slegers, D. Drabik, and A. Kribus, “Hybrid solar-seaweed biorefinery for co-production of biochemicals, biofuels, electricity, and water: Thermodynamics, life cycle assessment, and cost-benefit analysis,” *Energy Convers. Manag.*, vol. 246, p. 114679, Oct. 2021.
- [76] H. Hosseinzadeh-Bandbafha *et al.*, “Safflower-based biorefinery producing a broad spectrum of biofuels and biochemicals: A life cycle assessment perspective,” *Sci. Total Environ.*, vol. 802, p. 149842, Jan. 2022.
- [77] L. Ioannou-Ttofa, S. Foteinis, A. Seifelnasr Moustafa, E. Abdelsalam, M. Samer, and D. Fatta-Kassinos, “Life cycle assessment of household biogas production in Egypt: Influence of digester volume, biogas leakages, and digestate valorization as biofertilizer,” *J. Clean.*

Prod., vol. 286, p. 125468, Mar. 2021.

- [78] Z. Khounani *et al.*, “Environmental life cycle assessment of different biorefinery platforms valorizing olive wastes to biofuel, phosphate salts, natural antioxidant, and an oxygenated fuel additive (triacetin),” *J. Clean. Prod.*, vol. 278, p. 123916, Jan. 2021.
- [79] M. Mainardis *et al.*, “Life cycle assessment of sewage sludge pretreatment for biogas production: From laboratory tests to full-scale applicability,” *J. Clean. Prod.*, vol. 322, p. 129056, Nov. 2021.
- [80] C. Moretti, I. Vera, M. Junginger, A. López-Contreras, and L. Shen, “Attributional and consequential LCAs of a novel bio-jet fuel from Dutch potato by-products,” *Sci. Total Environ.*, vol. 813, p. 152505, Mar. 2022.
- [81] ICAO, “CORSA Supporting Document: Eligible Fuels – Life Cycle Assessment Methodology,” no. June, p. 140, 2019.
- [82] H. Valin *et al.*, “The land use change impact of biofuels in the EU: Quantification of area and greenhouse gas impacts,” *Ecofys, IIASA E4tech Rep. Eur. Comm.*, p. 261, 2015.
- [83] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.
- [84] N. Jungbluth and C. Meili, “Recommendations for calculation of the global warming potential of aviation including the radiative forcing index,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 24, no. 3, pp. 404–411, 2019.
- [85] C. Vadenbo, S. Hellweg, and T. F. Astrup, “Let’s Be Clear(er) about Substitution: A Reporting Framework to Account for Product Displacement in Life Cycle Assessment,” *J. Ind. Ecol.*, vol. 21, no. 5, pp. 1078–1089, 2017.
- [86] G. Sonnemann and B. Vigon, “Global guidance principles for life cycle assessment databases,” *UNEP/SETAC Life Cycle Initiat.*, 2011.
- [87] B. P. Weidema, “Market information in life cycle assessment. Environmental Project No 863.,” Miljøstyrelsen, 2003.
- [88] L. Patouillard, “Régionalisation en analyse du cycle de vie : Analyse conséquentielle des filières alternatives pour le transport en France,” École Polytechnique de Montréal, 2018.
- [89] 2.-0 LCA consultant, “Consequential modeling in LCI,” 2022. [Online]. Available: https://www.youtube.com/playlist?list=PLdeMRDEdKW1uf9sr83G9vweym_q7dg44q.
- [90] R. J. Plevin, M. A. Delucchi, and F. Creutzig, “Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers,” *J. Ind. Ecol.*, vol. 18, no. 1, pp. 73–83, 2014.
- [91] B. a. Sandén and M. Karlström, “Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment,” *J. Clean. Prod.*, vol. 15, no. 15, pp. 1469–1481, Oct. 2007.
- [92] M. Brander, R. L. Burritt, and K. L. Christ, “Coupling attributional and consequential life cycle assessment: A matter of social responsibility,” *J. Clean. Prod.*, vol. 215, pp. 514–521, 2019.
- [93] B. P. Weidema, M. Pizzol, J. Schmidt, and G. Thoma, “Attributional or consequential Life

- Cycle Assessment: A matter of social responsibility," *J. Clean. Prod.*, vol. 174, pp. 305–314, 2018.
- [94] J. B. Guinée, S. Cucurachi, P. J. G. Henriksson, and R. Heijungs, "Digesting the alphabet soup of LCA," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 23, no. 7, pp. 1507–1511, 2018.
- [95] J. Schmidt and M. De Rosa, "Certified palm oil reduces greenhouse gas emissions compared to non-certified," *J. Clean. Prod.*, vol. 277, 2020.
- [96] D. Font Vivanco, V. Nechifor, J. Freire-González, and A. Calzadilla, "Economy-wide rebound makes UK's electric car subsidy fall short of expectations," *Appl. Energy*, vol. 297, no. May, 2021.
- [97] B. Weidema, *Geographical, Technological and Temporal Delimitations in LCA. UMIP 2003 method*. Danish Ministry of the Environment, 2005.
- [98] B. P. Weidema, N. Frees, and A.-M. Nielsen, "Marginal production technologies for life cycle inventories," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 4, no. 1, pp. 48–56, 1999.
- [99] J. M. Earles, A. Halog, P. Ince, and K. Skog, "Integrated Economic Equilibrium and Life Cycle Assessment Modeling for Policy-based Consequential LCA," *J. Ind. Ecol.*, vol. 17, no. 3, pp. 375–384, Jun. 2013.
- [100] T. Dandres, C. Gaudreault, P. Tirado-Seco, and R. Samson, "Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 15, no. 6, pp. 3121–3132, Aug. 2011.
- [101] L. Vandepaer, K. Treyer, C. Mutel, C. Bauer, and B. Amor, "The integration of long-term marginal electricity supply mixes in the ecoinvent consequential database version 3.4 and examination of modeling choices," *Int. J. Life Cycle Assess.*, pp. 1409–1428, 2018.
- [102] M. Brandão, E. Azzi, R. M. L. Novaes, and A. Cowie, "The modelling approach determines the carbon footprint of biofuels: The role of LCA in informing decision makers in government and industry," *Clean. Environ. Syst.*, vol. 2, no. March, p. 100027, 2021.
- [103] S. Suh *et al.*, "System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38, no. 3, pp. 657–664, Feb. 2004.
- [104] M. Agez *et al.*, "Correcting remaining truncations in hybrid life cycle assessment database compilation," *J. Ind. Ecol.*, p. jiec.13132, Apr. 2021.
- [105] T. Li, H. Zhang, Z. Liu, Q. Ke, and L. Alting, "A system boundary identification method for life cycle assessment," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 19, no. 3, pp. 646–660, 2014.
- [106] International Organization for Standardization (ISO), "ISO 14044:2006/Amd.2:2020 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines AMENDMENT 2," vol. 2006. 2020.
- [107] R. Heijungs *et al.*, "System Expansion and Substitution in LCA: A Lost Opportunity of ISO 14044 Amendment 2," *Front. Sustain.*, vol. 2, no. June, pp. 1–3, 2021.
- [108] A. Lévassieur and M. Brandão, "Etat de l'art sur le stockage/déstockage du carbone par la biomasse au sein des ACV," vol. 33, no. 0, pp. 0–84, 2014.
- [109] A. De Toni *et al.*, "Neutralite Carbone Des Organisations," *SCORELCA Study No. 2020-02*, vol. 33, no. 0, 2021.

- [110] T. Nemecek, J. Schnetzer, and J. Reinhard, "Updated and harmonised greenhouse gas emissions for crop inventories," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 21, no. 9, pp. 1361–1378, 2016.
- [111] P. Ciais *et al.*, "The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change," *Chang. IPCC Clim.*, pp. 465–570, 2013.
- [112] T. Nemecek and J. Schnetzer, "Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Data quality guideline for ecoinvent database version 3.0," *Agroscope Reckenholz-Tänikon Res. Stn. ART*, vol. 0, no. 15, p. 34, 2012.
- [113] W. Liu, Z. Yu, X. Xie, K. Von Gadow, and C. Peng, "A critical analysis of the carbon neutrality assumption in life cycle assessment of forest bioenergy systems," *Environmental Reviews*, vol. 26, no. 1. Canadian Science Publishing, pp. 93–101, 2018.
- [114] I. Muñoz and J. H. Schmidt, "Methane oxidation, biogenic carbon, and the IPCC's emission metrics. Proposal for a consistent greenhouse-gas accounting," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 21, no. 8, pp. 1069–1075, 2016.
- [115] G. Myhre *et al.*, "Anthropogenic and natural radiative forcing," 2013.
- [116] P. A. Arias, N. Bellouin, and K. Z. E. Coppola, R.G. Jones, G. Krinner, J. Marotzke, V. Naik, M.D. Palmer, G.-K. Plattner, J. Rogelj, M. Rojas, J. Sillmann, T. Storelvmo, P.W. Thorne, B. Trewin, K. Achuta Rao, B. Adhikary, R.P. Allan, K. Armour, G. Bala, R. Barimalala, S. Berger, J.G. Canad, "Technical summary," 2021.
- [117] T. H. Christensen, E. Gentil, A. Boldrin, A. W. Larsen, B. P. Weidema, and M. Hauschild, "C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems," *Waste Manag. Res. J. a Sustain. Circ. Econ.*, vol. 27, no. 8, pp. 707–715, Nov. 2009.
- [118] W. Liu *et al.*, "Analysis of the Global Warming Potential of Biogenic CO₂ Emission in Life Cycle Assessments," *Nat. Sci. Reports*, vol. 7, no. 1, p. 39857, Feb. 2017.
- [119] M. Prussi, M. Yugo, L. De Prada, M. Padella, R. Edwards, and L. Lonza, *JEC Well-to-Tank report v5*. 2020.
- [120] A. Albers, P. Collet, D. Lorne, A. Benoist, and A. Hélias, "Coupling partial-equilibrium and dynamic biogenic carbon models to assess future transport scenarios in France," *Appl. Energy*, vol. 239, no. February, pp. 316–330, 2019.
- [121] M. Brandão, M. U. F. Kirschbaum, A. L. Cowie, and S. V. Hjulær, "Quantifying the climate change effects of bioenergy systems: Comparison of 15 impact assessment methods," *GCB Bioenergy*, vol. 11, no. 5, pp. 727–743, 2019.
- [122] UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, "Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 1." 2016.
- [123] O. Jolliet *et al.*, "Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: impacts of climate change, fine particulate matter formation, water consumption and land use," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 23, no. 11, pp. 2189–2207, 2018.
- [124] J. Lynch, M. Cain, R. Pierrehumbert, and M. Allen, "Demonstrating GWP: A means of reporting warming-equivalent emissions that captures the contrasting impacts of short- and long-lived climate pollutants," *Environ. Res. Lett.*, vol. 15, no. 4, 2020.

