

Université
de Liège



LGC LABORATORY OF
CHEMICAL ENGINEERING

Université de Liège

Faculté des Sciences Appliquées

Année académique 2010-2011

Évaluation environnementale de systèmes de production d'électricité renouvelable

Travail de fin d'études présenté par

Saïcha GERBINET

en vue de l'obtention du grade

d'Ingénieur Civil en Chimie et Sciences des matériaux

Remerciements

Au terme de ce travail, je voudrais exprimer ma gratitude à ma promotrice, Madame le Professeur A. Léonard qui m'a proposé un travail particulièrement intéressant au sein du Laboratoire de Génie Chimique – Procédés et développement durable, et m'a fait bénéficier de sa précieuse expérience.

Je remercie tout particulièrement Mademoiselle S. Belboom, assistante au Laboratoire de Génie Chimique – Procédés et développement durable, pour son aide inestimable, sa grande disponibilité et ses conseils judicieux.

Je voudrais également remercier Monsieur Thomas et la société GreenWatt pour les précieuses informations qu'ils m'ont fournies.

J'exprime également ma reconnaissance aux membres du jury, Monsieur les professeurs M. Crine et J-L. Lilien, Monsieur R. Renzoni et Monsieur P. Hermand pour leur attention.

Je tiens également à remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

En vue de l'obtention du grade d'Ingénieur Civil en Chimie et Sciences des matériaux

Évaluation environnementale de systèmes de production d'électricité renouvelable

Résumé – Au cours de ce travail, la méthodologie d'analyse du cycle de vie a été appliquée à un panneau photovoltaïque d'une part et, d'autre part, à une unité de biométhanisation.

Dans le cycle de vie d'un panneau photovoltaïque, l'étape la plus pénalisante d'un point de vue environnemental est la production de silicone de pureté suffisante. L'onduleur et le câblage électrique ont également des impacts importants. La catégorie d'impact de la diminution des ressources en combustibles fossiles est prépondérante. Viennent ensuite, par ordre décroissant, l'impact du changement climatique sur les écosystèmes, l'écotoxicité terrestre et maritime et la diminution des ressources minérales. Les résultats ont été validés par des analyses de sensibilité ainsi que via des analyses d'incertitude et par une étude de la robustesse de la méthode.

Ensuite, l'électricité produite par les panneaux photovoltaïques est comparée d'un point de vue environnemental avec l'électricité provenant du réseau. Dans le cas du mix énergétique belge ou allemand, l'utilisation des panneaux photovoltaïques permet un bénéfice environnemental important surtout pour les catégories diminution des ressources en combustibles fossiles, impact du changement climatique sur la santé humaine et la formation de particules. Par contre, le mix énergétique utilisé pour produire l'électricité en Suisse est plus avantageux que l'utilisation de panneaux photovoltaïques.

L'analyse du cycle de vie de différentes unités de biométhanisation a mis en évidence le bénéfice environnemental important qui peut être tiré si le digestat est utilisé en remplacement d'engrais chimiques. Ceci est surtout vrai dans les catégories d'impact suivantes : diminution des ressources en combustibles fossiles, impact du changement climatique sur la santé humaine et sur les écosystèmes et formation de particules. Des analyses d'incertitude et de sensibilité ont permis de valider les résultats.

La comparaison de la biométhanisation avec les éoliennes montre que la biométhanisation amène un bénéfice environnemental plus important que l'utilisation d'éoliennes. Toutefois, ceci n'est plus vrai lorsque le digestat n'est pas valorisé en remplacement d'engrais chimique.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	1
Objectifs	4
Chapitre 1	5
Les panneaux photovoltaïques	5
1.1. L'effet photovoltaïque	5
1.2. Historique des différents types de panneaux	7
1.2.1. Silicium monocristallin et silicium polycristallin	7
1.2.2. Rubans de silicium	8
1.2.3. Couches minces de silicium cristallin	9
1.2.4. Silicium amorphe	10
1.2.5. Combinaison d'une cellule de silicium cristallin et d'une cellule de silicium amorphe.	10
1.2.6. Diséléniure de cuivre indium : CuInSe_2 ou CIS ou CIGS	11
1.2.7. Tellurure de cadmium : CdTe.....	12
1.2.8. L'arséniure de gallium : GaAs	13
1.2.9. Cellules organiques	13
1.2.10. Comparaison des différents types de cellules.....	14
1.3. Les panneaux photovoltaïques dans le monde.....	15
1.4. Les panneaux photovoltaïques en Wallonie	16
1.5. État de l'art.....	18
1.6. Procédé de fabrication de panneaux photovoltaïques basés sur le silicium multi cristallin.	26
1.6.1. Extraction et raffinage de la silice.....	27
1.6.2. Transformation de la silice en silicium	27
1.6.3. Formation du silicium de grade solaire.....	28
1.6.4. Transformation en silicium poly cristallin et production des tranches.....	30
1.6.5. Attaque chimique	31
1.6.6. Formation de l'émetteur (n-film)	31

1.6.7.	Application des contacts électriques	32
1.6.8.	Passivation et couche antireflets.....	33
1.6.9.	L'assemblage des panneaux.....	34
1.6.10.	Montage des panneaux.....	35
1.6.11.	Système de raccordement	36
1.6.12.	Utilisation des panneaux photovoltaïques.....	37
1.6.13.	Fin de vie	37
Chapitre 2.....	39
La biométhanisation.....	39
2.1.	Principes.....	39
2.1.1.	Matières premières.....	39
2.1.2.	Unité de biométhanisation.....	40
2.1.3.	Les différents usages du biogaz.....	42
2.1.4.	Les différents usages du digestat	44
2.2.	Historique.....	45
2.3.	La biométhanisation En Europe	46
2.4.	La biométhanisation en Wallonie.....	47
2.5.	État de l'art.....	49
	Résumé.....	58
Chapitre 3	60
Les éoliennes.....	60
Chapitre 4.....	63
La méthodologie ACV	63
4.1.	Généralités.....	63
4.1.1.	Définition.....	63
4.1.2.	Historique.....	63
4.1.3.	Applications.....	64
4.1.4.	Limitations.....	64

4.1.5.	Étapes.....	64
4.2.	La méthode ReCiPe.....	66
4.2.1.	Élaboration	66
4.2.2.	Caractéristiques	67
4.2.3.	Perspectives culturelles.....	69
4.2.4.	Synthèse	70
Chapitre 5.....		72
Application de la méthodologie LCA – PV		72
5.1.	Objectifs et champ de l'étude	72
5.2.	Inventaire.....	74
5.2.1.	Recueil des données	74
5.2.2.	Inventaire	76
5.3.	Évaluation des impacts environnementaux.....	81
5.4.	Analyse d'incertitudes	82
5.5.	Interprétation des résultats – PV	82
5.6.	Analyse de sensibilité	86
5.6.1.	Analyse de sensibilité – Scénarios	86
5.6.2.	Étude de sensibilité – Méthode.....	97
5.7.	Étude d'incertitude.....	98
5.7.1.	EndPoint.....	98
5.7.2.	MidPoint.....	100
5.8.	Comparaison PVs – réseau.....	101
5.8.1.	Mix énergétique	102
5.8.2.	Comparaison avec l'électricité belge	103
5.8.3.	Comparaison avec les différents mix énergétiques.....	108
5.9.	Temps de retour énergétique	110
5.10.	Conclusions et perspectives.....	111
5.10.1.	Conclusion	111

5.10.2. Perspectives.....	112
Chapitre 6.....	114
Application de la méthodologie LCA – Biométhanisation.....	114
6.1. Objectif et champ d'étude	114
6.2. Procédés de biométhanisation - Inventaire.....	114
6.2.1. Déchets agroalimentaires	115
6.2.2. Déchets agricoles.....	117
6.3. Évaluation des impacts environnementaux.....	120
6.4. Analyse d'incertitudes	121
6.5. Interprétation des résultats – biométhanisation	121
6.5.1. Déchets de marché	121
6.5.2. Biométhanisation – déchets de ferme.....	124
6.5.3. Comparaison de la biométhanisation de déchets de marché et de déchets de ferme	127
6.5.4. Conclusions.....	129
6.6. Étude de sensibilité	130
6.6.1. Analyse de sensibilité – scénarios.....	131
6.6.2. Analyse de sensibilité – méthode.....	148
6.7. Analyse d'incertitude.....	151
6.7.1. Déchets de marché – méthode EndPoint	151
6.7.2. Déchets de fermes – méthode EndPoint	153
6.8. Comparaison avec l'énergie éolienne.....	156
6.8.1. Éolienne.....	156
6.8.2. Comparaison de la biométhanisation de déchets de marché et de l'éolienne.....	156
6.8.3. Comparaison de la biométhanisation de déchets de ferme et de l'éolienne	162
6.8.4. Incertitudes	167
6.9. Conclusions et perspectives.....	169
6.9.1. Conclusions.....	169

6.9.2. Perspectives.....	170
Conclusions et perceptives.....	171
Conclusions.....	171
Perceptives	171
Bibliographie.....	173

INTRODUCTION

Depuis maintenant quelques années, le concept de développement durable est devenu une préoccupation importante aussi bien dans le monde politique que pour des citoyens de plus en plus nombreux.

Le développement durable, selon la définition proposée par la Commission Mondiale sur l'Environnement en 1987, est un développement qui répond aux besoins des générations du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs. Ce concept repose donc sur trois éléments :

- Vitalité économique
- Aspect social : répartition équitable des richesses et du niveau de vie
- Protection de l'environnement

C'est dans ce dernier point que la problématique de la diminution des ressources en combustibles fossiles intervient. En effet, alors que ces derniers sont la source principale d'énergie actuellement, il est clair que leurs ressources ne sont pas illimitées. La problématique du réchauffement climatique se retrouve également ici. Il y a, depuis quelques années, un consensus général des différents scientifiques concernés pour affirmer que de nombreux indices incitent à imputer le réchauffement climatique actuel aux émissions anthropiques des gaz à effet de serre tels que le dioxyde de carbone, le méthane, etc. Ce réchauffement climatique pourrait avoir des conséquences désastreuses sur l'environnement telles que l'augmentation du niveau des mers, l'augmentation des phénomènes climatiques extrêmes, etc. Ces deux problématiques - diminution des combustibles fossiles et réchauffement climatique - sont d'ailleurs intimement liées puisque la combustion de sources d'énergies fossiles est responsable d'une part importante des émissions de gaz à effet de serre.

C'est suite à la prise de conscience de ces diverses problématiques que le protocole de Kyoto a été adopté par de nombreux pays. Dans ce cadre, la Belgique s'est engagée à réduire ses émissions de gaz à effet de serre de 8% en moyenne sur la période 2008-2012 par rapport à l'année de référence (1990 pour le CO₂, CH₄ et N₂O et 1995 pour le HFC, PFC et SF₆) [1].

De plus, en janvier 2008, la Commission Européenne a acté son plan « Climate Action » qui vise à avoir un impact positif sur l'évolution du climat. Dans ce cadre, la Commission s'est fixé un triple objectif, appelé objectif 20/20/20, à atteindre en 2020 :

- Diminuer de 20% les émissions de gaz à effet de serre ou de 30% dans le cadre d'un accord international.
- Abaisser la consommation énergétique de 20% grâce à une meilleure efficacité énergétique.
- Accroissement de l'utilisation des énergies renouvelables de 20% [2].

Dans ce cadre, la Belgique s'est engagée à produire 13% de son énergie via des sources renouvelables [3].

Pour rencontrer ces objectifs, diverses solutions ont été envisagées dont notamment le recours à des sources renouvelables d'énergie électrique. Ces dernières années ont d'ailleurs été marquées par une installation massive d'éoliennes et de panneaux photovoltaïques. Cependant, une autre source d'électricité qui peut être envisagée est la biométhanisation, bien que le développement de cette dernière soit moins spectaculaire en Région Wallonne. Cette dernière technologie permet de produire du biogaz à partir de matières biodégradables (lisier, cultures, résidus de l'industrie alimentaire, etc.), gaz qui peut éventuellement être utilisé pour produire de l'électricité, bien que d'autres usages soient également possibles (production de gaz naturel, de carburant pour véhicule, ou encore de chaleur).

En dehors de leur impact sur les émissions de gaz à effet de serre et, par ce biais, sur le réchauffement climatique, ces technologies ont aussi une influence sur d'autres types d'impacts environnementaux tels que l'eutrophisation des eaux, l'acidification des sols, la diminution des ressources minérales, etc.

Cependant, contrairement à ce qui pourrait être imaginé, les éoliennes et les panneaux photovoltaïques ne sont pas complètement dénués d'impacts environnementaux. En effet, ils utilisent tous les deux des sources d'énergie totalement gratuites et renouvelables (l'énergie du vent ou l'énergie solaire) mais de l'énergie est dépensée, des ressources sont utilisées et des émissions sont générées pour construire les systèmes de conversion de cette énergie en électricité. En ce qui concerne la biométhanisation, en plus des impacts liés à la fabrication de l'unité proprement dite, des émissions sont générées pour acheminer la matière première, pour transporter le digestat mais également lors de la biométhanisation en elle-même et éventuellement pour la production de la matière première (notamment s'il s'agit de cultures énergétiques).

En plus de leur intérêt environnemental, ces technologies pourraient également permettre de diminuer la dépendance de la Belgique envers les autres pays dans le cadre de son approvisionnement énergétique. En effet, la Belgique a une très forte dépendance énergétique vu sa très grande utilisation de combustibles fossiles qui sont importés principalement du Moyen Orient ou

de Russie – la Belgique ne disposant pas de ce type de ressources. La dépendance énergétique de la Belgique est estimée à près de 80% (79,5% en 2008) [4]. Ceci pose évidemment le problème de la sécurité de notre approvisionnement énergétique. La flambée des prix des produits pétroliers, en 2008, met d'ailleurs en évidence le problème de la concentration des ressources en combustibles fossiles dans un nombre restreint de pays.

Dans le contexte actuel, où la demande énergétique ne fait que croître, il est particulièrement opportun de disposer de sources d'énergie présentant un faible impact environnemental et une sécurité d'approvisionnement suffisante. C'est pourquoi il nous a semblé intéressant de réaliser une comparaison environnementale des sources renouvelables d'électricité les plus couramment envisagées à l'aide de la méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie, de manière à mettre en évidence les avantages et inconvénients de chacune et donner des recommandations pour l'avenir.

Dans ce travail, les panneaux photovoltaïques seront d'abord étudiés suivi de la biométhanisation. Dans les deux cas, le même schéma sera respecté. La première étape consistera en une description du système envisagé, ensuite les données seront récoltées avant de réaliser l'analyse du cycle de vie. En ce qui concerne l'énergie éolienne et l'énergie du réseau, une base de données existante sera utilisée afin de réaliser la dernière étape qui consiste en la comparaison, d'un point de vue environnemental, d'une part de l'électricité produite par les panneaux photovoltaïques et de l'énergie disponible sur le réseau et d'autre part de l'électricité produite par biométhanisation et de celle produite via des éoliennes.

OBJECTIFS

Les objectifs de ce travail de fin d'études consistent à comparer, par une Analyse du Cycle de Vie, différentes filières renouvelables de production d'électricité, à savoir, les panneaux photovoltaïques avec l'électricité disponible sur le réseau et la biométhanisation avec les éoliennes. De nombreux travaux, concernant les éoliennes et le mix énergétique servant à la production de l'électricité sur le réseau, ont déjà été réalisés et seront utilisés. Par contre, des études détaillées d'un panneau photovoltaïque et d'une unité de biométhanisation seront effectuées. Ensuite, les différentes comparaisons seront réalisées à l'aide de la méthodologie de l'Analyse du Cycle de Vie.

Ce travail comprend les étapes suivantes :

- Rassembler des données techniques aussi complètes que possible au sujet des panneaux photovoltaïques et de la biométhanisation ;
- Choisir un ou plusieurs systèmes particuliers à étudier pour les deux sources d'électricité précitées au vu de la large gamme de systèmes envisageables et définir les frontières des systèmes ainsi que l'unité fonctionnelle afin de réaliser un inventaire des entrants et sortants ;
- Comparer les impacts et les gains environnementaux des systèmes grâce à la méthodologie ACV (Analyse du Cycle de Vie). Il s'agit notamment de déterminer les scores caractérisés, normalisés et pondérés selon la méthode ReCiPe qui répartit les dommages en trois catégories : santé humaine, qualité de l'écosystème et ressources ;
- Discuter les résultats et en tirer les conclusions appropriées

CHAPITRE 1

LES PANNEAUX PHOTOVOLTAÏQUES

1.1. L'EFFET PHOTOVOLTAÏQUE [5-7]

Le principe d'une cellule photovoltaïque est défini de manière générale comme l'apparition d'un courant électrique entre deux électrodes reliées par un système solide ou liquide sur lequel une lumière brillante est dirigée. En pratique, tous les systèmes photovoltaïques sont constitués de jonction PN dans un semi-conducteur à travers lequel un courant est généré. En effet, dans un matériau conducteur, la bande de valence et la bande de conduction se confondent, ce qui permet aux électrons de circuler librement dans le réseau cristallin du matériau envisagé. À l'inverse, dans un matériau isolant, la bande de valence et la bande de conduction sont séparées par ce qui peut être appelé la bande interdite. Il est donc nécessaire que les électrons aient beaucoup d'énergie (plus ou moins 10 eV) pour traverser cette bande et parvenir jusqu'à la bande de conduction. Dans un semi-conducteur, la largeur de cette bande interdite est plus faible, de l'ordre de 0,5 à 2 eV. L'énergie de transition nécessaire pour passer d'une bande à l'autre est appelée énergie de gap (E_g). Le but de la cellule photovoltaïque est de faire passer un électron de la bande de valence à la bande de conduction en utilisant l'énergie des photons lumineux en provenance du soleil. En contrepartie, un trou est créé dans la bande de valence. Il est donc nécessaire que l'énergie des photons soit supérieure à E_g . Ceci va conditionner le choix des matériaux utilisés dans les panneaux photovoltaïques. En effet, les semi-conducteurs utilisés doivent être capables d'absorber une partie importante du spectre solaire.

Cependant, il faut éviter que les paires électrons-trous générées ne se recombinent. En effet, sans mesure adéquate, cette recombinaison est très rapide et aucun courant n'est généré. Le principe de la cellule est d'empêcher les électrons et les trous de se recombiner en les forçant à migrer chacun vers une face opposée du matériau. De cette manière, il apparaît une différence de potentiel et donc une tension entre les deux faces. Pour ce faire, un champ électrique permanent est créé à l'aide d'une jonction PN sur le même principe que celui gouvernant une diode. Une coupe dans une cellule photovoltaïque typique est représentée à la Figure 1.

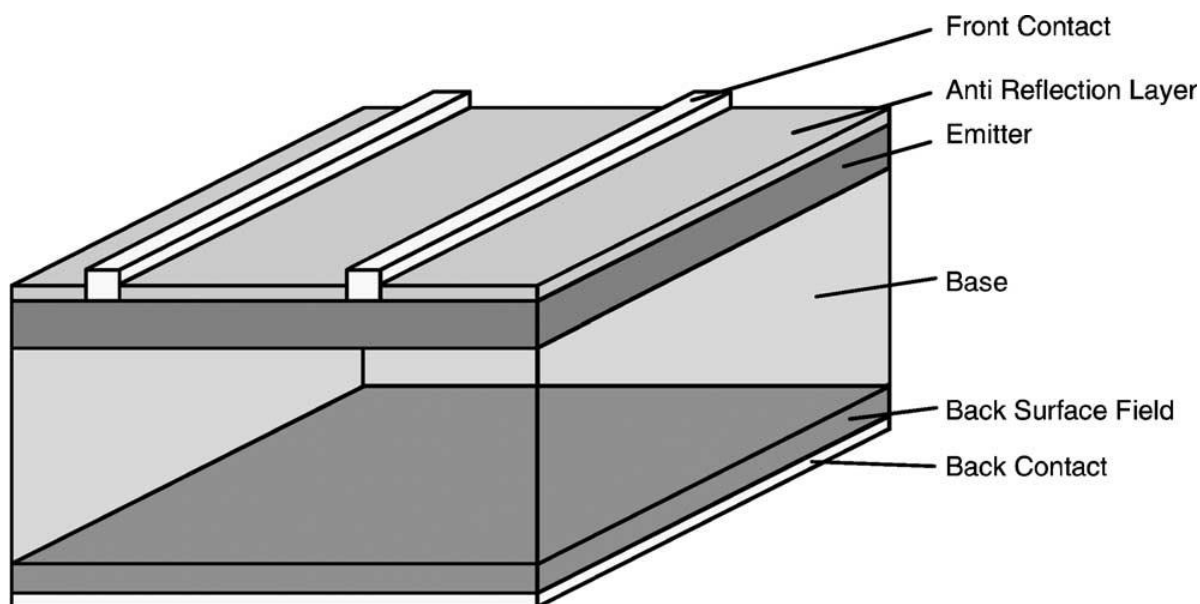


FIGURE 1 : COUPE DANS UNE CELLULE PHOTOVOLTAÏQUE [5]

Dans une cellule photovoltaïque composée de silicium, la jonction PN est réalisée par la superposition de silicium dopé P et dopé N. Pour éviter un maximum des recombinaisons qui diminuent l'efficacité de la cellule, les cristaux utilisés doivent être très purs, les impuretés et autres défauts favorisant les recombinaisons (Shepperd 1993 et Thibert, 2011). Dans le silicium solide, un atome de silicium, qui est un élément tétravalent, est lié à quatre autres atomes par des liaisons covalentes ce qui lui permet de garder une structure cristalline. Il en résulte que tous les électrons sont utilisés pour réaliser les liaisons. Les couches dopées P possèdent, en moyenne, une quantité d'électrons libres inférieure à celle d'une couche de silicium pur. Cela peut être effectué en remplaçant un atome de silicium par un atome de bore car ce dernier a seulement 3 électrons sur sa couche de valence. Il manque donc un électron pour réaliser toutes les liaisons. Un électron va rapidement venir combler ce manque et occuper l'orbitale vacante suite à l'agitation thermique. Il en résulte un trou dans la bande de valence. Les couches dopées N, quant à elles, correspondent à des couches où il existe une quantité d'électrons libres supérieure à une couche de silicium pur. Elles sont composées de cristaux de silicium où certains atomes de silicium sont remplacés par du phosphore. En effet, ce dernier a cinq électrons sur sa couche de valence. Un de ses électrons de valence ne participe donc pas aux liaisons ce qui va lui permettre de passer sur la bande de conduction et de se déplacer librement dans le cristal. La juxtaposition de ces deux semi-conducteurs dopés N et P crée une jonction PN avec une différence de potentiel aux bornes de laquelle il est possible de récupérer les électrons délogés par des photons ayant suffisamment d'énergie [5, 7, 8].

Cependant, il existe d'autres matériaux semi-conducteurs que le silicium qui peuvent être utilisés pour constituer des cellules photovoltaïques. C'est notamment le cas du diséléniure de cuivre indium

(CIS) ou du tellure de cadmium (CdTe). Actuellement, des cellules organiques sont également à l'étude. Celles-ci sont basées sur l'utilisation d'un polymère conducteur [9].

1.2. HISTORIQUE DES DIFFÉRENTS TYPES DE PANNEAUX [5, 7, 10]

L'effet photovoltaïque a été découvert en 1839 par le physicien français Edmond Becquerel, mais l'explication du principe photovoltaïque a été fournie par Albert Einstein en 1905 qui se voit ainsi décerner le prix Nobel de physique en 1923. Toutefois, il faut attendre 1954 pour que la première cellule avec un rendement intéressant soit mise au point par trois chercheurs américains, Chapin, Pearson et Prince, dans le but d'applications spatiales pour l'alimentation de satellites. Il s'agissait de cellules basées sur du silicium cristallin. En 1958, les premiers satellites alimentés par énergie solaire sont envoyés dans l'espace. Pendant 20 ans, la principale utilisation des cellules photovoltaïques reste les installations spatiales et il faut attendre 15 ans pour que la première maison alimentée par des panneaux photovoltaïques soit construite à l'Université de Delaware (USA). En 1983, soit 10 ans plus tard, la première voiture alimentée en énergie photovoltaïque parcourt 4000 km en Australie. Enfin, en 1995, des programmes encourageant l'implémentation de panneaux photovoltaïques placés sur des toitures et raccordés au réseau, sont lancés notamment au Japon et aux USA. En Europe, le nombre de panneaux photovoltaïques ne cesse de croître grâce aux différentes mesures incitatives qui ont été mises en place (1.3 Les panneaux photovoltaïques dans le monde [7, 14]). C'est également le cas en Wallonie (voir 1.4 Les panneaux photovoltaïques en Wallonie).

Après ce bref aperçu de l'histoire des PVs, les différents types de modules qui ont été construits vont être examinés.

1.2.1. SILICONE MONOCRISTALLIN ET SILICONE POLYCRISTALLIN

Comme il est indiqué plus haut, la première cellule basée sur du silicium cristallin est construite en 1954. Elle avait un rendement de 6%. Toutefois, ce dernier a rapidement augmenté pour atteindre les 10%. La technologie utilisée pour les PVs a grandement bénéficié des techniques développées initialement pour les transistors puis pour les circuits intégrés pour tout ce qui concerne le développement de cristaux individuels de silicium de haute pureté. Initialement, un seul procédé était utilisé pour fabriquer ces cristaux. Il est appelé procédé Czochralski (Cz) et il joue toujours un

rôle important à l'heure actuelle dans la fabrication des cellules basées sur le silicone monocristallin. Le rendement de ces modules est compris entre 14 et 16%.

Les modules polycristallins ont vu le jour dans les années 1970 afin de diminuer les coûts de production et l'énergie consommée pour la production des modules, ce qui permet à ce type de PV de dominer le marché actuel. Cependant, leur efficacité est moindre (12 à 14%) que celle des modules monocristallins. Ce type de cristaux est utilisé uniquement dans le cadre de la production de PVs.

Le rendement des cellules photovoltaïques n'a fait qu'augmenter alors que leur prix a progressivement baissé. Une des clés pour cette baisse de prix est la diminution de la quantité de silicone nécessaire à la fabrication des cellules notamment en réduisant l'épaisseur de celles-ci. Ceci contribue d'ailleurs également à l'augmentation de l'efficacité si la technologie adéquate est utilisée. Actuellement, les meilleures cellules disponibles sur le marché ont un rendement de 16%. De plus, comme cela est illustré sur la Figure 2 l'augmentation de la quantité de cellules produites permettra certainement encore d'abaisser le coût des panneaux de ce type.

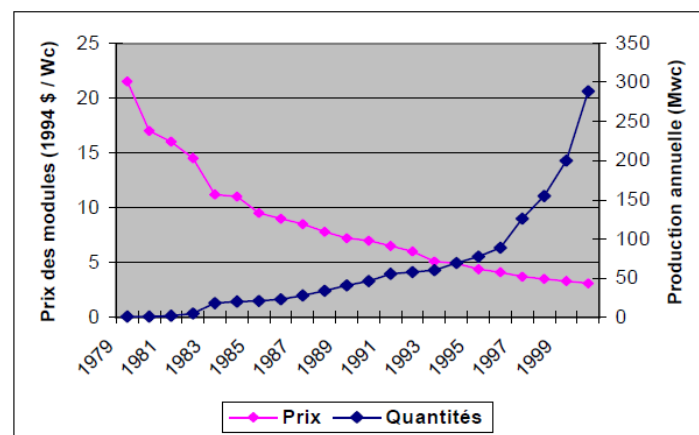


FIGURE 2: QUANTITÉS PRODUITES ET PRIX DE VENTE DES PVS [11]

Actuellement, 90% de la production mondiale des PVs est constituée de silicone mono ou multicristallin. Ces panneaux ont une efficacité moyenne de 15% et une durée de vie de plus de 25 ans. Cependant, remarquons qu'un désavantage des modules en silicone est leur faible rendement en cas de faible éclaircissement [8].

1.2.2. RUBANS DE SILICONE

Les cellules basées sur des rubans de silicone ont été développées dans le but de réduire les coûts de production en évitant l'étape coûteuse du coupage des cristaux en tranches qui est nécessaire pour

la réalisation de cellules en silicium cristallin. De plus, ces cellules permettent aussi de diminuer la quantité de silicium nécessaire vu la réduction de l'épaisseur de la couche. Un autre avantage est la réduction des pertes de silicium qui deviennent presque nulles. Il faut également remarquer que, si la qualité de la silice utilisée est suffisante, les rubans peuvent être utilisés directement pour la fabrication des cellules solaires. Les recherches dans ce domaine ont été très nombreuses dans les années 1980 et plus de 20 approches différentes pour la réalisation des rubans sont investiguées dont cinq sont commercialisées ou sur le point de l'être [8].

1.2.3. COUCHES MINCES DE SILICONE CRISTALLIN

Les couches minces de silicium cristallin sont des cellules constituées d'une couche de silicium cristallin comprise entre 5 et 50 μm d'épaisseur. Cependant, pour assurer une résistance mécanique suffisante, il est nécessaire d'y adjoindre une couche qui servira de support, comme illustré à la Figure 3. Il peut s'agir notamment de silicium de basse qualité ou de verre, de céramique, etc. Le substrat choisi va fixer la température maximum de chauffe lors de la production de la cellule. De plus, lors de cette étape, il faut éviter que des impuretés migrent du substrat vers la cellule suite aux hautes températures auxquelles il est soumis, ce qui diminuerait l'efficacité de la cellule. Pour éviter cela, une barrière de diffusion tel que SiO_2 ou SiN_x entre le silicium cristallin et le substrat peut être ajoutée. Cette technologie est toutefois toujours à l'échelle pilote.

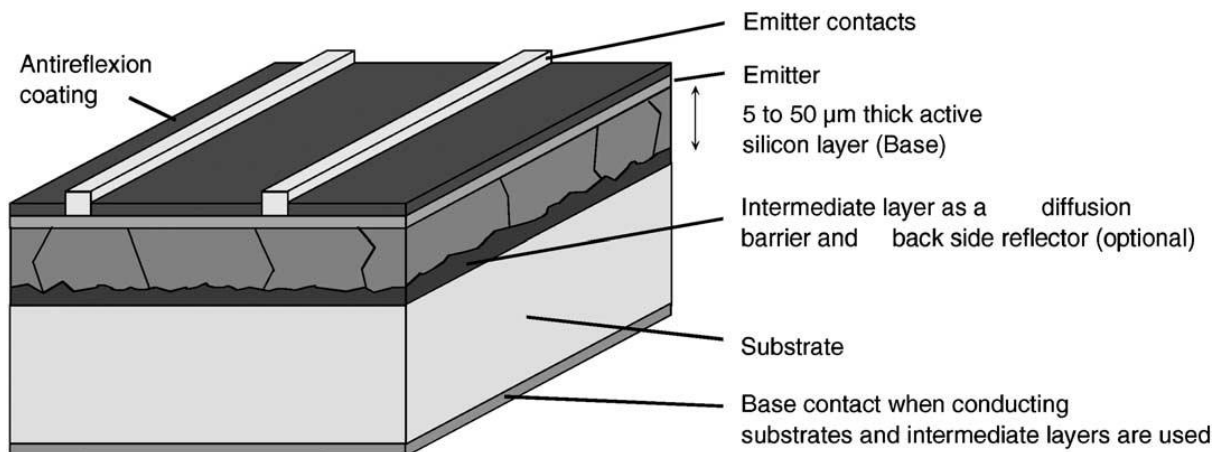


FIGURE 3 : LES COMPOSANTS D'UNE CELLULE COUCHE MINCE DE SILICONE CRISTALLIN [5]

Les premières considérations concernant ce type de cellule datent de 1980 également. En effet, il a été mis en évidence à cette époque que la réduction de l'épaisseur permet d'augmenter le voltage du circuit ouvert suite à la réduction du courant de saturation. Cependant, pour mettre cela en pratique, il faut arriver à une faible vitesse de recombinaison et un bon confinement optique. Il faut donc envisager le piégeage de la lumière dans la couche de silicium. Cependant, après les travaux

fondamentaux qui ont eu lieu en 1980, il a fallu plus de 10 ans avant que les problèmes technologiques posés suscitent un intérêt et que les premières cellules de ce type soient testées. Il a été démontré qu'une efficacité de 21% peut être atteinte avec ce type de cellule.

1.2.4. SILICONE AMORPHE

Le silicone amorphe est un alliage composé de silicone et d'hydrogène. La distribution de la longueur et des angles de liaison modifie l'organisation du cristal de silicone ce qui amène un changement dans les propriétés optiques et électriques. Les cellules sont constituées en déposant le silicone hydrogéné sur du verre.

Les premières publications concernant ce type de cellule datent de 1960 et la première cellule est apparue en 1976. Les premiers produits sont apparus sur le marché en 1981. Cependant, il a fallu un certain temps avant que les propriétés du matériau soient comprises. Les désavantages de ces cellules sont la faible efficacité obtenue et la dégradation élevée à la lumière. Ce dernier problème a pu être en partie réglé mais la durée de vie de ces cellules reste courte. Les cellules de laboratoire peuvent atteindre une efficacité de 13% mais les cellules commercialisées ont une efficacité comprise entre 5 et 7%. Néanmoins, ces cellules ont plusieurs avantages majeurs comme le fait d'avoir un bon rendement en cas de faible éclaircissement, d'être moins sensibles aux températures élevées et d'avoir un faible coût de production. Ce type de cellule est utilisé depuis plusieurs années pour des applications de petite puissance telle que des montres ou des calculatrices [12].

1.2.5. COMBINAISON D'UNE CELLULE DE SILICONE CRISTALLIN ET D'UNE CELLULE DE SILICONE AMORPHE.

Le développement d'une structure hétérogène ainsi constituée est très intéressant. L'absorption des rayons solaires a lieu dans du silicone mono ou multicristallin qui est entouré de chaque côté par une couche de silicone amorphe. Cette structure est représentée à la Figure 4.

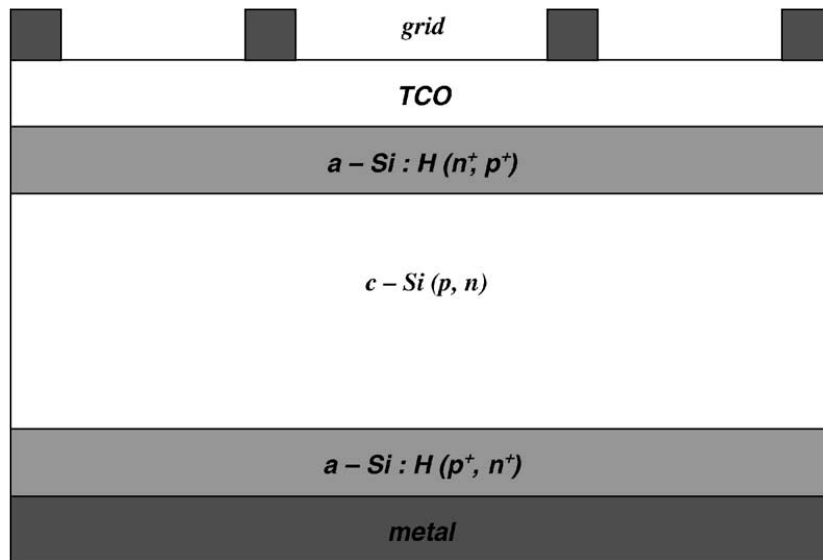


FIGURE 4 : PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT D'UNE CELLULE COMPOSÉE D'UNE STRUCTURE HÉTÉROGÈNE DE SILICONE MONO ET MULTICRISTALLIN [5]

Cette configuration offre les avantages suivants : une efficacité potentielle élevée, une très bonne passivation de la surface et donc de très faibles vitesses de recombinaison, une basse température pour la production, de l'ordre de 200°C et donc une faible dépense d'énergie associée amenant également une réduction du coût. En 2000, une compagnie japonaise a d'ailleurs obtenu des cellules d'une efficacité de 20,7% et des usines pilotes de production sont envisagées [8].

1.2.6. DISELENIURE DE CUIVRE INDIUM : CUINSE₂ OU CIS OU CIGS

Il s'agit d'un matériau composé de diséléniure de cuivre et d'indium combiné avec du sulfure de cadmium. En 1974, les premiers résultats se basant sur ce type de cristaux sont très prometteurs mais le matériau semble difficile à implémenter en film mince. Cependant, les premiers travaux pour constituer une couche mince applicable à une cellule débutent en 1976 et rencontrent un succès immédiat. Plusieurs méthodes ont ensuite été examinées pour améliorer le procédé de dépôt en couche mince. Il a également été envisagé d'ajouter du gallium et du soufre pour augmenter l'efficacité. Des efficacités de 19% ont pu être atteintes en laboratoire ainsi que des épaisseurs inférieures au micromètre.

En 2003, Siemens Solar construit la première usine de production et les cellules, avec un rendement de près de 12%, devraient bientôt faire leur apparition sur le marché.

1.2.7. TELLURIDE DE CADMIUM : CdTe [5, 13]

Il s'agit d'un composé polycristallin déposé sur un substrat de verre. Ce matériau a de nombreux avantages qui expliquent son utilisation dans les cellules photovoltaïques ; notamment le fait que sa bande d'énergie soit très proche de l'optimum pour la conversion de l'énergie solaire. Le CdTe est déposé en couche mince sur un verre transparent traité à cet effet, généralement par un procédé de déposition sous vide. Les connections sur les jonctions adjacentes PN sont réalisées au moyen de laser ou de procédé de gravure mécanique. Ensuite, une seconde couche de glace est ajoutée comme protection sur la face avant. Le procédé de déposition est relativement simple vu la tolérance du matériau pour des défauts et des frontières entre grains, ce qui est évidemment un très bon pré-requis pour une production à grande échelle.

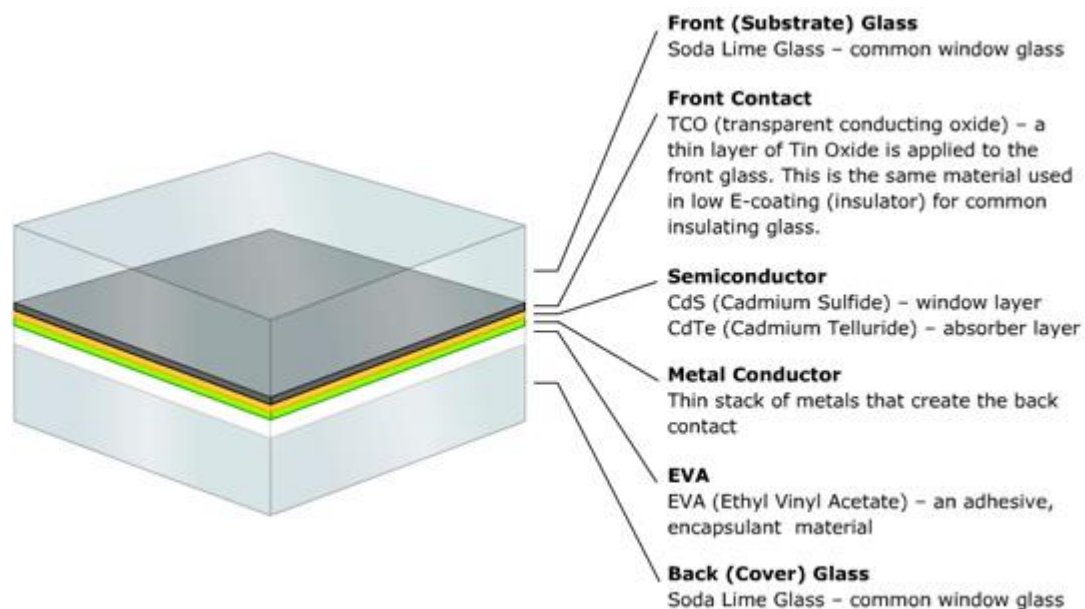


FIGURE 5 : CELLULE DE CDTE [13]

Les cellules basées sur le CdTe ont la plus longue tradition pourtant elles ne sont pas mûres à l'heure actuelle. Les rendements de cellules de laboratoire atteignent 16% alors que ceux des cellules de large échelle obtiennent seulement 10%.

Ces cellules ont mis du temps à se développer car il a fallu former une structure appropriée pour la couche de CdTe. La première idée a été de réaliser un seul cristal de CdTe. En laboratoire, l'indium était utilisé comme dopant N mais seule une efficacité de 2,1% était obtenue. En 1963, une structure avec une jonction hétérogène, P-Cu₂Te/N-CdTe a permis d'atteindre une efficacité de 6%. Cependant, le CdTe a ensuite été utilisé comme matériau de type P en conjugaison avec du N-CdS. Néanmoins, les chercheurs n'ont pas réussi à atteindre des efficacités supérieures à 6%. Ces recherches ont néanmoins permis de mettre en évidence les principaux problèmes rencontrés avec

ce type de cellule : la difficulté de réaliser des cristaux de CdTe dopé P et la difficulté d'obtenir des contacts de faible résistance dans ces cristaux ainsi que les pertes par recombinaisons très élevées à la jonction.

Entre 1970 et 1980, plus de 10 variantes de ce type de cellule ont été envisagées et testées. Une efficacité de 10% a été atteinte en 1982 avec une structure hétérogène N-CdS/P-CdTe.

Des couches très minces de CdTe, jouant uniquement le rôle de couches butoirs et recouvertes d'une couche d'un oxyde conducteur transparent sont la clé des améliorations futures. Les principaux problèmes qui ont freiné le développement de ces cellules sont liés à leur coût ainsi qu'aux problèmes de toxicité liés à l'utilisation du cadmium.

1.2.8. L'ARSENIURE DE GALLIUM : GAAS [5, 7]

Il s'agit d'un matériau mono-cristallin combiné avec différents matériaux. Les cellules de ce type possèdent un haut rendement mais leur coût est encore très élevé. Leurs applications restent cantonnées à des applications très spécifiques comme le domaine spatial.

1.2.9. CELLULES ORGANIQUES [7, 9]

La variété des matériaux organiques est quasi infinie. Certains matériaux polymères sont semi-conducteurs mais cela peut également être le cas de petites molécules organiques. Cependant, compte tenu de la structure des matériaux organiques, seule une faible partie des paires électrons-trous générées contribue au photon courant. L'une des idées pour remédier à ce problème est de distribuer en volume les sites de photo génération de manière à améliorer la dissociation des paires électrons-trous. Pour ce faire, la surface de la jonction est augmentée grâce à la mise en œuvre d'un réseau interpénétré de type donneur/accepteur assurant le transport des trous vers l'anode et des électrons vers la cathode. Il est ainsi possible d'atteindre un rendement de séparation des charges élevé. Cependant, il est encore nécessaire de limiter les recombinaisons. Ce dernier problème n'est pas encore résolu et donc les rendements de ce type de cellules sont toujours très faibles (rarement supérieurs à 5%) actuellement. De plus, la stabilité à long terme est mauvaise à l'heure actuelle.

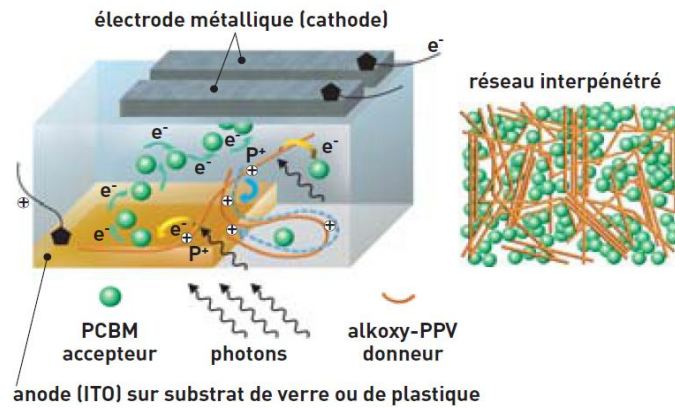


FIGURE 6 : SCHÉMA D'UNE CELLULE ORGANIQUE [9]

De très hauts coefficients d'absorption de la lumière sont possibles ce qui permet la production de cellules extrêmement fines. De plus, ces matériaux sont très intéressants dans l'optique d'une fabrication à grande échelle à l'aide de procédés fonctionnant à basse température et à faible coût. Un autre avantage est la grande souplesse de conformation qui peut être atteinte avec les matériaux plastiques.

Les premières recherches sur le sujet datent de plus de 50 ans mais c'est seulement en 1986 que la première cellule est mise au point. Actuellement, des recherches intensives sont effectuées dans ce domaine.

1.2.10. COMPARAISON DES DIFFÉRENTS TYPES DE CELLULES

Nous terminerons par présenter un tableau synthétisant les avantages, inconvénients et perspectives des différentes technologies envisagées dans les paragraphes précédents.

TABLEAU 1: COMPARAISON DES DIFFÉRENTS TYPES DE CELLULES [7]

Technologie	Durée de vie	Avantages	Inconvénients	Perspectives
Silicium multi cristallin	10 ans à 90% Pc 25 ans à 80% Pc	Bon rapport coût/puissance surface	Assez chère, 2 à 3 fois moins d'énergie pour la production que le mono c-Si	Devrait dominer le marché dans les dix prochaines années
Silicium monocristallin	25 ans à 90% Pc 30 ans à 80% Pc	Meilleur rapport puissance/surface	Chère et forte consommation en énergie pour la production	Bon avenir si le coût baisse en améliorant encore le rendement
Silicone amorphe	10 ans	Meilleur coût par Wc	Faible rendement donc grande surface de capteur, faible durée de vie	Promis à un grand avenir si amélioration de la durée de vie
Silicone ruban		Croissance rapide du cristal		Décroissance du prix de production dans le futur
CdTe			Utilise certains matériaux toxiques	Décroissance du prix de production dans le futur
CIS			Ressource en Indium limité	Décroissance du prix de production

1.3. LES PANNEAUX PHOTOVOLTAÏQUES DANS LE MONDE [7, 14]

Comme les Tableau 2 et 3 ci-dessous l'illustrent, la croissance mondiale annuelle de la production de PVs a été en moyenne de 36%. Il est également intéressant de noter que le Japon a produit 36,5% de la production mondiale de PV en 2006 alors que l'Allemagne contribue pour 20%. La production de la Chine, quant à elle, croit très rapidement.

TABLEAU 2: PRODUCTION MONDIALE TOTALE CUMULÉE DES PVS [14]

Année	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Puissance cumulée installée (MW)	471	678	966	1337	1818	2876	4243	5683	8019	14193

TABLEAU 3: RÉPARTITION GÉOGRAPHIQUE DE LA PRODUCTION ANNUELLE DE PVS EN MWC [7]

Année	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Monde	77,6	88,6	125,8	154,9	199,9	288	401	560	750	1256	1815	2536
Japon	17,2	21	36	49,2	80	128,6	170,4	251,1	363,9	601,5	833	927
Europe	20,5	19,3	30	27,6	38,6	61,56	97,46	135,7	200,2	311,8	476,6	678,3
USA	34,2	39,4	51,7	53,7	60,8	74,97	99,84	120,6	103	137,8	155,8	173,6
Allemagne				2	9	15,3	31,8	57			343,5	507,6
Espagne				7	11,1	18,66	36,86	44,1				
France				10,1	9,1	14,6	14,6	17,5	20	27,6	32,3	35
Inde				9,2	10	11,96	17,01	19,6		36,3	26,6	35,1
Chine				1,6	2	2,5	3			51,8	150,7	383,4
Australie				5,1	5,5	5,76	7,66	8,4		33,1	35,3	33,4
Taiwan						5,5	6,1				75	170,4

Toutes les applications utilisant des cellules photovoltaïques ont un taux de croissance de quelques pourcents par an à l'exception des applications connectées au réseau électrique qui connaissent un bond spectaculaire. Cela s'explique en partie par les subventions qui ont été mises en place dans ce domaine, de manière notamment à se rapprocher des objectifs du protocole de Kyoto.

1.4. LES PANNEAUX PHOTOVOLTAÏQUES EN WALLONIE

Le programme SOLWATT de promotion du solaire photovoltaïque, initié par le gouvernement wallon en 2008, octroyait une prime à l'investissement ; de plus, en cas de production supérieure aux besoins, le régime d'aide a accordé la possibilité que le compteur électrique tourne à l'envers, ce qui permet de diminuer d'autant la facture. Ces avantages combinés aux réductions d'impôts pour investissements environnementaux ont vraiment lancé le photovoltaïque en Wallonie. En 2009, on a assisté à une véritable explosion de la production électrique photovoltaïque. La puissance photovoltaïque installée a été multipliée par 5 entre 2008 et 2009 et les premières informations relatives à 2010 laissent entendre que la progression se poursuit (voir Figure 7).

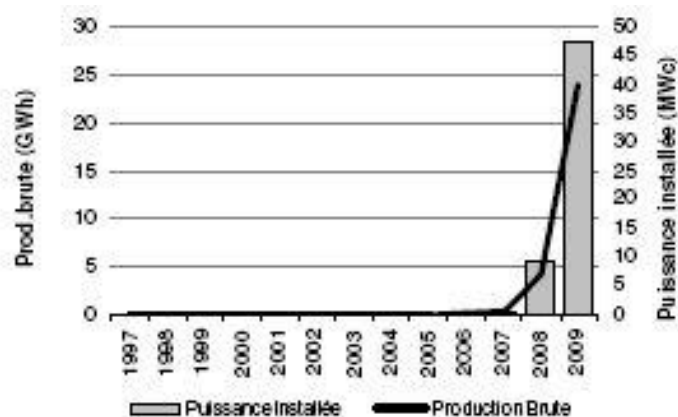


FIGURE 7: ÉVOLUTION DE LA PUISSANCE ET DE LA PRODUCTION NETTE D'ÉNERGIE SOLAIRE PHOTOVOLTAÏQUE EN WALLONIE [15]

La production photovoltaïque a atteint 24GWh en 2009 contre 4 en 2008 et 0,03 en 2005. La puissance installée cumulée est de 47,3 MWc¹ en 2009 et le nombre de modules est estimé à environ 12.600 installations d'une capacité supérieure à 1 kWc. Il est supposé que les modules s'installent de manière régulière tout au long de l'année : ceux installés en janvier produisent donc pendant 12 mois et ceux installés en décembre ne produisent pas. Cela revient donc à considérer que seule la moitié de la puissance installée en 2009 a produit réellement au cours de cette année. Malgré les modifications dans les mécanismes de soutien, les demandes restent très nombreuses et le nombre d'installations supplémentaires pour 2010 est estimé à 8800, pour une puissance de 38 MWc.

Par rapport aux autres sources d'énergie renouvelable hors biomasse, on peut affirmer que c'est le photovoltaïque qui connaît la plus forte évolution (voir Tableau 4).

¹ Le kWc (kilowatt crête aussi appelé kWp) est une mesure de puissance dans des conditions standards qui consistent en une irradiation perpendiculaire de 1000 W/m² et une température de 25°C.

TABLEAU 4: BILAN DE VALORISATION DU HORS BIOMASSE EN WALLONIE EN 2009 [15]

	Hydro- électricité	Eolien	Solaire photovoltaïque	Solaire thermique	Géo- Thermie	Pompes à chaleur	Total
Nombre de sites	80	29	12600	22300	2	3750	38790
Nombre d'unités	90	199	12600	22300	3	3750	28932
Puissance électrique nette (Mwe)	110,2	319,7	47,3	0	0	0	477,2
Puissance thermique (MWth)	0	0	0	114,5	9	28,5	152
Energie primaire (GWh)	321,1	499,4	24,1	70,3	23,6	63,8	1001,2
Pourcentage (%)	32,1	49,8	2,4	7	2,4	6,4	100
2009/2008 (%)	-2090	67,5	478,8	41,6	25,2	3,6	19,6
Production d'électricité nette (GWh)	317,6	497,5	24,1	0	0	0	839,1
Production de chaleur (GWh)	0	0	0	70,3	22,5	38,3	131
Durée d'utilisation (h)	2883	1556	509	613	2496	2240	1542

1.5. ÉTAT DE L'ART

Les premières analyses du cycle de vie des panneaux photovoltaïques (PV) ont été publiées dès le milieu des années 1970 [16-18]. D'autres études concernant le même sujet ont vu le jour dans les années 1990 [19]. Il va de soi que, vu l'énorme évolution et l'intense travail de recherche qui a été, et est toujours fourni dans ce domaine, les PV ainsi que les procédés qui menaient à leur production il y a 25 ans ne sont plus à l'ordre du jour et que ces études ne nous permettent pas de tirer des conclusions quant au coût environnemental actuel de cette technologie. Toutefois, entre temps, de nombreuses autres études ont été effectuées. Un aperçu de celles-ci va être dressé afin de montrer la contribution que notre travail va apporter.

Remarquons tout d'abord que peu de sources comparant entre elles les différentes sources d'énergie dites renouvelables ont pu être trouvées. Seuls deux articles de ce type ont été trouvés. L'article de Jungbluth (2005) [20] réalise une ACV à la fois pour des PVs et pour des éoliennes ; toutefois, aucune comparaison entre les deux sources d'énergie n'est effectuée. Les données ont été récoltées pour 13 panneaux photovoltaïques différents dont 10 sont des panneaux de petite échelle d'une puissance de 3kWp et installés en Suisse. Jungbluth considère l'impact environnemental du module de silicone mono et polycristallin d'une épaisseur de 300 µm avec des efficacités de 14,8% et 13,2% respectivement. La méthode Eco-Indicator 99 [21, 22] ainsi qu'un temps de retour sur

l'investissement énergétique (energy pay back time) sont utilisés pour évaluer les performances des panneaux et l'impact des différentes étapes de production. En fonction du type de panneau et de leur localisation (façade, toit plat ou incliné), les résultats montrent des émissions de gaz à effet de serre comprises entre 39 et 100 g CO₂-eq/kWp et un temps de retour sur l'investissement énergétique compris entre 3 et 6 ans pour l'ensoleillement moyen valable en Suisse soit 1100 kWh/m²/an. Ensuite, des évaluations sont faites concernant les possibilités d'amélioration des PVs et l'impact de celles-ci sur le cycle de vie. L'article de Graebig [23], quant à lui, compare les performances des PVs avec celles d'une unité de biométhanisation basée sur du maïs et utilisée pour produire de l'électricité en utilisant également la méthode Eco-Indicator 99. La comparaison sera réalisée en mesurant les impacts négatifs sur l'environnement qui peuvent être évités en remplaçant les sources d'énergie traditionnelles par l'énergie produite par les PVs ou la biométhanisation. Les PVs envisagés ici sont en silicone polycristallin et ont un rendement de 12,5%. Le système de raccordement est également pris en considération mais ce n'est pas le cas de la fin de vie des modules. Les PVs ont, d'après cette étude, des performances environnementales supérieures à celle de l'unité de biométhanisation que ce soit au niveau des émissions de gaz à effet de serre qu'ils permettent d'éviter ou de l'acidification et de l'eutrophisation. Si l'unité de biométhanisation pratique la cogénération, cela va augmenter ses performances mais elles restent inférieures à celles des PVs. Le score total est bien entendu également en faveur des PVs. Cependant, il faut noter que l'unité de biométhanisation a l'avantage de ne pas être intermittente. De plus, il est envisageable que la biométhanisation à partir de déchets organiques ou de lisier soit plus compétitive puisqu'elle ne nécessite pas de mettre en œuvre une culture spécialement dédiée à cet effet.

- *Cellules composées de silicone*

Les inventaires et les analyses du cycle de vie des panneaux basés sur le silicium ont vu une avancée considérable suite au projet Crystal Clear. Il s'agit d'un large projet européen cofondé par la Commission Européenne et les pays participants, se focalisant sur la technologie du silicone cristallin. L'étude suivante a notamment été réalisée dans le cadre de ce projet : de Wild-Scholten et Alsema (2005) [24] ont réuni toutes les données de l'inventaire du cycle de vie pour la production de modules de PVs en silicone poly ou mono-cristallin en tranche ou en silicone multi-cristallin en ruban. Les étapes intervenant avant la production de silicone de grade solaire n'ont toutefois pas été étudiées. Les données ont été récoltées auprès de onze fabricants de PVs répartis en Europe et aux Etats-Unis. Cet article est en fait une application des recommandations pour réaliser des ACV fiables des PVs que Fthenakis, Alsema et de Wild-Scholten (2005) [25] ont publiées. Ils insistent particulièrement sur la nécessité de mettre à jour les données disponibles afin de prendre en compte l'amélioration constante à laquelle les PVs sont soumis surtout s'il s'agit de les comparer

avec d'autres sources d'énergie. Alsema (2006) [26] a également publié un article concernant les modules fabriqués par 11 compagnies européennes et américaines à partir de silicone. L'étude d'impact a été réalisée par la méthode CML2000 [27-29]. Elle montre que les panneaux construits à partir de silicone en bande ont les meilleures performances environnementales tandis que le silicone monocristallin se trouve en dernière position. De plus, une partie de l'article traite des améliorations qui vont probablement toucher les PVs et montre en quoi cela va encore permettre de réduire leurs impacts sur l'environnement.

Pacca [30] a écrit un article visant à comparer les PVs constitués de silicone multicristallin et ceux composés de silicone amorphe. Il s'agit d'une étude du cycle de vie de PVs d'une puissance totale de 33 kWh installés sur le toit de l'université de Michigan. Les deux types de modules utilisés dans cette installation, à savoir des modules de silicone multicristallins et des modules de silicium amorphe, sont comparés en fonction du ratio énergétique net (Net Energetic Ratio - NER), du temps de retour énergétique (Energy Pay Back Time) et des émissions de CO₂. Les auteurs concluent que les modules multicristallins ont de moins bonnes performances énergétiques avec une NER de 2,7 et une E-PBT de 7,4 années contre 5,14 et 3,15 respectivement pour les modules en silicium amorphe. De plus, ces derniers émettent 34,3 gCO_{2eq}/kWh pour l'ensemble de leur cycle de vie, contre 72,4 pour les modules multicristallins. Ces résultats sont donc en accord avec les conclusions tirées par Alsema en 2006 [26]. Une analyse de sensibilité a également été réalisée pour analyser l'influence de l'efficacité des modules ainsi que de la réduction de l'énergie utilisée pour leur fabrication. De plus, la substitution de l'énergie solaire aux énergies traditionnelles pour alimenter les unités de fabrication des PVs est aussi envisagée et montre de très grandes possibilités d'amélioration.

En 2010, Zhai [31] réalise pour la première fois une ACV hybride des panneaux polycristallins. Le but de ce type d'ACV est de réduire l'erreur due aux données manquantes dans une ACV traditionnelle en utilisant une approche économique pour compléter les données de l'inventaire. Les résultats sont exprimés en termes de besoins énergétiques bruts, du temps de retour énergétique, du temps de retour énergétique des émissions de carbone induites. Les résultats obtenus sont environ 60% plus élevés que ceux d'une ACV classique ce qui permet aux auteurs de plaider pour une généralisation de l'approche qu'ils ont utilisée. L'influence des incertitudes telle que la localisation géographique des procédés est aussi étudiée. Cette même année, Stoppato [32] a également réalisé une étude concernant les PVs polycristallins. Les résultats sont calculés pour plusieurs pays en tenant compte de leur ensoleillement et du mix énergétique qui y est actuellement utilisé. Les résultats pour la Belgique donnent un temps de retour énergétique de 6,241 années et les émissions de CO₂ potentiellement évitées s'élèvent à 0,1954 tCO₂/kWp.

- *Cellules basées sur la technologie des couches minces*

Les études concernant les PVs basés sur la technologie des couches minces commencent à apparaître en 2005 [13] et de plus en plus d'études visent à comparer les différentes technologies de PVs entre elles ainsi qu'avec les autres sources d'électricité.

Fin de l'année 2005, Fthenakis et al [13] ont publié un article concernant les PVs constitués d'une couche mince de CdTe. Ils ont réalisé, pour la première fois, un inventaire pour ce type de panneaux basé sur une unité de production. Il s'agit de l'unité de First Solar basée aux USA. Ils ont inclus dans leur inventaire la production et le transport des matériaux ainsi que la fabrication des modules. Les informations concernant le système de raccordement ont été tirées d'un article qu'ils ont coécrit avec Mason [33] (2006) et qui a été publié l'année suivante. Ils calculent que le temps de retour énergétique des panneaux étudiés ici est de 1,2 et qu'ils émettent 23,6 g CO₂-eq./kWh de gaz à effet de serre, ce qui leur permet de conclure que les PVs étudiés ici ont des meilleures performances que les panneaux constitués de silicium et que leurs performances sont comparables à celles des autres énergies renouvelables comme l'énergie éolienne.

En 2009, un premier article concernant les PVs constitués de couche mince de GaInP/GaAs est publié par Mohr [34]. Le but est de comparer l'impact environnemental de deux types de PV (couche mince de GaInP/GaAs et silicium multicristallin) dans le cas où l'énergie utilisée pour leur fabrication est assurée par des PVs du même type, en Europe de l'Ouest (avec un ensoleillement moyen de 1000 kWh/m²). Dix catégories d'impacts sont retenues pour ce faire. Les résultats montrent que l'impact environnemental des PVs est fortement réduit si on utilise de l'énergie solaire lors de leur fabrication à la place d'énergie fossile. Par contre, en ce qui concerne la toxicité, cette réduction est négligeable.

En 2009, Fthenakis [35] écrit un article qui vise à mettre en lumière si les PVs constitués de couches minces ont un avenir. Pour ce faire, il s'intéresse notamment à la réduction des coûts attendue, à la disponibilité des terrains et des matériaux ainsi qu'à l'impact environnemental des PVs.

- *Différents types de panneaux*

En 2006, une étude donnant les performances des PVs standards pour l'époque, connectés au réseau, dans 41 villes réparties dans les 26 pays de l'OECD² a été publiée [36]. Les PVs installés sur un toit sont analysés séparément de ceux disposés sur une façade. Trois indicateurs sont utilisés pour donner les performances : il s'agit du temps de retour sur l'investissement énergétique, du facteur de retour énergétique (Energy Return Factor) et du potentiel de réduction des émissions de CO₂. Le

² L'OECD est l'acronyme pour Organization for Economic Cooperation and Development

facteur de retour énergétique est défini comme le rapport entre l'énergie totale générée sur la durée de vie du système et l'énergie consommée pendant le cycle de vie alors que le temps de retour énergétique est le rapport entre le total de l'énergie utilisée pendant l'ensemble du cycle de vie sur l'énergie produite par an. Pour Bruxelles, avec une irradiation moyenne de 946 kWh/m^2 , les valeurs de 3,2 ; 8,4 et 5,9 ont été renseignées respectivement pour une installation montée sur un toit. Les valeurs pour une installation sur façade sont sensiblement moins bonnes avec 4,7 ; 5,4 et 4 respectivement.

Fthenakis et Alsema (2006) [37] ont publié un article qui se base sur 13 types de PVs construits en Europe. La méthode ExternE [38] a été utilisée pour comparer les performances environnementales des PVs aux moyens traditionnels de production d'électricité et ce dans différentes régions d'Europe (avec un ensoleillement variable), ceci permettant de mettre en avant l'avantage des PVs. De plus, différents types de panneaux ont été comparés entre eux. L'étude permet d'arriver à la conclusion que les panneaux constitués de couche mince de CdTe sont plus avantageux que sont constitués de silicium multi-cristallin.

En 2006, Fthenakis et Kim [39] ont également écrit un article qui vise à comparer les performances environnementales des PVs avec celles des sources traditionnelles d'électricité. Les données utilisées concernant les PVs à base de silicium sont tirées de l'article de Wild-Scholten [24] tandis que pour les couches minces, les auteurs ont utilisé l'article qu'ils ont eux-mêmes écrit en 2005 [13]. Pour tout ce qui concerne le système de raccordement, ils se sont à nouveau basés sur un article qu'ils ont co-écrit avec Mason [33] et qui a été publié peu de temps après. Ils montrent que les PVs aboutissent à moins d'émissions de gaz à effet de serre que si l'électricité était produite à partir de pétrole, de charbon ou de gaz naturel. En ce qui concerne le nucléaire, les performances sont équivalentes.

Raugei [12] dresse un portrait de tous les types d'installations produisant de l'électricité basé sur les PVs qui existent à cette époque que ce soit à l'échelle industrielle ou en laboratoire. Ensuite les évolutions futures des PVs sont envisagées du point de vue de la réduction des prix, de l'amélioration de leur efficacité, de l'intégration dans les bâtiments et des éventuels systèmes de stockage. Sur cette base, trois scénarios futurs sont envisagés pour lesquels une ACV est conduite.

En 2008, Jungbluth [40] a également publié un article qui reprend l'inventaire de toutes les données utilisées pour mettre à jour la partie concernant les PVs de la base de données Ecoinvent. Seize systèmes photovoltaïques différents connectés au réseau ont été étudiés. Ils diffèrent notamment par le type de cellule (silicium monocristallin, silicium polycristallin, bande de silicium, couche mince de silicium amorphe ou de CdTe) et le type de montage (sur un toit, intégré au toit ou sur façade). L'étude montre d'abord la contribution non négligeable du système de raccordement à l'impact

environnemental des PVs. Ensuite, les différents PVs sont comparés en utilisant la méthodologie Eco-Indicator 99. Les panneaux constitués d'une couche mince de CdTe sont ceux qui ont le plus mauvais score alors que ceux à base de CIS sont les meilleurs. Ensuite, le temps de retour énergétique est estimé. En Suisse, il varie entre 2,5 et 4,9 ans en fonction du type de PV. Il est également estimé pour toute l'Europe. De plus, pour l'Europe, une carte fournissant le potentiel d'émission de CO₂ qui pourrait être évité en remplaçant l'électricité actuellement utilisée dans le pays par de l'électricité provenant des PVs est donnée. La même démarche est réalisée dans le cadre du potentiel de réduction des déchets nucléaires.

Fthenakis (2008) [41] et al. réalisent également une ACV de quatre types de PVs : silicone en bande, silicone mono ou polycristallin, et couches minces de CdTe. C'est la première étude qui s'intéresse aux émissions de polluants critiques et de métaux lourds bien qu'elle s'intéresse également aux gaz à effet de serre. L'inventaire est basé sur les données récoltées dans le cadre du projet CrystalClear en ce qui concerne les modules en silicone. En ce qui concerne les PVs constitués de couches minces de CdTe, les auteurs se sont basés sur l'article qu'ils ont écrit à ce sujet en 2005 [13]. Les gaz qui sont examinés sont les gaz à effet de serre ainsi que le SO₂ et les NO_x. En ce qui concerne les métaux lourds, les auteurs se sont concentrés sur les émissions indirectes résultant de la combustion de combustibles fossiles, les émissions directes résultant de l'extraction des métaux ne seront prises en compte que pour les PVs constitués d'une couche mince de CdTe. Toutefois, il apparaît que celles-ci sont dix fois plus faibles que les émissions indirectes (en ce qui concerne le Cadmium). Notons également que les émissions de Cadmium sont plus faibles que pour les sources d'énergie traditionnelle et ce même pour les modules constitués de cadmium. Enfin, une analyse est effectuée quant à l'amélioration qui pourrait résulter d'un remplacement total ou partiel des sources d'énergie traditionnelles par l'énergie solaire lors de la production des PVs.

En 2009, Fthenakis et Kim [42] ont également publié un article où le temps de retour énergétique, les émissions de gaz à effet de serre, les émissions de polluants critiques et les risques pour la santé humaine sont établis pour les trois types de PVs basés sur le silicone (monocristallin, multicristallin et amorphe) ainsi que un type de PV couche mince. Pour ce faire, ils se sont basés sur les inventaires réalisés par Alsema et de Wild-Scholten [26] et Fthenakis et Kim [13] en ce qui concerne les cellules alors que pour ce qui est du système de raccordement, ils se sont basés sur l'article de Wild-Scholten [43]. Ils obtiennent des résultats tout à fait comparables à ceux obtenus dans l'article renseigné au paragraphe précédent [41] pour ce qui concerne les émissions de gaz à effet de serre et les métaux lourds. Ensuite, les PVs sont analysés dans le cadre des émissions de polluants critiques, les NO_x et les SO_x. Les auteurs terminent en examinant les systèmes de concentration. Ils trouvent un temps de retour énergétique égal à 1,3 an et les émissions de gaz à effet de serre sont estimées à 24 g de CO₂

équivalent. Les auteurs réalisent ensuite une étude de risque. Le plus grand potentiel de risque dans le cycle de vie des PVs est lié aux produits chimiques toxiques ou inflammables qui sont utilisés lors de la production des modules. Cependant, les risques liés aux PVs sont comparables ou inférieurs aux risques liés aux autres sources d'énergie. De plus, les conséquences maximales d'un accident sont également plus faibles. Les auteurs clôturent leur article en mentionnant les améliorations futures qui sont attendues dans le domaine des PVs.

En 2008, Perpiñan [44] a réalisé un inventaire des données déjà publiées et a rajouté ses propres données dans le but de réaliser une ACV de système de panneaux photovoltaïques connectés au réseau. L'objectif de cette étude est de comparer les systèmes fixes aux systèmes comprenant un mécanisme de pistage via le temps de retour énergétique. Les systèmes de pistage permettent d'adapter la position du module à la position du soleil. L'étude montre qu'ils sont intéressants car, bien qu'ils accroissent l'énergie nécessaire lors de la fabrication, cela est largement compensé par l'amélioration des performances qui en découlent.

Début de cette année 2011, Laleman et al [45] ont écrit un article concernant les PVs connectés au réseau dans des régions peu ensoleillées telles que l'Allemagne ou la Belgique. Ils ont utilisé la demande cumulée d'énergie, le temps de retour énergétique, les émissions de gaz à effet de serre mais aussi le score obtenu grâce à la méthode Eco-Indicator99 et ce, pour six types de panneaux différents : CdTe, CIS, bande de Si, Si multicristallin, Si monocristallin, Si amorphe. Ces trois premiers types de panneaux ont une demande cumulée en énergie plus avantageuse et inférieure à 30.000 MJ/kWp. Le temps de retour énergétique est inférieur à 5 ans pour tous les types de panneaux. Les résultats donnés par la méthode de l'Eco-Indicator 99 dépendent de la normalisation utilisée, toutefois, dans tous les cas, ce sont les PVs basés sur le CdTe qui sont les moins performants, ce qui est en contradiction avec les résultats des articles précédents. Pour terminer, les auteurs comparent les PVs avec les sources traditionnelles d'énergie en prenant la Belgique comme référence. Du point de vue du potentiel de réchauffement global, les PVs sont clairement les plus avantageux ce qui est également le cas en utilisant l'Eco-Indicator 99 avec les normalisations Hiérarchiste (à moyen terme) et Égalitaire (à long terme). Par contre, avec la normalisation Individualiste, c'est le gaz naturel qui a le moins d'impact. Ceci s'explique par la vision à court terme qui considère que la consommation de combustibles fossiles est gratuite et n'amène aucun impact environnemental.

- *Système de raccordement*

Dans la plupart des études précédentes, peu d'attention a été accordée au système de raccordement. Celui-ci va d'ailleurs dépendre du type de montage choisi pour le module (en façade, sur un toit, etc.). L'étude détaillée du système de raccordement d'une installation de 3,5 MWp de

PVs multicristallin basée à Springerville aux USA a été réalisée par Mason [33]. Cette étude a été réalisée à Springerville afin de comparer ces résultats à ceux obtenus pour l'installation de même puissance située à Serre en Italie. Cependant, l'installation de Springerville a été réalisée avec le souci constant d'optimiser à la fois le travail, les matériaux et les coûts liés à la réalisation de l'installation. Au vu des résultats de l'étude, cet objectif a été pleinement rencontré puisque l'énergie primaire totale nécessaire à la construction de l'installation de Springerville est comprise entre 526 et 542 MJ/m² soit une réduction de 70% par rapport à Serre. De plus, le temps de retour énergétique est estimé à 0,21 ans. Notons que dans cette étude, l'espérance de vie de la structure en métal supportant les panneaux est estimée à 60 ans alors que celle des composants électroniques est estimée à 30 ans mais 10% de leur masse totale doit être remplacée tous les 10 ans.

En 2006, de Wild-Scholsen et al [43] ont également publié un article se focalisant plus particulièrement sur le système de raccordement. En effet, les PVs montés sur un toit existant, ceux montés à la place du toit et ceux qui sont construits sur le sol sont comparés. Un seul type de module est envisagé, il s'agit de modules polycristallins en silicone pour lesquels la LCA se base sur l'article de Alsema [26]. Les autres données sont récoltées auprès des constructeurs. Les différents systèmes de montage sont comparés sur base du potentiel de réchauffement global et des émissions de gaz à effet de serre engendrées, grâce à la méthode de la demande cumulée d'énergie. Les systèmes qui sont montés intégrés dans le toit ont clairement les meilleures performances environnementales. Cependant, dans tous les cas, les émissions causées par le système sont faibles vis-à-vis de celles liées aux modules.

- *Autres*

En 2009, Sherwani et al. [46] ont écrit un article qui réalise un état de l'art des publications précédentes concernant l'analyse du cycle de vie des PVs. Ils se sont principalement concentrés sur les panneaux à base de silicium mais les autres technologies sont également évoquées. Cette même année, un rapport de l'agence internationale de l'énergie³ [47] donne des conseils pour la réalisation d'une ACV dans le domaine des caractéristiques techniques des PVs (espérance de vie, dégradation, etc.), des aspects modélisation et imposition pour ce qui concerne l'inventaire (frontière du système, unité fonctionnelle, etc.) ainsi que sur l'aspect de la communication via un rapport (point clé à mentionner dans le rapport, résultats importants à publier, etc.).

En 2010, Thiaux et al [48] ont publié un article où ils étudient l'influence du profil de consommation d'électricité sur un système composé de panneaux photovoltaïques destiné à assurer seul la

³ International Energy Agency

production d'électricité, ce qui amène donc la nécessité de considérer un système de stockage. Ils sont arrivés à la conclusion que le meilleur moyen de minimiser l'énergie requise pour l'installation du système est d'assurer un profil de consommation le plus proche possible du profil de production de manière à minimiser les besoins en stockage.

- *Conclusions*

Nous pouvons donc constater qu'aucune étude réalisant une comparaison entre les différentes énergies dites renouvelables (photovoltaïque, biométhanisation et éolien) n'a été réalisée. Notre étude entre dans la lignée des ACV fiables en suivant les recommandations des différents articles et en mettant à jour les données obtenues afin d'affiner les résultats. De plus, dans le domaine des PVs, les méthodes d'analyse d'impact utilisées ne sont pas les plus récentes et donc pas non plus les plus performantes. C'est pourquoi notre étude, utilisant la méthode ReCiPe, va certainement permettre de mettre en avant des informations que les méthodes anciennes ne donnaient pas. Des critères supplémentaires à ceux précédemment utilisés, principalement les $\text{kg}_{\text{eq}} \text{CO}_2$ épargnés ou émis, le temps de retour énergétique ou le score global d'Eco-Indicator 99 peuvent être obtenus, comme la diminution des ressources minérales, fossiles, l'effet des PV sur la santé humaine, etc. Cette étude donnera une réponse plus globale que celles obtenues au préalable et permettra une comparaison pertinente avec d'autres types d'énergie renouvelable.

1.6. PROCÉDÉ DE FABRICATION DE PANNEAUX PHOTOVOLTAÏQUES BASÉS SUR LE SILICONE MULTI CRISTALLIN.

Comme il a déjà été mentionné précédemment, 90% des cellules utilisées actuellement sont basées sur le silicone cristallin. La répartition entre silicone multi cristallin et monocristallin est plus ou moins équilibrée. Cependant, les cellules multi cristallines obtiennent un rendement légèrement inférieur mais sont fabriquées à moindre coût. L'analyse du cycle de vie de ce type de cellule va être réalisée. Néanmoins, pour ce faire, il est nécessaire de connaître les étapes de fabrication de ces panneaux (Figure 8). Remarquons toutefois que les premières étapes du procédé sont semblables si on se place dans le cas de silicone monocristallin.

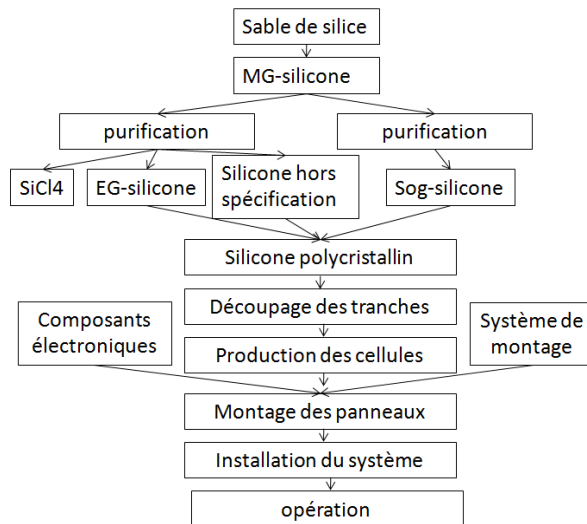


FIGURE 8: PRODUCTION D'UN PANNEAU PHOTOVOLTAÏQUE EN SILICONE MULTI CRISTALLIN

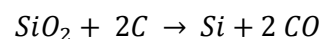
1.6.1. EXTRACTION ET RAFFINAGE DE LA SILICE

La silice est extraite à partir de sable et de quartz. Le sable est un matériau relativement bon marché qui revient à 0,1 \$/kg. Il s'agit de matériaux très abondants sur terre et le procédé d'extraction est totalement mature. Après minage, le sable est transporté, classifié, poli, conditionné et flotté. Peu d'émissions sont générées par ce procédé si ce n'est des poussières [19].

1.6.2. TRANSFORMATION DE LA SILICE EN SILICONE

Cette étape est très coûteuse et requiert une grande quantité d'énergie, de l'ordre de 50 kWh par kg de silicone produit. Elle permet d'obtenir du silicone de grade métallique (mg-Si) pur à 99% à un coût d'environ 1\$/kg.

Le quartz, pulvérisé en petits morceaux, est mélangé avec du charbon dans un creuset puis ils sont fondus à l'aide d'un arc électrique ce qui permet au procédé de réduction d'avoir lieu :



Le charbon est utilisé comme réducteur mais du bois coupé en petits morceaux ou du coke peuvent remplir le même rôle.

Ce procédé permet d'obtenir du silicone de grade métallurgique (mg-Si) mais dont la pureté n'est pas suffisante pour les applications solaires où le silicone est utilisé pour ses propriétés de semi-conducteur [20, 32].

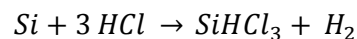
Le procédé émet du monoxyde de carbone (CO), de l'oxyde de silicium (SiO), du méthane (CH₄), du dioxyde de carbone (CO₂) et de l'éthane (C₂H₆) dans l'air. Ces composés vont réagir avec l'oxygène de l'air pour former du CO₂, de l'eau, du SiO₂ et des NO_x. La scorie restante, contenant du silicone, est vendue comme coproduit. Les particules respirables de silice émises sont captées dans un filtre [19]. En Europe, la plus grande partie de la production de silicone de grade métallique a lieu en Norvège, bien que la proportion exacte ne soit pas connue.

1.6.3. FORMATION DU SILICONE DE GRADE SOLAIRE

Plusieurs méthodes permettent d'obtenir du silicone d'une pureté suffisante pour des applications solaires :

- Du silicone de grade électronique (eg-Si) peut être obtenu en utilisant le procédé Siemens où une réaction avec du trichlorosilane est utilisée. Le silicone produit de cette façon est extrêmement pur (plus de 99,99999%) mais le procédé est coûteux et a un rendement faible. En réalité, ce procédé mène à la production de trois produits : du tétrachlorosilane, du silicone de grade électronique et du silicone hors-spécification. Ce dernier est utilisé pour les applications photovoltaïques car celles-ci requièrent du silicone de moins grande pureté que les applications dans des circuits intégrés. Cela permet une source de matière première bon marché. Cependant, comme il n'y a pas de silicone hors-spécification en quantité suffisante, on utilise également du silicone de grade électronique. Le tétrachlorosilane, quant à lui, est utilisé pour produire des pigments ou des fibres de quartz.

Le mode opératoire est le suivant : d'abord le SiHCl₃ est produit en faisant réagir du MG-Si avec de l'acide chlorhydrique via la réaction suivante :

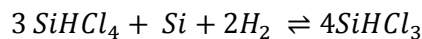


Le trichlorosilane réagit ensuite avec l'hydrogène dans un four électrique chauffé à 1200°C ; de cette manière, du silicone de grade électronique ainsi que du tétrachlorosilane sont obtenus.

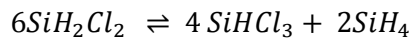
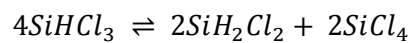
Un kilogramme de silicone de grade métallique permet d'obtenir 676 g de silicone de grade électronique, 84,4 g de silicone hors-spécification et 1,2 kg de tétrachlorosilane. Pour ce faire, 114 kWh d'électricité sont nécessaires ce qui en fait donc un procédé très énergivore. Le silicone de grade électronique coûte extrêmement cher vu la grande quantité d'énergie utilisée pour sa production. Il revient donc à 100 \$/kg. Le producteur le plus important d'Europe est localisé en Allemagne [20, 49].

Remarquons que, lors de l'ACV, il sera nécessaire d'utiliser des règles d'allocations afin de déterminer quelle part des réactifs et de l'électricité consommée doit être attribuée au silicone utilisé pour la fabrication des PVs.