- [125] P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, and J.-P. Steyer, "Time and Life Cycle Assessment: How to take time into account in the inventory step?," in *Towards Life Cycle Sustainability Management*, M. Finkbeiner, Ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011, pp. 119–130.
- [126] D. Beloin-Saint-Pierre, A. Levasseur, M. Margni, and I. Blanc, "Implementing a Dynamic Life Cycle Assessment Methodology with a Case Study on Domestic Hot Water Production," *J. Ind. Ecol.*, vol. 21, no. 5, pp. 1128–1138, Oct. 2017.
- [127] A. Ventura, "Conceptual issue of the dynamic GWP indicator and solution," *Int. J. Life Cycle Assess.*, no. 0123456789, 2022.
- [128] A. Levasseur, P. Lesage, M. Margni, L. Deschênes, and R. Samson, "Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments.," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 44, no. 8, pp. 3169–74, Apr. 2010.
- [129] A. Levasseur, "DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DYNAMIQUE POUR L'ÉVALUATION DES IMPACTS SUR LE," 2011.
- [130] F. Cherubini, G. P. Peters, T. Berntsen, A. H. Strømman, and E. Hertwich, "CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: Atmospheric decay and contribution to global warming," *GCB Bioenergy*, vol. 3, no. 5, pp. 413–426, 2011.
- [131] M. Head, P. Bernier, A. Levasseur, R. Beauregard, and M. Margni, "Forestry carbon budget models to improve biogenic carbon accounting in life cycle assessment," *J. Clean. Prod.*, vol. 213, pp. 289–299, 2019.
- [132] M. Head, P. Bernier, A. Levasseur, R. Beauregard, and M. Margni, "Forestry carbon budget models to improve biogenic carbon accounting in life cycle assessment," *J. Clean. Prod.*, vol. 213, pp. 289–299, Mar. 2019.
- [133] T. Koellner *et al.*, "Principles for life cycle inventories of land use on a global scale," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 18, pp. 1203–1215, 2013.
- [134] A. Benoist and C. Bessou, "PRISE EN COMPTE EN ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV) DU LIEN USAGE DES SOLS – CHANGEMENT CLIMATIQUE : REVUE CRITIQUE DES METHODOLOGIES EXISTANTES," *Proj. SOCLE, soil Org. carbon Chang. LCA, which Eval. to Improv. Environ. assessments?*, 2018.
- [135] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), "Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems," pp. 1–864, 2019.
- [136] UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, "Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 2," 2019.
- [137] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use." 2006.
- [138] M. De Rosa, M. T. Knudsen, and J. E. Hermansen, "A comparison of Land Use Change models: Challenges and future developments," *J. Clean. Prod.*, vol. 113, pp. 183–193, 2016.
- [139] C. Bessou *et al.*, "Soil organic carbon changes in LCA, which evaluations to improve environmental assessments? - Rapport de synthèse," *Proj. SOCLE, soil Org. carbon Chang. LCA, which Eval. to Improv. Environ. assessments?*, p. 19, 2018.

- [140] R. Müller-Wenk and M. Brandão, "Climatic impact of land use in LCA-carbon transfers between vegetation/soil and air," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 15, no. 2, pp. 172–182, 2010.
- [141] V. Cao, M. Margni, B. D. Favis, and L. Deschênes, "Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services," *J. Clean. Prod.*, vol. 94, pp. 56–66, 2015.
- [142] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), "Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application," 2019.
- [143] M. Prussi, M. Yugo, L. De Prada, M. Padella, R. Edwards, and L. Lonza, *JEC Well-to-Tank report v5*. 2020.
- [144] D. R. Kanter, S. M. Ogle, and W. Winiwarter, "Building on Paris: integrating nitrous oxide mitigation into future climate policy," *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, vol. 47, pp. 7–12, 2020.
- [145] J. Liebetrau *et al.*, *Methane emissions from biogas plants: methods for measurement, results and effect on greenhouse gas balance of electricity produced*. 2017.
- [146] E. Grubert, "At scale, renewable natural gas systems could be climate intensive: The influence of methane feedstock and leakage rates," *Environ. Res. Lett.*, vol. 15, no. 8, 2020.
- [147] K. A. Lyng and A. Brekke, "Environmental life cycle assessment of biogas as a fuel for transport compared with alternative fuels," *Energies*, vol. 12, no. 3, pp. 1–12, 2019.
- [148] J. Das, H. Ravishankar, and P. N. L. Lens, "Biological biogas purification: Recent developments, challenges and future prospects," *J. Environ. Manage.*, vol. 304, no. December 2021, p. 114198, 2022.
- [149] J. M. Bergthorson and M. J. Thomson, "A review of the combustion and emissions properties of advanced transportation biofuels and their impact on existing and future engines," *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 42, pp. 1393–1417, Feb. 2015.
- [150] A. Huss *et al.*, *JEC Tank-To-Wheels report v5: Passenger cars*. 2020.
- [151] M. Prussi, M. Yugo, L. De Prada, M. Padella, and M. Edwards, *JEC Well-To-Wheels report v5*. 2020.
- [152] A. Bjørn, S. M. Lloyd, M. Brander, and H. D. Matthews, "Renewable energy certificates allow companies to overstate their emission reductions," vol. 12, no. June, pp. 508–509, 2022.
- [153] A. Bjørn, S. M. Lloyd, M. Brander, and H. D. Matthews, "Renewable energy certificates threaten the integrity of corporate science-based targets," *Nat. Clim. Chang.*, vol. 12, no. 6, pp. 539–546, Jun. 2022.
- [154] V. Colomb *et al.*, "AGRIBALYSE, the French LCI database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling.," *OCL - Oilseeds Fats, Crop. Lipids*, vol. 22, no. 1, p. D104, 2015.
- [155] T. Nemecek, X. Bengoa, V. Rossi, S. Humbert, J. Lansche, and P. Mouron, "World Food LCA Database: Methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products. Version 3.5," no. 1, p. 88, 2019.
- [156] G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, and B. Weidema, "The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 21, no. 9, pp. 1218–1230, 2016.