- Le procédé le plus récent permet de réaliser du silicone de pureté suffisante pour les applications solaires appelé silicone de grade solaire (sog-Si) mais à un coût moindre que celui du silicone de grade électronique. Il consiste en une hydrogénation du silicone dans un réacteur à lit fluidisé chauffé à 500°C et sous une pression de 3,5 MPa avec un catalyseur à base de cuivre suivant :



Une succession de réactions équilibrées prennent place :



Ensuite, une succession de distillations fractionnaires séparent les différents composants. Dans la dernière étape de distillation, du silane pur est obtenu. À chaque étape de distillation, le résidu est renvoyé dans la colonne de distillation précédente ; ceci permet d'avoir très peu de pertes et seules des faibles quantités de gaz sont émises. Ce gaz est envoyé dans un purificateur constitué d'hydroxyde de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) où il est converti en CaCl_2 et en SiO_2 , des substances inoffensives d'un point de vue environnemental.

Dans la dernière étape du procédé, le silane est décomposé par thermolyse dans un réacteur à lit fluidisé, en pellets de silicone de pureté suffisante pour les applications solaires (sog-Si), c'est-à-dire un silicone d'une pureté comprise entre 0,999 et 0,999999. De l'hydrogène est également obtenu, il est renvoyé à l'entrée du réacteur d'hydrogénation. De cette manière, peu de SiCl_4 et d'hydrogène doivent être ajoutés à l'entrée. En effet, il en faut uniquement pour compenser les pertes et ces dernières sont faibles. Le rendement du procédé est proche de 100% mais il reste cependant énergivore puisqu'il consomme plus de 100 kWh/kg sog-Si. Le coût de production du silicone de grade solaire est inférieur à 10 \$/kg. En 2005, il est estimé que 80% du silicone produit pour des applications photovoltaïques est produit à l'aide de ce procédé [19, 32, 40].

- Une autre voie envisageable est la transformation de la silice directement en silicone cristallin sans passer par le silicone de grade métallique. Pour ce faire, une voie similaire à celle examinée au point 1.6.2 Transformation de la silice en silicone est utilisée. La seule différence est l'utilisation de silice et de carbone, tous les deux de haute pureté. Pour ce faire, le sable est purifié par flotation et par un traitement à l'acide HCl ce qui amène le contenu en silice à 99,9%. Cette silice est convertie en verre liquide dans lequel les impuretés sont dissoutes en le mettant en fusion avec du Na_2CO_3 . Par un traitement avec de l'acide, la silice est précipitée

puis à nouveau lavée à l'acide et à l'eau. Une silice de très haute pureté (>99,999%) est ainsi obtenue.

Pour obtenir du carbone de haute pureté, de l'acide chlorhydrique est également utilisé. La réduction de la silice a lieu dans un four fermé ce qui entraîne un meilleur rendement et un contenu en impuretés plus faible que si la réduction carbothermique conventionnelle était utilisée [19].

1.6.4. TRANSFORMATION EN SILICONE POLY CRISTALLIN ET PRODUCTION DES TRANCHES.

L'étape suivante consiste à convertir le silicone de haute pureté en grands blocs de silicone multi cristallin. Pour ce faire, deux possibilités s'offrent à nous :

- Une première possibilité est de mettre en fusion le silicone dans une atmosphère inerte (argon) puis de le verser dans des creusets de graphite qui permettent de le solidifier dans des conditions thermiques contrôlées. La taille des blocs ainsi obtenus dépend de la taille du creuset. De plus, les impuretés vont s'accumuler à l'extrémité des blocs à cause de la manière dont l'interface entre le bain en fusion et le solide se déplace. La taille des grains dans ces zones est sensiblement plus petite que dans le reste des blocs. Ces deux phénomènes conduisent à une diminution de l'efficacité de la cellule en facilitant les recombinaisons. Pour ces raisons, la partie extérieure des blocs est enlevée [19, 32].
- Une autre possibilité est le procédé de moulage par creuset froid aussi appelé procédé de moulage par électromagnétisme. Dans ce procédé, la matière fondue n'est pas en contact avec le creuset mais est confinée par le moyen d'un champ électromagnétique. Ceci a l'avantage d'éviter que des impuretés du creuset pénètrent dans le cristal et diminuent de cette manière l'efficacité de la cellule. Malgré ces avantages, ce procédé n'est plus d'actualité [19].

Ensuite, les tranches destinées à former les cellules sont coupées dans les blocs de cristaux de silicone multi cristallin. Ce procédé est coûteux car le silicone est un matériel très dur qui doit donc être découpé avec une méthode adaptée. Une scie à fil coupant de plusieurs kilomètres de long (voir Figure 9) se déplace à travers le cristal dans un slurry contenant du liquide de refroidissement et quelques particules abrasives telles que du carbide de silicone (SiC). Ce procédé n'est utilisé que dans l'industrie photovoltaïque. Les tranches sont des carrés de taille comprise entre 10x10 cm² et 15x15 cm² dont l'épaisseur est comprise entre 200 et 350 µm. L'épaisseur des tranches a rapidement diminué ces dernières années alors que la taille des tranches n'a fait qu'augmenter. Après le sciage, les tranches sont lavées, rincées et séchées. Le silicone perdu lors de cette étape est jeté avec le liquide de refroidissement [5, 19, 32].

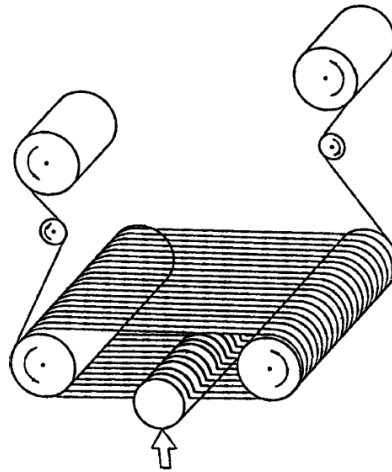
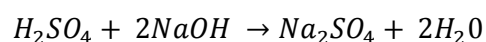
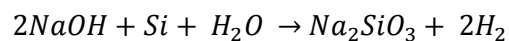


FIGURE 9: SCIE À FIL COUPANT [19]

1.6.5. ATTAQUE CHIMIQUE

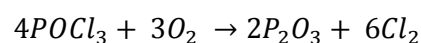
L'attaque chimique est la première étape de la production de la cellule à proprement dit. L'objectif est d'enlever les dégâts, à la surface des tranches, provoqués par la découpe et de texturer la surface de manière à ce qu'elle absorbe mieux les radiations solaires en allongeant le trajet optique de la lumière pénétrant dans la cellule. Un procédé utilisant une solution de KOH-NH₃ est souvent utilisé mais une solution de NaOH est aussi envisageable. Ensuite, la cellule est rincée à l'eau et à l'acide sulfurique (H₂SO₄). Cela a pour effet de libérer de l'hydrogène, de l'eau, du Na₂SO₄ et du Na₂SiO₃.



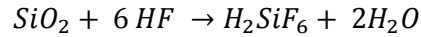
Le choix et l'utilisation de la solution de KOH plutôt que celle de NaOH donne une meilleure texturation de la surface [19, 32].

1.6.6. FORMATION DE L'ÉMETTEUR (N-FILM)

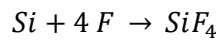
Le film est créé en diffusant du phosphore à la surface de la tranche. Habituellement, ce procédé a lieu à haute température, de l'ordre de 850 à 900°C et consiste à faire buller de l'azote dans une solution de POCl₃ liquide. Ensuite, l'azote saturé est envoyé sur la tranche en présence d'oxygène et un film de phosphore est créé par diffusion :



Le hémitrioxyde de phosphore donne une couche de verre de silice-phosphore ($\text{SiO}_2\cdot\text{P}$) à la surface des tranches à partir de laquelle le phosphore va diffuser dans la partie supérieure de la tranche. La couche de verre de silicone-phosphore excédentaire est éliminée par une attaque à l'acide fluorhydrique, HF.



La troisième étape est la préparation des bordures des tranches. En effet, après l'étape de diffusion les bords de la tranche contiennent aussi des atomes de phosphore. Dans le but de prévenir les courts-circuits, la partie de la bordure qui contient des ions de phosphore est enlevée au moyen d'un procédé utilisant du plasma. Dans ce procédé, les tranches sont placées dans un réacteur où des atomes de fluor sont libérés à partir de CF_4 et réagissent avec le silicone [19, 32].



Les émissions liées à la première étape sont constituées de hémitrioxyde de phosphore et de chlore. Ils sont traités de manière à former du NaH_2PO_4 et du NaOCl . Dans la deuxième étape du H_2SiF_6 est formé et il y a également du HF résiduel alors que dans la dernière étape c'est du SiF_4 et un peu de F_2 qui sont formés. Ces substances sont traitées pour former du SiO_2 , du NaF et du CaF_2 . De plus, du dioxyde de carbone (CO_2) ainsi que quelques huiles fluorées sont aussi émises [19].

Le procédé au POCl_3 peut éventuellement être remplacé par un procédé de gravure dans lequel une pâte contenant du phosphore est imprimée par sérigraphie sur la partie avant de la cellule. Ensuite, une haute température permet l'évaporation des solvants, l'émetteur entre dans la cellule et la couche d'oxyde est fluidisée en un oxyde de passivation. C'est pourquoi il n'est plus nécessaire d'utiliser de l'acide fluorhydrique pour enlever la couche excédentaire et les émissions qui sont liées à cette étape n'ont plus lieu [19].

1.6.7. APPLICATION DES CONTACTS ELECTRIQUES

Les contacts électriques antérieurs et postérieurs, permettant de connecter les différentes cellules entre elles, sont généralement réalisés avec de l'aluminium et de l'argent au moyen d'une évaporation sous vide des pâtes appropriées. De plus, l'aluminium peut avoir un autre avantage qui, si la pâte est chauffée à suffisamment haute température, inactive les impuretés dans le silicone et augmente donc la longueur du trajet de diffusion pour les électrons et les trous.

Une couche uniforme d'argent et d'aluminium est imprimée par sérigraphie sur la partie arrière de la cellule. L'objectif de cette couche est d'empêcher la recombinaison des électrons et des trous générés.

La face avant est, quant à elle, recouverte à l'aide d'une pâte d'argent qui est également imprimée par sérigraphie. Pour ce qui est de l'épaisseur de la couche de métal, un compromis doit être réalisé entre les pertes par obscurcissement et la résistance. De plus, pour ce qui est du choix des matériaux utilisés pour réaliser les contacts, un compromis doit être fait entre l'efficacité de la cellule et le coût. L'aluminium qui est intéressant de par son faible coût ne peut cependant pas être utilisé pour réaliser les contacts avant de la cellule car il peut se dissoudre dans le silicone et former un acier de Al/Si qui peut détruire la couche d'émetteur. Par contre, les contacts arrière peuvent contenir de l'aluminium. Cependant, comme l'aluminium n'est pas soudable, 80% du métal constituant les contacts arrière doit rester l'argent.

En plus des métaux, les pâtes utilisées contiennent également des solvants, des résines et du verre fritté. Le solvant est ajouté pour obtenir une viscosité adéquate de la pâte pour son impression. Les résines permettent de maintenir les particules de métal en émulsion dans la pâte. Le verre fritté est ajouté pour augmenter la cohésion entre les particules de métal et l'adhésion entre le métal et les tranches après l'impression.

Une fois que les pâtes sont déposées, la tranche est envoyée dans un four sur une courroie. Les tranches passent successivement dans des zones de températures croissantes. Dans la première zone où la température atteint 120-150°C, le solvant est évaporé. Ensuite, dans une deuxième zone, la température est comprise entre 300 et 400°C ce qui permet de cuire la résine. Enfin dans la dernière zone, la température dépasse 600°C de manière à fritter le verre. Les émissions qui y correspondent sont donc composées de vapeur de solvants et de composés organiques brûlés [19, 32].

Afin d'améliorer le bilan énergétique, il est envisageable de remplacer le four à courroie par un four infrarouge qui requiert moins d'énergie [19].

1.6.8. PASSIVATION ET COUCHE ANTIREFLETS

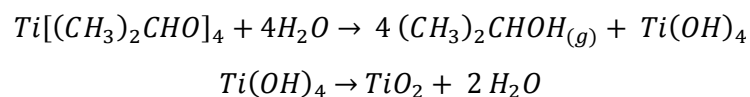
Comme nous l'avons déjà signalé plus tôt, les défauts, les impuretés et les frontières entre les grains de silicone peuvent réduire l'efficacité de la cellule en facilitant les recombinaisons des électrons et des trous générés dans le semi-conducteur. Nous avons vu au point 1.6.7 que les impuretés peuvent être neutralisées par l'aluminium. Les frontières entre les grains et les défauts sont inactivés par un procédé de passivation à l'hydrogène. Dans ce procédé, des atomes d'hydrogène créés dans un plasma diffusent dans la tranche pour neutraliser les centres de recombinaison.

La surface avant est également un autre lieu où les recombinaisons sont favorisées. La vitesse de recombinaison peut ici être réduite en ajoutant une couche de passivation telle que SiO₂ ou Si₃N₄. De plus, l'usage d'une couche de nitrure de silicone (Si₃N₄) a un autre avantage. En effet, elle agit

également comme une couche antireflet. Cette dernière peut également être formée par de nombreuses autres substances telles que TiO_2 ou Ta_2O_5 . En effet, cette couche doit être constituée d'un film transparent avec un indice de réfraction faible. Cependant, elle sera encore plus efficace si, en plus de réduire la réflexion, elle permet également aux radiations d'entrer obliquement dans la cellule de manière à augmenter le trajet que ces dernières doivent parcourir et donc améliorer leur absorption. Cependant, les techniques pour réaliser cette dernière opération sont encore au stade de développement.

Dans la méthode actuelle de passivation et de formation de la couche antireflet, le nitrure de silicone (Si_3N_4) peut être déposé par dépôt chimique en phase vapeur, assisté par plasma. Ce procédé a l'avantage de permettre en plus de la passivation et de la couche antireflet, une passivation à l'hydrogène. La tranche est placée dans la chambre de réaction dans laquelle un champ électromagnétique est maintenu dans une atmosphère constituée de silane (SiH_4) et d'ammoniac (NH_3) dilués dans de l'azote. Quand la température atteint 400-450°C, le silane et l'ammoniac réagissent pour former un complexe qui se dépose à la surface des tranches. Par la suite, l'hydrogène en provenance de ce complexe diffuse dans la tranche, laissant une couche de Si_3N_4 à la surface [5, 19, 32].

Si la qualité du silicone est suffisante, la passivation à l'hydrogène n'est plus nécessaire. Du dioxyde de titane est alors utilisé comme couche anti-réflexion. Elle est mise en place par dépôt chimique en phase vapeur de l'isopropoxyde de titane ($Ti[(CH_3)CHO]_4$) suivant les réactions suivantes :



La vapeur d'eau ainsi produite est relâchée dans l'air alors que l'isopropanol doit être capturé. Une partie des oxydes de titane (TiO_x) est éliminée sous forme d'une poudre solide emportée dans l'eau alors que l'autre partie est éliminée comme déchet solide. Ce procédé n'a pas d'effet de passivation mais résulte bien en une couche antireflet. Son avantage est qu'il nécessite moins d'énergie et que les risques sont moindres puisqu'on évite d'utiliser du gaz de silane qui est hautement explosif [19].

1.6.9. L'ASSEMBLAGE DES PANNEAUX

Avant d'être assemblées, les cellules sont testées. Le rendement de production des cellules est proche de 95%, donc il y a approximativement 5% des cellules produites qui sont éliminées. Ensuite, les cellules restantes sont assemblées au moyen de bandes de cuivre recouvertes d'étain. L'étain est ajouté pour améliorer les performances à la soudure des bandes de cuivre.

Les cellules sont connectées en série et en parallèle. Un module contient généralement entre 20 à 40 cellules. Plusieurs configurations sont envisageables comme par exemple un montage de 4 x 9

cellules. Ensuite, les cellules sont encapsulées entre deux feuilles éthylène-acétate de vinyle (EVA). La face avant du module est recouverte d'une feuille transparente de verre trempé avec une faible teneur en fer alors que l'arrière est couvert par une feuille de Tedlar/Al/Tedlar ou d'un film constitué de polyester, d'aluminium et de polyfluorure de vinyle. L'encapsulation est réalisée en chauffant et sous pression. Un cadre en aluminium est ensuite ajouté ainsi qu'une boîte de connexion sur la face postérieure [19, 20, 32].

Finalement, les modules sont testés d'un point de vue électrique. Les modules refusés peuvent être utilisés en pièces détachées pour les produits électroniques. Plus ou moins 1% des modules sont rejetés [19].

La tension générale délivrée par le module est fonction du nombre de modules en série alors que l'intensité est fonction de la surface de cellules photovoltaïques. La puissance d'un module ou d'une installation photovoltaïque est définie par sa puissance crête suivant les conditions standards. Elle est exprimée en watt crête. Sa définition est la suivante : il s'agit de la puissance délivrée par le module sur une charge optimale sous un éclairage perpendiculaire de 1 kW/m^2 avec une température de cellule de 25°C . Les fabricants offrent généralement une garantie de performance de 20 ans sur 80% de la puissance nominale.

1.6.10. MONTAGE DES PANNEAUX

Les panneaux sont montés sur le toit d'une maison, en remplacement du toit ou d'une façade, ou finalement sont installés directement sur le sol. Tant que ces systèmes restent petits, il s'agit alors d'une production d'électricité décentralisée. Une production d'électricité centralisée par un grand nombre de PVs peut également être envisagée. De plus, il faut distinguer les installations qui sont connectées au réseau des installations qui ne le sont pas. Dans ce dernier cas, il est nécessaire de prévoir un système de stockage de l'électricité.

Le désavantage des PVs connectés au réseau est lié au problème de stabilité du réseau qui peut en découler. En effet, la production des PVs n'est pas constante et la multiplication des installations décentralisées chez les particuliers va amener ces derniers à réinjecter de l'électricité sur le réseau de manière anarchique. Cependant, l'électricité qui alimente le réseau doit être constamment égale à l'électricité consommée et de ce fait, l'injection anarchique d'électricité rend la tâche du gestionnaire de réseau ardue [12]. De plus, pour des raisons de sécurité évidentes liées aux interventions sur le réseau, il est nécessaire d'arrêter la production d'énergie vers le réseau lorsqu'une coupure de celui-ci intervient.

Dans l'ACV, l'idéal serait de tenir compte des matériaux de construction nécessaires mais également de l'énergie consommée pour le transport des PVs du site de production jusqu'au lieu de production. Le déplacement du personnel qui va monter les PVs peut également être considéré.

Pour les panneaux qui sont intégrés aux toits, il sera de nouveau nécessaire d'utiliser des règles d'allocation entre les deux fonctions, à savoir la production d'électricité et la protection envers les intempéries.

1.6.11. SYSTÈME DE RACCORDEMENT

Le panneau photovoltaïque produit un courant continu destiné à alimenter une charge, comme par exemple une habitation. Toutefois, entre la charge et le panneau, il est nécessaire d'ajouter un équipement supplémentaire généralement appelé système de raccordement ou BOS⁴. Ce dernier comprend notamment un système de montage et un onduleur qui permet de transformer le courant continu produit par le PV en courant alternatif nécessaire à l'alimentation d'une habitation ou du réseau.

Le système de montage doit être stable et capable de résister aux conditions climatiques pour assurer la pérennité des panneaux. Il peut être fixe ou muni d'un système permettant de suivre le soleil. Ces derniers peuvent être constitués d'un seul ou de deux axes. Les systèmes avec un seul axe suivent le soleil d'est en ouest alors que les systèmes sur deux axes sont munis également d'un système de concentration. Ils permettent de suivre le soleil d'est en ouest en cours de journée mais également du nord au sud en fonction de la saison. Evidemment, plus ces systèmes sont sophistiqués, plus ils sont chers et requièrent de l'entretien mais plus leur efficacité est grande. Remarquons que lorsqu'un dispositif de concentration est utilisé, une cellule photovoltaïque beaucoup plus petite peut être utilisée et est généralement choisie avec un rendement très élevé.

Le dispositif de puissance doit permettre d'adapter l'amplitude et la phase du courant produit par le panneau à l'application visée. De plus, il doit également permettre d'éviter un dépassement du courant ou du voltage maximum autorisé par la charge. Il doit donc également avoir un rendement de conversion le plus élevé possible et bien entendu un coût le plus bas possible. Comme nous l'avons signalé précédemment, si l'installation est raccordée au réseau, l'onduleur doit s'arrêter automatiquement de fonctionner lorsque le réseau est mis hors tension et ce, que cette coupure soit accidentelle ou liée à des travaux. Cela est également appelé la protection de découpage et cela permet de supprimer tout risque d'électrocution pour les techniciens qui travaillent sur le réseau. La

⁴ Cette abréviation provient du terme anglais Balance Of System.

durée de vie de l'onduleur est limitée (en général de 8 ou 15 ans) et inférieure à celle du PV [7, 31, 36].

Dans le cas du système de production d'électricité décentralisé, le système de raccordement comprendra aussi un dispositif de stockage de l'énergie produite par les panneaux afin de pallier à la production d'électricité intermittente des PVs [44].

1.6.12. UTILISATION DES PANNEAUX PHOTOVOLTAÏQUES

Pendant la période d'utilisation des panneaux, ces derniers produisent de l'électricité et normalement ne génèrent aucune émission. Seuls les lavages occasionnels de la couche supérieure de verre peuvent provoquer des émissions d'eau et de détergent. Ces émissions sont extrêmement difficiles à prédire et très faibles comparativement aux émissions qui ont lieu durant la production des panneaux.

Une autre source potentielle d'émission est une exposition accidentelle des panneaux à un feu et donc à des températures élevées. Cela peut amener des émissions de CO₂ et de produits résultants de la calcination de l'éthylène-acétate de vinyle (EVA) et des feuilles de Tedlar comme notamment du HF et du HCl. Aucune autre émission significative ne devrait avoir lieu suite à un incendie. En effet, les émissions de dioxyde de silicium (SiO₂) sont très peu probables car les conditions habituelles d'un feu sont trop modérées que pour permettre l'oxydation du silicone [19].

1.6.13. FIN DE VIE

Actuellement, le nombre de PVs arrivant en fin de vie est relativement faible. Cependant, le nombre d'installations basées sur les PVs ne cesse d'augmenter, il faut donc s'attendre à une importante augmentation du nombre de modules qui devront être démantelés dans le futur.

Il est évidemment préférable d'un point de vue environnemental de recycler les panneaux en fin de vie, c'est pourquoi nous allons détailler ici les différentes étapes qui interviennent lors du recyclage d'une cellule.

La première étape consiste à retirer les modules hors du cadre. Ce dernier, réalisé en aluminium, peut être recyclé. L'énergie gagnée par le recyclage de l'aluminium dépend de la quantité d'énergie nécessaire pour revaloriser le matériau recyclé et de la quantité de matériau recyclé qui constitue le cadre. Cependant, l'énergie gagnée est au moins équivalente à l'énergie nécessaire pour la production des matières premières.

Le procédé suivant peut être envisagé pour pousser plus loin le recyclage des modules en silicone. Les cellules sont retirées de la structure du module en brûlant les feuilles d'encapsulation. Par la

suite, la couche antireflet, la couche de passivation et la jonction PN sont retirées par un procédé de gravure en ligne. Les tranches ainsi remises à neuf peuvent être à nouveau intégrées dans une ligne standard de production de PV.

Ce procédé consomme de l'énergie, que ce soit pour le four, la postcombustion ou le laveur. De plus, le laveur consomme de l'eau mais également des produits chimiques. Des émissions dans l'air mais également des flux de vapeur de déchets sont générés par le procédé. Dans ces différents procédés, il est possible de récupérer les métaux et le verre contenu dans la cellule. Ils sont envoyés vers les usines de traitement appropriées pour être recyclés [50, 51].

Une alternative pour la fin de vie des modules est de les traiter et de leur faire suivre le schéma de recyclage dédié aux déchets électroniques et électriques.

Le dernier scénario que nous envisagerons ici est d'envoyer les PVs à la déchiqueteuse puis au triage. Il est toutefois plus plausible que le cadre en aluminium ait été enlevé avant l'envoi à la déchiqueteuse. La fraction de verre qui est ainsi obtenue peut être renvoyée vers une usine de recyclage du verre. Les matériaux organiques, les métaux et les cellules solaires pulvérisées vont d'abord subir un traitement thermique avant d'être mis en décharge vu leur haute teneur en matière organique[51].

CHAPITRE 2

LA BIOMÉTHANISATION

2.1. PRINCIPES [52-54]

La biométhanisation consiste en une série d'opérations de dégradation anaérobique biologique de matière organique, réalisées par des bactéries. Les produits obtenus sont le biogaz et le digestat.

Quatre opérations de dégradation ont lieu successivement :

- L'hydrolyse : cette première série d'opérations va transformer les matières organiques complexes (polysaccharides, protéines, lipides, etc.) en molécules plus simples, comme des sucres, des alcools et des acides aminés.
- La fermentation : Les molécules obtenues sont transformées en hydrogène et en acides gras volatils.
- L'acétogénèse : Les acides gras volatils sont transformés en acide acétique, hydrogène et dioxyde de carbone.
- La méthanogénèse : l'acide acétique restant est transformé en méthane et en dioxyde de carbone en utilisant l'hydrogène précédemment formé.

Le biogaz ainsi obtenu est un mélange de méthane (50 à 80%), de dioxyde de carbone (15 à 45%), de vapeur d'eau (5%) et d'hydroxyde de soufre (0 à 2%). Il arrive parfois que le biogaz contienne des organochlorés ou fluorés. Sa valeur énergétique moyenne est typiquement de 22,40 kJ par m³ de gaz. Le digestat est le résidu liquide contenant les matières non dégradées. Cependant, la biométhanisation peut être réalisée de nombreuses manières. En effet, de nombreuses matières premières peuvent être utilisées, plusieurs types de biométhaniseurs existent et des usages variés peuvent être fait du biogaz mais également du digestat. Nous allons brièvement décrire ces différents cas dont le schéma général est présenté à la Figure 10.

2.1.1. MATIÈRES PREMIÈRES [52]

Les matières premières pouvant être utilisées représentent une gamme de choix très large : la fraction fermentescible des déchets ménagers (FFOM), des boues issues de fosses septiques, des déchets organiques d'élevage (lisier de porc, fumier), des boues de station d'épuration, des résidus

de distillat de vin, des déchets d'abattoir, des cultures à haute valeur énergétique comme par exemple le maïs, etc. Le substrat va évidemment avoir une influence sur la quantité et la qualité du gaz produit. Il arrive fréquemment que plusieurs substrats différents soient mélangés pour alimenter le réacteur de biométhanisation. Le terme de codigestion est alors évoqué. Cela permet notamment d'améliorer la stabilité du procédé [55].

Les déchets provenant des fermes et particulièrement le lisier liquide sont très appréciés en biométhanisation car ils sont faciles à manipuler et permettent souvent de stabiliser le procédé. De plus, ils contiennent des éléments minéraux qui permettront au digestat d'avoir un bon pouvoir fertilisant et leur utilisation n'inclut que le coût lié au transport puisqu'il s'agit de déchets. Cependant, leur contenu organique en matière sèche est faible donc il n'est pas envisageable de les transporter sur des distances importantes (une vingtaine de kilomètres au maximum) [56].

L'utilisation de cultures énergétiques est aussi très couramment employée ; cependant ce type de culture revient assez cher. De plus, le prix de ces cultures est fortement fluctuant. Les plus couramment employées sont le maïs et l'herbe en silo. Leur rendement lors de la transformation en biogaz est nettement plus élevé que celui du lisier ; de plus, leur contenu en eau est nettement plus faible, c'est pourquoi des distances de transport plus longues peuvent être envisagées (de l'ordre de 200 km) [56].

Lorsque la fraction fermentescible de déchets municipaux (FFOM) ou des déchets issus de l'industrie alimentaire sont utilisés, les prétraitements avant la biométhanisation peuvent être importants. En effet, des substances dangereuses ou inhibant le processus peuvent être présentes. Il est donc nécessaire de stériliser le substrat et de le prétraiter avant la digestion. Ces étapes consomment de l'énergie et engendrent donc un surcoût [56].

2.1.2. UNITÉ DE BIOMÉTHANISATION

Une unité de biométhanisation comprend généralement les étapes suivantes : d'abord le prétraitement du substrat incluant généralement le broyage, le déchiquetage et le mélange du substrat ainsi qu'éventuellement des étapes de stérilisation ; ensuite le mélange ainsi obtenu alimente le réacteur qui est généralement agité. Le gaz est ensuite collecté et, si nécessaire, traité avant d'être stocké et utilisé.

Les technologies utilisées pour le prétraitement sont généralement issues de l'industrie des déchets. Le mécanisme utilisé pour convoier le substrat de l'unité de prétraitement jusqu'au digesteur est

généralement constitué d'une pompe (si le substrat est suffisamment humide) ou d'un convoyeur à vis [56].

Différentes options caractérisent la digestion anaérobique :

- La biométhanisation peut se réaliser avec un ou deux étages. Quand deux étages sont utilisés, l'hydrolyse et la méthanogenèse se réalisent dans deux étages différents ce qui permet d'utiliser des conditions optimales pour chacune des deux étapes ainsi qu'une sécurité accrue du procédé vu le meilleur contrôle qui en résulte. Cela permet donc d'augmenter le rendement en biogaz, mais la réalisation technique d'une telle installation est plus complexe.
- La biométhanisation peut se dérouler en voie sèche ou en voie humide. Un procédé est dit sec quand le contenu en humidité du substrat est inférieur à 75%. Cela va évidemment influencer le contenu en humidité du digestat. Pour réaliser la digestion par voie humide, il est possible de diluer le substrat avec de l'eau. La biométhanisation en voie sèche est préférée dans le cas où la matière première requiert un prétraitement trop coûteux pour être traité en voie humide, ou dans le cas où le substrat peut poser des problèmes tels que la formation d'une croûte ou de mousse s'ils sont traités par voie humide. C'est par exemple le cas de la biométhanisation de la fraction fermentescible des déchets ménagers [57, 58].
- En voie sèche, les conditions mésophiliques (température de l'ordre de 35°C) sont à distinguer des conditions thermophiliques (température de l'ordre de 55°C). Ces dernières ont des besoins de chaleur accrus par contre elles permettent de produire plus de biogaz avec un rythme plus soutenu [59].

Le temps de séjour de la matière dans le digesteur ainsi que la méthode utilisée pour l'agitation sont aussi des paramètres variables. Les processus biologiques intervenant dans le digesteur sont lents et requièrent un monitoring précis. Les paramètres influents sont notamment la température, le pH, le taux de chargement en composés organiques mais aussi en composés hydrauliques, la présence de substances toxiques ou inhibitrices, le type de substrat utilisé, le contenu en matière solide total par rapport au contenu en matière volatile, etc. Un contrôle manuel du digesteur est donc peu efficace ce qui explique que la plupart des digesteurs soient contrôlés de manière automatique [56, 60].

La taille de l'unité de biométhanisation a également son importance. En général, les installations de petite échelle sont capables de produire plus de 500 kW d'électricité, c'est-à-dire une production de biogaz dépassant $1,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ par an ce qui nécessite de manipuler approximativement 20.000 tonnes de matière première par an.

2.1.3. LES DIFFÉRENTS USAGES DU BIOGAZ [52, 53, 61]

Le biogaz produit peut être utilisé de différentes manières :

- *Production de chaleur*

La chaleur générée peut servir au contrôle de la température du digesteur et à la stérilisation de la matière première si nécessaire. C'est notamment le cas pour les résidus de l'industrie alimentaire ou les déchets issus d'abattoir. Il est éventuellement possible d'injecter la chaleur excédentaire dans un réseau de distribution de chaleur qui peut permettre de chauffer des habitations, des bâtiments publics, des étables, etc. Cependant, cela présente plusieurs limitations : d'abord, un tel réseau n'est pas toujours disponible ; de plus, les besoins en chaleur sont variables au cours de l'année (plus faible en été qu'en hiver) et il est donc possible d'avoir un surplus de chaleur à certaines périodes de l'année. Enfin, lors du transport, les pertes de chaleur sont très importantes, c'est pourquoi seul un transport à courte distance peut être envisagé. Il est donc nécessaire que les besoins en chaleur soit localisés très près de l'unité de biométhanisation.

Une autre possibilité est d'utiliser un procédé nommé « Cycle Organique de Rankine⁵ » pour transformer l'énergie thermique provenant de chaleur à basse température en électricité à l'aide de fluides organiques de haute masse moléculaire. Le rendement de cette technologie est loin d'être élevé (de 5 à 17%) mais elle peut s'avérer utile pour des installations de grande échelle où il n'y pas de demande de chaleur à proximité [62].

- *Production combinée de chaleur et d'électricité, également appelée cogénération⁶*

L'utilisation d'un moteur Stirling ou d'une micro turbine à gaz permet également une production simultanée de chaleur et d'électricité. L'avantage du moteur Stirling est qu'il peut être utilisé avec de nombreux combustibles et qu'il requiert peu de maintenance. Les turbines à gaz, quant à elles, fonctionnent à température plus basse ce qui résulte en de plus faibles émissions de NO_x. Cependant, elles requièrent la compression et la purification du biogaz avant utilisation. Dans le but de comparer l'unité de biométhanisation avec les éoliennes, c'est bien sûr cette utilisation du biogaz que nous envisagerons dans notre ACV [62].

⁵ Aussi appelé ORC pour "Organic Rankine Cycle"

⁶ Aussi appelé CHP pour "cogeneration at combined heat and power »

- *Tri-génération*

Cette technologie consiste en un triple emploi de l'énergie produite par l'unité de biométhanisation : électricité, chaleur et refroidissement. Les refroidisseurs par absorption permettent de transformer la chaleur qui serait autrement perdue en énergie de refroidissement avec un rendement de près de 70%. Cela est intéressant quand toute la chaleur ne peut être utilisée et qu'il y a des besoins de refroidissement à proximité de l'unité [63].

- *Carburant pour automobile*

Cette utilisation est encore peu répandue car il est nécessaire de purifier le gaz en lui donnant une qualité égale à celle du gaz naturel avant de pouvoir l'utiliser dans les véhicules. Cela nécessite d'enlever toutes les particules, le dioxyde de carbone, le sulfure d'hydrogène et tous les autres contaminants de manière à ramener le contenu en méthane à 95%. En effet, le dioxyde de carbone diminue le contenu énergétique du gaz alors que le sulfure d'hydrogène peut accroître la corrosion en présence d'eau. Cette purification peut notamment être réalisée en utilisant un absorbeur de dioxyde de carbone à l'eau. Un autre traitement possible est de déshumidifier le biogaz en le refroidissant légèrement puis de réaliser une désulfuration sur charbon actif et enfin de faire passer le biogaz sur des tamis moléculaires en carbone pour adsorber les autres impuretés. Il est enfin nécessaire de pressuriser le gaz jusqu'à 200-250 bar afin de le stocker. Ce traitement du biogaz implique donc un surcoût.

Un autre désavantage est que les véhicules doivent être adaptés pour pouvoir utiliser ce combustible, ce qui entraîne un surcoût important. De plus, il est également nécessaire d'adapter les stations services afin qu'elles puissent distribuer le biogaz. Malgré ces inconvénients, cette application est opérationnelle à plusieurs endroits, comme par exemple, à Stockholm ou en Suisse [56, 60].

- *Insertion dans le réseau de distribution du gaz naturel*

Pour ce faire, le biogaz doit également être purifié et mis à la pression du réseau.

En Wallonie, un travail législatif important est fournis afin que ce débouché soit envisageable pour le biogaz [64].

- *Utilisation dans une pile à combustible*

Le biogaz doit être purifié pour cette application qui, bien qu'intéressante d'un point de vue environnemental, reste très peu répandue sur le marché vu son coût élevé.

2.1.4. LES DIFFÉRENTS USAGES DU DIGESTAT

Une fois récupéré, le digestat doit être stocké de manière à limiter les odeurs et éventuellement à collecter les émissions de biogaz qui peuvent encore avoir lieu. Une telle collecte peut augmenter le rendement en biogaz de 10% [56].

Le digestat est très riche en nutriments tel que l'azote et le phosphore, il peut donc être épandu sur les champs en guise de fertilisant. Cependant, plusieurs options sont possibles. En effet, le digestat peut être épandu tel quel sur les champs ou d'abord subir une séparation liquide-solide, un compostage ou un séchage de la matière solide de manière notamment à faciliter le transport. La séparation peut avoir lieu à l'aide d'un décanteur ou dans un filtre-pressé. Le liquide ainsi produit peut être épandu ou ajouté au système d'irrigation jouant ainsi le rôle d'un fertilisant liquide dilué. Le solide qui correspond à plus au moins 40% du digestat peut être utilisé comme fertilisant ou incinéré de manière à produire de l'énergie. Une autre possibilité est de concentrer les nutriments présents dans le liquide, par exemple par un stripping de l'ammoniac ou par une précipitation du phosphore. Ceci permet de rendre les nutriments encore plus facilement transportables. Il est même possible de purifier suffisamment l'eau pour que celle-ci soit utilisable comme eau de distribution bien que cela n'ait pas encore été réalisé à l'échelle industrielle [62, 65].

L'utilisation du digestat comme fertilisant a plusieurs avantages, il permet de rendre disponible pour les plantes des nutriments qui proviennent de déchets ménagers, d'abattoirs, etc. qui ne le seraient pas autrement. Si la biométhanisation est implémentée à large échelle, cela pourrait même permettre d'utiliser globalement les nutriments en cycle fermé, sans apport extérieur à la société. En effet, une bonne partie des nutriments, après avoir été consommés par les plantes qui elles-mêmes sont consommées par les êtres vivants, finissent par se retrouver dans les décharges et ne retournent donc pas à la terre. Ils ne sont donc plus disponibles pour les plantes d'où la nécessité de recourir à des fertilisants.

De plus, la digestion des résidus agricoles, du fumier ou des cultures rend les nutriments plus facilement accessibles par les plantes, ce qui augmente le pouvoir fertilisant des déchets traités [57, 66]. En effet, le contenu en azote du digestat par rapport à du lisier non digéré est en moyenne augmenté de 20% pour du lisier de bovin. Dans la matière organique, la plupart de l'azote est lié aux protéines ce qui ne le rend pas directement assimilable par les plantes. Pendant le processus de biométhanisation, une partie de cet azote organique lié est réduit par désamination en ammonium dissout. Ceci permet une meilleure absorption (plus rapide) de l'azote par les plantes. Cependant, vu

la faible teneur en phosphore du digestat, il est souvent nécessaire d'utiliser des engrais phosphorés pour éviter un déficit en cet élément [67].

Cependant, des normes de plus en plus strictes régulent les épandages de fertilisant et de lisier sur les terres agricoles, de manière à limiter les pollutions des eaux souterraines. Le respect de ces normes peut dans certains cas influencer l'usage final du digestat, notamment dans le cas d'une usine de large échelle qui devra acheminer relativement loin son digestat pour pouvoir l'épandre tout en respectant ces normes [68]. De plus, toute contamination non-biodégradable présente dans la matière première va se retrouver dans le digestat ce qui remet en question l'usage de ce digestat comme fertilisant [53, 57].

En Région Wallonne, il y a lieu d'obtenir l'enregistrement et un certificat d'utilisation avant d'épandre le digestat. Cela impose de réaliser deux analyses officielles par an de la valeur fertilisante du digestat. Ces analyses doivent être effectuées par un laboratoire extérieur agréé par la Région wallonne. Une analyse qualité du sol doit également être effectuée avant l'épandage du digestat [69].

Cependant, l'utilisation du digestat en agriculture est un point crucial pour la faisabilité pratique et économique d'une installation de biométhanisation [57].