- [157] A. Kounina *et al.*, “Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 18, no. 3, pp. 707–721, Oct. 2012.
- [158] A. M. Boulay *et al.*, “The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE),” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 23, no. 2, pp. 368–378, 2018.
- [159] C. Bulle *et al.*, “IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method - Supporting information,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 24, no. 9, pp. 1653–1674, Sep. 2019.
- [160] M. Goedkoop, R. Heijungs, A. De Schryver, J. Struijs, and R. van Zelm, “ReCiPe 2008. A LCIA method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Characterisation.,” *A life cycle impact ...*, p. 133, 2013.
- [161] G. Myhre *et al.*, “Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Supplementary Material to the IPCC Fifth Assessment Report. Chapter 8. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing,” 2013.
- [162] O. Boucher, P. Friedlingstein, B. Collins, and K. P. Shine, “The indirect global warming potential and global temperature change potential due to methane oxidation,” *Environ. Res. Lett.*, vol. 4, no. 4, 2009.
- [163] M. Prussi *et al.*, “CORSA: The first internationally adopted approach to calculate life-cycle GHG emissions for aviation fuels,” *Renew. Sustain. Energy Rev.*, vol. 150, no. June, 2021.
- [164] C. A. S. Hall, S. Balogh, and D. J. R. Murphy, “What is the minimum EROI that a sustainable society must have?,” *Energies*, vol. 2, no. 1, pp. 25–47, 2009.
- [165] W. Prananta and I. Kubiszewski, “Assessment of Indonesia’s future renewable energy plan: A meta-analysis of biofuel energy return on investment (eroi),” *Energies*, vol. 14, no. 10, 2021.
- [166] I. Capellán-Pérez, C. de Castro, and L. J. Miguel González, “Dynamic Energy Return on Energy Investment (EROI) and material requirements in scenarios of global transition to renewable energies,” *Energy Strateg. Rev.*, vol. 26, no. September 2018, p. 100399, 2019.
- [167] E. Crenna, S. Sozzo, and S. Sala, “Natural biotic resources in LCA: Towards an impact assessment model for sustainable supply chain management,” *J. Clean. Prod.*, vol. 172, pp. 3669–3684, Jan. 2018.
- [168] D. Maia de Souza, G. R. Lopes, J. Hansson, and K. Hansen, “Ecosystem services in life cycle assessment: A synthesis of knowledge and recommendations for biofuels,” *Ecosyst. Serv.*, vol. 30, pp. 200–210, 2018.
- [169] D. D’Amato, M. Gaio, and E. Semenzin, “A review of LCA assessments of forest-based bioeconomy products and processes under an ecosystem services perspective,” *Sci. Total Environ.*, vol. 706, p. 135859, 2020.
- [170] E. M. Alexandre, P. M. van Bodegom, and J. B. Guinée, “Towards an optimal coverage of ecosystem services in LCA,” *J. Clean. Prod.*, vol. 231, pp. 714–722, Sep. 2019.
- [171] L. Patouillard, P. Collet, P. Lesage, P. Tirado Seco, C. Bulle, and M. Margni, “Prioritizing regionalization efforts in life cycle assessment through global sensitivity analysis: a sector meta-analysis based on ecoinvent v3,” *Int. J. Life Cycle Assess.*, pp. 1–17, May 2019.

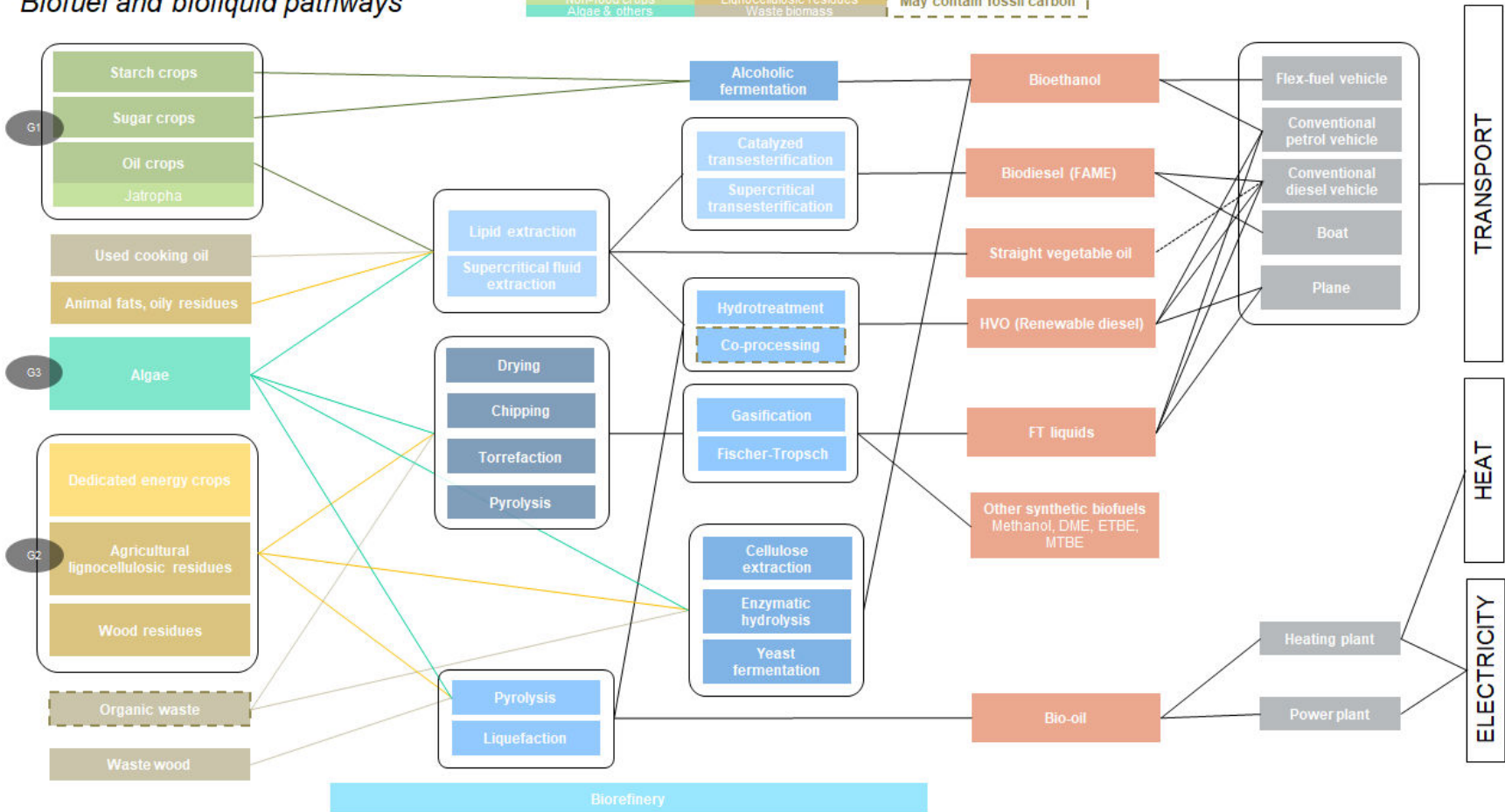
- [172] A. K. Boulamanti, S. Donida Maglio, J. Giuntoli, and A. Agostini, "Influence of different practices on biogas sustainability," *Biomass and Bioenergy*, vol. 53, pp. 149–161, 2013.
- [173] T. Bruckner *et al.*, "Chapter 7 - Energy systems, Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change," *IPCC 5th*, 2014.
- [174] A. Elgowainy and M. Wang, "Overview of Life Cycle Analysis (LCA) with the GREET® Model," 2019.
- [175] H. Kwon and U. Lee, "Life Cycle Analysis (LCA) of Biofuels and Land Use Change with the GREET® Model," 2019.
- [176] B. Steubing, G. Wernet, J. Reinhard, C. Bauer, and E. Moreno-Ruiz, "The ecoinvent database version 3 (part II): analyzing LCA results and comparison to version 2," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 21, no. 9, pp. 1269–1281, 2016.
- [177] ADEME, "Forêt, bois énergie et changement climatique," 2022.
- [178] S. Pauliuk, "Characterization factors for material flow accounting (material footprint) for process-based LCA – Documentation for ecoinvent 3.7.1 and 3.8 in openLCA," *Ind. Ecol. Freibg. Work. Pap. 3(2022)*, no. April, pp. 1–32, 2022.
- [179] A. C. G. Donke *et al.*, "Integrating regionalized Brazilian land use change datasets into the ecoinvent database: new data, premises and uncertainties have large effects in the results," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 25, no. 6, pp. 1027–1042, 2020.
- [180] E. M. Ruiz, "White Paper : Consideration of land use change," pp. 1–27, 2017.
- [181] V. Kyttä, M. Roitto, A. Astaptsev, M. Saarinen, and H. L. Tuomisto, "Review and expert survey of allocation methods used in life cycle assessment of milk and beef," *Int. J. Life Cycle Assess.*, vol. 27, no. 2, pp. 191–204, 2022.

Annexe A :

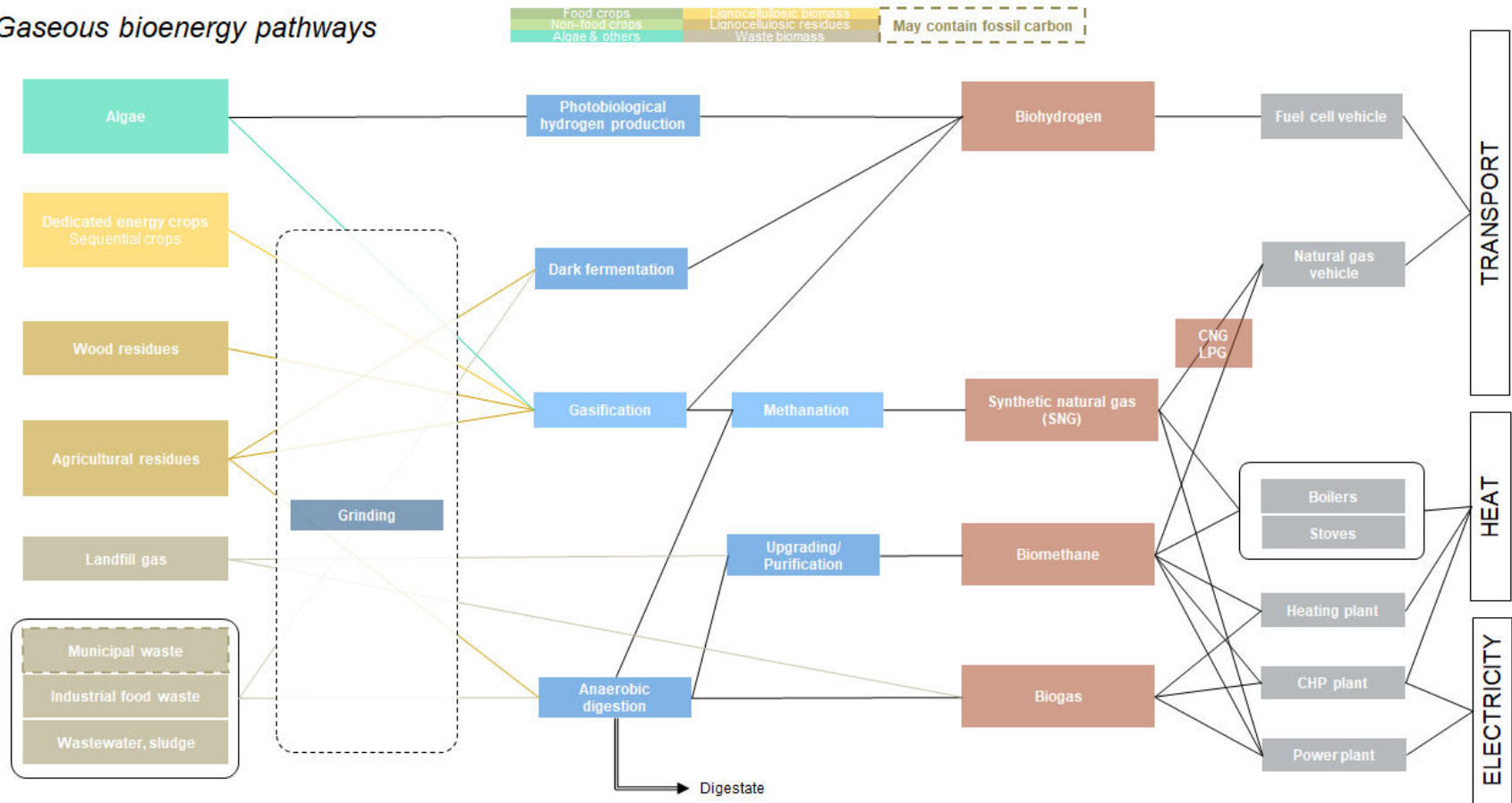
Les filières détaillées pour la biomasse énergie

Biofuel and bioliquid pathways

Food crops
Non-food crops
Algae & others
Lignocellulosic biomass
Lignocellulosic residues
Waste biomass
May contain fossil carbon

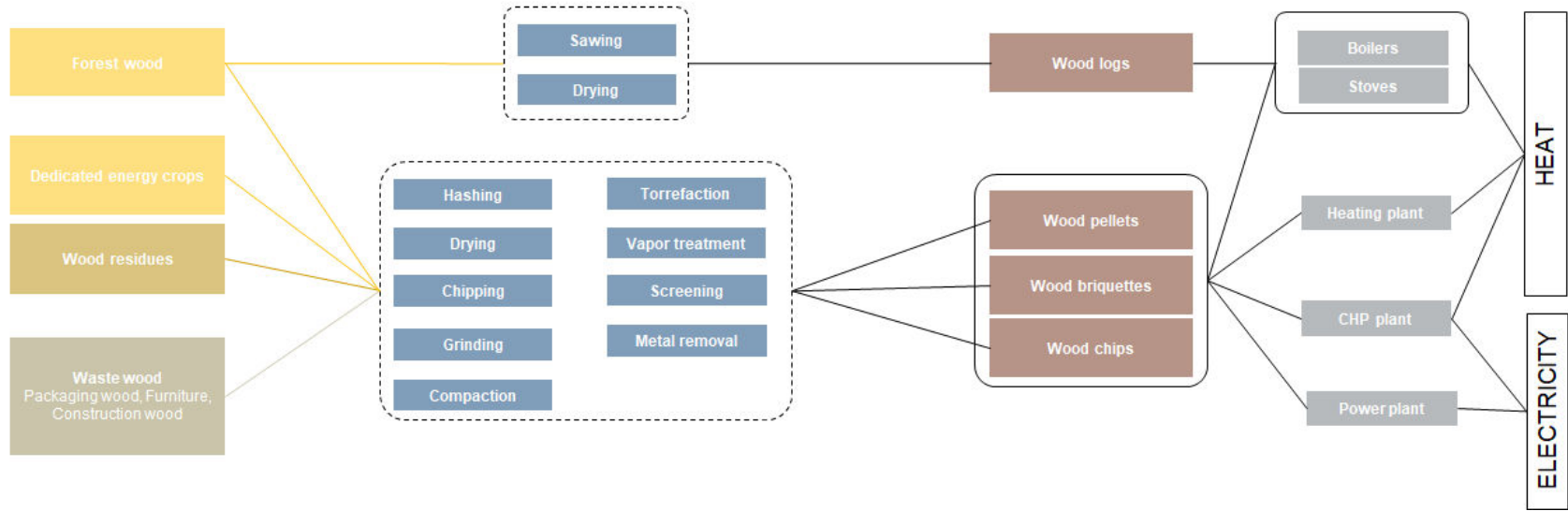


Gaseous bioenergy pathways



Wood solid fuel pathways

Food crops
Lignocellulosic biomass
May contain fossil carbon
Non-food crops
Lignocellulosic residues
Algae & others
Waste biomass



ID	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
1	Biocarburants liquides	G1	Cultures conventionnelles	Cultures amylicées	Bioéthanol	Fermentation alcoolique	Drêches	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
2	Biocarburants liquides	G1	Cultures conventionnelles	Cultures saccharifères	Bioéthanol	Fermentation alcoolique	Bagasse	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
3	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
4	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Herbes	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
5	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
6	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
7	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
8	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers secondaires	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
9	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Déchets organiques	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
10	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour les carbohydrates	Bioéthanol	Hydrolyse enzymatique	Lignine	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport routier / Véhicule Flex-fuel
11	Biocarburants liquides	G1	Cultures conventionnelles	Cultures d'oléagineux	Biodiesel (FAME)	Extraction des lipides + Transestérification catalytique	Tourteaux + Glycérine brute	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport maritime
12	Biocarburants liquides	G1bis	Cultures énergétiques dédiées	Cultures d'oléagineux	Biodiesel (FAME)	Extraction des lipides + Transestérification catalytique	Tourteaux + Glycérine brute	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport maritime
13	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Biodiesel (FAME)	Extraction des lipides + Transestérification catalytique	Tourteaux + Glycérine brute	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport maritime
14	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Biodiesel (FAME)	Extraction des lipides + Transestérification catalytique	Tourteaux + Glycérine brute	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport maritime
15	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Huiles usagées	Biodiesel (FAME)	Extraction des lipides + Transestérification catalytique	Glycérine brute	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport maritime
16	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour l'huile	Biodiesel (FAME)	Extraction des lipides + Transestérification catalytique	Tourteaux + Glycérine brute	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport maritime

I D	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
17	Biocarburants liquides	G1	Cultures conventionnelles	Cultures d'oléagineux	Huile végétale brute	Extraction des lipides	Tourteaux	Transport routier / Autre
18	Biocarburants liquides	G1bis	Cultures énergétiques dédiées	Cultures d'oléagineux	Huile végétale brute	Extraction des lipides	Tourteaux	Transport routier / Autre
19	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Huile végétale brute	Extraction des lipides	Tourteaux	Transport routier / Autre
20	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Huile végétale brute	Extraction des lipides	Tourteaux	Transport routier / Autre
21	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Huiles usagées	Huile végétale brute	Extraction des lipides		Transport routier / Autre
22	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour l'huile	Huile végétale brute	Extraction des lipides	Tourteaux	Transport routier / Autre
23	Biocarburants liquides	G1	Cultures conventionnelles	Cultures d'oléagineux	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Hydrotraitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
24	Biocarburants liquides	G1bis	Cultures énergétiques dédiées	Cultures d'oléagineux	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Hydrotraitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
25	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Hydrotraitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
26	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Hydrotraitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
27	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Huiles usagées	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Hydrotraitement	Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
28	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour l'huile	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Hydrotraitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
29	Biocarburants liquides	G1	Cultures conventionnelles	Cultures d'oléagineux	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Co-traitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
30	Biocarburants liquides	G1bis	Cultures énergétiques dédiées	Cultures d'oléagineux	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Co-traitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
31	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Co-traitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
32	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Co-traitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
33	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Huiles usagées	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Co-traitement	Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien

I D	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
34	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour l'huile	HVO (Diesel renouvelable)	Extraction des lipides + Co-traitement	Tourteaux + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
35	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
36	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Herbes	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
37	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
38	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
39	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
40	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers secondaires	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
41	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Bois déchets	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
42	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour les carbohydrates	HVO (Diesel renouvelable)	Pyrolyse + Hydrotraitement	Biocharbon + Électricité et chaleur	Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
43	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
44	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Herbes	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
45	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
46	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
47	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
48	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers secondaires	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
49	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Déchets organiques	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien
50	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour les carbohydrates	Liquides FT	Gazéification + Fischer-Tropsch		Transport routier / Véhicule conventionnel + Transport aérien