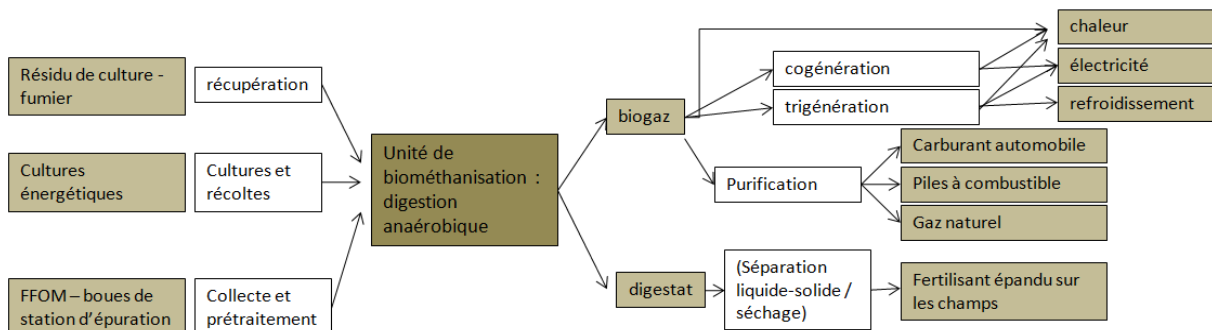


FIGURE 10: SCHÉMA GÉNÉRAL D'UNE UNITÉ DE BIOMÉTHANISATION

2.2. HISTORIQUE [52, 53, 70, 71]

L'utilisation d'eau usée et de déchets pour produire de l'énergie est loin d'être nouvelle puisque ce type de pratique a même pu être mis en évidence avant la naissance de Jésus-Christ. Cependant, c'est en 1976 que A. Volta observa que du gaz se libérait d'un marais. Il collecta ce gaz dans le but de l'analyser. Ces recherches mirent en évidence que la formation du gaz provient d'un procédé de

dégradation. De plus, ce gaz est inflammable et un mélange gazeux explosif peut éventuellement être formé. Le physicien anglais Faraday réalise ensuite des expériences de manière à mettre en évidence l'hydrocarbure qui compose le gaz.

Dans la seconde moitié du 19^{ème} siècle, en France, des recherches ont permis une meilleure compréhension du processus de digestion anaérobique. L'objectif était principalement d'éliminer les mauvaises odeurs en provenance des eaux usées. Cela a également permis de mettre en évidence les microorganismes typiques qui sont à l'origine des procédés de fermentation.

En 1884, Louis Pasteur produit du biogaz à partir de crottins de chevaux collectés dans les rues de Paris. Avec ses étudiants, il réussit à produire 100 m³ de méthane en utilisant un procédé de fermentation développé à 35°C. Il montra que cela permettrait d'avoir assez d'énergie pour éclairer Paris. C'est le début des applications de biométhanisation à plus large échelle.

En Algérie, sous l'impulsion de la France, les premiers digesteurs de fumier sont construits en 1930. Sur base de ces travaux, de nombreuses installations agricoles vont s'équiper de digesteur et des applications variées sont trouvées pour le biogaz produit (cuisinière au biogaz, etc.). Entre les deux guerres, de nombreux travaux font progresser la digestion anaérobique et notamment son application pour les boues issues de stations d'épuration des eaux avec un souci constant d'optimisation énergétique du biogaz produit. En 1980, les premiers essais de digestion anaérobique de la fraction organique des déchets ménagers sont réalisés par la société Valgora en France. Les pays moins développés, quant à eux, ont construit des installations simplifiées de manière à avoir une production d'énergie autonome et bon marché.

Actuellement, dans le cadre des objectifs de réduction des émissions de gaz à effet de serre et afin d'assurer une certaine sécurité à leur approvisionnement énergétique, de nombreux pays encouragent l'installation massive de biométhaniseurs. C'est notamment le cas de l'Allemagne et du Danemark.

2.3. LA BIOMÉTHANISATION EN EUROPE [61]

En Europe, la biométhanisation est en forte croissance. Par exemple, entre 2005 et 2006, la croissance en termes d'énergie produite à partir du biogaz fut de 13,6%. Comme l'atteste la Figure 11, l'Allemagne et la Grande-Bretagne dominent très clairement en termes de quantité de biogaz

produite. Il est également intéressant de remarquer que le biogaz est majoritairement produit à partir de déchets municipaux mis en décharge.

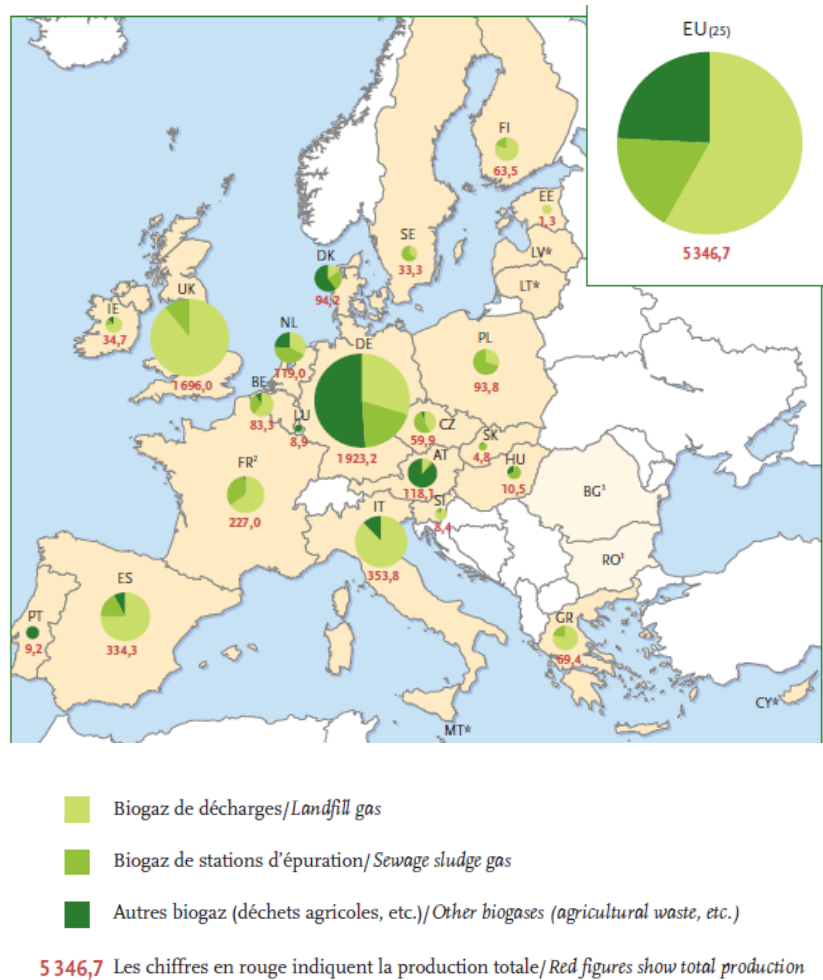


FIGURE 11: PRODUCTION D'ÉNERGIE PRIMAIRE DE BIOGAZ EN UNION EUROPÉENNE EN 2006 [61]

2.4. LA BIOMÉTHANISATION EN WALLONIE

Plus de 445 GWh de biogaz ont été produits et récupérés en 2009 en Wallonie à partir de la biométhanisation et plus de 70% de ces gaz sont récupérés dans les décharges (voir Tableau 5).

TABLEAU 5: PRODUCTION D'ÉNERGIE À PARTIR DE LA BIOMÉTHANISATION EN 2009 [15]

Source du biogaz	Production primaire		Chaleur produite	Électricité brute	Électricité nette	Puissance. Électrique renouvelable
	GWh	En%				
Gaz de décharge	311,3	69,9	8,8	99,9	95	19,3
Effluents industriels	95,6	21,5	22,2	30,9	29,7	9,9
Effluents d'élevage	33,6	7,5	11,5	11,4	10,9	2
Boues de STEP	4,8	1,1	2,9	0,5	0,5	0,5
TOTAL	445,2	100	45,4	142,6	136,1	31,6

TABLEAU 6: ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION D'ÉNERGIE À PARTIR DE LA BIOMÉTHANISATION EN WALLONIE [15]IDEM RÉFÉRENCE

Année	Énergie Primaire		Chaleur valorisée	Électricité brute	Électricité nette
	GWh	2000 = 100%			
1990	24,5	9	24,5	N.D.	N.D.
1995	33,2	13	21,5	3,1	2,4
2000	259,1	100	30,1	75,3	72,1
2005	360,8	147	23,1	118	112,2
2007	431,4	167	34,9	132,7	124,8
2008	437,3	169	51,6	136,3	128,2
2009	445,2	172	45,4	142,8	136,1

Cette énergie renouvelable reste cependant peu développée et a du mal à prendre son envol. La Région Wallonne soutient les projets en cours et à venir car les objectifs 2010 du PMDE⁷-2003 visent une production de chaleur de 29 MWh/1000 hab et en 2009, seuls 13,1 MWh/1000 hab ont été produits (voir Figure 12).

⁷ PMDE: acronyme pour le Plan de la Maîtrise Durable de l'Énergie qui a été mis en place en Région Wallonne en 2003.

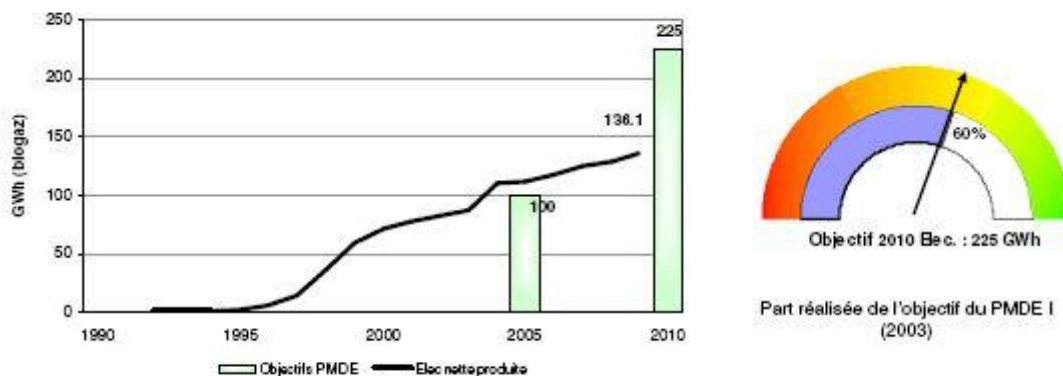


FIGURE 12: ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION NETTE D'ÉLECTRICITÉ À PARTIR DE BIOGAZ ET OBJECTIFS DES PMDE (EN GWH) [15]

La seule unité de biométhanisation de déchets organiques en Wallonie, située à Havré, près de Mons, dépendant de ITRADEC, a fermé ses portes durant l'année 2008. Une nouvelle installation vient d'être inaugurée, fin 2009, à Tenneville. Cette installation est gérée par IDELUX et le BEP. D'un budget de 17 millions d'euros subsidiée à 55% par la Région Wallonne, elle est conçue pour pouvoir traiter chaque année 30.000 tonnes de déchets organiques (issus de 850 000 ménages) qui produiront environ 3.6 millions de m³ de biogaz.

Pour permettre un meilleur développement de cette filière en Région Wallonne, mais également dans d'autres régions d'Europe où l'utilisation de biogaz est à la traîne, un projet nommé « Biogas Regions » et soutenu par l'ASBL ValBiom⁸ a été mis en place [72].

De plus, en Région Wallonne, un facilitateur biométhanisation est également nommé afin de mener des actions d'informations et de conseils pour aider au développement harmonieux de la filière. Ainsi, tout auteur de projet de biométhanisation peut s'adresser gratuitement au facilitateur qui peut le conseiller quant à la pertinence économique, juridique et administrative du projet [73].

2.5. ÉTAT DE L'ART

- *Plantes énergétiques*

Bühle et al [74] ont comparé les avantages environnementaux de la biométhanisation de culture céréalière et de la génération intégrée de fuel solide et de biogaz à partir de biomasse (IFBB)⁹. Pour

⁸ L'ASBL ValBiom pour "valorisation de la biomasse" est soutenue par la Région wallonne et a pour but de former et sensibiliser aux filières biomasse et d'appuyer le développement de ces filières.

⁹ L'IFBB de l'anglais Integrated Generation of Solid Fuel and Biogas from Biomass. Il s'agit de séparer la fraction solide et fibreuse de la fraction liquide. Cette dernière est utilisée pour produire du biogaz alors que la partie solide peut être brûlée

ce faire, ils ont utilisé l'équilibre énergétique¹⁰ mais également l'impact environnemental des émissions (gaz à effet de serre, eutrophisation, acidification) en utilisant une unité fonctionnelle égale à 1 hectare de culture. Les deux unités sont dimensionnées pour traiter 10.000 tonnes de matières sèches par an. L'énergie produite par les deux procédés est supposée remplacer la même énergie qui serait produite par des combustibles fossiles. Trois scénarios sont envisagés pour la récupération de chaleur de la biométhanisation, soit une récupération de chaleur de 20, 50 ou 80%. En ce qui concerne l'équilibre énergétique, la biométhanisation a des performances moindres. Par contre, elle permet de réduire de façon plus importante les émissions de gaz à effet de serre surtout si une partie importante de la chaleur produite est réutilisée. En effet, cela est dû au fait qu'une plus grande quantité de carbone est séquestré dans le digestat et donc retourne au sol plutôt que d'être libérée dans l'atmosphère comme c'est le cas en IFBB. De plus, dans cette dernière pratique, plus de fertilisants chimiques doivent être utilisés. Le problème de la IFBB est donc qu'elle va diminuer le contenu en carbone du sol. Pour éviter cela, elle doit être mise en place dans une rotation de culture où des cultures qui augmentent le contenu en carbone du sol sont réalisées. Par contre, la biométhanisation contribue de manière plus importante à l'acidification et à l'eutrophisation bien que les deux techniques soient plus défavorables que l'utilisation de combustibles fossiles.

Graebig [23] a comparé les avantages environnementaux d'une unité de biométhanisation utilisant du maïs comme substrat et pratiquant la cogénération avec une installation photovoltaïque. Les résultats de cette étude sont repris au point 1.5 état de l'art.

En 2010, Börjesson et Tufvesson [75], ont également réalisé une ACV d'une unité de biométhanisation utilisant des plantes énergétiques. Ils ont tenu à insister sur l'impact que pouvait avoir le changement d'utilisation du sol. Il est donc nécessaire de voir à quoi étaient alloués les terrains avant. Deux alternatives sont envisagées : les terrains étaient initialement en jachère ou alors ils servaient pour fournir des grains de blé mais la paille était laissée sur le terrain. Différents types de culture sont aussi envisagés. Ils s'intéressent également à l'impact que peut avoir le choix de l'allocation des coproduits. Trois possibilités sont étudiées : l'expansion du système, une allocation économique ou une allocation sur base énergétique. La production de bioéthanol et de biodiesel sont aussi envisagées. L'unité fonctionnelle choisie est 1 hectare de terrain. L'importance du choix du système de départ pour l'utilisation de la terre est mis en évidence. En effet, les émissions de gaz à effet de serre sont multipliées par deux si le terrain était initialement en jachère. La culture choisie a aussi son influence. En effet, en ce qui concerne l'équilibre énergétique, c'est la paille de blé qui mène au plus mauvais résultat. C'est également cette culture qui a les plus mauvais résultats en

¹⁰ C'est-à-dire le rapport entre l'énergie entrant dans le système et l'énergie produite par le système.

termes d'émission de gaz à effet de serre et d'eutrophisation alors que c'est la rotation de culture qui a les meilleures performances dans ces catégories. Des analyses de sensibilité sont ensuite conduites enfin de voir l'influence du rendement de la biomasse, de l'efficacité de conversion du fuel, du type de fuel utilisé dans l'unité de biométhanisation, des pertes de méthane incontrôlées, de l'émission d'oxyde d'azote à partir des fertilisants, etc.

Jury et al [76] ont également réalisé une ACV d'une unité de biométhanisation utilisant des plantes énergétiques comme substrat. Une rotation de 8 cultures différentes est utilisée de manière à éviter le recours aux pesticides et aux herbicides. Le gaz est purifié par un lavage à l'eau et injecté dans un réseau de gaz naturel de basse pression (0,8 MPa). L'unité fonctionnelle est 1 MJ de gaz injecté dans le réseau. Une comparaison avec l'injection de 1 MJ de gaz naturel produit de manière traditionnelle est ensuite réalisée. Le rapport entre l'énergie consommée et l'énergie contenue dans le gaz est en faveur de l'unité de biométhanisation si on ne considère pas l'énergie solaire utilisée par les plantes pour leur croissance. Si cette énergie est considérée alors le classement s'inverse. La contribution de l'unité de biométhanisation aux émissions de gaz à effet de serre est toujours inférieure. Par contre, en ce qui concerne le potentiel d'eutrophisation et le potentiel d'acidification, l'unité de biométhanisation a clairement un impact plus prononcé. La culture contribue d'ailleurs pour une part très importante à cet impact. Si la méthode Impact2002 est utilisée, elle donne de meilleurs résultats au gaz naturel car, pour l'unité de biométhanisation, l'eutrophisation et l'acidification amènent de forts impacts sur la santé humaine et la qualité de l'écosystème. Des études de sensibilité sont ensuite réalisées, elles montrent que les trois paramètres qui ont le plus d'influence sur le score unique sont le rendement de conversion en biogaz, la quantité d'ammoniac facilement disponible (émission d'ammoniac durant l'épandage du digestat) et la pratique agricole utilisée (de bonnes pratiques permettent de limiter les émissions d'ammoniac).

Ahlgren et al [77] ont étudié l'intérêt environnemental de produire des fertilisants azotés à partir du biogaz plutôt qu'avec l'aide du gaz naturel. Deux cultures différentes sont utilisées comme substrat : ensilage d'herbe issue de culture alternée et du maïs. Le biogaz produit est purifié pour arriver à une composition voisine de celle du gaz naturel. Le digestat est renvoyé à la ferme. L'unité fonctionnelle choisie est de 1 kg d'azote produit comme fertilisant. Le biogaz arrive à de meilleures performances environnementales que le gaz naturel pour ce qui est de l'énergie primaire utilisée et des émissions de gaz à effet de serre ; par contre, en ce qui concerne l'eutrophisation et l'acidification ses performances sont clairement inférieures. Si on compare les deux cultures entre elles, le maïs est moins intéressant en ce qui concerne l'utilisation de la terre ainsi que pour le potentiel d'eutrophisation mais dans les trois autres catégories, il mène à de meilleures performances.

Fredrikson et al [78] ont réalisé une étude afin d'étudier s'il est possible pour une ferme de fonctionner sans s'approvisionner à l'extérieur, c'est-à-dire que la ferme fabriquerait elle-même le carburant dont elle a besoin pour faire fonctionner ses tracteurs. L'unité fonctionnelle choisie est une ferme qui cultiverait 1000 ha de terrain avec une rotation de culture. Trois carburants sont envisagés, du méthyl éther fabriqué à partir de colza, du bioéthanol, et du biogaz. Les allocations de coproduits sont basées sur une allocation économique. Dans le cas des émissions de gaz à effet de serre, le biogaz montre les moins bonnes performances. De plus, les équipements liés au stockage ainsi que les changements à apporter aux tracteurs ne sont pas en faveur du biogaz pour ce type d'application à l'heure actuelle.

- *Fumier*

Prapasongsa et al [79] ont étudié le traitement de lisier de porc. En considérant différentes options pour le traitement du lisier (pas de traitement, gazéification thermique, digestion anaérobique et incinération), pour le stockage du résidu (lagon anaérobique sans mur de béton ou tank de stockage avec formation d'une croûte naturelle) ainsi que pour l'épandage, ils veulent mettre en évidence quel est le système le plus avantageux d'un point de vue environnemental. Ils arrivent à la conclusion que la digestion anaérobique est la meilleure pour éviter les émissions de gaz à effet de serre ; par contre, elle est défavorable du point de vue de l'eutrophisation, de l'acidification et des effets respiratoires inorganiques.

Ghafoori et al [65] ont étudié les émissions de gaz à effet de serre qui peuvent être évitées en utilisant la biométhanisation pour traiter du fumier de vache à la place de simplement l'épandre sur les champs. Le biogaz est utilisé pour produire de l'électricité alors que le digestat est séparé en une fraction solide qui est utilisée comme fertilisant et une fraction liquide qui est ajoutée à l'eau d'irrigation. L'unité fonctionnelle est la production 1 MWh d'électricité. L'électricité produite par le biogaz est supposée remplacer l'énergie fossile. Ils arrivent au résultat suivant : l'unité de biométhanisation émet au total 2,965 kg CO_{2eq} alors que le cas de base, où l'électricité est produite à partir du réseau électrique traditionnel, a une valeur de 3,845. Notons cependant que, dans cette étude, la production de la nourriture pour le bétail ainsi que les émissions entériques des vaches sont incluses dans les frontières du système alors que, dans de nombreuses autres ACV, le fumier est considéré comme un déchet de l'agriculture et seules les émissions liées à son transport sont prises en compte. La culture des céréales utilisées pour nourrir les vaches contribue pour 37% aux émissions de gaz à effet de serre alors que les émissions entériques y contribuent à 57%. Il va donc de soi que si elles ne sont pas incluses dans le système, les résultats seront très différents.

Ishikawa et al [80] ont réalisé une étude d'une unité de biométhanisation de large échelle utilisant du fumier. Pour ce faire, ils prennent en compte les émissions de gaz à effet de serre ainsi que le temps de retour énergétique. Les premières valent 2700 tonnes de CO_{2eq} dans lesquelles 80% sont dues à la construction de l'usine alors que le temps de retour énergétique est estimé à 16 ans si le digestat n'est pas réutilisé ou à 9 ans si le digestat est utilisé comme fertilisant. Ils montrent ainsi la nécessité de disposer de terres agricoles en suffisance à proximité de l'usine pour épandre le digestat. Cependant, les hypothèses prises pour obtenir ces résultats ne sont pas détaillées, c'est pourquoi il est difficile de juger de leur pertinence.

- *Résidus de récoltes*

Chevalier et al [63] ont étudié une unité de biométhanisation utilisant des résidus de l'agriculture du point de vue des diminutions des ressources, du changement climatique, de l'acidification et de l'eutrophisation. Ils ont également utilisé le score unique obtenu avec la méthode Eco-Indicator 99. Le biogaz obtenu est envoyé dans une unité de cogénération. Ils remarquent que l'impact de la construction des bâtiments est négligeable. Cette hypothèse sera reprise par de nombreux auteurs dans des articles ultérieurs. L'avantage principal du système de biométhanisation est la réduction des émissions de gaz à effet de serre et la diminution de la consommation des ressources. Par contre, du point de vue de l'acidification et de l'eutrophisation, les nombreuses émissions de NO_x associées à la biométhanisation rendent cette dernière défavorable. Si on compare le système de biométhanisation avec un système permettant de produire la même quantité d'électricité via le réseau (trois pays envisagés, l'Allemagne, la France et l'Australie) et la même quantité de chaleur via la combustion de gaz naturel, l'avantage de la biométhanisation est évident sauf dans le cas de l'eutrophisation. Une étude est également réalisée pour voir à quelle distance les résidus de culture peuvent être transportés sans que cela ne rende la biométhanisation défavorable afin d'évaluer la possibilité de rapprocher au maximum l'unité de biométhanisation de l'endroit où les besoins de chaleur sont les plus importants. Ensuite, la possibilité de réaliser une tri-génération est envisagée. Toute la chaleur produite est supposée être utilisée pour du refroidissement ; ce cas est comparé au refroidissement traditionnel utilisant un réfrigérant (où l'électricité est à nouveau produite par le réseau). Les résultats sont semblables à ceux obtenus dans le cas de la cogénération. Ils terminent en étudiant une unité optimisée qui devrait être représentative d'une unité implémentée en 2010.

- *Fraction Fermentescible des déchets ménagers (FFOM)*

DiStephano et Belenky [81] ont réalisé, en 2009, une étude afin de déterminer les améliorations énergétiques et environnementales qui pourraient résulter de l'utilisation de la FFOM pour produire du biogaz plutôt que leur mise en décharge. Les avantages de la biométhanisation sont flagrants.

Que ce soit du point de vue de l'énergie consommée ou des émissions de gaz à effet de serre, il est plus avantageux d'utiliser la biométhanisation plutôt que de mettre les déchets en décharge.

Cette même année, Moller et al [82] ont également étudié une unité de biométhanisation de large échelle utilisant des déchets municipaux solides comme substrat. Différentes utilisations pour le biogaz ainsi produit sont envisagées (électricité, carburant pour automobiles, etc.). Ils arrivent à la conclusion que l'utilisation de la biométhanisation permet de réduire les émissions de 375 kg CO₂-eq dans le cas le plus favorable, ou au contraire, dans le cas le plus défavorable contribue à ces émissions pour 111 kg CO₂-eq. Le cas le plus favorable est celui où le rendement en méthane est le plus élevé, où toute la chaleur produite est exportée et où le biogaz est utilisé pour remplacer de l'électricité produite par des fuels lourds alors que le cas le plus défavorable est celui pour lequel le rendement en méthane est faible, le biogaz est utilisé comme carburant pour voiture et le digestat émet du N₂O en grande quantité. Ces résultats sont en accord avec l'article de Thyo [59] qui affirme qu'il est préférable d'utiliser le biogaz en cogénération plutôt que pour le transport (voir plus bas).

- *Co-digestion ou comparaison de différents substrats*

Thyo et al [59], en 2007, ont réalisé une étude comparative de la biométhanisation de maïs vis-à-vis de celle de fumier. De plus, ils comparent ces deux possibilités avec le biodiesel et le bioéthanol de première et de deuxième génération. L'unité fonctionnelle est l'alimentation d'une voiture standard pour 98,851 km et la production de 82,2 GJ d'électricité et de 85 GJ de chaleur. Lorsqu'un seul système ne peut rencontrer ces trois objectifs, le reste est supposé être fourni par les combustibles fossiles tels que ceux utilisés en Allemagne. Ils arrivent à la conclusion que les émissions de gaz à effet de serre seront moindres si le biogaz est utilisé dans un module de cogénération plutôt que pour le transport et ce, quel que soit le substrat utilisé. Par contre, du point de vue de la consommation des ressources, il est plus intéressant d'utiliser le biogaz comme carburant. De plus, l'utilisation de fumier amène de meilleures performances environnementales que l'utilisation de maïs. En ce qui concerne les émissions de gaz à effet de serre mais aussi la consommation des ressources, la biométhanisation est bien plus avantageuse que les autres possibilités envisagées dans cette étude.

En 2010, Pöschl [62] et al ont analysé des unités de biométhanisation utilisant la codigestion de divers mélanges (plantes énergétiques, fraction organique des déchets municipaux, résidus de l'industrie alimentaire, déchets d'abattoir – en proportion variable) dans des installations de taille variable du point de vue de l'équilibre énergétique. Il est supposé que tout ce qui est produit par l'usine (électricité, chaleur et digestat) est utilisé pour remplacer une quantité équivalente d'énergie générée par des combustibles fossiles. Ils arrivent à la conclusion que si un seul substrat est utilisé, le

plus avantageux est la paille. De plus, ils mettent en évidence que la distance de transport pour les matières premières et le digestat est un paramètre critique pour que l'installation soit avantageuse du point de vue de son équilibre énergétique. Dans le cas de la codigestion, les écarts entre les différentes valeurs de l'équilibre énergétique sont plus faibles, ce qui fait penser que ce procédé est plus stable. De plus, c'est l'opération de l'unité de biométhanisation qui consomme le plus d'énergie primaire. En effet, il considère que seule la stérilisation éventuelle du substrat ainsi que le chauffage du digestat sont alimentés par l'unité de biométhanisation elle-même alors que les autres besoins énergétiques sont produits à partir d'énergies fossiles notamment la mise en fonctionnement des appareillages réglant automatiquement les différents paramètres du digesteur. D'un point de vue utilisation du biogaz, les résultats montrent que l'utilisation d'un moteur Stirling avec utilisation de la chaleur produite est le système le plus avantageux pour les installations de petite échelle alors que, pour les installations de grande échelle, les voies les plus prometteuses sont l'injection du biogaz dans le réseau du gaz naturel après purification et pressurisation ou son utilisation dans des piles à combustibles. Ils montrent aussi que les traitements appliqués au digestat vont jouer un rôle et principalement la technologie utilisée pour le séchage. De plus, il semble intéressant de récupérer le gaz produit par le digestat. Enfin, l'intérêt de celui-ci va dépendre de la distance sur laquelle le digestat doit être transporté.

Berglund et Börjesson [83] ont réalisé une ACV d'une unité de biométhanisation de large échelle pour différents substrats. Cette unité fonctionne en continu, elle comporte un seul étage, travaille à température mésophile et utilise un substrat contenant 10% de matière sèche. Pour atteindre cette dernière condition, une codigestion est éventuellement possible. Dans le cas de base, le biogaz et le digestat ne subissent pas d'étape de traitement ultérieur. L'équilibre énergétique est alors compris entre 25 et 40% et c'est le fonctionnement de l'usine qui contribue le plus (de 50 à 80%) aux besoins énergétiques du procédé. L'équilibre énergétique est le plus favorable pour la digestion de boues issues de station d'épuration d'eaux usées alors que les substrats issus de la rotation de cultures et le fumier de vache sont les moins avantageux. Ces résultats sont basés sur une allocation énergétique du substrat prenant en compte l'eau qu'il faut éventuellement ajouter. Les besoins énergétiques sont également fortement influencés par les différentes manipulations que doit éventuellement subir le substrat avant la digestion. De plus, l'influence de la distance de transport des matières premières mais également du digestat est assez importante. Par exemple, pour le fumier de vache ou la rotation de cultures, la distance de transport ne peut dépasser 200 km sous peine que l'équilibre énergétique devienne négatif. La méthode d'allocation entre les différentes cultures quand une codigestion est nécessaire a aussi beaucoup d'influence. En effet, deux autres allocations possibles sont celles basées sur le pourcentage de biogaz produit par le substrat ou par

masse de substrat. Un changement de l'allocation utilisée peut complètement bouleverser le classement entre les différentes matières premières. Des analyses de sensibilité sont également conduites pour voir l'influence du rendement de la biomasse ainsi que de l'énergie entrante, individuellement et simultanément sur les résultats. L'influence des variations des frontières du système et des modifications des hypothèses (tel que le contenu en matières sèches du substrat à l'entrée du digesteur) sont également étudiées. Cette étude est donc centrée sur les besoins énergétiques liés à la biométhanisation.

Ces mêmes auteurs [66] ont également réalisé une analyse du cycle de vie visant à prendre en compte toutes les émissions provenant d'un système de biométhanisation et d'examiner comment ces émissions varient en fonction du design du système. Les hypothèses de calcul sont les mêmes que dans l'article précédent. Les émissions de dioxyde et de monoxyde de carbone ainsi que les émissions d'oxyde d'azote, de dioxyde de soufre, d'hydrocarbures et de particules sont envisagées lors de la production du biogaz à partir de différents substrats. Généralement, c'est la rotation de cultures qui amène le plus d'émission par MJ de biogaz. Les émissions résultant de diverses utilisations sont également envisagées. La chaîne de production est souvent la cause principale des émissions de CO₂, de NO_x et de SO₂. En ce qui concerne la rotation de cultures (dont les cultures spécifiques ne sont pas précisées), la chaîne de production est responsable de la majorité des émissions quel que soit le polluant considéré. Ensuite des analyses de sensibilité du même type que celles présentées dans l'article précédent sont réalisées. L'impact environnemental d'une unité de biométhanisation dépend donc fortement du substrat utilisé, de l'efficacité énergétique dans la chaîne de production du biogaz, des pertes incontrôlées de méthane et également de la technologie utilisée pour l'usage final.

Enfin, ces mêmes auteurs [84] ont réalisé un troisième article paru en 2007 et se concentrant sur l'impact environnemental total de l'introduction de différents systèmes de production de biogaz en remplacement de système de référence. Six différents usages finaux sont envisagés pour le biogaz : production de chaleur dans des bouilleurs à grande ou petite échelle, cogénération à l'aide de turbine à gaz à grande ou petite échelle et utilisation comme carburant pour des véhicules légers ou lourds. L'unité fonctionnelle choisie est 1 MJ de chaleur, 1 MJ de puissance et 1 MJ d'énergie cinétique. Cette unité fonctionnelle est choisie de manière à pouvoir prendre en compte les différences d'efficacité de conversion entre les systèmes de référence et les systèmes au biogaz. Les substrats envisagés sont : rotation de cultures, paille, feuilles et hauts de betteraves sucrières, fumier, fraction organique des déchets municipaux et déchets de l'industrie alimentaire. Pour la production de chaleur, les émissions de gaz à effet de serre sont 75 à 90% plus faibles si le biogaz est utilisé à la place des combustibles fossiles. En ce qui concerne le potentiel d'acidification et le

potentiel d'eutrophisation, les variations entre les différents systèmes sont extrêmement importantes. Le « Potentiel d'oxydation photochimique – smog d'été (POCP) » augmente de 20 à 70% quand le biogaz est utilisé plutôt que des combustibles fossiles. Par contre, les émissions de particules baissent de 30 à 70%. Les bénéfices liés à l'utilisation du biogaz en cogénération amènent des résultats similaires. Quand le biogaz est utilisé en transport, les émissions de gaz à effet de serre diminuent de 50 à 80%. En ce qui concerne le potentiel d'acidification et le potentiel d'eutrophisation les résultats sont similaires à ceux obtenus précédemment. Pour ce qui est du POCP, il est réduit de 20 à 70% si le biogaz est utilisé. Les émissions de particules diminuent de 50 à 80% si le biogaz est utilisé pour remplacer le diesel dans les véhicules lourds alors qu'il ne diminue que de 15 à 60% s'il remplace l'essence dans des véhicules légers. Ces résultats sont en accord avec ceux de Thyo (2007) [59] et de Moller (2009) [82] qui trouvaient la cogénération plus intéressante que l'utilisation du biogaz en transport. Ensuite, des analyses de sensibilité sont réalisées notamment pour voir l'influence des pertes incontrôlées de méthane ainsi que le changement des pratiques agricoles modifiant de cette manière les émissions de nitrate et d'ammoniac jouant un rôle important sur le potentiel d'acidification et sur le potentiel d'eutrophisation.

Pertl et al [55], ont réalisé l'étude d'une usine de biométhanisation, avec un digesteur à deux étages fonctionnant dans des conditions mésophiliques, alimenté soit par des cultures énergétiques (silage de maïs et silage de graminées mélangés à 10% de fumier pour la stabilité du procédé) ou par la fraction organique des déchets municipaux. Le biogaz est ensuite purifié et comprimé pour être injecté dans le réseau du gaz naturel. Quatre méthodes de purification sont envisagées : le procédé BABUI¹¹ qui consiste à utiliser les cendres issues de l'incinération des déchets comme agents d'absorption, la séparation membranaire, le nettoyage à l'eau et l'adsorption modulée en pression. L'unité fonctionnelle choisie est de 100 m³ de biogaz produit. Du point de vue des émissions de gaz à effet de serre, c'est le procédé BABUI qui est le plus performant. De plus, le substrat organique dérivé de l'agriculture est plus performant (de 35 à 69%) que les plantes énergétiques. L'amélioration de la qualité du gaz génère plus d'émissions que le digesteur car elle connaît des pertes de méthane beaucoup plus importantes.

- *Étude économique*

De nombreuses études ont été réalisées afin de voir s'il est économiquement intéressant de construire et d'exploiter une unité de biométhanisation. Malheureusement, toutes concluent que ce n'est rentable qu'à la condition que des subsides soient fournis. C'est notamment le cas d'Ersahin et al (2011) [60] qui ont étudié la faisabilité économique en Turquie d'une unité de biométhanisation

¹¹ Abréviation provenant de l'anglais : « Bottom Ash for Biogas Upgrading ».

qui serait utilisée pour traiter la fraction fermentescible des déchets ménagers et des boues issues d'une usine de traitement des eaux par codigestion mésophile (30-35°C). Cette unité est destinée à traiter les rejets d'une ville de 100.000 habitants. La boue doit cependant être activée par un prétraitement. Le biogaz ainsi produit serait utilisé comme carburant pour véhicules. Ils mettent en évidence que la faisabilité de ce type d'unité est dépendante des subsides qui lui seront accordés pour son impact environnemental faible.

D'autres études de type économique ont été réalisées. Nous pouvons notamment citer Arif (2006) [85], Gebrezgadbher (2010) [68], Srinivasan (2008) [86]. Une autre étude intéressante est celle de Yiridoe et al (2009) [87] qui étudie la faisabilité économique d'une unité de biométhanisation d'abord telle quelle puis en y incluant les co-bénéfices. Il s'agit de bénéfices d'ordre social ou environnemental tels que la réduction des odeurs, la réduction des émissions de gaz à effet de serre, l'utilisation du digestat comme fertilisant, etc. Tous les co-bénéfices qui sont monnayables vont être pris en compte même si leurs revenus ne reviennent pas nécessairement directement à l'exploitant. De cette manière, ils montrent que pour rendre l'usine économiquement viable, il est nécessaire de rétribuer l'exploitant pour les co-bénéfices qui y sont liés. Cependant, les incertitudes concernant ces derniers sont très élevées.

- *Autres*

D'autres études ont été publiées s'intéressant notamment au fonctionnement optimal du digesteur, aux micro-organismes les plus performants notamment en fonction du substrat utilisé [58, 88] ou aux avantages et inconvénients ainsi qu'aux incitants et aux barrières d'une implémentation à large échelle d'unité de biométhanisation [56, 57].

RÉSUMÉ

Il ressort des études précédentes que le biogaz produit à partir de déchets, que ce soit des déchets issus de l'agriculture, de l'industrie alimentaire ou des déchets municipaux, semble généralement avoir un meilleur impact environnemental que s'il est produit à partir des cultures énergétiques dédiées à cet effet. Du moins, si seule la collecte de ces déchets est comprise dans les frontières du système. De plus, l'utilisation la plus avantageuse serait la cogénération, en tout cas quand la chaleur peut être utilisée à proximité. Cependant, il semble que de nombreux paramètres peuvent faire varier fortement les résultats. C'est notamment le cas de la distance de transport du substrat et du digestat, des rendements de la biométhanisation, des émissions de méthane incontrôlées, etc.

L'intérêt de notre travail est que pour la première fois, la méthode ReCiPe, qui est la plus récente et la plus complète, va être appliquée à une unité de biométhanisation. De plus, toutes les hypothèses

et tous les calculs réalisés seront décrits de manière à donner une meilleure transparence aux résultats. Et, pour la première fois, une unité de biométhanisation sera comparée à une éolienne pour des conditions prévalant en Belgique.

CHAPITRE 3

LES ÉOLIENNES [15, 89, 90]

L'énergie éolienne est l'énergie récupérée du vent au moyen d'un dispositif aérogénérateur. L'éolienne est couplée à un alternateur pour produire du courant électrique. En général, cet alternateur est relié au réseau électrique, bien qu'il puisse aussi fonctionner de manière autonome.

Les éoliennes les plus utilisées sont les éoliennes à axe horizontal. En forme d'hélice et pourvues d'une, deux ou trois pales, elles utilisent la force de portance du vent. La hauteur du mât permet de profiter de vents plus forts et plus constants (Figure 13).

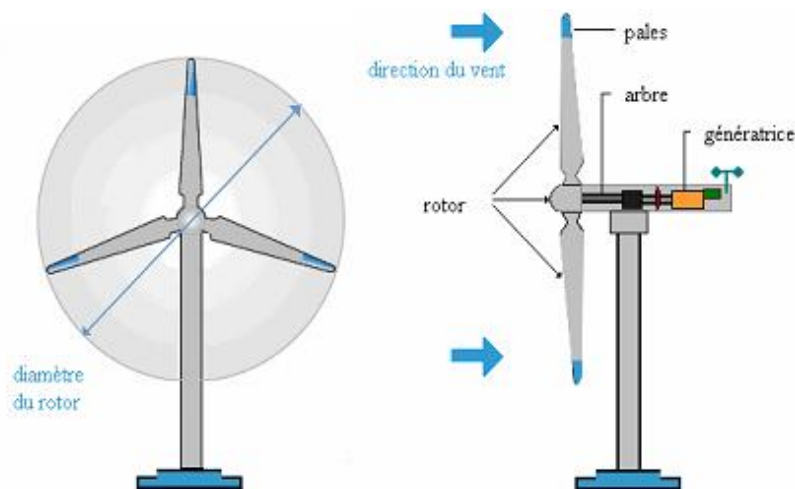


FIGURE 13: ÉOLIEUNE [91]

Les mâts sont soit en acier, soit en béton ou encore une combinaison des deux avec la base du mât en béton et l'extrémité en acier, ce qui amène une configuration plus flexible. Le poids est d'environ 250 tonnes. Le mât soutient la nacelle et contient les systèmes de contrôle ainsi que le transformateur.

Le rotor est constitué des pales montées sur un moyeu en acier. Les pales sont fabriquées en polyester renforcé par de la fibre de verre ou de carbone. Elles sont montées sur une pièce intermédiaire en acier. Une pale pèse environ 9 tonnes. Souvent, l'axe longitudinal des pales est maniable. Ce système permet d'agir sur l'inclinaison des pales en les faisant pivoter autour de leur axe.

La nacelle est accessible via le mât et comporte une salle des machines où sont rassemblés tous les composants importants tels que l'axe principal, le générateur, les freins et le système d'engrenage.