I D	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
5 1	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 2	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Herbes	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 3	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 4	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 5	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 6	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers secondaires	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 7	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Déchets organiques	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 8	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour les carbohydrates	Autres biocarburants synthétiques	Gazéification + Fischer-Tropsch		
5 9	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 0	Biocarburants liquides	G2	Cultures énergétiques dédiées	Herbes	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 1	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 2	Biocarburants liquides	G2	Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 3	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 4	Biocarburants liquides	G2	Résidus de bois	Résidus forestiers secondaires	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 5	Biocarburants liquides	Avancée	Biomasse déchets	Bois déchets	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 6	Biocarburants liquides	G3	Algues	Microalgues / Pour les carbohydrates	Bio-huile	Pyrolyse	Biocharbon	Chaleur + Électricité
6 7	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Biohydrogène	Fermentation sombre		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible

I D	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
68	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Biohydrogène	Fermentation sombre		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
69	Bioénergie gazeuse		Biomasse déchets	Déchets organiques	Biohydrogène	Fermentation sombre		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
70	Bioénergie gazeuse		Cultures énergétiques dédiées	Herbes	Biohydrogène	Gazéification		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
71	Bioénergie gazeuse		Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	Biohydrogène	Gazéification		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
72	Bioénergie gazeuse		Résidus de bois	Résidus forestiers secondaires	Biohydrogène	Gazéification		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
73	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires	Biohydrogène	Gazéification		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
74	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Biohydrogène	Gazéification		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
75	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Biohydrogène	Gazéification		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
76	Bioénergie gazeuse		Algues	Microalgues / Pour les carbohydrates	Biohydrogène	Gazéification		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
77	Bioénergie gazeuse		Algues	Microalgues / Producteur d'énergie	Biohydrogène	Production photobiologique d'hydrogène		Transport routier / Véhicule avec pile à combustible
78	Bioénergie gazeuse		Cultures énergétiques dédiées	Herbes	Gaz naturel synthétique (SNG)	Gazéification + Méthanation		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
79	Bioénergie gazeuse		Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	Gaz naturel synthétique (SNG)	Gazéification + Méthanation		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
80	Bioénergie gazeuse		Résidus de bois	Résidus forestiers secondaires	Gaz naturel synthétique (SNG)	Gazéification + Méthanation		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
81	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles primaires	Gaz naturel synthétique (SNG)	Gazéification + Méthanation		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
82	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Gaz naturel synthétique (SNG)	Gazéification + Méthanation		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
83	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Gaz naturel synthétique (SNG)	Gazéification + Méthanation		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
84	Bioénergie gazeuse		Algues	Microalgues / Pour les carbohydrates	Gaz naturel synthétique (SNG)	Gazéification + Méthanation		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
85	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Gaz naturel synthétique (SNG)	Digestion anaérobieque + Méthanation	Digestat	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
86	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Gaz naturel synthétique (SNG)	Digestion anaérobieque + Méthanation	Digestat	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel

I D	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
87	Bioénergie gazeuse		Biomasse déchets	Déchets organiques	Gaz naturel synthétique (SNG)	Digestion anaérobique + Méthanation	Digestat	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
88	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Biométhane	Digestion anaérobique + Purification	Digestat	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
89	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Biométhane	Digestion anaérobique + Purification	Digestat	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
90	Bioénergie gazeuse		Biomasse déchets	Déchets organiques	Biométhane	Digestion anaérobique + Purification	Digestat	Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
91	Bioénergie gazeuse		Biomasse déchets	Gaz d'enfouissement	Biométhane	Purification		Chaleur + Électricité + Transport routier / Véhicule au gaz naturel
92	Bioénergie gazeuse		Biomasse déchets	Gaz d'enfouissement	Biogaz			Chaleur + Électricité
93	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir de plantes	Biogaz	Digestion anaérobique	Digestat	Chaleur + Électricité
94	Bioénergie gazeuse		Résidus agricoles	Résidus agricoles secondaires / À partir d'animaux	Biogaz	Digestion anaérobique	Digestat	Chaleur + Électricité
95	Bioénergie gazeuse		Biomasse déchets	Déchets organiques	Biogaz	Digestion anaérobique	Digestat	Chaleur + Électricité
96	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie conventionnelle	Buches de bois	Préparation des combustibles solides	Residus de bois	Chaleur
97	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie à courte rotation	Buches de bois	Préparation des combustibles solides	Residus de bois	Chaleur
98	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Forêts naturelles	Buches de bois	Préparation des combustibles solides	Residus de bois	Chaleur
99	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie conventionnelle	Granulés	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
100	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie à courte rotation	Granulés	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
101	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Forêts naturelles	Granulés	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
102	Combustibles de biomasse solide		Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	Granulés	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
103	Combustibles de biomasse solide		Résidus de bois	Résidus forestiers primaires	Granulés	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
104	Combustibles de biomasse solide		Residus de bois	Résidus forestiers secondaires	Granulés	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité

I D	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
105	Combustibles de biomasse solide		Biomasse déchets	Bois déchets	Granulés	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
106	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie conventionnelle	Briquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
107	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie à courte rotation	Briquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
108	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Forêts naturelles	Briquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
109	Combustibles de biomasse solide		Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	Briquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
110	Combustibles de biomasse solide		Residus de bois	Résidus forestiers primaires	Briquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
111	Combustibles de biomasse solide		Residus de bois	Résidus forestiers secondaires	Briquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
112	Combustibles de biomasse solide		Biomasse déchets	Bois déchets	Briquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
113	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie conventionnelle	Plaquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
114	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Foresterie à courte rotation	Plaquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
115	Combustibles de biomasse solide		Bois brut	Forêts naturelles	Plaquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
116	Combustibles de biomasse solide		Cultures énergétiques dédiées	Taillis à courte rotation	Plaquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
117	Combustibles de biomasse solide		Residus de bois	Résidus forestiers primaires	Plaquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
118	Combustibles de biomasse solide		Residus de bois	Résidus forestiers secondaires	Plaquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité
119	Combustibles de biomasse solide		Biomasse déchets	Bois déchets	Plaquettes	Préparation des combustibles solides		Chaleur + Électricité

ID	Type de bioénergie	Génération de biomasse	Type de biomasse	De [biomasse]	Vers [produit bioénergétique]	Via [procédé de conversion]	Coproduits principaux	Utilisation potentielle
120	Autre		Biomasse déchets	Déchets organiques	Bioélectricité	Pile à combustible microbienne photosynthétique		Électricité

Annexe B :
Détails sur la littérature récente sur l'ACV des bioénergies

Topic	Option	Number of studies containing this option	% of studies containing this option	ADEME (2021)	Ardolino et al. (2021)	Bargiacchi et al. (2021)	Benalia et al. (2021)	Bleker (2021)	Capaz et al. (2021)	Golberg et al. (2021)	Hosseinzadeh-Bandbafha et al. (2022)	Iannou-Ttofa et al. (2021)	Khounani et al. (2021)	Li et al. (2021)	Mahon et al. (2022)	Mainardis et al. (2021)	Moretti et al. (2022)	Nogueira et al. (2021)	Parascanu et al. (2021)	Petrillo et al. (2021)	Portner et al. (2022)	Prestipino et al. (2021)	Prussi et al. (2021)	Rinke Dias de Souza et al. (2021)	Samer et al. (2021)	Schonhoff et al. (2021)	Shinde et al. (2021)	Ternel et al. (2021)	Unnasch et al. (2021)	Zhou et al. (2021)				
	Waste biomass / Organic waste	2	7%													x															x			
	Waste biomass / Organic waste / MSW	1	4%		x																													
	Waste biomass / Organic waste + Dedicated energy crops / Grasses	1	4%																									x						
	Waste biomass / Other	1	4%																				x											
	Waste biomass / Used cooking oil	3	11%					x	x														x											
	Wood residues / Primary forestry residues	6	22%	x						x						x			x		x													
	Wood residues / Secondary forestry residues	1	4%	x																														
	Waste biomass / Wood waste	1	4%	x																														
Bioenergetic products	Electricity / Biorefinery	1	4%															x																
	Electricity + Heat / Biorefinery	1	4%							x																								
	Gaseous bioenergy / Biogas	6	22%				x					x		x											x		x					x		
	Gaseous bioenergy / Biomethane	3	11%		x											x												x						
	Gaseous bioenergy / Syngas	2	7%																		x		x											
	Gaseous bioenergy / Synthetic natural gas (SNG)	1	4%				x																											
	Liquid biofuels /	1	4%																												x			
	Liquid biofuels / Biodiesel (FAME)	2	7%					x						x																				