Elle pivote pour permettre au rotor de se positionner dans la bonne direction. Un dispositif de mesure enregistre les données et les transmet en temps réel à un microprocesseur qui actionne un moteur qui fait tourner la nacelle quand la direction du vent change. Son poids est d'environ 50 tonnes (90 tonnes si on compte le multiplicateur et la génératrice). Ses dimensions sont de 10x3x4 m³.

L'axe principal transmet la puissance vers le générateur qui transforme l'énergie de rotation en énergie électrique.

Lors de vitesses de vent très élevées ou lors de chutes de tension, la turbine se met en position de sécurité au moyen du système aérodynamique. Un frein à disque est présent comme système complémentaire pour assurer l'arrêt immédiat de la turbine. Des systèmes de parafoudre et de dégivrage peuvent aussi être installés.

Un système de réglage se trouve dans chaque éolienne pour maintenir la puissance nominale. La puissance nominale est définie comme la puissance maximale que l'éolienne peut fournir en continu et sans danger. Le système informatique interne gère l'éolienne de façon complètement automatisée. Les données peuvent être consultées à distance par Internet ou par GSM.

Cette puissance est liée à la surface d'air brassée par les pales selon la formule suivante :

$$P_{\text{éolienne}} = \frac{1}{2} C_p \rho S v^2$$

Avec C_p le coefficient de performance,

ρ la masse volumique de l'air,

S la surface balayée par le rotor et

v la vitesse du vent.

Plus le diamètre du rotor est grand, plus la surface d'air brassée est grande et plus la puissance livrée est élevée. Actuellement, une puissance de 2000 à 2500 kW est considérée comme standard. Cela correspond à des diamètres de rotor d'environ 80 m et à des pales de l'ordre de 40 m. En moins de 10 ans, cette puissance a été multipliée par 10 (voir Figure 14). Pour pouvoir soutenir des rotors d'un diamètre aussi large et chercher un vent de meilleure qualité plus en hauteur, les mâts des turbines ont dû être adaptés. L'évolution de la puissance a donc dû s'accompagner d'une amélioration de la

fiabilité et du rendement, en travaillant notamment sur la géométrie des pales et du rotor et en mettant en place de nouveaux systèmes de transmission.

Aujourd'hui, la plupart des constructeurs garantissent une disponibilité annuelle de 97%, ce qui signifie que l'éolienne est prête à produire pendant 97% du temps.

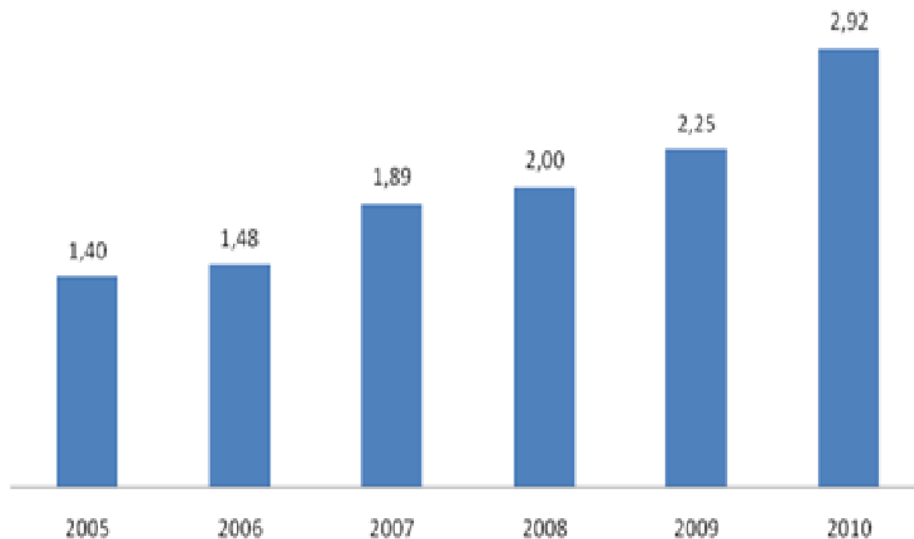


FIGURE 14: PUISSANCE D'ÉOLIENNE UNITAIRE INSTALLÉE (EN MW/TURBINE) EN RÉGION WALLONE- SITUATION AU 31/12/2010 [89]

Cependant, les éoliennes ne peuvent produire de l'électricité que lorsque la vitesse du vent est comprise dans la plage de fonctionnement pour laquelle l'éolienne est conçue. En effet, si la vitesse du vent est trop faible, elle ne permet pas d'entraîner l'éolienne alors que si elle est trop élevée, elle conduit à la nécessité de débrayer pour ne pas endommager l'éolienne. En Belgique, sur le continent, une éolienne fonctionne en moyenne 2500 h par an à sa puissance maximale [92-94] soit une moyenne de 6 heures et 48 minutes par jour.

CHAPITRE 4

LA MÉTHODOLOGIE ACV

4.1. GÉNÉRALITÉS

4.1.1. DÉFINITION

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) ou Life Cycle Assessment (LCA) traite les aspects et les impacts environnementaux potentiels tout au long du cycle de vie d'un produit, de l'acquisition des matières premières à sa production, son utilisation, son traitement en fin de vie, son recyclage et sa mise au rebut (ISO 14040 [95]).

Le terme de produit est ici utilisé au sens large et désigne aussi bien un produit qu'un procédé, un système ou un service.

Le but de la méthodologie LCA est de rassembler et d'analyser tous les intrants et sortants pertinents pour évaluer les impacts potentiels de ceux-ci, sur l'environnement et la santé humaine. Il s'agit également d'un outil de comparaison qui permet d'évaluer la charge environnementale de plusieurs produits ou procédés.

4.1.2. HISTORIQUE

Les premières ACV sont apparues dans les années 1970. Il s'agissait alors d'évaluations environnementales comparatives de systèmes énergétiques. Leur but était de minimiser les consommations énergétiques et les consommations de matières premières, mais les résultats différaient selon le point de vue de chacun.

Au début des années 1990, la SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry) a défini les bases d'une ACV et l'organisme international de standardisation ISO (International Organisation for Standardisation) a publié une série de normes pour uniformiser cette méthodologie [95, 96].

4.1.3. APPLICATIONS

Les applications d'une telle étude peuvent être les suivantes :

- Aider à des prises de décision politique en intégrant des notions environnementales,
- Trouver la façon la plus écologique de fabriquer un produit,
- Améliorer le bilan environnemental d'un procédé existant,
- Comparer différents produits rendant le même service,
- Attribuer des écolabels.

4.1.4. LIMITATIONS

Les ACV ne tiennent compte que de ce qui est quantifiable. Certains paramètres comme les impacts des activités sur le paysage, le bruit, les odeurs, le temps ne sont pas directement comptabilisés. Ces paramètres peuvent néanmoins être évalués de façon indirecte, en déterminant le nombre de personnes dérangées au-delà d'un certain seuil, par exemple.

De plus, la qualité des données utilisées pour dresser l'inventaire est déterminante. Un produit dont l'inventaire est réduit peut être avantagé par rapport à un produit dont l'inventaire est plus large.

4.1.5. ÉTAPES

La méthodologie ACV comprend quatre phases interdépendantes définies par les normes ISO 14040 [95] et 14044 [96] :

- La définition des objectifs et du champ de l'étude,
- La réalisation de l'inventaire,
- L'évaluation de l'impact environnemental,
- L'interprétation des résultats.

4.1.5.1. DÉFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ÉTUDE

Les objectifs d'une ACV doivent définir les applications envisagées pour cette étude (marketing, politique, amélioration du produit, etc.), les raisons de la mener et le public concerné.

Il est également primordial de définir une unité fonctionnelle mesurable, qui constituera une référence commune pour toutes les entrées et les sorties du système et permettra ainsi de comparer les impacts environnementaux de différents systèmes remplissant la même fonction. Il faut aussi

déterminer les frontières du système, c'est-à-dire les processus élémentaires entrant en jeu et les types d'impacts pris en compte.

Le champ de l'étude doit aussi inclure les choix méthodologiques, les exigences relatives aux données et à leur qualité, les hypothèses et les limitations éventuelles.

4.1.5.2. RÉALISATION DE L'INVENTAIRE

Cette étape nécessite la réalisation d'un bilan des entrées (consommations) et des sorties (émissions) pour chaque processus élémentaire. Tous ces flux doivent être ramenés à l'unité fonctionnelle préalablement définie.

Il s'agit d'un processus itératif, qui peut demander d'affiner les frontières du système.

4.1.5.3. ÉVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL

Cette phase va permettre d'obtenir les impacts environnementaux basés sur les quantités d'émissions ou de consommations déterminées à l'aide de l'inventaire. Elle nécessite certaines sous-étapes.

- a. Le choix d'une méthode selon l'objectif de l'étude.

Les méthodes les plus courantes sont :

- Eco-indicator 99
- Impact 2002+
- CML2001
- ReCiPe

La méthode ReCiPe est basée sur les fondements des méthodes Eco-Indicator 99 et CML. Son but est d'obtenir des indicateurs qui observent le même mécanisme environnemental. Au vu des différents types de réponses possibles ainsi que de la récence de la méthode, c'est cette dernière que nous utiliserons.

- b. Le choix des catégories d'impacts, des indicateurs et des modèles de caractérisation.
- c. La classification qui affecte les résultats de l'inventaire du cycle de vie à des catégories d'impacts.
- d. La caractérisation qui attribue, à chaque substance, un coefficient indicateur spécifique et pondéré. Elle permet d'obtenir un score unique pour la catégorie envisagée.

Ces quatre étapes sont obligatoires. Les deux étapes suivantes sont facultatives.

- e. La normalisation qui permet d'exprimer les résultats sur base d'une référence.

- f. La pondération, subjective et basée sur des choix de valeur, elle permet de convertir et d'évaluer les résultats des différentes catégories mais ne peut être utilisée que pour des études internes.

4.1.5.4. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS.

Cette dernière étape se base sur l'analyse des résultats des étapes précédentes. Il s'agit ici d'identifier les éléments significatifs tels que les polluants et de déterminer les étapes les plus dommageables d'un point de vue environnemental. Elle permet de tirer des conclusions tout en expliquant les limites de l'étude et de fournir des recommandations.

Une analyse de sensibilité, sur les scénarii et sur la méthode, et un contrôle de cohérence peuvent être réalisés pour vérifier la validité des résultats.

En résumé, une analyse LCA comporte 4 étapes clés itératives qui peuvent être résumées de la manière suivante :

- bien cerner le but de l'étude,
- définir les frontières en fonction des données et réaliser les bilans de matière et d'énergie correspondants,
- choisir une méthode en accord avec l'objectif pour obtenir les impacts,
- vérifier les résultats par différentes manières.

4.2. LA MÉTHODE RECIPE [97-99]

4.2.1. ÉLABORATION

En 1992, la méthode CML est élaborée par le Centre des Sciences de l'Environnement de l'Université de Leiden. Elle utilise une approche qui a été proposée comme la méthode de base pour la caractérisation. Cette méthode est appelée « MidPoint ».

La méthode Eco-Indicator 99, élaborée par la société Pré-Consultants se base plus sur l'interprétation des résultats. C'est une méthode dite « EndPoint ».

En 2000, une conférence est organisée à Brighton pour évaluer les avantages et les inconvénients de ces méthodes. À l'issue de cette réunion, les cinquante experts en ACV présents préconisent une méthode commune dans laquelle les 2 types d'indicateurs (MidPoint et EndPoint) seraient utilisés.

Le but ultime de cette méthode serait d'obtenir des indicateurs qui observent le même mécanisme environnemental.

4.2.2. CARACTÉRISTIQUES

ReCiPe 2008 veut fournir une recette pour calculer les différentes catégories d'impacts et d'indicateurs d'une LCA. Ce nom représente les initiales des instituts qui ont le plus contribué à ce projet : RIVM et Radboud University, CML et Pré.

ReCiPe 2008 comprend deux groupes d'impacts associés à des groupes de facteurs de caractérisation.

Dix-huit catégories d'impacts relèvent du niveau MidPoint :

a. Le changement climatique

Il est défini ici comme l'impact des émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère.

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent CO₂/kg d'émission.

b. La diminution de la couche d'ozone

Ce phénomène conduit à une augmentation de la fraction de rayons UV-B touchant la terre.

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent CFC-11/kg d'émission.

c. L'acidification terrestre

Les acidifiants ont une large gamme d'impacts sur les sols, les eaux et les écosystèmes.

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent SO₂/kg d'émission.

d. L'eutrophisation de l'eau douce et

e. L'eutrophisation marine

L'eutrophisation couvre tous les impacts potentiels des macronutriments en concentration trop élevée. Les plus importants sont l'azote (N) et le phosphore(P). Ces composés peuvent engendrer un changement de la répartition des espèces d'un écosystème donné.

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent P ou N/kg d'émission.

f. La toxicité humaine

Cette catégorie couvre les dommages causés à la santé humaine par les substances toxiques présentes dans l'environnement.

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent 1,4-dichlorobenzène (DCB)/kg d'émission.

g. La formation des oxydants photochimiques

Cette catégorie comprend les composés chimiques réactifs tels que l'ozone, produits par l'action du soleil sur certains polluants primaires.

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent éthylène/kg d'émission.

h. La formation de particules

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent PM₁₀/kg d'émission.

i. L'écotoxicité terrestre

j. L'écotoxicité d'eau douce

k. L'écotoxicité marine

Ces trois catégories reprennent les dommages causés par les substances toxiques sur les différents écosystèmes.

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent 1,4-DCB/kg d'émission.

Il est également nécessaire de choisir une échelle de temps pour caractériser cet impact ainsi qu'une échelle spatiale.

l. Les radiations ionisantes

Cette catégorie se réfère aussi bien aux impacts des dégagements de substances radioactives qu'aux impacts dus à l'exposition aux radiations.

Le facteur de caractérisation s'exprime en année/kBq d'émission.

m. L'occupation des sols agricoles

n. L'occupation des sols urbains

o. La transformation des terres naturelles

Le facteur de caractérisation s'exprime ici en m²/an.

p. La diminution de l'eau

Cette diminution peut être due à l'évaporation, à l'extraction en sous-sol à des fins industrielles ou en tant qu'eau potable. Elle peut entraîner une importation d'eau d'une autre région ou un changement dans la végétation naturelle.

Le facteur de caractérisation s'exprime en m³.

q. La diminution des ressources minérales

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg d'équivalent Fe/kg d'émission.

r. La diminution des combustibles fossiles

Le facteur de caractérisation s'exprime en kg équivalent de pétrole (comme dans Simapro) ou MJ/kg, MJ/MJ ou MJ/ m³.

Au niveau EndPoint, la plupart des catégories d'impacts ont été rassemblées en trois catégories de dommages :

1. *Dommmages sur la santé humaine*

Les dommages à la santé humaine, de la génération actuelle ou d'une génération future, peuvent être déterminés par une réduction de la durée de vie ou par une invalidité. Ils comprennent les effets causés par les substances cancérigènes, les effets respiratoires ainsi que ceux qui peuvent être occasionnés par le changement climatique, les radiations ionisantes et la diminution de la couche d'ozone.

Pour les quantifier, on utilise un indicateur dont l'unité est le DALY¹².

2. *Les dommages sur la diversité de l'écosystème*

Il est très difficile de déterminer ces dommages mais la diversité des espèces est utilisée comme indicateur de qualité d'un écosystème. Les dommages sont ainsi exprimés comme un pourcentage d'espèces menacées ou disparues d'une certaine région pendant une période donnée.

Deux indicateurs permettent de représenter ces dommages :

- Le PAF : Potentially Affected Fraction

Il s'agit de la fraction d'espèces exposées à une concentration en polluants supérieure à la concentration pour laquelle aucun effet n'est observé ;

- Le PDF : Potentially Disappeared Fraction

Il s'agit de la fraction des espèces qui risquent de ne pas se trouver dans la région donnée suite à des conditions défavorables.

3. *Les dommages sur l'accessibilité des ressources*

Les dommages aux ressources minérales et aux ressources en combustibles fossiles s'expriment en termes de dollar.

L'analyse des ressources va permettre de relier la qualité et la disponibilité de ces dernières et l'analyse des dommages va se passer sur le concept de surplus d'énergie nécessaire pour extraire ces ressources dans le futur.

4.2.3. PERSPECTIVES CULTURELLES

Comme dans la méthode Eco-Indicator 99, des facteurs de pondération établis en fonction de différentes perspectives culturelles ont été établis. L'opinion des scientifiques a été ainsi répartie en trois catégories :

¹² Provenant de l'expression anglaise : Disability Adjusted Life Years

Perspective	Échelle de temps	Gestion	Niveau de preuves requis
Individualiste	Court terme	La technologie peut éviter beaucoup de problèmes	Seulement les effets prouvés
Hiérarchiste	Compromis entre court et long terme	Une bonne gestion peut éviter beaucoup de problèmes	Inclusion au modèle basée sur un consensus
Égalitaire	Long terme	Les problèmes mènent à des catastrophes	Tous les effets possibles (principe de précaution)

La perspective Hiérarchiste est la plus souvent utilisée car elle donne une valeur moyenne de l'éco-score.

4.2.4. SYNTHÈSE

La Figure 15 ci-dessous représente les étapes d'une étude LCA avec la méthode ReCiPe et les relations entre les paramètres LCI¹³ (à gauche), les indicateurs MidPoint (au centre) et les indicateurs EndPoint (à droite).

Dans le cadre de ce travail, c'est le logiciel Simapro dans sa version 7.2.4. qui va être utilisé. Il est distribué par la société PRé Consultants basée aux Pays-Bas [100]. Il permet d'utiliser plusieurs méthodes d'analyse d'impacts environnementaux dont la méthode ReCiPe. De plus, il donne également accès à plusieurs bases de données. Dans le cadre de ce travail, la base de données Encoinvent dans sa version 2.2. a été utilisée. Celle-ci a été réalisée par Ecoinvent Centre qui est basé en Suisse [101].

¹³ Acronyme pour l'expression anglaise « Life Cycle Inventory » soit inventaire du cycle de vie.

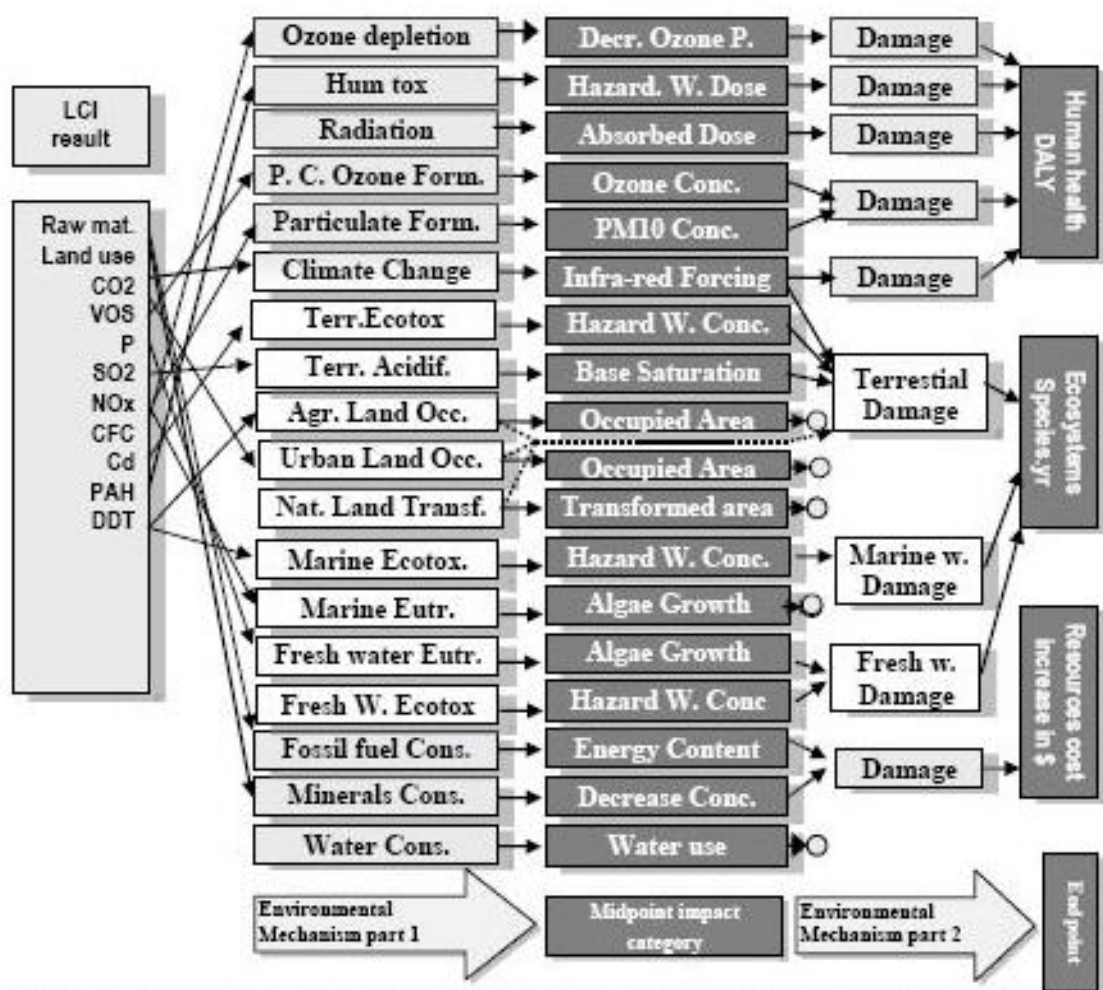


FIGURE 15: RELATIONS ENTRE LES PARAMÈTRES LCI (À GAUCHE), LES INDICATEURS MIDPOINT (AU CENTRE) ET LES INDICATEURS ENDPOINT (À DROITE)[98]

CHAPITRE 5

APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE LCA – PV

5.1. OBJECTIFS ET CHAMP DE L'ÉTUDE

Comme nous l'avons déjà signalé, actuellement les panneaux photovoltaïques dominant le marché sont produits à l'aide de silicone cristallin. L'analyse du cycle de vie sera donc conduite pour ce type de panneaux et plus précisément des PV de silicone polycristallin installés sur un toit d'habitation avec une orientation vers le sud et une inclinaison de 30° par rapport à l'horizontale. L'électricité produite peut être utilisée pour les besoins de l'habitation ou réinjectée sur le réseau. Il est donc nécessaire de disposer d'un système permettant de convertir le courant continu, produit par le panneau, en courant alternatif.

Le but de l'ACV est de pouvoir comparer la production d'énergie réalisée via les panneaux photovoltaïques avec l'énergie disponible sur le réseau. Comme les panneaux photovoltaïques peuvent être installés sur une habitation, nous allons envisager la consommation moyenne d'un ménage, soit 3650 kWh par an d'électricité [15] qui sera donc notre unité fonctionnelle. Cependant, pour que les PVs puissent être utilisés seuls pour subvenir aux besoins d'un ménage, un système de stockage de l'électricité serait nécessaire afin de pallier à l'intermittence de la production électrique. Actuellement, aucun système ne permet de stocker de telles quantités d'électricité avec un rendement suffisant et de manière rentable et sûre. Le système de stockage ne sera donc pas envisagé. Les PVs sont supposés débiter sur le réseau en cas de production supérieure à celle des besoins du ménage et l'électricité du réseau est utilisée lorsque les PVs ne peuvent suffire à l'approvisionnement. Cependant, notre comparaison se basera néanmoins sur la production de 3650 kWh d'électricité via des PVs ou via le mix énergétique utilisé sur le réseau.

Les frontières du système sont choisies de la manière suivante : toutes les étapes comprises entre l'extraction de la silice et l'encadrement du module sont envisagées (voir Figure 16 et 1.6 ProcÉdÉ de fabrication de panneaux photovoltaïques basés sur le silicone multi cristallin.). Toutefois, les étapes de transport ne sont pas prises en compte et ce par manque de données. En ce qui concerne le système de raccordement, son impact sera également pris en compte.

De plus, nous ne considérons pas les émissions qui peuvent avoir lieu durant l'utilisation des panneaux. Pour rappel (1.6.12 Utilisation des panneaux photovoltaïques), il s'agit uniquement d'émissions pouvant survenir en cas d'incendie ou lors des lavages des PVs. Les premières sont négligeables vis-à-vis des émissions qui apparaissent pendant les étapes de production. En effet, comme nous l'avons déjà signalé, ces émissions sont très peu probables et lorsqu'un incendie survient tout de même les principaux polluants qui pourraient être émis avec un impact environnemental important sont encapsulés dans des matériaux qui ne subissent pas de dégradation trop importante aux températures habituellement rencontrées en cas d'incendie. En ce qui concerne les émissions liées au lavage, elles consistent uniquement en une consommation d'eau et de détergents. Cependant, la fréquence de ces lavages est faible et leur contribution peut donc être négligée.

La fin de vie des modules n'est pas envisagée. En effet, actuellement, peu de modules sont arrivés en fin de vie. Cependant, vu la croissance impressionnante qui règne dans l'installation de PV, une arrivée massive de panneaux en fin de vie est à prévoir d'ici 20 à 30 ans. Des procédés de recyclage sont envisageables (1.6.13 Fin de vie) mais il est difficile de prédire s'ils auront atteint un développement et une maturité industrielle suffisants que pour pouvoir assurer la totalité du recyclage des panneaux. De plus, les données concernant ces procédés sont peu nombreuses bien qu'il existe un organisme dédié au recyclage des PVs à Bruxelles [102].

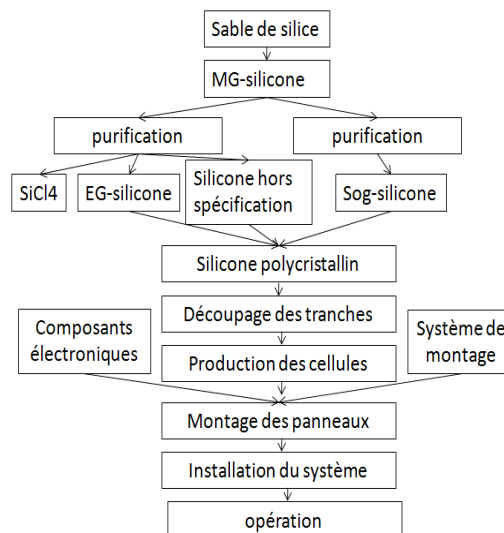


FIGURE 16: FRONTIÈRES DU SYSTÈME [20](MODIFIÉE)

5.2. INVENTAIRE

5.2.1. RECUEIL DES DONNÉES

L'inventaire est réalisé en se basant sur des données disponibles dans la littérature pour le même type de PV et en les adaptant à notre unité fonctionnelle [19, 20, 24, 32].

Pour rappel, l'unité fonctionnelle choisie est la production de 3650 kWh électrique par an; de cette manière, il sera possible de comparer l'impact environnemental de la consommation électrique d'un ménage si son électricité est produite via des PVs ou s'il utilise l'électricité disponible sur le réseau. Il est donc nécessaire de convertir les données dont nous disposons, qui sont valables pour des unités fonctionnelles variées, de manière à les rendre représentatives de notre unité fonctionnelle. Certaines données étaient exprimées en termes de surface de cellule, cette surface va donc être reliée, via des données telles que l'efficacité de la cellule et l'irradiation, à une production d'électricité. Certaines publications exprimaient leurs résultats pour une puissance crête de 3 kWp. La puissance crête s'exprime en kilowatt crête (kWc ou kWp). En réalité, il s'agit d'une puissance électrique divisée par un éclairement lumineux donc un kilowatt crête correspond à des kW électriques divisés par des kW lumineux par m².

La puissance électrique (P_{el}) que peut fournir un capteur solaire photovoltaïque de puissance crête P_c en régime nominal en fonction de l'irradiance (I_r) se calcule par :

$$P_{el} \text{ (en kW)} = P_c * I_r$$

L'énergie électrique (E_a en kWh/an) produite par an en fonction de l'irradiation annuelle (I_{r_a} en kWh/m².an) se calcule comme suit :

$$E_a = P_c * I_{r_a}$$

Dans le cas qui nous occupe, l'énergie produite est réinjectée sur le réseau. Un facteur de correction doit donc être appliqué pour tenir compte des différentes pertes. Il est généralement appelé coefficient de performance, noté p , et sa valeur moyenne est de 75%. Dans ce cas, la puissance électrique se calcule à l'aide de la formule suivante :

$$E_a = p * P_c * I_{r_a}$$

Cette formule pourra donc être utilisée dans le cas où l'unité fonctionnelle utilisée dans notre référence est exprimée en kWp.

Si ce n'est pas le cas, il faudra alors utiliser l'efficacité de la cellule et la formule suivante :

$$E.P. = I r_a * \theta * p$$

Où E.P. est l'énergie produite par an et par m² de module en kWh/m²/an

θ est l'efficacité de conversion en%

p est le coefficient de performance

De cette manière, si l'unité fonctionnelle utilisée dans notre référence est une surface de module, il sera possible de rapporter celle-ci à l'énergie produite et donc de calculer la surface nécessaire pour produire 3650 kWh [7].

Comme nous voulons étudier la situation en Belgique, nous allons prendre l'irradiation qui correspond à Bruxelles. Elle vaut 960 kWh/m²/an [45]. Pour les autres valeurs, nous prendrons celles disponibles dans les articles utilisés pour réaliser l'inventaire. Toutefois, tous les articles ne renseignent pas de valeur pour le coefficient de performance. Dans ce cas, nous utiliserons un coefficient de performance de 75% comme il est recommandé de le faire pour les installations montées sur toitures dans l'article de l'International Energy Agency de 2009 [47].

Remarquons que cette valeur est acceptable dans le cas où l'installation est construite de manière optimale. C'est-à-dire que le panneau est installé sur une toiture orientée plein sud et inclinée de 30° par rapport à l'horizontale, dans le cas de la latitude belge, comme nous l'avons supposé. Si ce n'est pas le cas, un autre coefficient devrait prendre en compte la perte d'efficacité qui en résulte. Celui-ci peut être déduit d'un disque solaire similaire à celui présenté ci-dessous (Figure 17). Une analyse de sensibilité peut être réalisée sur ce point en faisant varier le coefficient de performance.

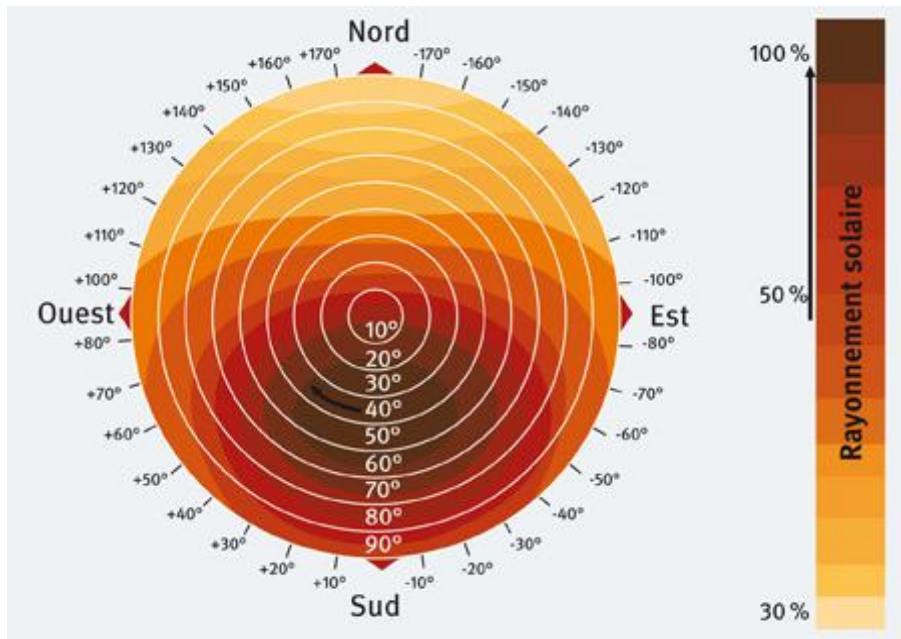


FIGURE 17 : DISQUE SOLAIRE [103]

Toutefois, il est intéressant de noter que, si l'orientation varie de plus ou moins 45° autour du Sud ou que si l'inclinaison varie de plus ou moins 30° autour de l'inclinaison optimale de 30°, l'irradiation annuelle ne chute que de 10% [7, 103].

Ces données nous permettent de calculer la production annuelle d'un PV, rappelons cependant que leur durée de vie est de 30 ans. Il faut donc multiplier cette production annuelle par 30 pour avoir la production d'électricité sur l'entièreté du cycle de vie du panneau. Les données de l'inventaire pour les 3650 kWh consommés annuellement ont donc toutes été divisées par 30 pour tenir compte de la durée de vie du PV.

5.2.2. INVENTAIRE

Les différentes étapes menant à la production des PVs ont été détaillées précédemment (1.6 ProcÉdÉ de fabrication de panneaux photovoltaïques basÉS sur le silicone multi cristallin.). Les données utilisées proviennent d'articles qui ont été publiés entre 1985 et 2011 [19, 20, 24, 32]. Lorsque cela était possible, des moyennes ont été réalisées. De plus, deux voies de production du silicone purifié sont possibles : dans la première, on utilise le silicone hors-spécification de l'industrie électronique ; dans la deuxième, du silicone de grade solaire est produit. Le cas de base considèrera cette deuxième option. La première possibilité sera néanmoins envisagée durant l'étude de sensibilité.

L'efficacité de la cellule considérée est de 14%, le coefficient de performance communément admis est de 75%. Notre PV produit donc 102,6 kWh par an et par m² de PV. Une surface de 35,5 m² de PV est donc nécessaire pour produire les 3600 kWh consommé annuellement par un ménage belge moyen.

Le Tableau 7 reprend les données utilisées.

TABLEAU 7: INVENTAIRE

Extraction de la silice		Quantité	Unité
Matériaux	Sable	3211,59	g
Procédé	Diesel utilisé dans un engin de construction	0,23	kWh
Production de silicone de grade métallique			
Matériaux	Charbon de bois	613,47	g
	Coke issu du pétrole	576,48	g
	Morceaux de bois	0,001	m ³
Procédé	Électricité européenne	38,2	kWh
Production de silicone de grade solaire			
Matériaux	Tetrachlorosilane	65,51	g
Procédé	Électricité européenne	235,17	kWh
	Chaleur provenant de fuel lourd, pour four industriel	197,75	MJ
	Chaleur provenant de gaz naturel, pour four industriel	197,75	MJ
Production des tranches			
Matériaux	Carbide de silicone	2385,3	g
	Huile de lubrification	1105,53	g
	Argon liquid	551,93	g
Procédé	Electricité européenne	38,4	kWh
	Chaleur provenant de gaz naturel, pour four industriel	5,07	kWh
Production des cellules			
Matériaux	Acide nitrique, 50%	31,35	g
	Hydroxide de sodium, 50%	415,93	G
	Chlorure de phosphoryle	3,48	G

	Phosphore blanc	1,71	G
	Acide phosphorique 15%	8,95	G
	Fluorure d'hydrogène	93,59	G
	Trifluoromethane	6,25	G
	Argent	16,93	G
	Aluminium liquide	12,67	G
	Tetrahydrure de silicone	1,80	G
	Ammoniac liquide	8,14	G
	Azote liquid	100,61	G
Procédé	Chaleur provenant de gaz naturel, pour four industriel	1,55	kWh
	Électricité européenne	27,73	kWh
Production des modules			
Matériaux	Cuivre	61,02	G
	Copolymère d'acétate d'éthylène de vinyle	1023,63	G
	Verre pour application solaire, faible teneur en fer	7905,16	G
	Film de polyfluorure de vinyle	129,9	G
	Aluminium	0,12	G
	Résine de polyester	820,66	G
	Adhésive de silicone	91,56	G
	Diphényléther	204,83	G
	Étain	7,17	G
	Plomb	4,1	g
	Nickel	0,2	G
	1-Propanol	9,73	G
	Methanol	16,59	G
	Core board, at plant/RER U	1403,06	G
	Eau du robinet	27651,51	G
Procédé	Électricité européenne	7,35	kWh
	Formation de feuille de cuivre par roulement	61,02	G

Encadrement			
Matériaux	Aluminium	2452	G
Procédé	Formation de feuille d'aluminium par roulement	2452	G

En ce qui concerne l'électricité européenne, il s'agit d'un mix énergétique représentant celui qui prévalait en 2007 en Union Européenne (voir Tableau 8) [104]. Seules les principales sources d'électricité sont prises en compte, c'est-à-dire le charbon, le gaz naturel, l'hydroélectricité, le nucléaire et le pétrole. Il est donc nécessaire de réaliser une pondération - en divisant par le pourcentage total pour lequel ces différentes sources d'énergie interviennent, de manière à ramener à une base de 100%.

TABLEAU 8 : MIX ÉNERGÉTIQUE POUR LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ EN EUROPE EN 2007 (EXPRIMÉE EN%)

Charbon	Gaz naturel	Hydro	Nucléaire	Fuel	Total
32,61%	23,08%	10,93%	29,79%	3,58%	100

Certains auteurs [19, 32] renseignent également des émissions pour certaines étapes de production des PVs. Des moyennes ont été réalisées lorsque cela était possible (Tableau 9). Cependant, au vu de la faible quantité de données disponibles pour ce point et de leur faible qualité (le papier [19] date de 1995), une étude de sensibilité quant à la nécessité d'en tenir compte sera réalisée.

TABLEAU 9 : ÉMISSIONS DURANT LE CYCLE DE VIE D'UN PV

Réduction de SiO ₂ en Si (g)		Production de la cellule (g)	
CO ₂	7889,36	Aluminium	0,91
SO ₂	33,6	HCl	0,31
Production du EG-silicone (g)		HF	0,01
Poudre de Si	55,61	Pb	0,91
CaCl ₂	352,21	Particules	3,13
Production de sog-silicone (g)		Ag	0,09
Résidus de silicone	9,36	NaOH	0,06
CaCl ₂	93,59	VOC	227,02

Production des tranches (g)		Sn	0,91
Si (pertes contaminées)	312,67	Na ₂ SO ₄	402,01
Argon	525,51	NaOCl	5,98
Huile minérale	1006,09	CO ₂	0,85
Si dans huile	595,84	N ₂	100,61
N ₂	9,36		

Pour relier le panneau au réseau ou pour utiliser l'électricité qu'il génère dans la maison, il est nécessaire de l'équiper d'un onduleur et d'une installation électrique appropriée (1.6.11 système de raccordement). Il est aussi nécessaire de disposer d'un système de montage, cependant, nous avons considéré son impact négligeable vis-à-vis de l'impact du cadre en aluminium. Voici les hypothèses qui ont été utilisées concernant ces deux systèmes.

- *Onduleur*

Dans la base de données, nous disposons des données pour un onduleur utilisé pour une installation photovoltaïque de 3 kWp. Grâce au coefficient de performance (posé à 75% - voir 5.2.1 Recueil des données) et à l'ensoleillement en Belgique (960 kWh/m²/an), nous pouvons calculer que notre installation produit 2160 kWh/an. Il nous faut donc $5,63 \cdot 10^{-2}$ onduleur de 3 kWp pour assurer la conversion de 3650 kWh d'électricité. Cependant, la durée de vie d'un onduleur est comprise entre 8 et 15 ans (1.6.11 système de raccordement) alors que celle d'un panneau photovoltaïque est comprise entre 20 et 30 ans. Il est donc nécessaire d'utiliser au moins deux onduleurs sur la durée de vie du module. C'est pourquoi, au total, le nombre d'onduleurs sélectionnés est de $1,13 \cdot 10^{-1}$.

- *Câblage électrique*

En ce qui concerne le câblage, l'installation électrique a une durée de vie au moins égale à celle du PV. De plus, une installation électrique est nécessaire quelle que soit la puissance du PV installé. C'est pourquoi $5,63 \cdot 10^{-2}$ installation électrique pour panneau photovoltaïque disponible dans la base de données a été ajoutée dans le cycle de vie du PV.

De nombreux articles précédents ne prenaient pas en compte ces éléments. C'est pourquoi, une étude de sensibilité sera réalisée afin de déterminer l'impact que cela peut avoir sur les résultats de négliger ces éléments.