Topic	Option	Number of studies containing this option	% of studies containing this option	ADEME (2021)	Ardolino et al. (2021)	Bargiacchi et al. (2021)	Benalia et al. (2021)	Bleker (2021)	Capaz et al. (2021)	Golberg et al. (2021)	Hosseinzadeh-Bandbafha et al. (2022)	Iannou-Ttofa et al. (2021)	Khounani et al. (2021)	Li et al. (2021)	Mahon et al. (2022)	Maimardis et al. (2021)	Moretti et al. (2022)	Nogueira et al. (2021)	Parascanu et al. (2021)	Petrillo et al. (2021)	Portner et al. (2022)	Prestipino et al. (2021)	Prussi et al. (2021)	Rinke Dias de Souza et al. (2021)	Samer et al. (2021)	Schonhoff et al. (2021)	Shinde et al. (2021)	Ternel et al. (2021)	Unnasch et al. (2021)	Zhou et al. (2021)		
	Thermochemical conversion / Combustion	2	7%																x								x					
	Thermochemical conversion / Fischer-Tropsch	2	7%						x														x									
	Thermochemical conversion / Gasification	2	7%																		x		x									
	Thermochemical conversion / Gasification + combustion	1	4%																	x												
	Thermochemical conversion / Hydrotreatment	4	15%					x	x													x		x								
	Thermochemical conversion / Methanation	1	4%			x																										
	Transesterification / Catalyzed transesterification	1	4%					x																								
Final use	Electricity / Biorefinery	1	4%															x														
	Electricity / CHP plant	2	7%										x										x									
	Electricity / CHP plant + Transport / Road transport	1	4%																									x				
	Electricity / Power plant	4	15%				x										x			x												x
	Electricity + Heat / Biorefinery	1	4%							x																						
	Electricity + Heat / CHP plant	2	7%																			x				x						
	Heat / CHP plant	1	4%	x																												
	Heat / Heat plant	4	15%	x												x												x			x	
	Not specified /	5	19%			x						x	x						x													
Transport / Air transport	3	11%							x														x									

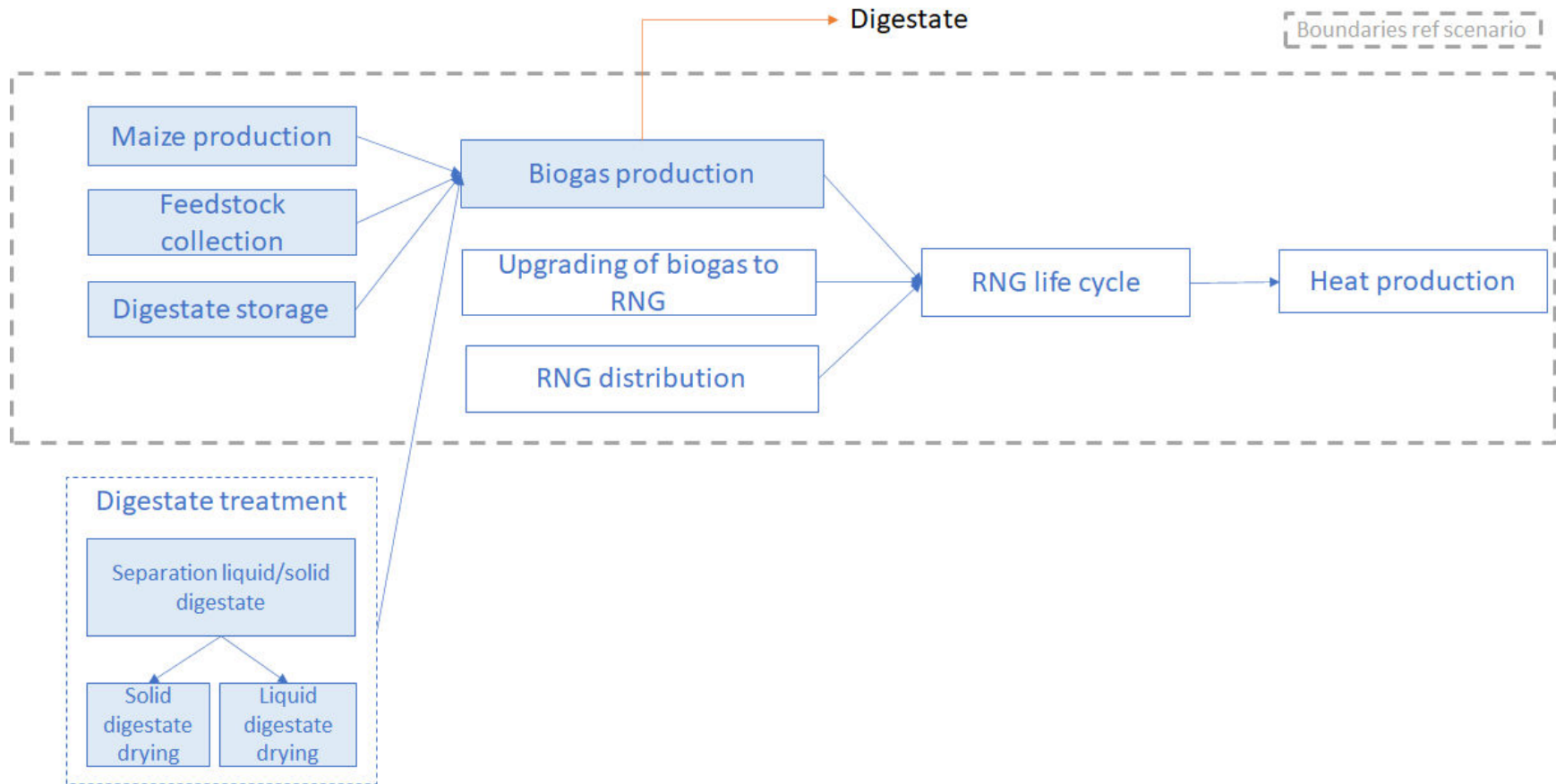
Topic	Option	Number of studies containing this option	% of studies containing this option	ADEME (2021)	Ardolino et al. (2021)	Bargiacchi et al. (2021)	Benalia et al. (2021)	Bleker (2021)	Capaz et al. (2021)	Golberg et al. (2021)	Hosseinzadeh-Bandbafha et al. (2022)	Iannou-Ttofa et al. (2021)	Khounani et al. (2021)	Li et al. (2021)	Mahon et al. (2022)	Maimardis et al. (2021)	Moretti et al. (2022)	Nogueira et al. (2021)	Parascanu et al. (2021)	Petrillo et al. (2021)	Portner et al. (2022)	Prestipino et al. (2021)	Prussi et al. (2021)	Rinke Dias de Souza et al. (2021)	Samer et al. (2021)	Schonhoff et al. (2021)	Shinde et al. (2021)	Ternel et al. (2021)	Unnasch et al. (2021)	Zhou et al. (2021)	
	Transport / Road transport	6	22%		x			x					x											x				x	x		
Functional unit	input related	4	15%		x					x			x			x															
	output related	23	85%	x		x	x	x	x		x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Type of LCA	Attributional	27	100%	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Consequential	2	7%						x								x														
System boundaries	Cradle to gate	12	44%	x			x			x	x	x	x		x			x	x	x				x		x					
	Cradle to grave	9	33%			x								x		x					x	x				x			x	x	
	Gate to Wheel	1	4%		x																										
	Well to Wake	3	11%							x							x							x							
	Well to Wheel	2	7%																											x	
LUC included?	No	21	78%	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x
	Yes	9	33%	x				x	x		x						x						x	x				x	x		
Approach for biogenic CO2	carbon neutrality	13	48%		x			x	x		x				x						x	x	x	x				x	x	x	
	not specified	12	44%				x	x		x		x	x	x		x		x	x	x					x						x
	Release only	1	4%																							x					

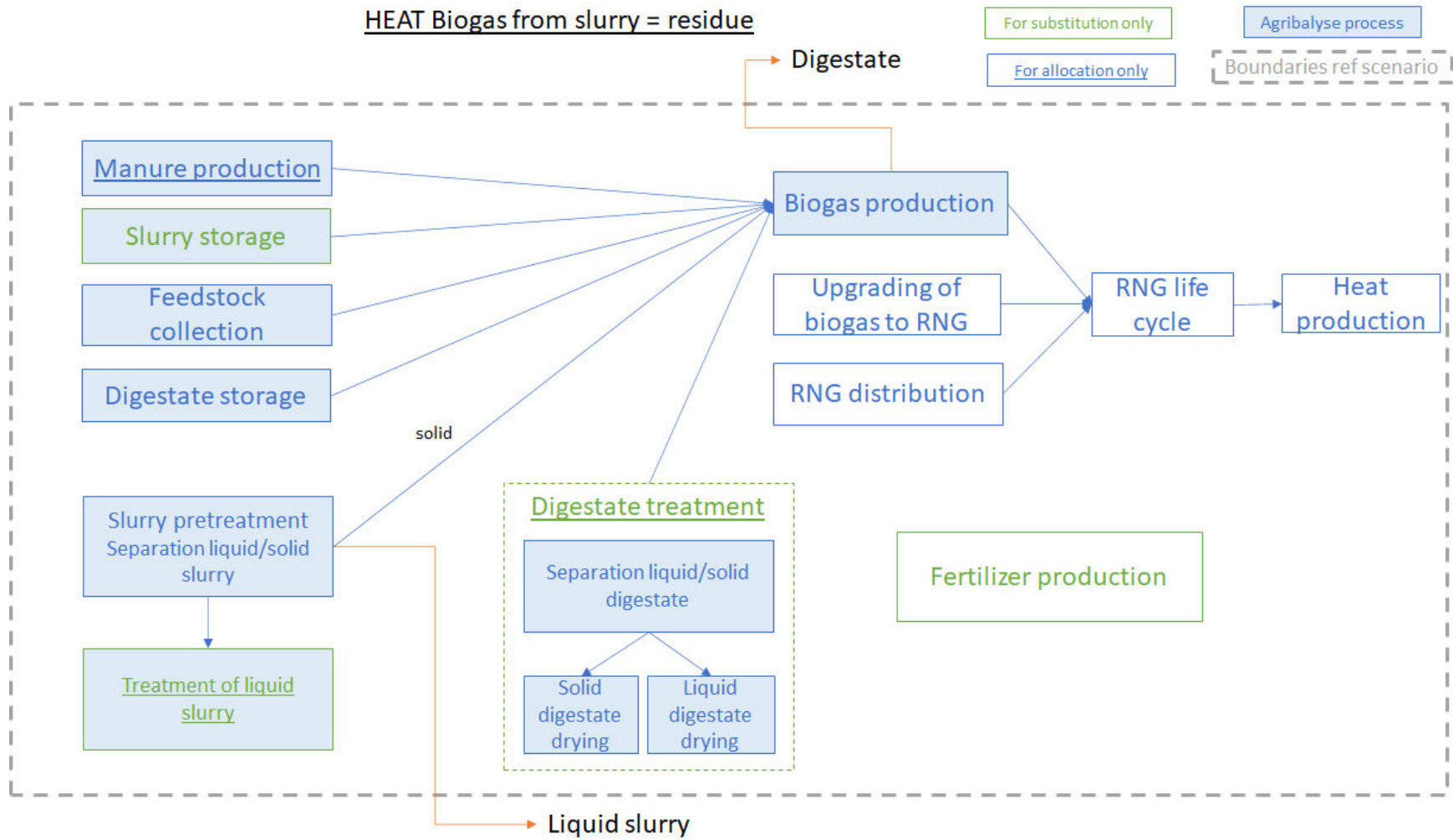
Annexe C :
Arbres de processus et résultats détaillés pour le cas d'étude

HEAT Biogas from maize = cultivated crop

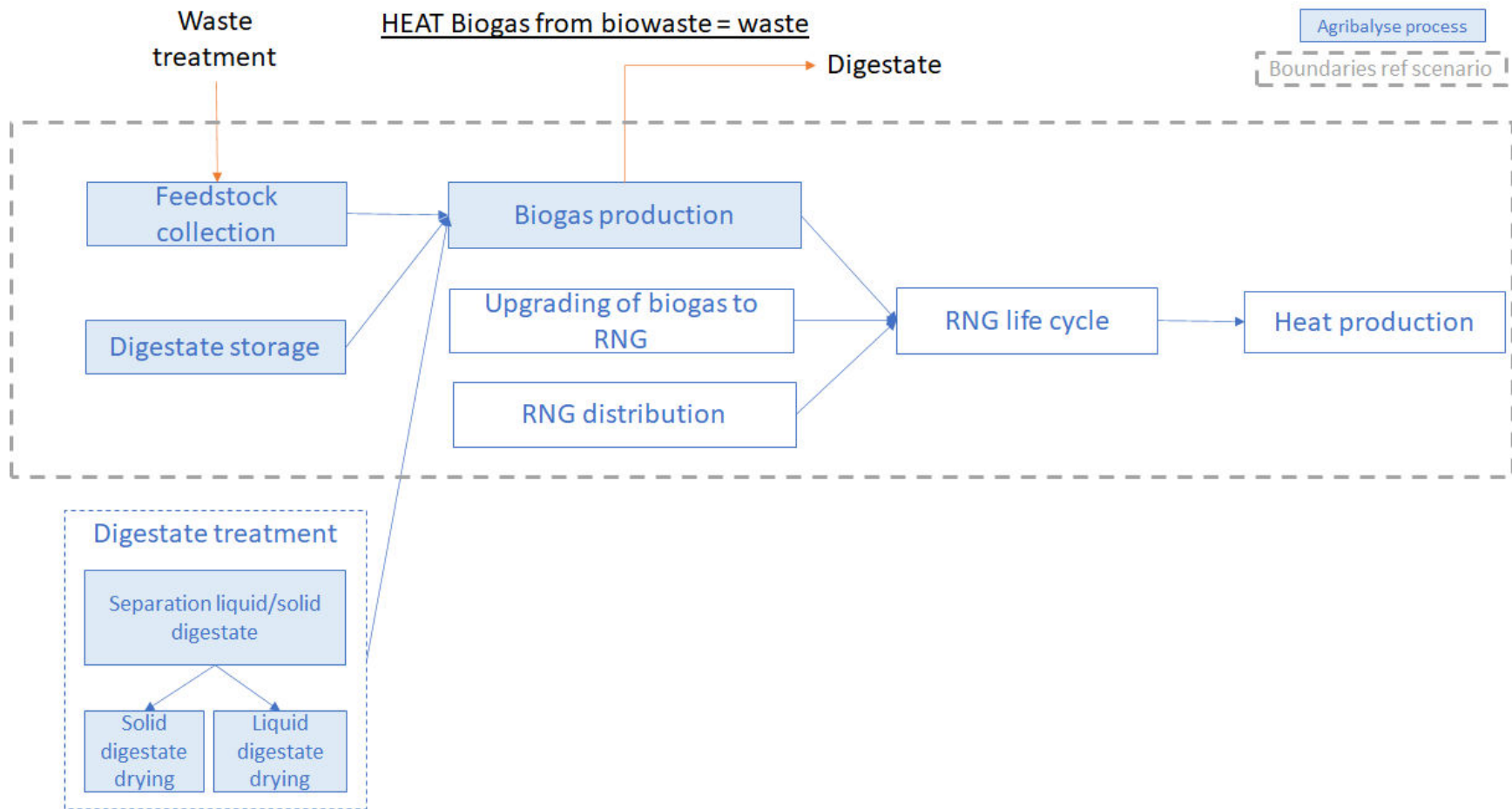
Agribalyse process

Boundaries ref scenario





Les impacts de la catégorie digestion anaérobie regroupe les impacts de biogaz production et de digestate treatment pour l'analyse de sensibilité avec substitution.



Méthode d'impact	Catégorie d'impact	Unité	UF = 1 MJ biomethane transporté						
			Usage	Chaleur	Chaleur	Chaleur	Transport	Transport	Transport
			Substrat	Mais	Fumier	Déchets alimentaires	Mais	Fumier	Déchets alimentaires
			Approche multifonctionnalité	Cut-off	Cut-off	Cut-off	Cut-off	Cut-off	Cut-off
			Approche neutralité carbone	oui	oui	oui	oui	oui	oui
IW+ midpoint	Climate change, short term	kg CO2 eq (s		1.43E-01	1.19E-01	1.48E-01	5.83E-01	5.01E-01	6.02E-01
IW+ midpoint	Climate change, long term	kg CO2 eq (l		1.01E-01	6.73E-02	1.00E-01	4.23E-01	3.05E-01	4.20E-01
IW+ midpoint	Fossil and nuclear energy use	MJ deprived		1.18E+00	1.04E+00	1.54E+00	5.30E+00	4.85E+00	6.49E+00
IW+ midpoint	Mineral resources use	kg deprived		1.44E-02	6.80E-04	1.34E-03	5.53E-02	1.01E-02	1.23E-02
IW+ midpoint	Photochemical oxidant formation	kg NMVOC eq		5.08E-04	1.91E-04	6.78E-04	2.31E-03	1.27E-03	2.87E-03
IW+ midpoint	Ozone Layer Depletion	kg CFC-11 e		1.07E-08	3.81E-09	1.54E-08	5.01E-08	2.76E-08	6.55E-08
IW+ midpoint	Freshwater ecotoxicity	CTUe		5.07E+02	4.93E+02	7.34E+02	6.03E+03	5.98E+03	6.77E+03
IW+ midpoint	Human toxicity cancer	CTUh		3.74E-09	2.53E-09	3.28E-09	5.51E-08	5.11E-08	5.35E-08
IW+ midpoint	Human toxicity non cancer	CTUh		6.27E-08	6.94E-09	3.90E-08	2.51E-07	6.81E-08	1.73E-07
IW+ midpoint	Water scarcity	m3 world-eq		1.30E-01	6.59E-03	7.64E-03	4.62E-01	5.77E-02	6.11E-02
IW+ midpoint	Freshwater acidification	kg SO2 eq		2.69E-09	6.33E-10	9.27E-10	1.02E-08	3.41E-09	4.38E-09
IW+ midpoint	Terrestrial acidification	kg SO2 eq		4.39E-06	1.74E-06	1.01E-06	1.55E-05	6.84E-06	4.44E-06