5.3. ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Comme nous l'avons déjà signalé, la méthode utilisée pour analyser l'impact environnemental est la méthode ReCiPe en EndPoint. Les différents impacts envisagés sont décrits plus haut (4.2.2 Caractéristiques). Cependant, tous ces impacts ne sont pas pertinents dans le cadre de l'analyse du cycle de vie d'un panneau photovoltaïque. C'est pourquoi, les impacts suivants ont été négligés :

- Radiations ionisantes : les seules qui pourraient intervenir ici seraient celles liées à l'utilisation d'électricité nucléaire. Cependant, en l'absence d'accident, elles sont négligeables.
- Les différentes catégories concernant l'occupation du sol que ce soit au niveau urbain, agricole ou en milieu naturel sont également négligées. En effet, les panneaux sont supposés être implémentés sur le toit d'une habitation et il n'est donc pas nécessaire de leur dédier un terrain. De plus, leur production ne nécessite pas de terrains en quantité importante contrairement à la biomasse en qui concerne la biométhanisation.
- La diminution de la couche d'ozone n'est pas non plus envisagée. En effet, les principaux responsables de cet effet négatif sont les CFC (chlorofluorocarbure) or ils n'interviennent pas de manière directe dans le cycle de vie d'un panneau photovoltaïque.

Les impacts qui sont pris en compte sont donc :

- L'impact du changement climatique sur la santé humaine
- L'impact du changement climatique sur les écosystèmes
- L'acidification terrestre
- L'eutrophisation de l'eau douce
- L'eutrophisation marine
- La toxicité humaine
- La formation des oxydants photochimiques
- La formation de particules
- L'écotoxicité terrestre
- L'écotoxicité d'eau douce
- L'écotoxicité marine
- La diminution des ressources minérales
- La diminution des ressources en combustibles fossiles

En ce qui concerne le score unique, la perspective hiérarchique a été utilisée. En effet, celle-ci permet de réaliser un compromis entre les effets à long terme et à court terme. De plus, les effets qu'elle inclut sont basés sur un consensus (4.2.3 Perspectives culturelles). C'est pourquoi il nous a semblé qu'il s'agit de la perspective la plus judicieuse dans le cadre de notre travail.

5.4. ANALYSE D'INCERTITUDES

Simapro permet également de réaliser des calculs d'incertitudes. Ces derniers vont être utilisés pour mettre en évidence l'influence de l'incertitude des données initiales sur le résultat global. De plus, ces analyses seront également utiles lorsque les PVs seront comparés au réseau.

Les valeurs standards implémentées dans les bases de données sont utilisées pour ce faire.

5.5. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS – PV

La caractérisation (voir Figure 18) met en évidence l'impact important de l'étape de production de silicone de grade solaire (en vert sur la figure) dans la grande majorité des catégories d'impacts, à l'exception de la toxicité humaine, de l'eutrophisation d'eau douce, de la diminution des ressources minérales et des différentes écotoxicités. Le grand impact de ce procédé est aisément compréhensible au vu de la grande quantité d'énergie qu'il consomme. En effet, il consomme 235,17 kWh d'électricité. Comparativement, la production de silicone de grade métallique (qui est le deuxième procédé en terme d'importance de sa consommation en électricité) consomme 38,2 kWh soit 5 fois moins. Dans les hypothèses dans lesquelles nous nous sommes placés, cette électricité est produite à plus de 30% à partir de charbon et à plus de 20% à partir de gaz naturel. Or l'utilisation de charbon est très polluante et émet de nombreux gaz à effet de serre d'où l'impact important de ce procédé pour tout ce qui concerne le changement climatique. La combustion de charbon entraîne aussi une formation importante de particules et d'oxydants photochimiques. De plus, cela explique en partie l'impact important de ce procédé dans la diminution des ressources en combustibles fossiles. Enfin, ce procédé utilise 395 MJ de chaleur ce qui en fait le procédé le plus consommateur de chaleur. En outre, la moitié de cette chaleur est produite à partir de fuel lourd. C'est le seul procédé pour lequel les fuels lourds sont utilisés (dans les autres procédés seul du gaz naturel est

utilisé pour les besoins en chaleur) or ils sont très polluants ; ils interviennent dans sensiblement les mêmes catégories que le charbon.

Vu l'impact très important de la production de silicone de pureté suffisante pour les applications dans les PVs, une étude de sensibilité sera réalisée pour voir qu'elle est l'influence du choix d'une autre méthode de production pour ce silicone.

Pour l'écotoxicité terrestre, c'est la production de la cellule (en bleu sur la figure) qui joue un rôle prépondérant ; ceci est logique au vu des émissions qui sont associées à cette catégorie. Les deux autres écotoxicités (maritime et eau douce) sont dominées par l'installation électrique (en vert pâle sur la figure) et l'onduleur (en rose), ce qui est également le cas pour les ressources minérales et l'eutrophisation d'eau douce.

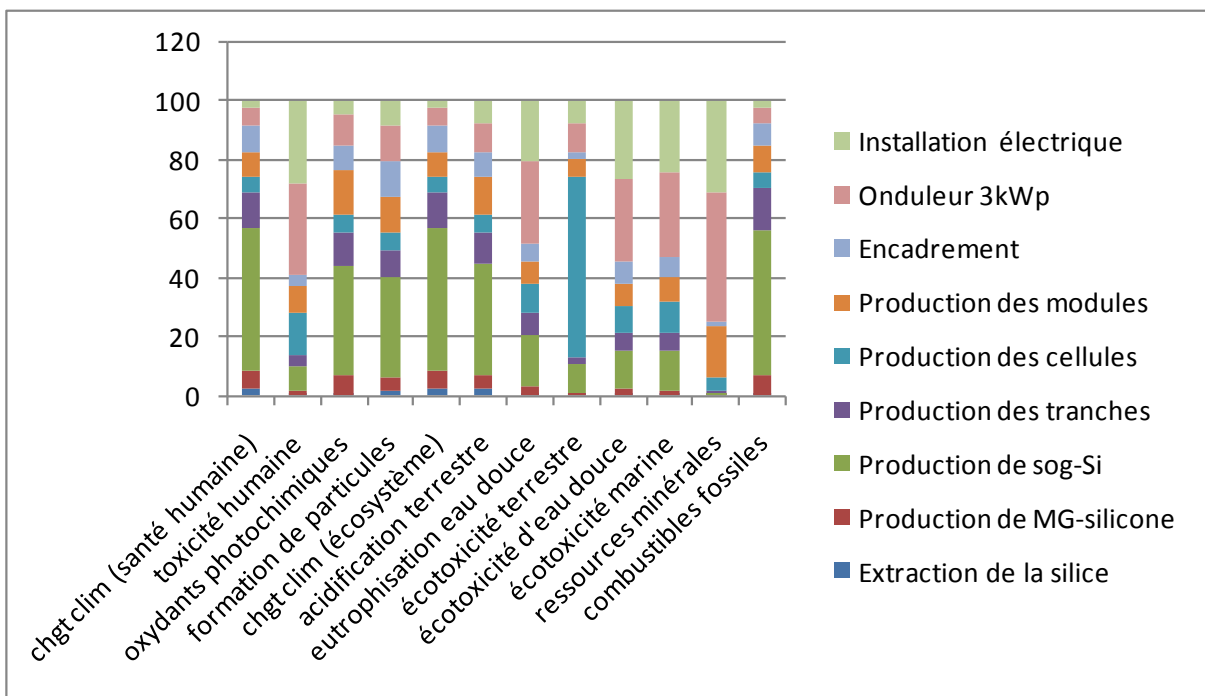


FIGURE 18: SCORES CARACTÉRISÉS EN POURCENTAGES RELATIFS – PV

Les scores des différentes catégories d'impacts peuvent aussi être analysés (Tableau 10). La formation d'oxydants photochimiques ne semble pas avoir un impact important car elle se situe quatre ordres de grandeur en dessous des autres catégories s'exprimant également en DALY. Pour ce qui est de l'impact sur l'environnement, celui qui semble avoir le plus d'importance est l'impact du changement climatique sur les écosystèmes car son score est nettement plus haut que celui des autres catégories appartenant à ce sous-groupe. Pour ce qui est de la diminution des ressources, celle concernant les combustibles fossiles est trois ordres de grandeur supérieure à celle se rapportant aux ressources minérales.

TABLEAU 10: SCORE DES DIFFÉRENTES CATÉGORIES D'IMPACT - CARACTÉRISATION

Catégorie	Unité	Score
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	0,0005
Toxicité humaine	DALY	0,0003
Formation des oxydants photochimiques	DALY	3,66E-08
Formation de particules	DALY	0,0001
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	2,68E-06
Acidification terrestre	Espèces.an	9,21E-09
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	9,87E-09
Ecotoxicité terrestre	Espèces.an	1,27E-08
Ecotoxicité d'eau douce	Espèces.an	1,20E-09
Ecotoxicité marine	Espèces.an	4,09E-12
Diminution des ressources minérales	\$	6,52
Diminution des combustibles fossiles	\$	1743,33

Théoriquement, la normalisation et la pondération ne devraient pas être employées autrement que pour comparer deux systèmes entre eux. Toutefois, elles vont ici nous permettre d'appuyer les résultats explicités précédemment.

La normalisation (voir Figure 19) permet également de mettre en évidence l'importance de la diminution des ressources en combustibles fossiles mais aussi du changement climatique et de la toxicité humaine. De nouveau, dans ces deux premières catégories, c'est la production de silicone de grade solaire, en vert sur la figure, qui a le rôle le plus important. Cela est dû à la grande consommation d'énergie qui est liée à ce procédé. Ce procédé semble donc être celui qui a l'impact environnemental le plus important. La formation de particules et l'impact du changement climatique sont les deux seules autres catégories qui obtiennent un score non négligeable. La pondération (Figure 20) nous amène aux mêmes conclusions.

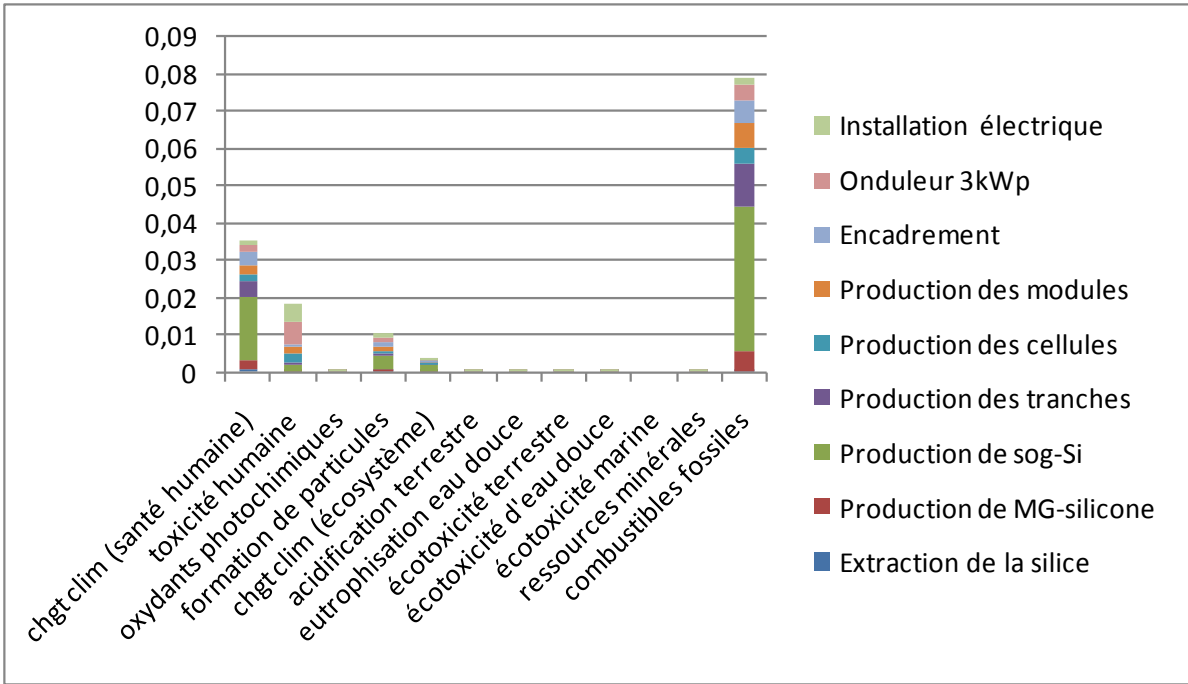


FIGURE 19: RÉSULTATS NORMALISÉS – PV

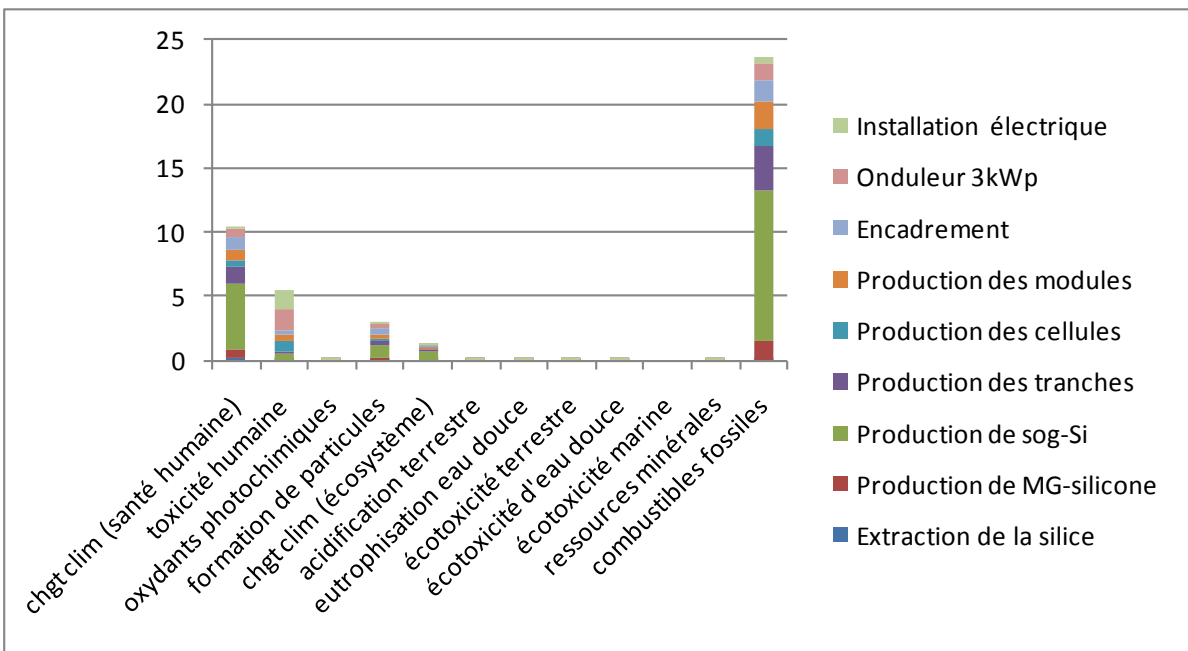


FIGURE 20: RÉSULTATS PONDÉRÉS – PV

En conclusion, ces résultats mettent en évidence la grande contribution des étapes de production de silicone de grade solaire et, en moindre mesure, du système de raccordement de l'installation. Des analyses de sensibilité concernant ces paramètres vont être conduites.

5.6. ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Des analyses de sensibilité sur les paramètres rencontrant les plus grandes incertitudes ainsi que sur les frontières du système vont maintenant être réalisées. Voici les différents cas qui vont être envisagés :

- L'impact de la prise en compte ou non de l'onduleur et des composants électroniques, principalement le câblage nécessaire pour relier le PV à la maison ou au réseau.
- L'impact de la prise en compte des émissions ayant lieu pendant la confection du panneau photovoltaïque. Ces dernières ne sont renseignées que par deux auteurs [19, 32]. De plus, un des deux articles est ancien (1995) [19]. Les émissions sont donc sujettes à des incertitudes importantes.
- L'impact du choix de la méthode utilisée pour produire du silicone de pureté suffisante pour les applications photovoltaïques. Le cas de base étant la production de silicone de grade solaire via un procédé dédié à cet effet. Ce cas sera comparé au cas où le silicone est issu de résidus hors spécifications de l'industrie électronique.
- L'impact du choix de la méthode d'analyse des résultats. Initialement, une méthode EndPoint a été utilisée, c'est-à-dire, une méthode orientée dommages. Ceci signifie qu'elle regroupe les impacts en fonction des résultats aussi loin que possible dans la chaîne de cause à effet. Ensuite, une méthode MidPoint sera utilisée, soit une méthode orientée problème qui s'attache à caractériser l'impact de premier ordre.

5.6.1. ANALYSE DE SENSIBILITÉ – SCÉNARIOS

5.6.1.1. ONDULEUR ET COMPOSANTS ÉLECTRONIQUES

Dans de nombreuses publications réalisant une analyse du cycle de vie d'un PV, ces deux composants sont négligés. La pertinence de cette hypothèse va être examinée ici.

- *Installation électrique*

L'importance de la prise en compte de l'installation électrique va être envisagée en premier.

La caractérisation (voir Figure 21) montre que la production de silicone de grade solaire (en vert) joue toujours un rôle prépondérant dans les catégories liées aux changements climatiques et aux combustibles fossiles ainsi que pour la formation d'oxydants photochimiques, de particules et

l'acidification terrestre. Le rôle de la production des cellules (en bleu sur la figure), concernant l'écotoxicité terrestre, n'est pas non plus modifié. Ceci est fort logique puisque le câblage électrique n'avait pas un impact trop important sur ces catégories.

Par contre, l'onduleur (en rose sur la figure) joue un rôle encore plus important dans les catégories où son impact était déjà non négligeable. Il contribue même à plus de 50% aux catégories toxicité humaine et à plus de 70% pour la catégorie diminution des ressources minérales.

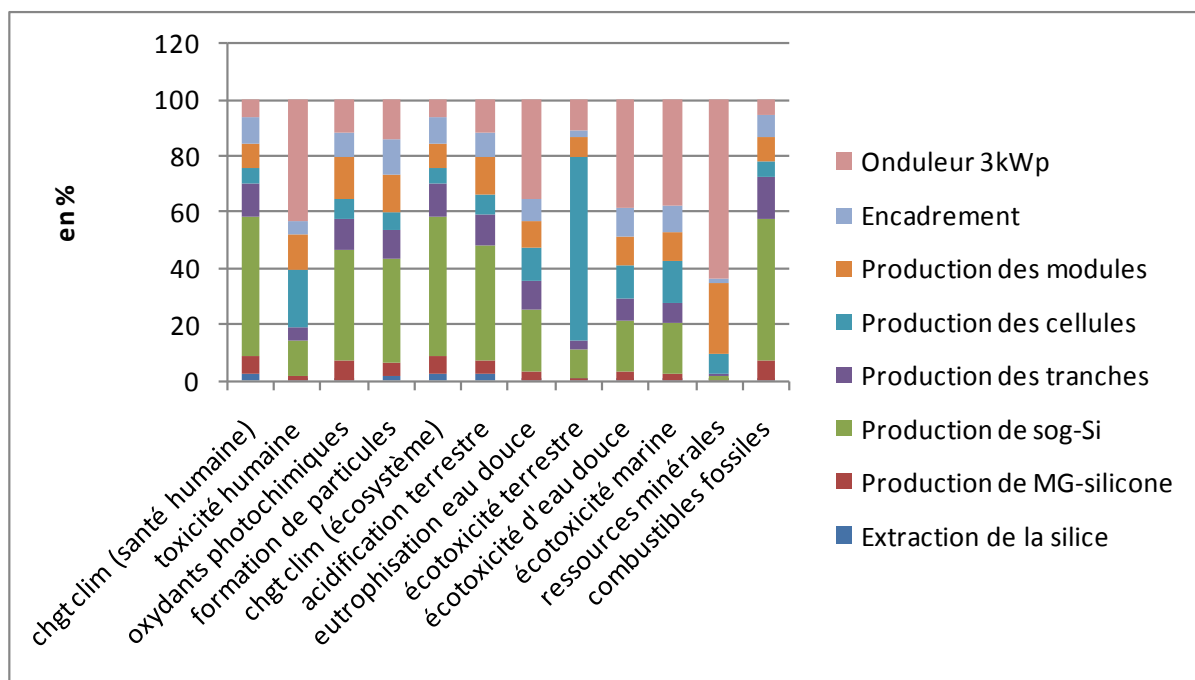


FIGURE 21: SCORES CARACTÉRISÉS EN POURCENTAGES RELATIFS – PV SANS L'INSTALLATION ÉLECTRIQUE

- *Onduleur*

Ici, l'onduleur ainsi que l'installation électrique ne sont pas prises en compte.

Les modifications importantes dans la caractérisation (voir Figure 22) concernent notamment l'importance de la production des modules (en orange sur la figure) pour la diminution des ressources minérales, catégorie qui était précédemment dominée par l'onduleur. De plus, la production de la cellule (en bleu sur la figure) a maintenant un impact non négligeable sur la toxicité humaine. Cette catégorie était également dominée par l'onduleur et l'installation électrique précédemment.

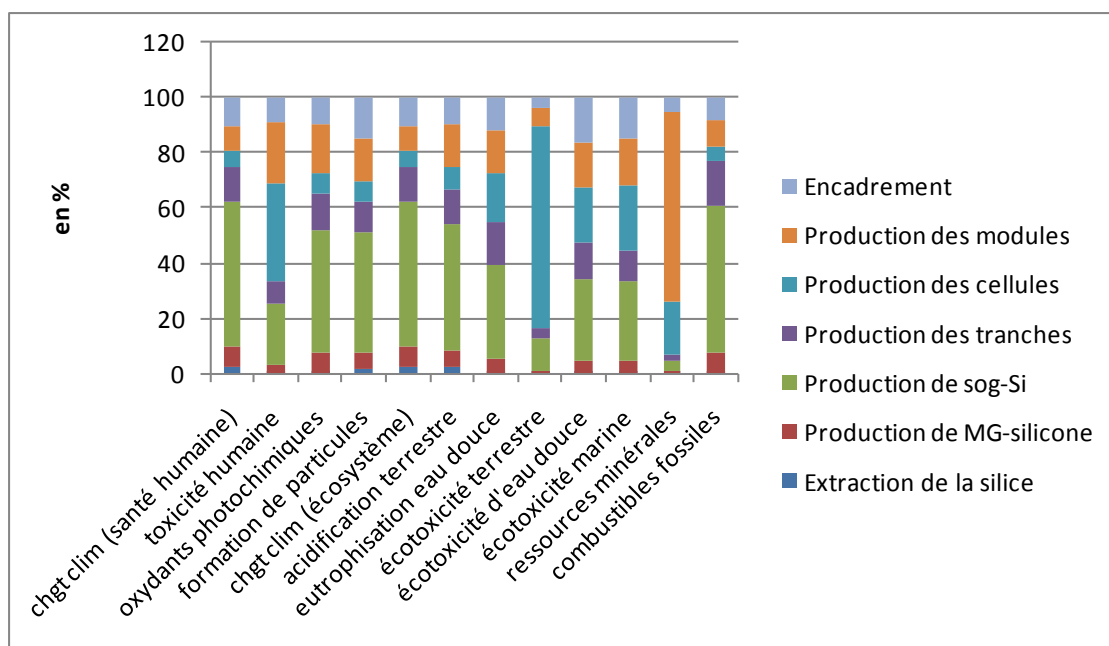


FIGURE 22: SCORES CARACTÉRISÉS EN POURCENTAGES RELATIFS – PV SANS L'INSTALLATION ÉLECTRIQUE ET L'ONDULEUR

TABLEAU 11: ANALYSE DE SENSIBILITÉ: IMPACT DE LA PRISE EN COMPTE (CAS DE BASE) OU NON DU SYSTÈME DE RACCORDEMENT

Catégorie	Unité	Avec onduleur et installation électrique	Sans onduleur et installation électrique	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	0,0005	0,0004	8
Toxicité humaine	DALY	0,0003	0,0001	59
Formation des oxydants photochimiques	DALY	3,66E-08	3,10E-08	15
Formation de particules	DALY	0,0001093	0,000138	21
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	2,68E-06	2,46E-06	8
Acidification terrestre	Espèces.an	9,21E-09	7,58E-09	18
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	9,87E-09	5,11E-09	48
Ecotoxicité terrestre	Espèces.an	1,27E-08	1,06E-08	17
Ecotoxicité d'eau douce	Espèces.an	1,20E-09	5,45E-10	55
Ecotoxicité marine	Espèces.an	4,09E-12	1,92E-12	53
Diminution des ressources minérales	\$	6,52	1,65	75
Diminution des combustibles fossiles	\$	1743,33	1608,501	8

La caractérisation (Tableau 11) montre que c'est pour la diminution des ressources minérales que l'impact de la non prise en compte de l'onduleur et de l'installation électrique est le plus important. Remarquons cependant que cette catégorie a globalement un impact très faible vis-à-vis de la diminution des ressources en combustibles fossiles. En effet, dans cette catégorie, le score est près de quatre fois plus faible si l'onduleur et l'installation électrique ne sont pas pris en compte. Pour ce qui est de la toxicité humaine, l'eutrophisation d'eau douce et l'écotoxicité terrestre et d'eau douce, le score est quant à lui divisé par deux. Il s'agit fort logiquement des catégories pour lesquelles l'onduleur et l'installation électrique avaient une contribution importante. Au vu des résultats du Tableau 11, la prise en compte de l'onduleur et de l'installation électrique n'est pas négligeable et pourrait modifier certaines conclusions quant à la comparaison de plusieurs technologies.

La normalisation (voir Figure 23) permet de mettre en évidence ce qui vient d'être explicité plus haut.

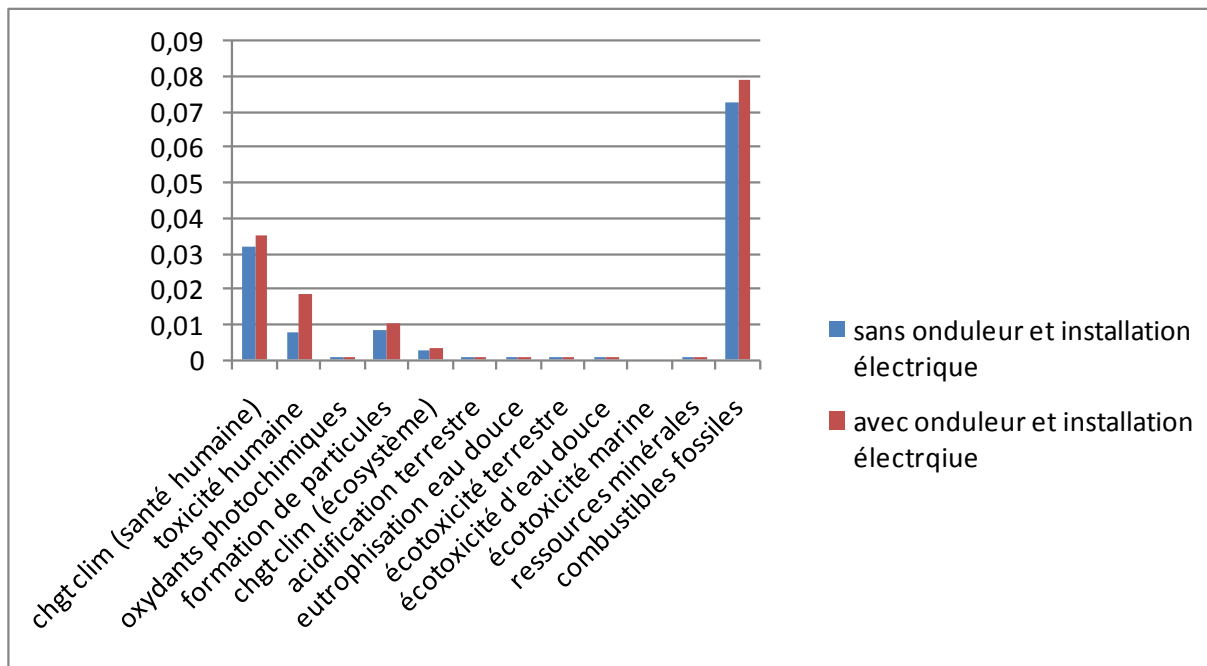


FIGURE 23: RÉSULTATS NORMALISÉS – PV AVEC ET SANS ONDULER ET INSTALLATION ÉLECTRIQUE

Pour conclure, le score unique (Figure 24) nous permet de conclure que négliger l'onduleur et l'installation électrique peut conduire à sous-estimer de manière importante l'impact environnemental de la production de 3650 kWh d'électricité par un panneau photovoltaïque. C'est pourquoi, il nous semble pertinent de ne pas les négliger bien que les incertitudes concernant ces données sont plus importantes.

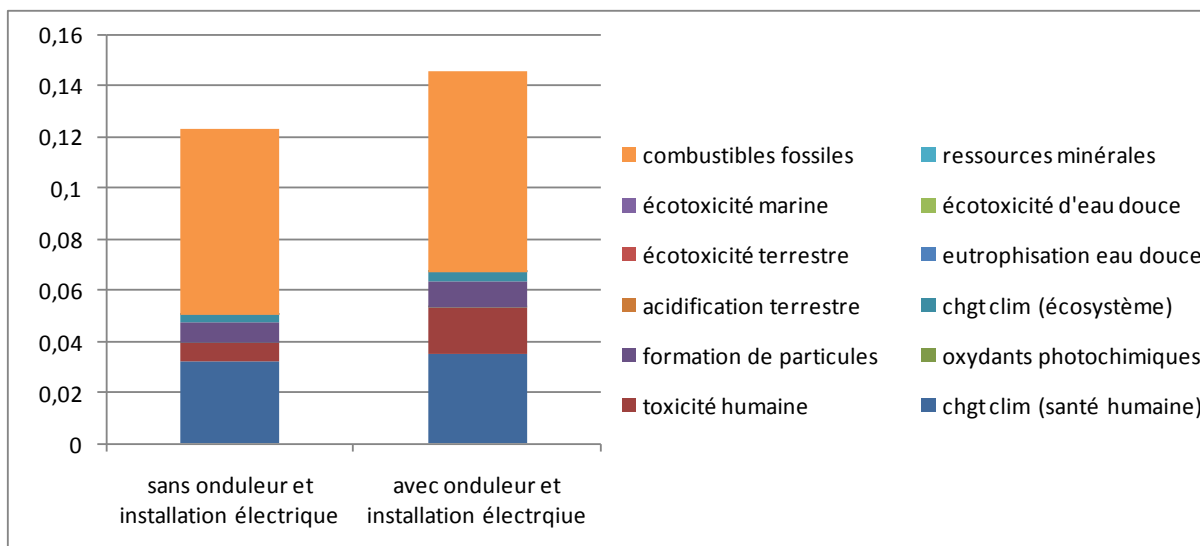


FIGURE 24: SCORE UNIQUE – PV AVEC ET SANS INSTALLATION ÉLECTRIQUE ET ONDULEUR

5.6.1.2. ÉMISSIONS

Les données que nous avons utilisées pour les émissions proviennent uniquement du travail de deux auteurs [19, 32]. Vu l'incertitude qui y est liée, il est intéressant d'analyser si celles-ci ont une influence importante sur l'impact environnemental des PVs.

La caractérisation (Figure 25) montre que la seule catégorie d'impact pour laquelle la non prise en compte des émissions apporte une modification importante est l'écotoxicité terrestre. En effet, lorsque les émissions sont prises en compte c'est principalement la production de la cellule qui a un impact sur cette catégorie ; ceci est dû aux nombreuses émissions qui lui sont liées. Cependant, une fois que ces émissions ne sont plus prises en compte, c'est principalement l'onduleur et le montage électrique qui jouent dans cette catégorie, le rôle de la production de la cellule étant devenu négligeable.

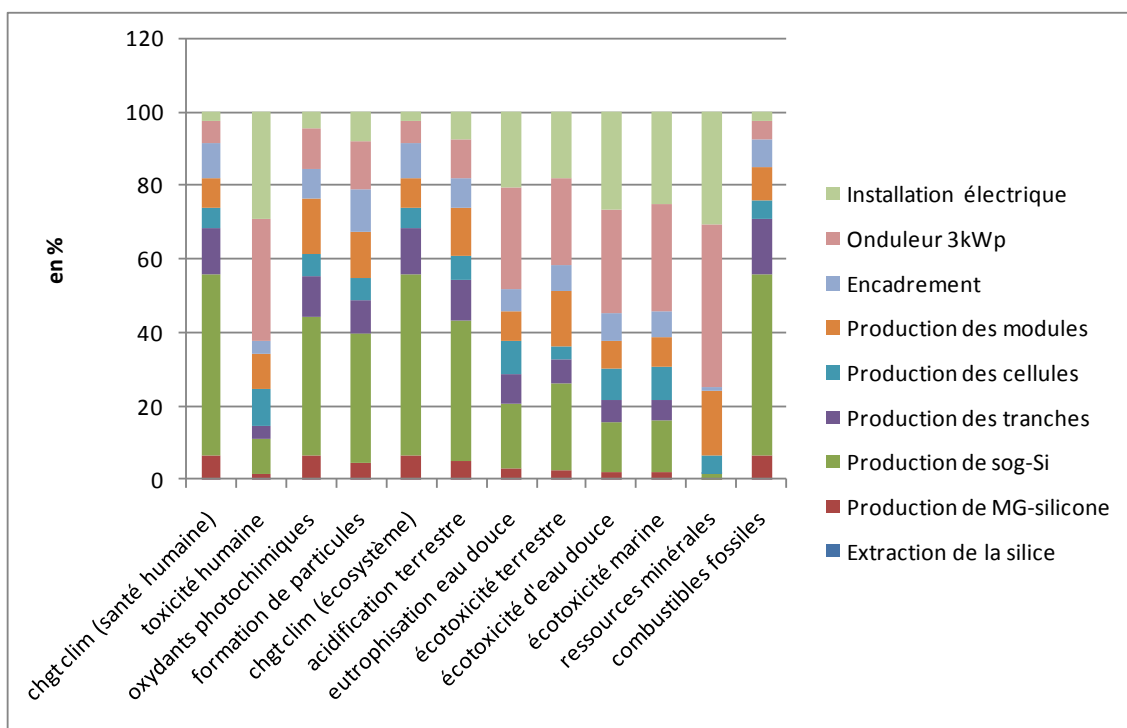


FIGURE 25: SCORES CARACTÉRISÉS EN POURCENTAGES RELATIFS – PV SANS LES ÉMISSIONS

TABEAU 12: ANALYSE DE SENSIBILITÉ : CARACTÉRISATION : ÉMISSIONS PRISES EN COMPTE (CAS DE BASE) OU NON

Catégorie	Unité	avec émissions	sans émissions	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	0,0005	0,0005	-2,3
Toxicité humaine	DALY	0,0003	0,0002	-5,0
Formation des oxydants photochimiques	DALY	3,66E-08	3,65E-08	-0,3
Formation de particules	DALY	0,000139	0,000136	-1,3
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	2,68E-06	2,61E-06	-2,3
Acidification terrestre	Espèces.an	9,21E-09	9,02E-09	-2,1
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	9,87E-09	9,87E-09	0
Ecotoxicité terrestre	Espèces.an	1,27E-08	5,18E-09	-59,3
Ecotoxicité d'eau douce	Espèces.an	1,20E-09	1,20E-09	-0,1
Ecotoxicité marine	Espèces.an	4,09E-12	4,00E-12	-2,2
Diminution des ressources minérales	\$	6,52	6,52	0
Diminution des combustibles fossiles	\$	1743,33	1743,33	0

Comme le montre le Tableau 12, dans la plupart des catégories, la prise en compte ou non des émissions n’amène pas de différences importantes au niveau de l’impact. En effet, la seule catégorie qui voit son impact réellement diminuer est la catégorie de l’écotoxicité terrestre. Ceci explique pourquoi c’est la seule catégorie pour laquelle une variation des contributions relatives des différents procédés a pu être observée.

Enfin, fort logiquement, le score unique (Figure 26) montre que la non prise en compte des émissions n’amène pas à une modification globale trop importante de l’impact environnemental du cycle de vie d’un PV. Cependant, la catégorie écotoxicité terrestre (en rouge sur la figure) a un impact non négligeable sur le score unique puisque, en termes d’importance, c’est la troisième catégorie. Pour cette catégorie, l’impact est 60% plus élevé si les émissions sont prises en compte.

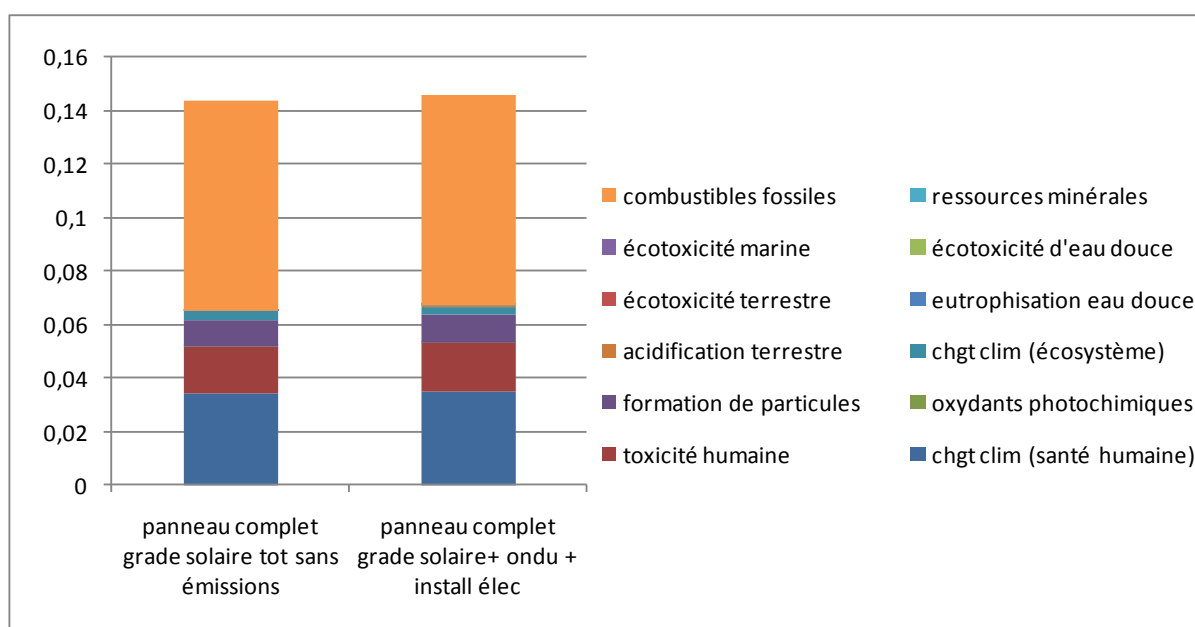


FIGURE 26: SCORE UNIQUE – PV AVEC ET SANS ÉMISSIONS

En conclusion, la non prise en compte des émissions n’amène pas de modifications trop importantes du score unique des PVs. Cependant, elles peuvent modifier la contribution relative des différents procédés dans la catégorie d’impact écotoxicité terrestre.

5.6.1.3. PRODUCTION DE SILICONE DE HAUTE PURETÉ

Il a été signalé plus haut (1.6.3 Formation du silicone de grade solaire) que plusieurs voies peuvent être envisagées pour produire du silicone de pureté suffisante pour les applications photovoltaïques. Jusqu’à présent, la production de silicone de grade solaire a été considérée. Ce cas va être comparé avec l’utilisation de silicone hors-spécification récupéré de la production de silicone de grade

électronique. Pour rappel, lors de ce procédé, trois produits sont générés : du silicone de grade électronique, du silicone hors-spécification utilisé pour des applications photovoltaïques et du tétrachlorosilane. Les données sont basées sur la littérature [49]. Dans notre cas, aucune allocation n'est utilisée et tous les produits consommés ou utilisés sont imputés au silicone hors spécification qui est utilisé dans l'industrie photovoltaïque. Donc, les ressources utilisées permettent de produire également du silicone de grade électronique et du tétrachlorosilane mais elles sont entièrement imputées au silicone hors spécification. C'est pourquoi la quantité de matières premières utilisées pour la production de silicone hors spécification issu de l'industrie électronique utilisée pour les applications photovoltaïques est plus importante que dans le cas de la production de silicone de grade électronique. Le reste de la chaîne de production n'est pas modifié.

L'analyse du cycle de vie met en évidence la contribution très importante de l'étape de production du silicone de grande pureté (en vert sur la Figure 27) si cette méthode de fabrication est utilisée, et ce dans toutes les catégories d'impact. La seule catégorie pour laquelle la production du silicone de grade électronique a moins d'impact est celle de la diminution des ressources minérales (Figure 27).

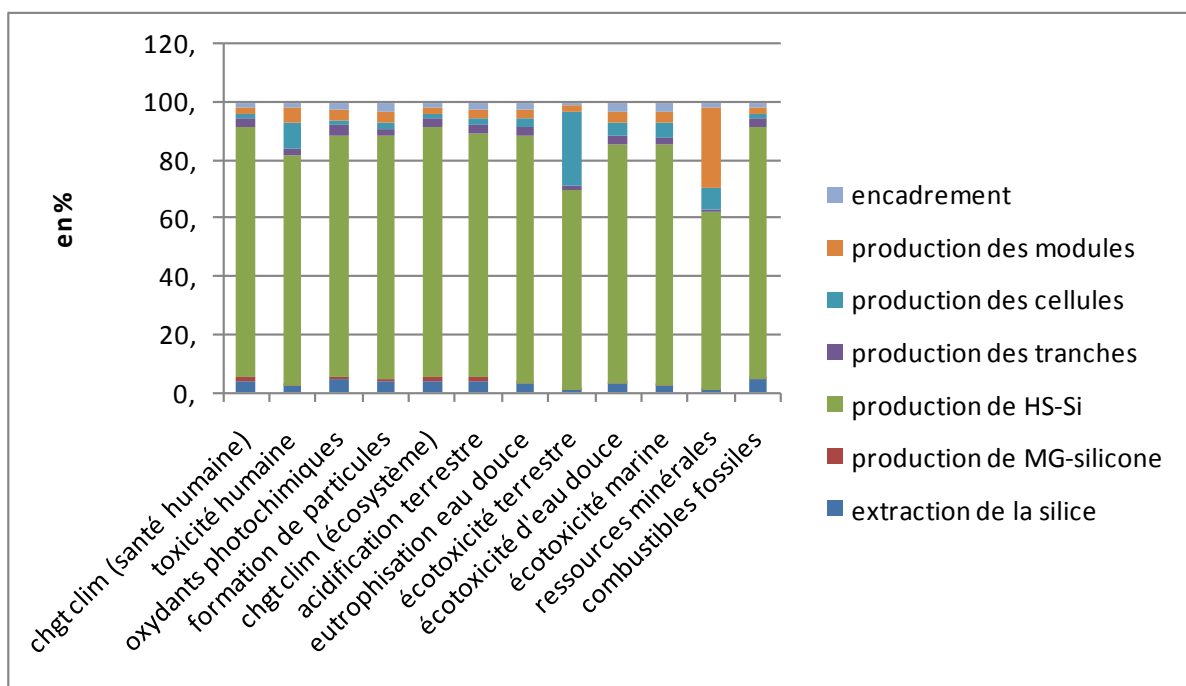


FIGURE 27: ACV SCORES CARACTÉRISÉS EN POURCENTAGES RELATIFS – PV AVEC HS-SI

L'utilisation de silicone de grade électronique augmente le score des PVs dans les différentes catégories et ce de manière très importante (voir Tableau 13). En effet, le score est en moyenne multiplié par un facteur quatre. En ce qui concerne l'eutrophisation, son score est même quintuplé. Par contre, pour ce qui est de la diminution des ressources minérales et de l'écotoxicité terrestre, le score est seulement multiplié par 3. La diminution des ressources en combustibles fossiles avait déjà

un score important si l'on considérait la production de silicone de grade solaire. En considérant la production de silicone de grade électronique son score atteint 7305,71 \$ pour la production de 3650 kWh d'électricité. Ceci s'explique par la plus grande consommation de matières premières dans le cas de l'utilisation de silicone hors spécification mais aussi par la plus grande consommation d'énergie liée à ce procédé.

TABLEAU 13: COMPARAISON DU CYCLE DE VIE D'UN PV OÙ LE SILICONE DE HAUTE PURETÉ PROVIENT OU DE LA PRODUCTION DE SILICONE DE GRADE SOLAIRE (CAS DE BASE) OU DE SILICONE HORS SPÉCIFICATION ISSU DE SILICONE DE GRADE ÉLECTRONIQUE DU POINT DE VUE DE LA CARACTÉRISATION

Catégorie d'impact	Unité	Grade électronique	Grade solaire	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	0,002	0,0005	333
Toxicité humaine	DALY	0,0006	0,0003	129
Formation des oxydants photochimiques	DALY	1,37E-07	3,66E-08	275
Formation de particules	DALY	0,0004857	0,00013803	252
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	1,16E-05	2,68E-06	333
Acidification terrestre	Espèces.an	3,41E-08	9,21E-09	270
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	3,09E-08	9,87E-09	213
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	3,28E-08	1,27E-08	158
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	3,16E-09	1,20E-09	163
Écotoxicité marine	Espèces.an	1,10E-11	4,09E-12	168
Diminution des ressources minérales	\$	9,03	6,52	39
Diminution des combustibles fossiles	\$	7305,71	1743,33	319

Le score unique, Figure 28, met en évidence la très grande différence d'impact environnemental total en fonction de la méthode de production choisie pour produire le silicone de pureté suffisante pour les installations photovoltaïques. En effet, l'impact est plus de quatre fois plus faible si le silicone de grade solaire est employé. Les différences les plus marquées, comme nous l'avons déjà signalé plus haut, concernent la diminution de ressources en combustibles fossiles (en orange sur la figure) et l'eutrophisation de l'eau douce (en bleu sur la figure).

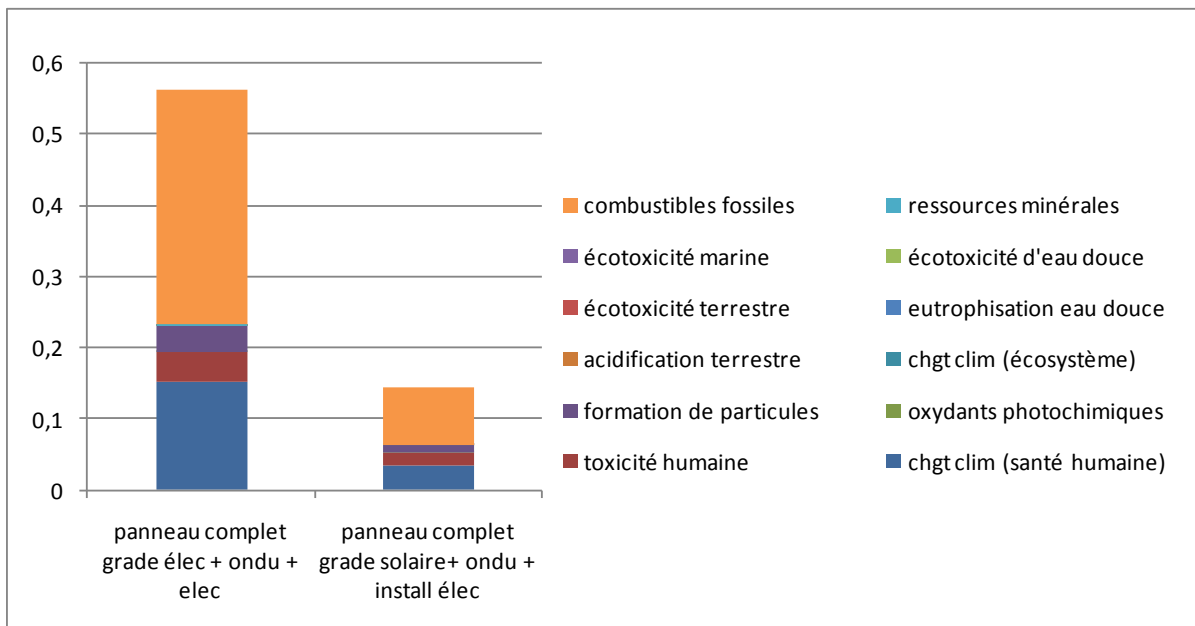


FIGURE 28: SCORE UNIQUE – PV : HS-SI OU SOG-SI

Cependant, si des règles d’allocations étaient utilisées pour la production de silicone de grade électronique, celui-ci obtiendrait de meilleurs résultats. Toutefois, ces règles d’allocations doivent être utilisées avec la plus grande prudence et beaucoup de transparence pour obtenir des résultats exploitables.

Pour réaliser une comparaison, l’autre cas extrême va maintenant être envisagé. Le silicone hors spécification issu de l’industrie électronique et utilisé pour les PVs va être considéré comme un déchet et toutes les émissions et ressources consommées vont être allouées à la production du silicone de grade électronique qui est utilisé dans l’industrie électronique. C’est-à-dire que toutes les étapes précédant la fabrication des tranches sont éliminées du cycle de vie des PVs.

Fort logiquement, les impacts sont plus faibles dans le cas où tout est alloué à la production de silicone pour l’industrie électronique que dans le cas où le silicone est produit via le procédé mis au point pour l’industrie solaire (voir Tableau 14). En moyenne les impacts sont deux fois plus faibles. Par contre, en ce qui concerne l’impact sur la diminution des ressources minérales, il est presque inchangé. Cela s’explique aisément par le fait que cette catégorie est dominée par la production des modules et cette étape reste inchangée.

TABEAU 14: COMPARAISON DU POINT DE VUE DE LA CARACTÉRISATION DU CYCLE DE VIE D'UN PV LORSQUE LA PRODUCTION DE SILICONE DE HAUTE PURETÉ EST ENTIÈREMENT IMPUTÉE AU SILICONE ÉLECTRONIQUE OU LORSQUE LE SILICONE DE HAUTE PURETÉ EST PRODUIT PAR UN PROCÉDÉ SPÉCIFIQUE À L'INDUSTRIE PHOTOVOLTAÏQUE (CAS DE BASE)

Catégories d'impact	Unité	Silicone pas pris en compte	Silicone de grade solaire	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	2,44E-04	0,0005	-48
Toxicité humaine	DALY	2,28E-04	0,0003	-9
Formation des oxydants photochimiques	DALY	2,28E-08	3,66E-08	-38
Formation de particules	DALY	9,05E-05	0,0001	-34
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	1,38E-06	2,68E-06	-48
Acidification terrestre	Espèces.an	5,76E-09	9,21E-09	-37
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	8,13E-09	9,87E-09	-18
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	1,15E-08	1,27E-08	-10
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	1,04E-09	1,20E-09	-13
Écotoxicité marine	Espèces.an	3,53E-12	4,09E-12	-14
Diminution des ressources minérales	\$	6,44	6,52	-1
Diminution des combustibles fossiles	\$	885	1743,33	-49

De toutes les analyses de sensibilités concernant les scénarios qui ont été conduites, c'est donc la modification de l'étape de production du silicone de grande pureté qui a le plus d'influence.

Au-delà des problèmes environnementaux, il était de toute façon nécessaire de trouver une nouvelle voie de production pour le silicone utilisé dans les PVs. En effet, vu la forte croissance du secteur photovoltaïque, les rejets de l'industrie électronique ne peuvent plus assurer à eux seuls l'approvisionnement en silicone de grande pureté. Or l'utilisation de silicone de grade électronique utilisable en électronique est peu rentable économiquement. De plus, un tel niveau de pureté n'est pas requis.

5.6.2. ÉTUDE DE SENSIBILITÉ – MÉTHODE

5.6.2.1. MÉTHODE MIDPOINT

Nous allons maintenant examiner l'impact du choix de la méthode d'analyse sur l'interprétation des résultats. Jusqu'à présent, une méthode EndPoint a été utilisée. Maintenant la déclinaison MidPoint de la méthode ReCiPe va être utilisée.

Globalement (voir Figure 29), la répartition des impacts des différentes étapes du cycle de vie des PVs est peu modifiée. En effet, la production de silicone de haute pureté (en vert sur la figure) ainsi que l'onduleur (en rose) et, dans certaines catégories, l'installation électrique (en vert pâle) ont des impacts relatifs élevés. Comme précédemment, l'extraction de la silice et la production de silicone de grade métallique ont des impacts négligeables dans toutes les catégories.

Les scores sont détaillés dans le Tableau 15.

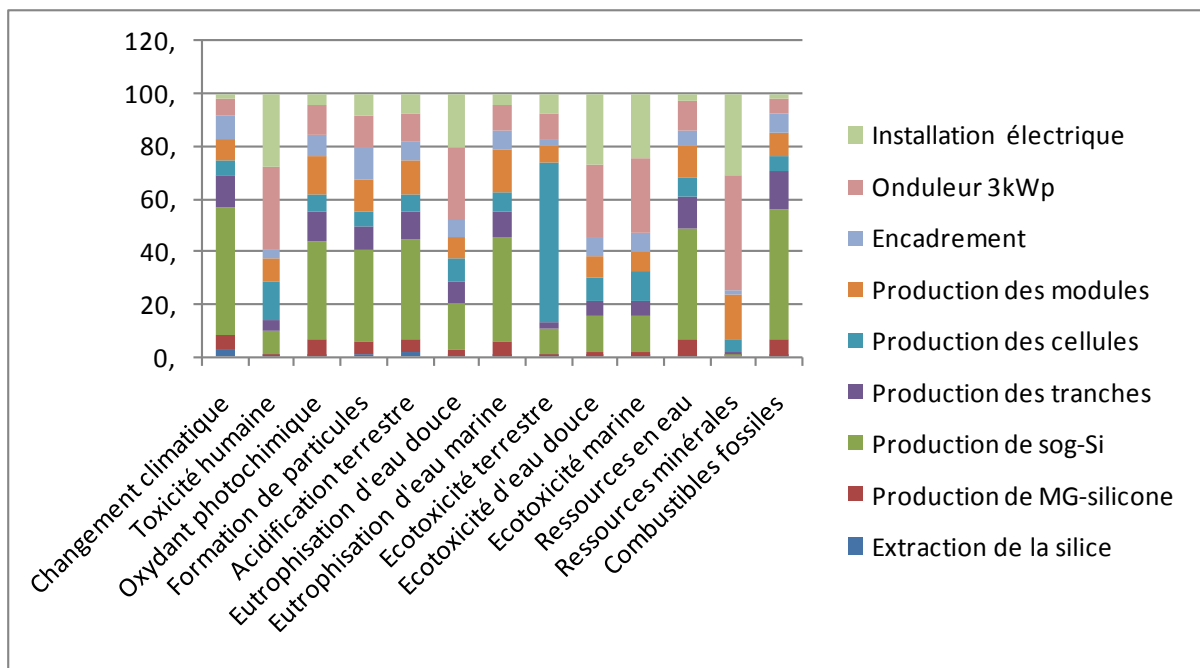


FIGURE 29: SCORE CARACTÉRISATION EN POURCENTAGE RELATIF – PV- MIDPOINT

TABLEAU 15: ACV D'UN PV CARACTÉRISATION EN MÉTHODE MIDPOINT AVEC PRISE EN COMPTE DE L'ONDULEUR ET DE L'INSTALLATION ÉLECTRIQUE

Catégorie d'impact	Unité	Score total
Changement climatique	kg _{eq} CO ₂	337,58
Toxicité humaine	kg _{eq} 1,4-DB	357,5
Formation d'oxydant photochimique	kg NMVOC	0,94
Formation de particules	kg _{eq} PM10	0,53
Acidification terrestre	kg _{eq} SO2	1,59
Eutrophisation d'eau douce	kg _{eq} P	0,22
Eutrophisation d'eau marine	kg _{eq} N	0,3
Écotoxicité terrestre	kg _{eq} 1,4-DB	0,1
Écotoxicité d'eau douce	kg _{eq} 1,4-DB	4,62
Écotoxicité marine	kg _{eq} 1,4-DB	5,11
Diminution des ressources en eau	m ³	2,15
Diminution des ressources minérales	kg _{eq} de fer	91,17
Diminution des combustibles fossiles	kg _{eq}	108,4

5.7. ÉTUDE D'INCERTITUDE

5.7.1. ENDPOINT

L'étude d'incertitude a été réalisée pour la caractérisation dans le cas de base c'est-à-dire celui où l'onduleur, l'installation électrique ainsi que les émissions sont pris en compte.

Dans la plupart des catégories, l'incertitude varie d'une dizaine de pourcents (Figure 30). Cependant, en ce qui concerne la toxicité humaine, l'eutrophisation et l'écotoxicité de l'eau douce ainsi que, dans une moindre mesure, l'écotoxicité marine et terrestre, les incertitudes sont très grandes. Dans le cas de la toxicité humaine, elles dépassent même 250%. Toutes ces catégories avec des incertitudes élevées sont liées à l'impact des métaux lourds qui est sujet à de nombreuses incertitudes.

Cette analyse d'incertitude sera très utile lorsque les PVs seront comparés à l'électricité du réseau. En effet, il s'agira alors de regarder s'il ne peut pas y avoir inversion du classement en prenant l'incertitude la plus haute pour le système de production qui obtient le score le plus faible et inversement pour le système ayant le score le plus haut.

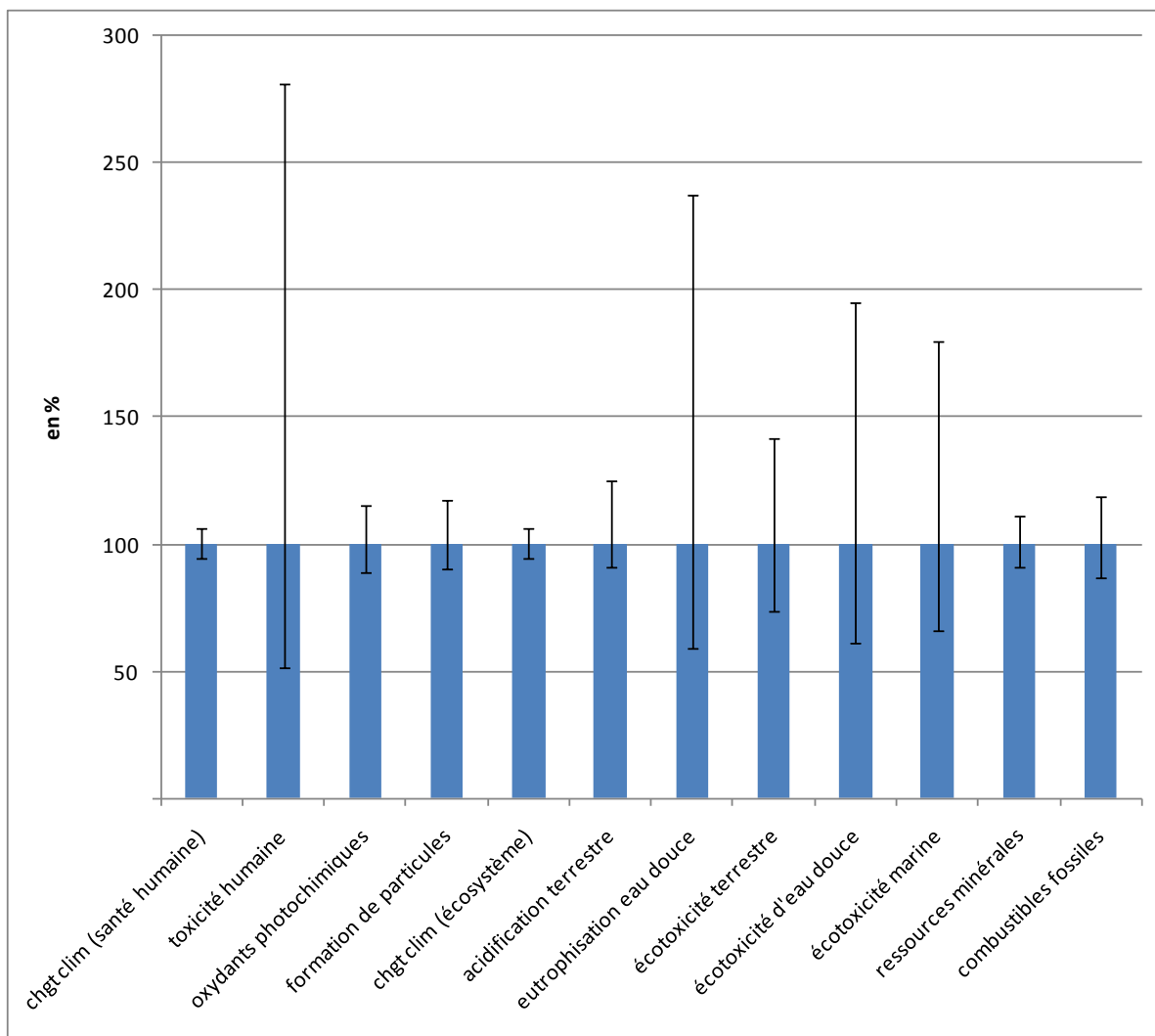


FIGURE 30: ÉTUDE D'INCERTITUDE – CARACTÉRISATION, MÉTHODE ENDPOINT

La normalisation (Figure 31) met en évidence que les catégories d'impact qui sont le plus touchées par les incertitudes sont liées à la santé humaine et à la diminution des ressources. Les écosystèmes sont faiblement affectés par la production de PVs et les incertitudes les concernant sont faibles.

Le score unique (Figure 32) montre que des variations de près de 10 points sont possibles suite aux incertitudes.

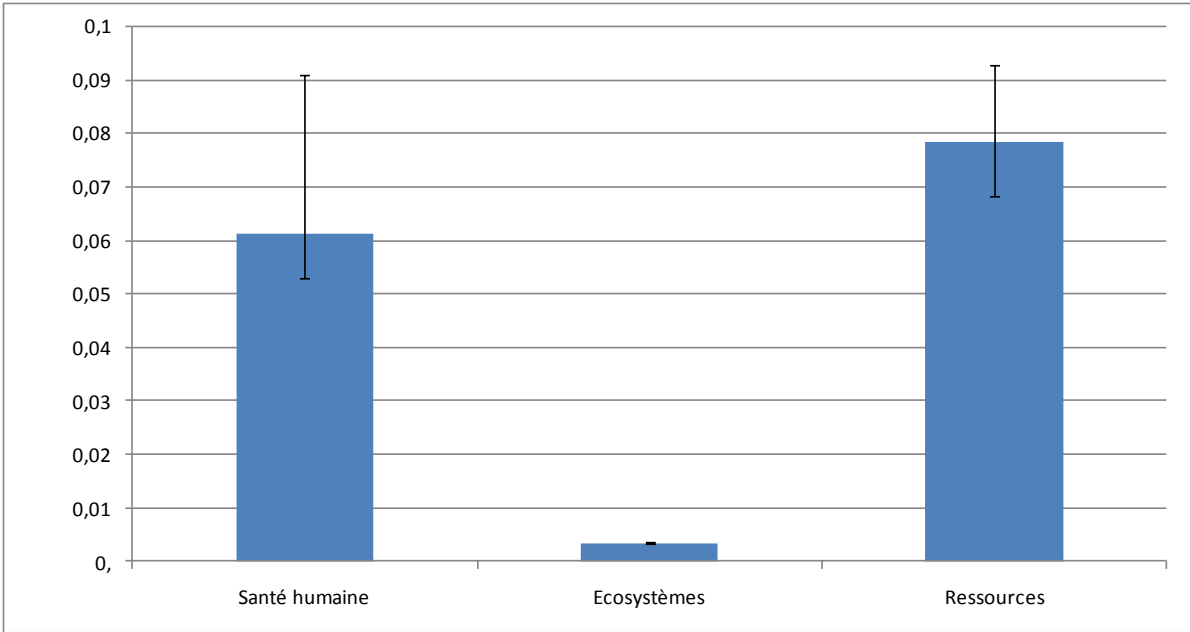


FIGURE 31: INCERTITUDE - NORMALISATION – PVS

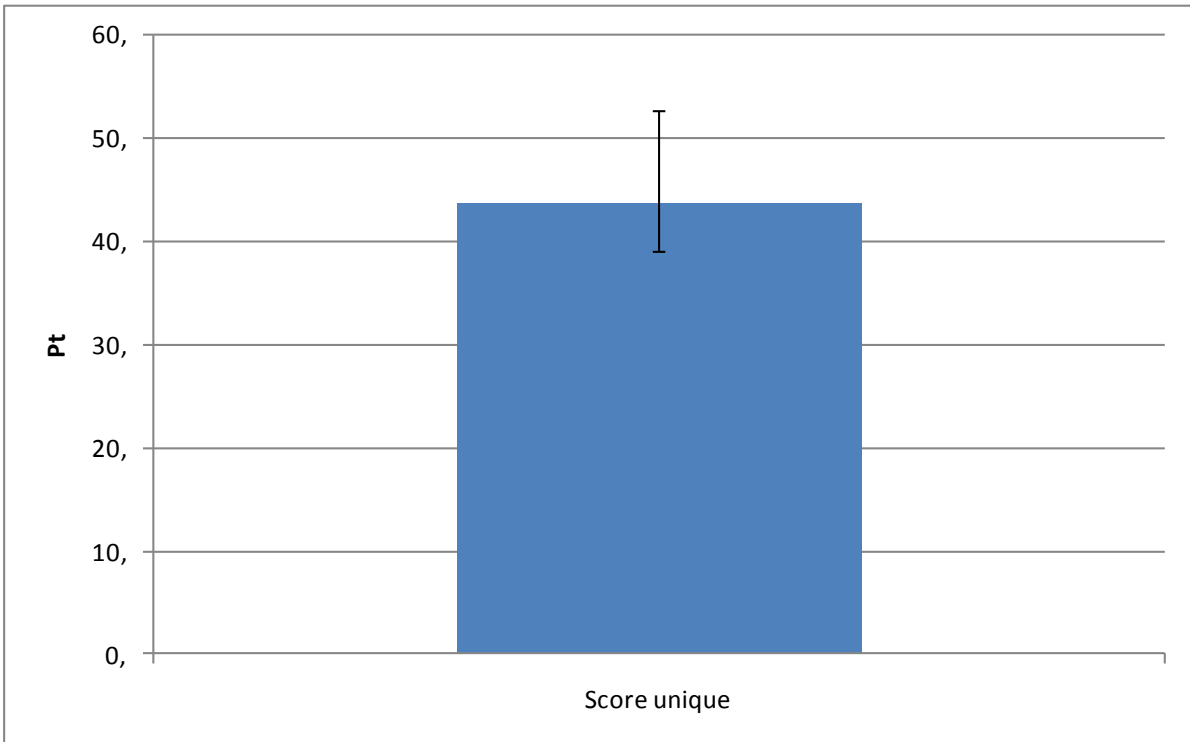


FIGURE 32: INCERTITUDE - SCORE UNIQUE - PVS

5.7.2. MIDPOINT

Le même cas a été envisagé ici que pour la méthode EndPoint, c’est-à-dire la caractérisation dans laquelle l’onduleur, l’installation électrique et les émissions sont pris en compte.

Les résultats sont sensiblement identiques, avec des incertitudes très élevées sur la toxicité humaine, l'eutrophisation d'eau douce et l'écotoxicité terrestre, d'eau douce et maritime. De nouveau, une incertitude, celle liée à la toxicité humaine, dépasse 250%.

Dans les autres catégories, l'incertitude est proche de 10%.

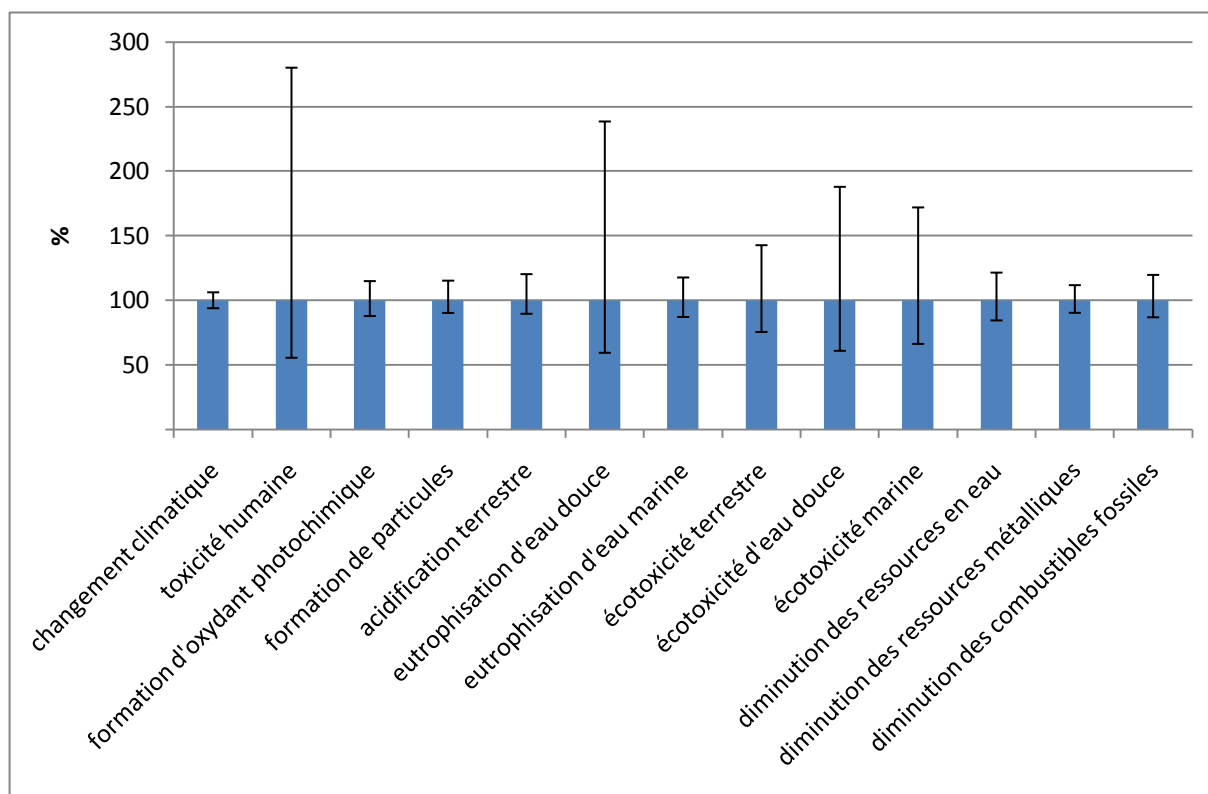


FIGURE 33: ÉTUDE D'INCERTITUDE – CARACTÉRISATION, MÉTHODE MIDPOINT

Ces incertitudes très élevées posent la question de la représentativité des résultats pour ces catégories. C'est pourquoi, lors de la comparaison des différentes technologies de génération d'électricité, une étude de l'impact de ces incertitudes sera réalisée.

5.8. COMPARAISON PVS – RÉSEAU

Nous allons maintenant comparer la production d'électricité à partir de panneaux photovoltaïques à celle disponible sur le réseau. L'unité fonctionnelle choisie est la consommation annuelle d'un ménage moyen belge soit 3650 kWh/an [105]. Le mix énergétique belge va être utilisé mais également le suisse, pour avoir une comparaison avec une électricité produite de manière relativement peu polluante. En effet, en Suisse, l'électricité est majoritairement produite à partir d'énergie hydraulique et de nucléaire. L'Allemagne sera également utilisée comme référence. En

effet, le mix énergétique utilisé pour produire l'électricité allemande est relativement polluant avec une part importante basée sur le charbon. De plus, ces trois pays, Allemagne, Belgique et Suisse ont des ensoleillements semblables ce qui permettra d'utiliser les mêmes données pour l'énergie produite par les PVs.

Avant de réaliser cette comparaison, nous allons brièvement décrire les différents mix énergétiques envisagés.

5.8.1. MIX ÉNERGÉTIQUE

- *Belgique*

Le mix énergétique choisi pour la production d'électricité en Belgique (Tableau 16) est basé sur le rapport de L'IEA de 2007 [104]. Seules les principales sources d'électricité sont prises en compte, c'est-à-dire le charbon, le gaz naturel, l'hydroélectricité, le nucléaire et le pétrole. Il est donc nécessaire de réaliser une pondération - en divisant par le pourcentage total pour lequel ces différentes sources d'énergie interviennent de manière à ramener à une base de 100%.

TABLEAU 16: MIX ÉNERGÉTIQUE POUR LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ EN BELGIQUE

Charbon	Gaz naturel	Hydroélectricité	Pétrole	Nucléaire
9%	30%	2%	1%	57%

Comme le Tableau 16 l'illustre, l'électricité belge est en majorité produite par de l'énergie nucléaire. Du point de vue changement climatique, l'utilisation du nucléaire est intéressante puisqu'elle ne produit pas de gaz à effet de serre. Ensuite, le gaz naturel occupe une place importante. Le charbon, source d'énergie très polluante occupe la troisième place avec près de 10%.

- *Suisse*

Le même principe est utilisé pour calculer le mix énergétique suisse [104]. Le Tableau 17 donne les résultats ainsi obtenus.

TABLEAU 17: MIX ÉNERGÉTIQUE POUR LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ EN SUISSE

Gaz naturel	Hydroélectricité	Pétrole	Nucléaire
1%	56%	0,3%	43%

La Suisse utilise principalement l'hydroélectricité et le nucléaire pour produire son électricité. Ces deux sources d'électricité ont un impact environnemental très faible, c'est pourquoi, il est intéressant de comparer avec l'électricité issue des PVs.

- *Allemagne*

Le même procédé que précédemment est utilisé pour calculer le mix énergétique utilisé pour la production d'électricité allemande [104].

TABLEAU 18: MIX ÉNERGÉTIQUE POUR LA PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ EN ALLEMAGNE

Charbon	Gaz naturel	Hydroélectricité	Pétrole	Nucléaire
55%	13%	5%	2%	25%

Le charbon contribue à une grande partie de la production de l'électricité allemande (55%). Cette source d'électricité est très polluante. L'énergie nucléaire occupe la deuxième position avec 25% et le gaz naturel occupe la troisième place avec 13%. C'est donc la production d'électricité en Allemagne qui sera la plus polluante et donc amènera comparativement les meilleures performances pour les PVs.

5.8.2. COMPARAISON AVEC L'ÉLECTRICITÉ BELGE

5.8.2.1. COMPARAISON

Comme le montre la caractérisation (Figure 34), les résultats sont partagés. En effet, dans certaines catégories, notamment celles liées à la diminution des ressources en combustibles fossiles, à l'impact du changement climatique sur la santé humaine et sur les écosystèmes, à la formation d'oxydants photochimiques et de particules et à l'acidification, les PVs ont clairement un meilleur score. Par contre, les autres catégories sont en faveur de l'électricité disponible sur le réseau.

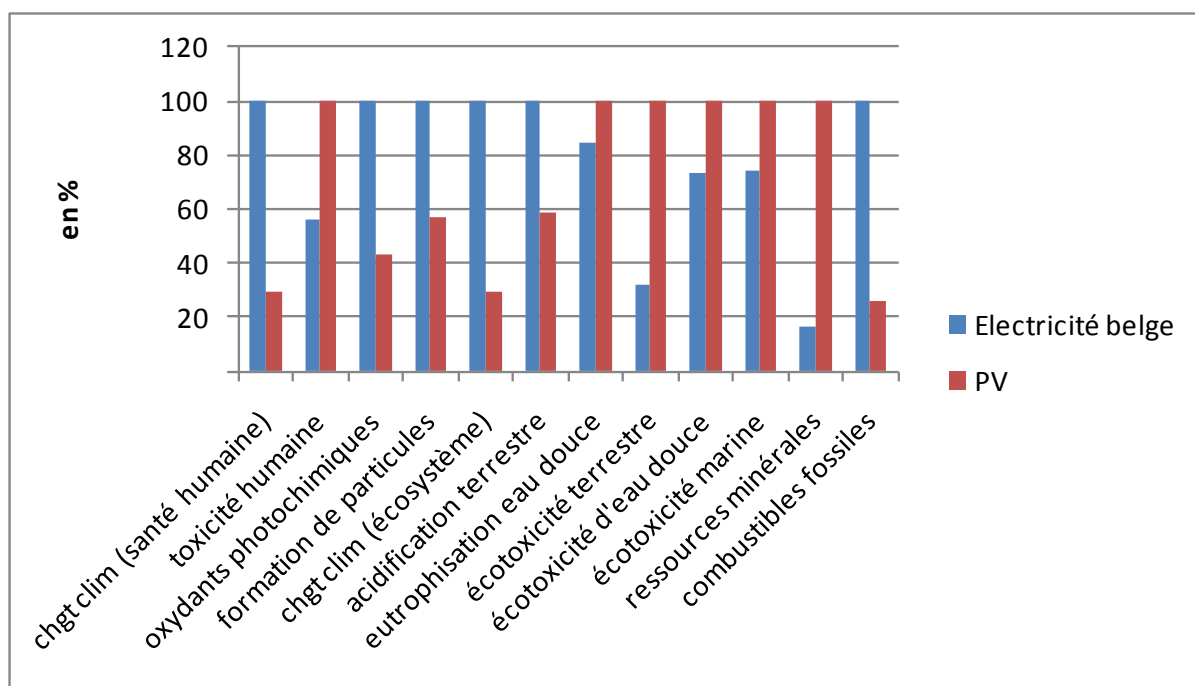


FIGURE 34: CARACTÉRISATION - COMPARAISON PVS ET ÉLECTRICITÉ BELGE

TABLEAU 19: SCORE CARACTÉRISÉS - COMPARAISON PV (CAS DE BASE) ET ÉLECTRICITÉ BELGE

Catégorie	Unité	PV	Electricité belge	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	0,0005	0,002	238
Toxicité humaine	DALY	0,0003	0,0001	-44
Formation des oxydants photochimiques	DALY	3,66E-08	8,45E-08	131
Formation de particules	DALY	0,0001	0,0002	74
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	2,68E-06	9,05E-06	238
Acidification terrestre	Espèces.an	9,21E-09	1,57E-08	70
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	9,87E-09	8,34E-09	-15
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	1,27E-08	4,06E-09	-68
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	1,20E-09	8,87E-10	-26
Écotoxicité marine	Espèces.an	4,09E-12	3,02E-12	-26
Diminution des ressources minérales	\$	6,52	1,06	-84
Diminution des combustibles fossiles	\$	1743	6630	280

Les scores caractérisés (Tableau 19) mettent en évidence plusieurs informations utiles :

- En ce qui concerne la diminution des ressources, c'est la diminution des ressources en combustibles fossiles qui a l'impact le plus important. L'utilisation des PVs permet de réduire cet impact de près de 280%. En effet, lorsque l'énergie est produite via les PVs, des combustibles fossiles ne sont utilisés que durant leur phase de fabrication; tandis que dans le mix énergétique belge, 30% de l'électricité est produite à partir de gaz naturel et 10% à partir de charbon et de pétrole.
- En ce qui concerne l'impact lié à la santé humaine, celui qui a le score le plus important est l'impact du changement climatique sur la santé humaine. À nouveau, l'utilisation des PVs permet de réduire ce score de 238%. C'est simplement lié au fait que peu des gaz à effet de serre sont produits pendant l'entièreté du cycle de vie d'un PV. En effet, ils ne sont rejetés que durant le stade de production.
- Concernant les impacts sur les écosystèmes, la catégorie qui a le plus d'importance est à nouveau liée à l'impact du changement climatique. Pour les mêmes raisons que précédemment, les PVs permettent de réduire cet impact de 238%.

Cette analyse montre donc que, dans toutes les catégories où l'impact environnemental semble important, l'utilisation des PVs permet de réduire cet impact. L'utilisation de la normalisation (Figure 35) permet de confirmer cela.

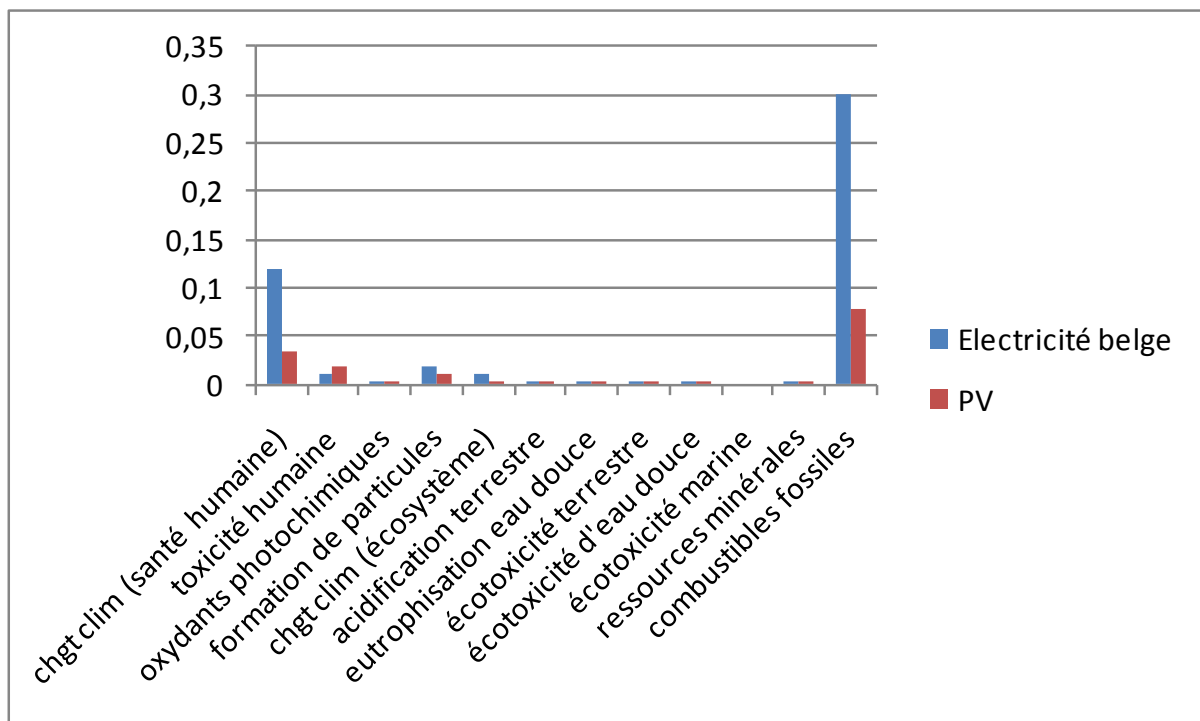


FIGURE 35: SCORES NORMALISÉS- COMPARAISON DE L'ÉLECTRICITÉ BELGE ET DES PVs

Le score unique (Figure 36) est clairement à l'avantage des PVs. Les catégories qui lui sont le plus favorables sont la diminution des ressources en combustibles fossiles (en orange sur la figure) et l'impact du changement climatique sur la santé humaine (en bleu). La toxicité humaine (en rouge) est en défaveur des PVs, cependant cela a une faible contribution.