IW+ midpoint	Freshwater eutrophication	kg PO4 P-lim	2.58E-05	2.33E-07	2.36E-06	8.66E-05	2.57E-06	9.55E-06
IW+ midpoint	Marine eutrophication	kg N N-lim e	6.60E-05	1.90E-05	1.87E-05	2.28E-04	7.30E-05	7.20E-05
IW+ midpoint	Land transformation, biodiversity	m2 arable la	9.91E-06	4.79E-06	1.41E-05	6.81E-05	5.12E-05	8.18E-05
IW+ midpoint	Land occupation, biodiversity	m2 arable la	3.31E-01	7.46E-04	9.36E-04	1.10E+00	9.46E-03	1.01E-02
IW+ midpoint	Particulate matter formation	kg PM2.5 eq	1.29E-04	1.76E-05	6.77E-05	5.14E-04	1.49E-04	3.13E-04
IW+ midpoint	Ionizing radiations	Bq C-14 eq	2.73E+00	3.72E+00	2.82E+00	9.50E+00	1.28E+01	9.80E+00
EF 3.0	Climate change	kg CO2 eq	1.46E-01	1.22E-01	1.51E-01	5.92E-01	5.14E-01	6.13E-01
EF 3.0	Ozone depletion	kg CFC11 eq	3.38E-09	1.01E-08	1.46E-08	4.69E-08	2.48E-08	6.15E-08
EF 3.0	Ionising radiation	kBq U-235 eq	3.72E-02	2.73E-02	2.82E-02	9.52E-02	1.28E-01	9.81E-02
EF 3.0	Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	1.90E-04	5.07E-04	6.77E-04	2.22E-03	1.18E-03	2.78E-03
EF 3.0	Particulate matter	disease inc.	6.15E-09	2.31E-08	1.02E-08	8.93E-08	3.36E-08	4.68E-08
EF 3.0	Human toxicity, non-cancer	CTUh	2.20E-09	8.37E-09	1.54E-09	3.38E-08	1.35E-08	1.14E-08
EF 3.0	Human toxicity, cancer	CTUh	2.76E-11	2.15E-10	3.47E-11	9.18E-10	3.01E-10	3.24E-10
EF 3.0	Acidification	mol H+ eq	4.60E-04	3.33E-03	5.75E-04	1.17E-02	2.23E-03	2.61E-03
EF 3.0	Eutrophication, freshwater	kg P eq	1.12E-05	3.83E-05	9.13E-06	1.67E-04	7.85E-05	7.17E-05
EF 3.0	Eutrophication, marine	kg N eq	5.08E-05	1.36E-03	3.13E-04	4.58E-03	2.82E-04	1.14E-03
EF 3.0	Eutrophication, terrestrial	mol N eq	2.61E-03	1.47E-02	2.35E-03	4.99E-02	9.95E-03	9.11E-03

EF 3.0	Ecotoxicity, freshwater	CTUe	1.06E+00	1.01E+01	1.09E+00	3.79E+01	8.24E+00	8.34E+00
EF 3.0	Land use	Pt	1.43E-01	1.68E+01	2.76E-01	5.72E+01	2.26E+00	2.70E+00
EF 3.0	Water use	m3 depriv.	6.58E-03	1.30E-01	7.58E-03	4.65E-01	5.90E-02	6.23E-02
EF 3.0	Resource use, fossils	MJ	1.03E+00	1.13E+00	1.48E+00	5.04E+00	4.70E+00	6.18E+00
EF 3.0	Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	4.08E-07	5.55E-07	4.54E-07	4.95E-06	4.47E-06	4.62E-06
EF 3.0	Climate change - Fossil	kg CO2 eq	6.19E-02	9.14E-02	8.83E-02	3.89E-01	2.92E-01	3.79E-01
EF 3.0	Climate change - Biogenic	kg CO2 eq	8.78E-02	4.96E-02	6.30E-02	2.22E-01	2.74E-01	2.34E-01
EF 3.0	Climate change - Land use and LU change	kg CO2 eq	8.93E-06	3.25E-05	1.30E-05	3.46E-04	2.69E-04	2.82E-04
EF 3.0	Human toxicity, non-cancer - organics	CTUh	1.47E-10	4.94E-10	1.34E-10	1.79E-09	6.50E-10	6.04E-10
EF 3.0	Human toxicity, non-cancer - inorganics	CTUh	1.64E-09	8.66E-10	9.85E-10	5.40E-09	7.94E-09	5.79E-09
EF 3.0	Human toxicity, non-cancer - metals	CTUh	4.18E-10	7.01E-09	4.37E-10	2.66E-08	4.97E-09	5.03E-09
EF 3.0	Human toxicity, cancer - organics	CTUh	1.39E-11	1.92E-11	1.63E-11	1.32E-10	1.14E-10	1.22E-10
EF 3.0	Human toxicity, cancer - inorganics	CTUh	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	5.91E-22	5.91E-22	5.91E-22
EF 3.0	Human toxicity, cancer - metals	CTUh	1.37E-11	1.96E-10	1.84E-11	7.86E-10	1.87E-10	2.02E-10
EF 3.0	Ecotoxicity, freshwater - organics	CTUe	6.32E-03	5.43E+00	5.63E-02	1.79E+01	7.09E-02	2.35E-01
EF 3.0	Ecotoxicity, freshwater - inorganics	CTUe	7.48E-02	3.51E-01	1.95E-01	1.64E+00	7.32E-01	1.13E+00
EF 3.0	Ecotoxicity, freshwater - metals	CTUe	9.83E-01	4.30E+00	8.43E-01	1.83E+01	7.43E+00	6.97E+00
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Climate change, human health, long term	DALY	1.59E-07	1.02E-07	2.19E-07	7.45E-07	5.38E-07	9.51E-07

IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Climate change, human health, short term	DALY	1.19E-07	1.04E-07	1.24E-07	4.84E-07	4.33E-07	5.01E-07
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Human toxicity cancer, long term	DALY	4.74E-09	2.06E-10	1.93E-10	1.68E-08	1.90E-09	1.85E-09
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Human toxicity cancer, short term	DALY	9.73E-09	6.61E-09	6.87E-09	1.48E-07	1.37E-07	1.38E-07
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Human toxicity non-cancer, long term	DALY	1.12E-07	6.67E-09	6.10E-09	4.12E-07	6.58E-08	6.39E-08
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Human toxicity non-cancer, short term	DALY	4.78E-08	5.76E-09	4.98E-09	1.91E-07	5.27E-08	5.01E-08
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Ionizing radiation, human health	DALY	1.58E-10	3.27E-10	1.92E-10	6.00E-10	1.16E-09	7.12E-10
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Ozone layer depletion	DALY	2.48E-11	1.95E-11	3.12E-11	1.15E-10	9.73E-11	1.36E-10
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Particulate matter formation	DALY	1.54E-07	2.28E-08	8.07E-08	6.13E-07	1.83E-07	3.73E-07
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Photochemical oxidant formation	DALY	1.92E-11	7.25E-12	2.58E-11	8.81E-11	4.90E-11	1.10E-10
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Water availability, human health	DALY	3.48E-07	2.95E-08	1.53E-08	1.23E-06	1.82E-07	1.35E-07
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Climate change, ecosystem quality, long	PDF.m2.yr	3.51E-02	2.26E-02	4.84E-02	1.64E-01	1.19E-01	2.10E-01
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Climate change, ecosystem quality, short	PDF.m2.yr	2.57E-02	2.24E-02	2.67E-02	1.05E-01	9.36E-02	1.08E-01
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Freshwater acidification	PDF.m2.yr	2.43E-03	7.62E-04	7.63E-04	9.06E-03	3.59E-03	3.59E-03
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Freshwater ecotoxicity, long term	PDF.m2.yr	1.29E-02	6.95E-03	4.51E-03	6.79E-02	4.83E-02	4.03E-02
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Freshwater ecotoxicity, short term	PDF.m2.yr	6.47E-04	3.47E-04	7.96E-04	7.36E-03	6.37E-03	7.85E-03
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Freshwater eutrophication	PDF.m2.yr	2.94E-04	4.02E-06	2.69E-05	9.87E-04	3.38E-05	1.09E-04
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Ionizing radiation, ecosystem quality	PDF.m2.yr	2.74E-11	5.58E-11	3.39E-11	1.06E-10	1.99E-10	1.27E-10
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Land occupation, biodiversity	PDF.m2.yr	2.32E-01	6.46E-04	6.56E-04	7.68E-01	7.03E-03	7.06E-03
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Land transformation, biodiversity	PDF.m2.yr	2.52E-03	1.52E-03	3.57E-03	1.73E-02	1.40E-02	2.07E-02

IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Marine acidification, long term	PDF.m2. yr	6.84E-03	5.25E-03	1.12E-02	3.44E-02	2.92E-02	4.86E-02
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Marine acidification, short term	PDF.m2. yr	7.42E-04	5.70E-04	1.21E-03	3.73E-03	3.17E-03	5.28E-03
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Marine eutrophication	PDF.m2. yr	8.26E-04	2.42E-04	2.33E-04	2.85E-03	9.29E-04	9.00E-04
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Terrestrial acidification	PDF.m2. yr	2.81E-02	9.84E-03	6.35E-03	9.94E-02	3.95E-02	2.81E-02
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Thermally polluted water	PDF.m2. yr	1.50E-07	3.17E-07	1.23E-07	5.45E-07	1.09E-06	4.55E-07
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Water availability, freshwater ecosystem	PDF.m2. yr	8.89E-07	1.37E-07	9.75E-08	3.20E-06	7.30E-07	6.00E-07
IW+ dommage (excluant les émissions long terme)	Water availability, terrestrial ecosyste	PDF.m2. yr	7.92E-07	5.73E-07	4.92E-07	1.28E-05	1.20E-05	1.18E-05