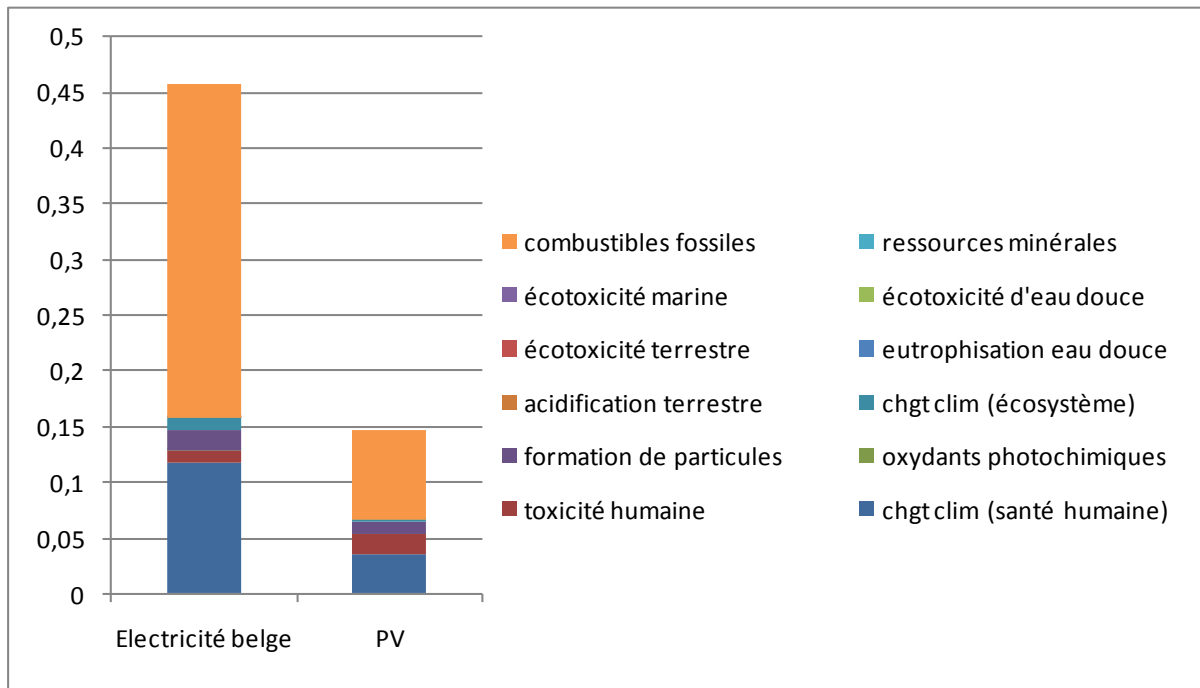


FIGURE 36: SCORE UNIQUE - COMPARAISON DE L'ÉLECTRICITÉ BELGE ET DES PVS

En conclusion, l'utilisation des PVs en Belgique pour remplacer de l'énergie produite par le réseau a un avantage environnemental. Cependant, les problèmes de stabilité du réseau (1.6.12. Utilisation des panneaux photovoltaïques), déjà décrits précédemment ne sont ici pas pris en compte.

5.8.2.2. INCERTITUDES

L'analyse des incertitudes concernant l'électricité disponible sur le réseau belge montre aussi des valeurs importantes. En effet, dans la catégorie liée à la toxicité humaine, les incertitudes atteignent 400%. Les autres catégories qui ont des incertitudes élevées sont: l'écotoxicité terrestre (350%) l'eutrophisation d'eau douce (325%), l'écotoxicité d'eau douce (250%) et marine (225%). Dans les autres catégories, les incertitudes sont proches de 10% ce qui reste des variations non négligeables.

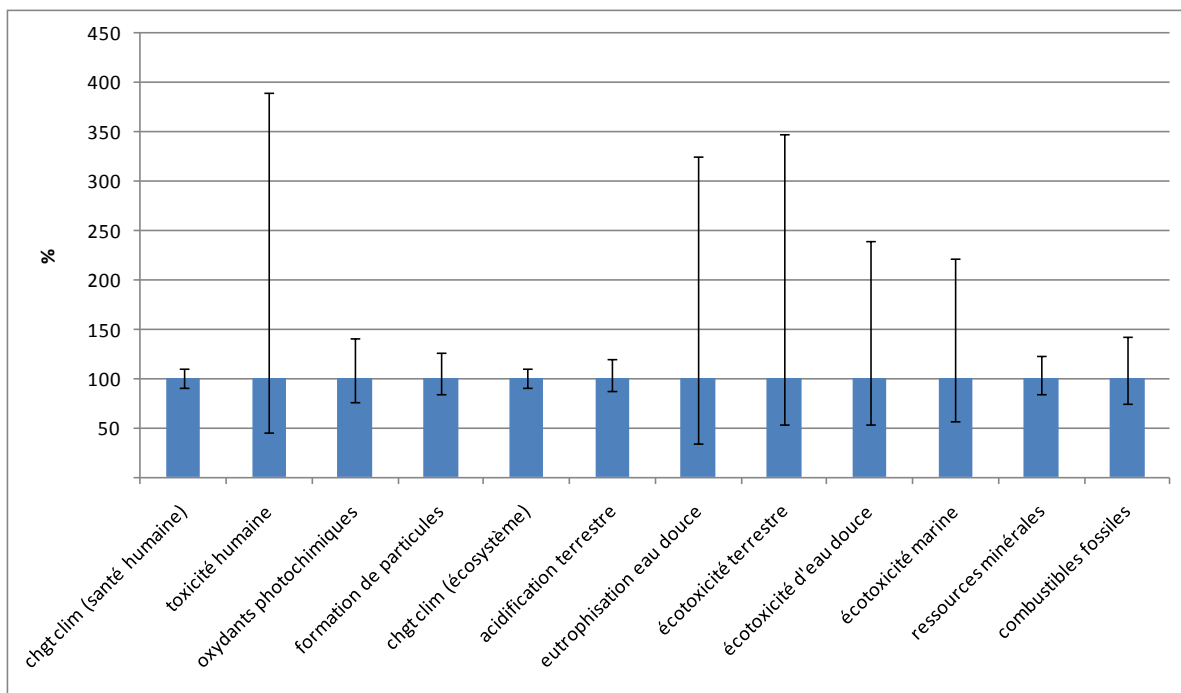


FIGURE 37: INCERTITUDES - CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS - RÉSEAU BELGE

Les scores normalisés (Figure 38) montrent que la catégorie d'impact qui subit le plus d'influence des incertitudes est celle de la diminution des ressources. Vient ensuite la santé humaine. Les incertitudes ont un effet négligeable sur les écosystèmes.

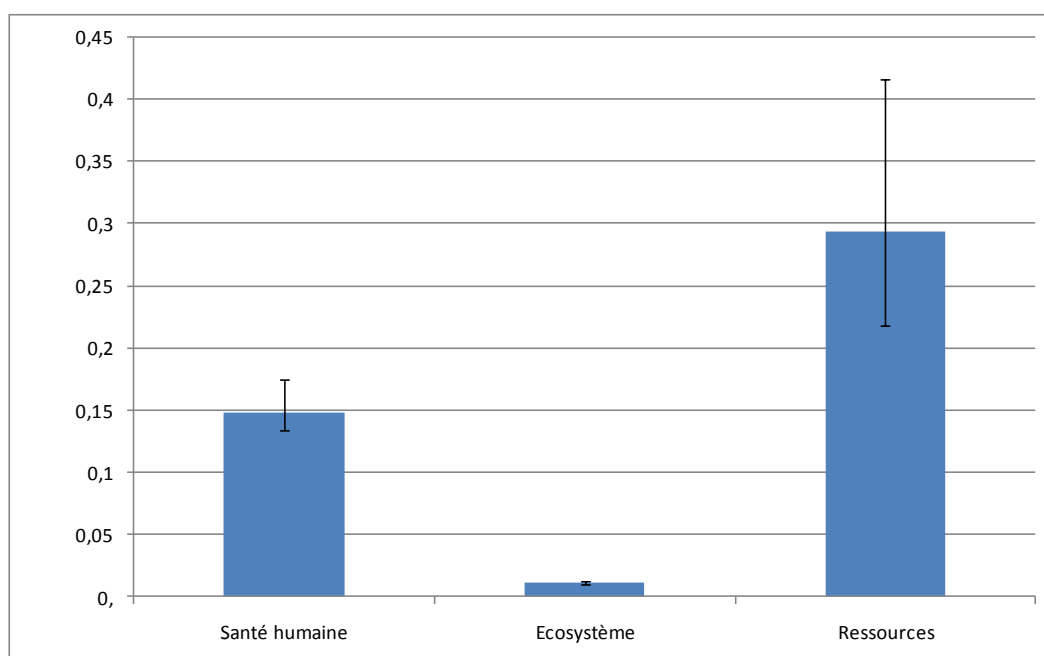


FIGURE 38: INCERTITUDES - NORMALISATION - RÉSEAU BELGE

Le score unique (Figure 39) montre un impact important des incertitudes. En effet, le score peut varier entre 120 et 180 points. Cependant, si la comparaison avec les PVs est effectuée (Figure 32), le

meilleur score possible pour le réseau belge, soit 120 points reste supérieur au moins bon score envisageable pour les PVs, soit 50 points.

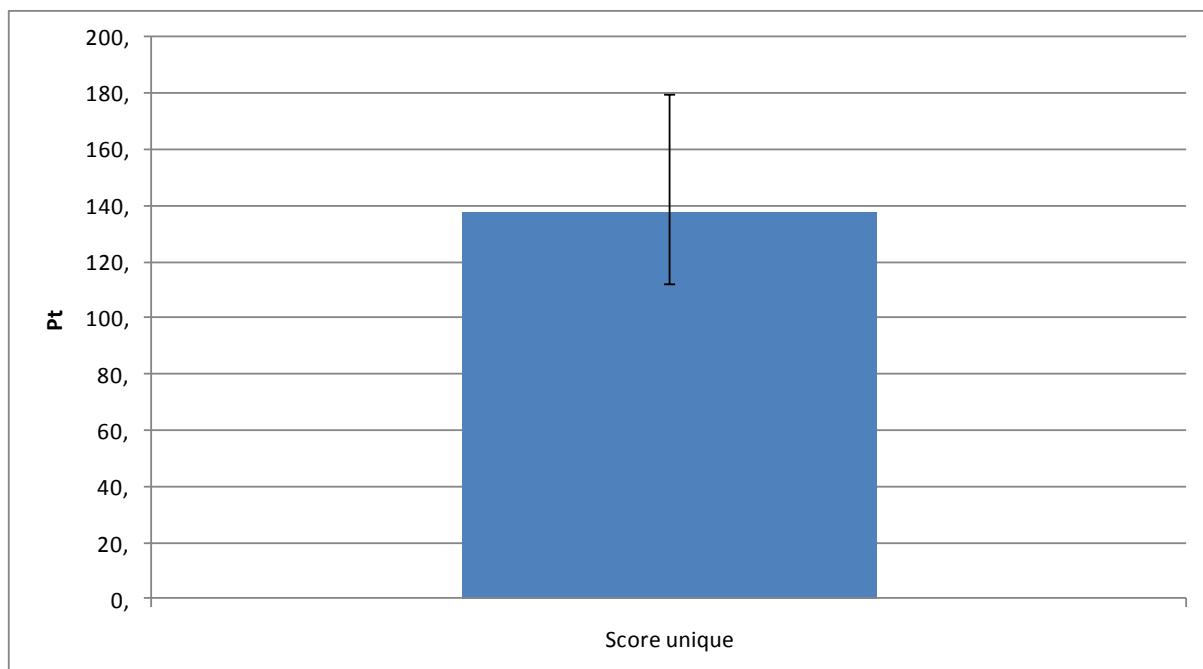


FIGURE 39: INCERTITUDES - SCORE UNIQUE- RÉSEAU BELGE

Malgré les incertitudes élevées, l'avantage des PVs sur l'électricité produite via le mix électrique belge reste évident.

5.8.3. COMPARAISON AVEC LES DIFFÉRENTS MIX ÉNERGÉTIQUES

La caractérisation (Figure 40) illustre plusieurs choses :

- Dans toutes les catégories, excepté l'écotoxicité terrestre, c'est l'électricité allemande qui a les moins bonnes performances environnementales. Dans cette catégorie, ce sont les panneaux photovoltaïques qui ont l'impact le plus mauvais.
- Dans toutes les catégories, l'électricité suisse a les meilleures performances environnementales.
- La deuxième place est occupée ou par les PVs ou par l'électricité belge (pour une étude détaillée des différences entre ces deux systèmes, voir 5.8.2 Comparaison avec l'électricité belge).

Ces résultats sont cohérents avec les observations qui avaient été émises sur les différents mix énergétiques pour la production d'électricité adoptés dans les trois pays envisagés (5.8.1 Mix énergétique).

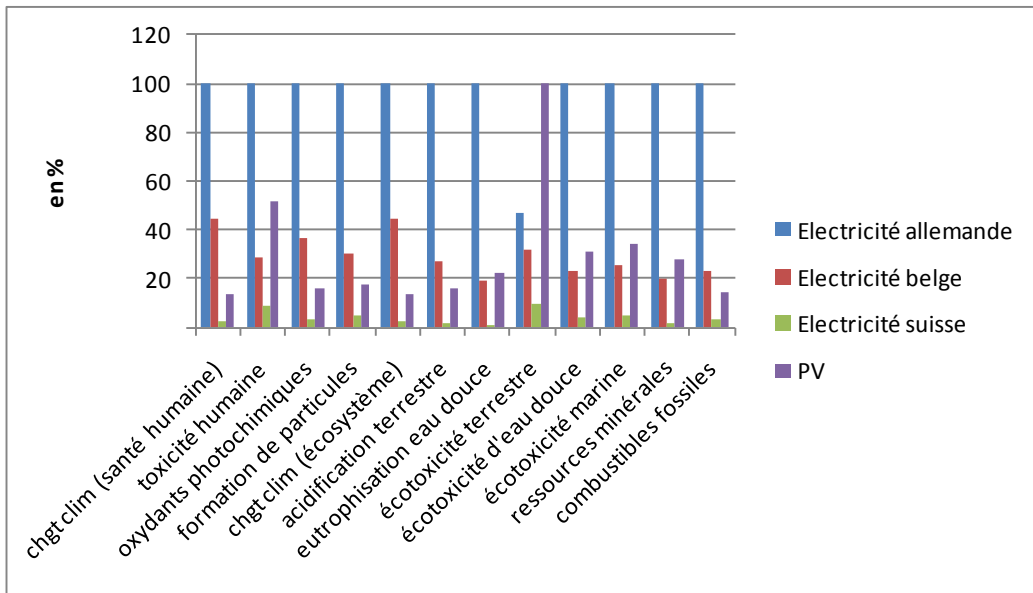


FIGURE 40: CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS - COMPARAISON PV ET ÉLECTRICITÉ BELGE, SUISSE ET ALLEMANDE

Les scores normalisés (Figure 41) vont mettre en évidence les catégories qui ont le plus d'influence. Les cinq catégories qui ont les impacts les plus élevés sont la diminution des ressources en combustibles fossiles, l'impact du changement climatique sur la santé humaine, la formation de particules, l'impact du changement climatique sur les écosystèmes et la toxicité humaine. Pour les quatre premières catégories, l'électricité suisse (en vert sur la figure) obtient les meilleures performances environnementales suivie des PVs (en mauve) puis de l'électricité belge (en rouge) et enfin l'électricité allemande (en bleu) ferme la marche. Dans la catégorie toxicité humaine, les PVs laissent leur deuxième place au profit de l'électricité belge.

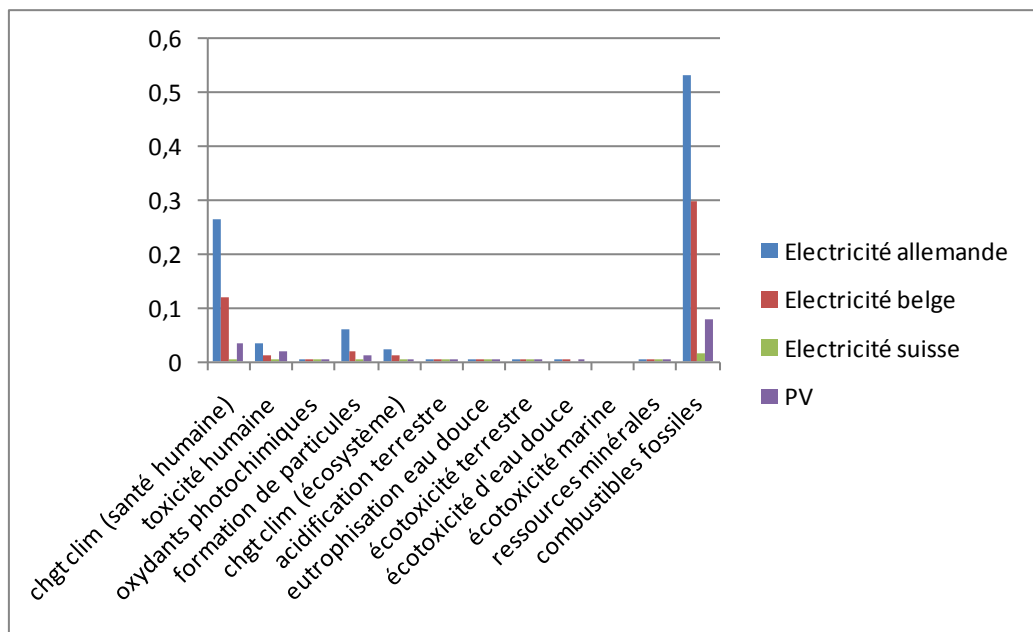


FIGURE 41: SCORES NORMALISÉS : COMPARAISON ÉLECTRICITÉ BELGE, ALLEMANDE ET SUISSE AVEC PV

Le score unique (Figure 42) témoigne fort logiquement de la suprématie de l'électricité suisse du point de vue minimisation de l'impact environnemental. Les PVs arrivent en deuxième position, avec un score cinq fois plus élevé que celui de l'électricité suisse. Les PVs sont suivis de l'électricité belge qui a un score trois fois plus élevé que celui des PVs et l'électricité allemande ferme la marche avec un score six fois plus élevé que celui des PVs.

Les catégories qui ont la plus grande influence sont celles que nous avons déjà soulignées lors de la comparaison des scores normalisés soit, par ordre décroissant d'influence, la diminution des ressources en combustibles fossiles (en orange sur la figure), l'impact du changement climatique sur la santé humaine (en bleu), la formation de particules (en mauve), la toxicité humaine (en rouge) et l'impact du changement climatique sur la santé humaine (en bleu clair).

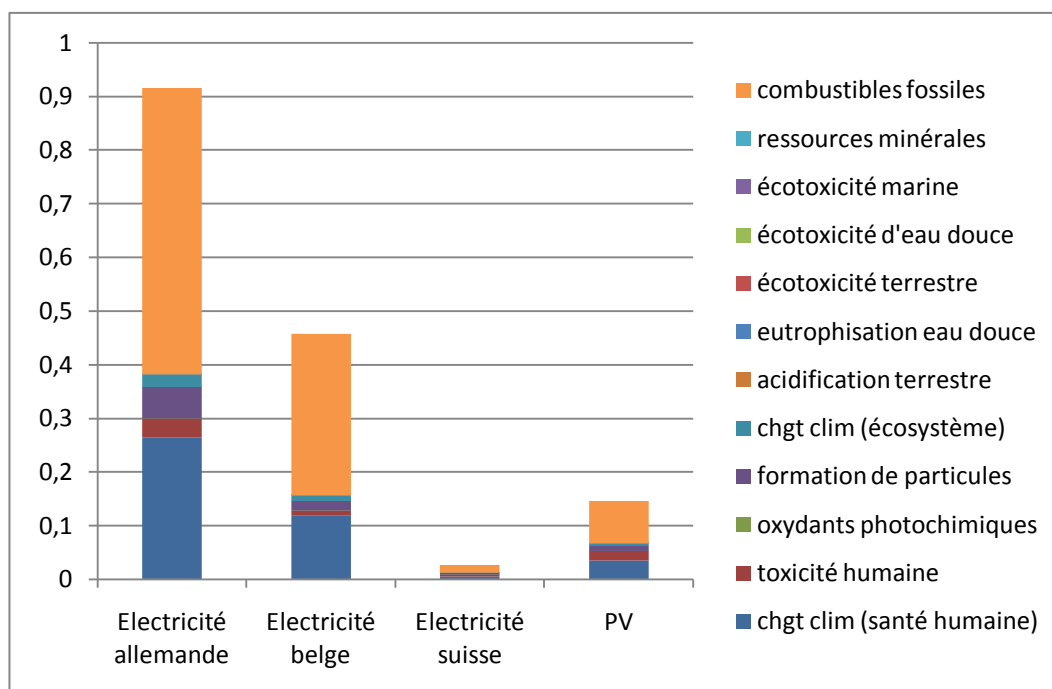


FIGURE 42: SCORE UNIQUE - COMPARAISON DE L'ÉLECTRICITÉ ALLEMANDE, BELGE ET SUISSE AVEC LES PVS

5.9. TEMPS DE RETOUR ÉNERGÉTIQUE

Pour clore ce chapitre, le temps de retour énergétique va être calculé. Il s'agit du rapport entre l'énergie consommée pendant le cycle de vie et l'énergie produite par an. L'énergie produite par un panneau de 3 kWp, ce qui représente une surface de plus ou moins 20 m², placé à Bruxelles est de 2160 kWh par an. C'est cette unité qui va être utilisée.

Quatre sources d'électricité vont être envisagées lors de la production du PV, l'électricité basée sur le mix énergétique prévalant en Europe (voir Tableau 8), en Belgique (Tableau 16), en Allemagne (Tableau 18) et en Suisse (Tableau 17). Puisqu'une proportion variable de ressources fossiles sont employées pour la production d'électricité dans ces différents pays cela va induire une différence dans la consommation d'énergies fossiles pour la production du panneau et donc une différence dans le temps de retour énergétique.

Les résultats sont présentés dans le Tableau 20. Le temps de retour énergétique est compris entre 5 ans, si l'électricité suisse est utilisée lors de la production du PV, et 11 ans, si c'est l'électricité allemande qui est utilisée. Le résultat nettement plus faible lorsque l'électricité suisse est utilisée est lié au fait que cette électricité est surtout produite via le nucléaire et l'hydroélectricité ce qui a une faible contribution à la diminution des ressources en combustibles fossiles.

Ces valeurs sont légèrement plus élevées que celles trouvées dans la littérature (voir 1.5 état de l'art) si l'électricité suisse n'est pas considérée. Cependant, dans la plupart de ces articles, le système de raccordement était négligé ce qui tend à sous estimer aussi bien l'impact environnemental des PVs mais également leur temps de retour énergétique. Néanmoins, la durée de vie d'un PV étant de 30 ans, le temps de retour énergétique est toujours inférieur à la durée de vie ce qui permet de démontrer l'intérêt de l'utilisation des panneaux photovoltaïques.

TABEAU 20 : TEMPS DE RETOUR ÉNERGÉTIQUE POUR DIFFÉRENTS MIXS ÉNERGÉTIQUES UTILISÉS POUR LA PRODUCTION DE L'ÉLECTRICITÉ UTILISÉE LORS DE LA PRODUCTION DES PVS

Mix énergétique utilisé pour la production d'électricité	Européen	Belge	Suisse	Allemande
Temps de retour énergétique (en année)	10	8	5	11

5.10. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

5.10.1. CONCLUSION

L'analyse du cycle de vie des PVs nous a d'abord permis de mettre en évidence les étapes de production qui contribuent le plus à l'impact environnemental des PVs. Il s'agit de la production de silicone de pureté suffisante (silicone de grade solaire) qui a une influence prépondérante dans la

grande majorité des catégories d'impacts, à l'exception de la toxicité humaine, de l'eutrophisation d'eau douce, de la diminution des ressources minérales et des différentes écotoxicités. Ceci est lié à l'importante consommation d'énergie associée à ce procédé. L'onduleur et l'installation électrique ont également une large contribution à l'impact environnemental, ils dominent notamment les catégories suivantes : écotoxicités marine et terrestre, diminution des ressources minérales et eutrophisation de l'eau douce. Pour l'écotoxicité terrestre, c'est la production de la cellule qui joue un rôle prépondérant ; ceci est logique au vu des émissions qui sont associées à cette catégorie.

Les catégories d'impact les plus favorables concernant les PVs sont la diminution des ressources en combustibles fossiles, l'impact du changement climatique sur la santé humaine, la toxicité humaine, la formation de particules et l'impact du changement climatique sur les combustibles fossiles.

Les analyses de sensibilité conduites mettent en évidence qu'il est préférable de prendre en compte le système de raccordement des PVs de manière à ne pas sous-estimer l'impact environnemental des PVs. Par contre, les émissions liées à la production des PVs ont une contribution négligeable. Le choix de la méthode utilisée pour produire le silicone de pureté suffisante va fortement influencer les résultats obtenus, c'est pourquoi il est nécessaire de très clairement la définir lorsque les frontières du système sont établies. Enfin, que la méthode EndPoint ou MidPoint soit utilisée, les mêmes résultats sont obtenus.

L'analyse d'incertitude montre que celle-ci peut être extrêmement élevée notamment dans les catégories toxicité humaine, eutrophisation et écotoxicité de l'eau douce ainsi que, dans une moindre mesure, écotoxicité marine et terrestre. Dans les autres catégories, les incertitudes sont proches de 10%.

Enfin, la comparaison des PVs avec les mix énergétiques pour la production de l'électricité prévalant en Allemagne, en Belgique et en Suisse montre que, s'il est judicieux d'un point de vue environnemental d'installer des PVs en Allemagne et en Belgique, ce n'est pas le cas en Suisse où les performances du réseau (basé essentiellement sur l'hydroélectricité et le nucléaire) sont nettement supérieures aux performances environnementales des PVs. Cependant, vu que le réseau électrique européen est fortement interconnecté, il est sans doute globalement intéressant d'installer des PVs par rapport au mix énergétique prévalant en Europe.

De plus, quelque soit le mix énergétique choisi pour la production de l'électricité utilisée lors de la fabrication d'un PV, son temps de retour énergétique est de maximum 11 ans ce qui est inférieur à la durée de vie d'un panneau.

5.10.2. PERSPECTIVES

Comme cela a été démontré, l'utilisation des panneaux photovoltaïques pourrait fortement réduire l'impact de notre production d'électricité en Belgique. Cependant, les panneaux photovoltaïques sont loin d'être une technologie mature et de nombreuses avancées sont encore à espérer dans ce domaine.

Dans le cadre de ce travail, seul les PVs basés sur le silicone multicristallin ont été envisagés. De nombreuses autres technologies sont également envisageables et certaines semblent particulièrement intéressantes d'un point de vue environnemental, c'est notamment le cas des cellules organiques. Cependant, de nombreux développements sont encore nécessaires.

Dans le domaine des modules en silicone multicristallin, de nombreuses avancées sont attendues. Le rendement de ces cellules ne cesse d'augmenter et la poursuite des recherches dans ce domaine pourrait encore réduire l'impact environnemental de ces PVs. Il est également possible d'envisager d'augmenter la durée de vie des PVs et à tout le moins de limiter la dégradation du rendement au cours du temps. De plus, des procédés permettant le recyclage des panneaux en fin de vie sont actuellement à l'étude. Une nouvelle analyse du cycle de vie tenant compte de cette étape est à recommander lorsque ces procédés auront atteint un développement suffisant.

De plus, les différents systèmes permettant le stockage de l'électricité doivent encore être améliorés si l'utilisation des PVs, sans recourir à d'autres sources d'électricité pour pallier à leur intermittence, veut être envisagée.

Cependant, afin qu'une implémentation à large échelle des panneaux soit possible, leur prix doit encore être réduit ou les différents subsides maintenus.

L'utilisation de PVs n'a de sens que dans les régions où le mix énergétique utilisé pour l'approvisionnement en électricité conduit à un moins bon impact environnemental que celui des PVs. C'est pourquoi, l'analyse du cycle de vie est une méthode très intéressante avant le choix d'une technologie. Cependant, rappelons que en Europe, vu la forte interconnexion existant au sein du réseau électrique, l'installation de PVs, où que ce soit, conduira plus que probablement au remplacement d'une électricité avec un moins bon impact environnemental.

CHAPITRE 6

APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE LCA – BIOMÉTHANISATION

6.1. OBJECTIF ET CHAMP D'ÉTUDE

Comme nous l'avons déjà signalé, l'objectif de ce travail est de comparer la biométhanisation avec l'énergie électrique éolienne d'un point de vue environnemental. En effet, il s'agit dans les deux cas de sources d'énergie de puissance relativement importante, de l'ordre de plusieurs milliers de kWh par an.

Vu la grande variété des systèmes de biométhanisation possibles, deux procédés particuliers ont été envisagés. Ils sont décrits ci-dessous (voir 6.2 Procédés de biométhanisation - Inventaire). Les frontières de chacun des systèmes étant différentes, elles sont décrites en même temps que les procédés.

L'unité fonctionnelle choisie est la production d'un kWh d'électricité ; de cette manière, la comparaison pourra facilement être réalisée.

6.2. PROCÉDÉS DE BIOMÉTHANISATION - INVENTAIRE

Comme il a été signalé précédemment, il existe de nombreux systèmes permettant de réaliser la biométhanisation. Dans le cadre de ce travail, deux procédés particuliers ont été envisagés. Ceux-ci vont être décrits plus précisément dans les paragraphes suivants.

Monsieur Thomas, de la société GreenWatt, spécialisé dans la conception de biométhaniseurs nous a fourni des informations sur deux installations de biométhanisation fonctionnant en voie humide dont l'analyse du cycle de vie va également être réalisée.

6.2.1. DÉCHETS AGROALIMENTAIRES [106]

Le premier biométhaniseur envisagé va servir traiter des déchets de marché. Il s'agit de déchets exclusivement végétaux qui ont l'avantage de ne pas nécessiter de prétraitement ou d'hygiénisation. L'installation est dimensionnée pour recevoir 17.000 tonnes par an de déchets de marché auxquels sont ajoutés des déchets de tonte (1000 t/an). En effet, l'ensilage de cette dernière est possible ce qui va permettre d'éventuellement compenser l'approvisionnement parfois irrégulier en déchets de marché ; sont également ajoutées 3000 t/an de fiente de volailles. Aucun transport n'a été envisagé pour les matières premières car l'unité de biométhanisation est installée sur le site même où ces matières étaient déjà acheminées précédemment.

L'installation de digestion en elle-même est composée d'un système d'incorporation. Mais le peu d'informations dont nous disposons sur celui-ci ne nous permettra pas de le prendre en compte dans l'analyse du cycle de vie. En effet, sa modélisation peut être extrêmement compliquée et il doit être parfaitement adapté aux intrants. Il peut être constitué, dans le cas le plus simple, d'une ouverture, c'est notamment le cas pour du maïs ensilé. Dans le cas le plus complexe, des étapes de criblage, broyage suivies d'une éventuelle hygiénisation sont nécessaires. Les matières ainsi traitées sont ensuite acheminées dans le digesteur en lui-même au moyen d'un système de pompage ou de vis sans fin (en fonction de la consistance de la matière première). Dans le cas envisagé ici, aucune hygiénisation de la matière première n'est nécessaire ce qui devrait limiter l'impact environnemental du système d'incorporation. Le fait de ne pas en tenir compte ne devrait pas amener des erreurs trop importantes.

La partie biométhanisation en elle-même est constituée de plusieurs cuves :

- La première cuve permet la liquéfaction de la matière première. Elle est constituée de béton, a une capacité de 600 m³ et une hauteur de 6 mètres. Les parois ont une épaisseur de 20 cm et le radier une épaisseur de 25 cm ; ce qui nous permet de calculer la quantité totale de béton utilisée pour construire cette cuve soit 70 m³.
- Ensuite la biométhanisation intervient dans 4 digesteurs. Chacun est constitué de deux cuves en polyester de 7 m de haut, de 2,5 m de diamètre et d'une épaisseur de 20 mm. De cette manière, la quantité totale de polyester nécessaire est de 20,8 m³. Le polyester étant une forme générique de plastique, le polyéthylène téréphtalate a été utilisé comme matière première pour ces cuves. Un procédé de mise en forme par calandrage a été envisagé.

- Pour terminer, le digestat est stocké dans une cuve post-digestion avant d'être séché. Cette cuve en béton a une capacité de 2600 m³. La hauteur, l'épaisseur des parois et du radier sont les mêmes que pour la cuve de liquéfaction. Ce qui amène une quantité de béton de 130 m³.

Cette installation est garantie 10 ans. Cependant, sa durée de vie devrait être supérieure à 20 ans.

Cette installation permet de produire 49 m³ de biogaz par tonne de matière sèche. Ce biogaz est constitué à 55% de méthane. Sur la totalité de l'installation, les pertes en méthane sont estimées à 2% du méthane produit. Les autres émissions incontrôlées ayant lieu lors de la biométhanisation sont malheureusement inconnues.

Le biogaz produit est utilisé pour alimenter des moteurs de cogénération. L'installation dispose déjà, avant installation de l'unité de biométhanisation, de deux moteurs de 1 GW de puissance. Cependant, l'installation de biométhanisation ne va fournir que 486 kW à ces moteurs, le reste de l'alimentation étant fournie par le même gaz qu'avant l'installation de la biométhanisation. Vu leur taille importante, ces moteurs ont un très bon rendement électrique, soit 38%. Le rendement thermique, quant à lui, est de 45%.

Les émissions de CO₂ qui ont lieu durant la cogénération sont considérées comme des émissions biogéniques qui ne doivent donc pas être prises en compte. En effet, une quantité équivalente de CO₂ a été consommée par les plantes utilisées pour alimenter l'installation durant leur croissance.

Toute la chaleur produite va être utilisée pour sécher le digestat (y compris la chaleur qui ne provient pas d'un gaz issu de la biométhanisation). Ceci va permettre de valoriser le digestat sous forme d'engrais facilement vendable et exportable. Le séchage du digestat n'est, en général, pas réalisé ou pas entièrement vu la grande consommation d'énergie que cela requiert, soit en moyenne 1000 kWh de chaleur par mètre cube d'eau à évacuer. Il ne s'agit donc pas réellement de valorisation de chaleur puisque si elle n'était pas disponible, le digestat ne serait simplement pas séché. La chaleur ici produite ne permet donc pas de remplacer une autre source de chaleur.

LA COMPOSITION DU DIGESTAT EST RENSEIGNÉE DANS LE

Tableau 21. Lorsqu'il est séché à 99,9%, ce qui est le cas ici, 1173 tonnes de digestat sont produites par an. Ce digestat va être utilisé en remplacement de fertilisants chimiques. Le transport de ce digestat va également être étudié en analyse de sensibilité.

TABLEAU 21: COMPOSITION DU DIGESTAT- DÉCHETS VERTS

Éléments	Composition (en%)
N	6,2
P ₂ O ₅	4,3
K ₂ O	7,3

Toutes ces données vont être ramenées à la production d'un kWh d'électricité. Annuellement, la production d'électricité est de 1.877.200 kWh. La durée de vie de l'installation est également prise en compte (20 ans), en divisant par 20 les quantités nécessaires pour la construction des infrastructures (béton et PET). Les valeurs suivantes (voir Tableau 22) ont donc été utilisées.

TABLEAU 22: PROCÉDÉ DE BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS VERTS – UN KWH D'ÉLECTRICITÉ

Unité de biométhanisation		
Matériaux	Émissions de méthane (CH ₄)	0,00353105 kg
	Béton	5,33E-06 m ³
	PET	7,59E-03 kg
Procédé	Mise en forme du PET par calandrage	7,59E-03 kg
Digestat		
Matériaux	Fertilisant azoté	-38,7 g
	Fertilisant phosphoré	-26,8 g
	Fertilisant au potassium	-45,6 g
Transport du digestat		
Procédé	Transport par tracteur	0,00018 tkm

Les signes négatifs concernant les fertilisants signifient que la production de ces fertilisants chimiques a pu être évitée.

6.2.2. DÉCHETS AGRICOLES [106]

Une autre unité de biométhanisation dimensionnée par la société GreenWatt va être envisagée. Il s'agit, cette fois, de biométhaniser des déchets de ferme. L'unité est dimensionnée pour traiter 1200 t/an d'effluents liquides d'hydrocurage et 1200 t/an d'effluents solides d'hydrocurage. L'hydrocurage

est le lavage à l'eau des étables destinées à des bovins. À cela, il faut rajouter 1000 t/an d'herbe de fauche, 2700 t/an de déchets de tonte de pelouse et 1200 t/an d'inter-cultures. Ces inter-cultures consistent en la production de blé ou d'orge qui est récolté avant d'être à maturation et destiné uniquement à la biométhanisation. Elles permettent également de couvrir le sol entre deux cultures et de piéger l'azote. En l'absence de biométhaniseur d'autres cultures seraient implantées mais, en général, une fois récoltées, elles n'ont plus aucun usage. L'unité de biométhanisation est implémentée sur le site où la majorité des matières premières sont produites, c'est pourquoi le transport des matières premières ne sera pas envisagé.

Le méthaniseur est basé sur le même principe que celui décrit précédemment (6.2.1. Déchets agroalimentaires). La cuve de liquéfaction a, cette fois, une capacité de 250 m³. Elle est également constituée de parois en béton d'une épaisseur de 20 cm avec un radier d'une épaisseur de 25 cm. Sa hauteur est de 6 m. Elle nécessite donc 40 m³ de béton. Un seul biométhaniseur (pour rappel, ce dernier est constitué de 2 cuves de polyester de 7m de haut, 2,5 m de diamètre et d'une épaisseur de 20mm) est nécessaire. Ceci conduit à une consommation de polyester, assimilé à du polyéthylène téréphtalate de 2,6 m³ qui est, à nouveau, mit en forme par calandrage. La cuve de post-digestion, en béton, a une capacité de 1300 m³ et ses autres caractéristiques sont similaires à la cuve de liquéfaction. Elle nécessite 69,5 m³ de béton. Cette installation est à nouveau garantie 10 ans, cependant, sa durée de vie devrait dépasser 20 ans.

Ce biométhaniseur produit 558.000 m³/an de biogaz contenant 55% de méthane. Celui-ci est utilisé en cogénération. Le moteur alimenté a un rendement électrique de 36% et un rendement thermique de 48%. La chaleur ainsi générée est utilisée d'abord pour l'autoconsommation du digesteur. La chaleur excédentaire sera utilisée pour sécher du bois. Cependant, cette activité ne serait pas réalisée en absence de cogénération. C'est pourquoi elle ne sera pas prise en compte dans l'analyse du cycle de vie.

À nouveau, les émissions de dioxyde de carbone résultant de la cogénération ne sont pas prises en compte dans notre ACV puisqu'il s'agit de dioxyde de carbone biogénique.

Le digestat, dont la composition est renseignée dans le Tableau 23, va quant à lui subir une séparation de phase. 4500 t/an de solide à 20% de matière sèche sont obtenues ainsi que 2360 m³/an de liquide. Ce dernier sera stocké dans une cuve de 3000 m³. En supposant qu'elle a les mêmes caractéristiques que la cuve de liquéfaction, il est aisé de calculer la quantité de béton nécessaire à sa réalisation, soit 148 m³ de béton.

Les prédictions prévoient que 80% des substances assimilables par les plantes soient concentrées dans le solide et que les 20% restant se retrouvent dans le liquide. Quel que soit son état physique le digestat sera épandu. Pour calculer le poids de liquide à évacuer, l'hypothèse qu'il a la même densité que l'eau, soit 1000 kg/m³ a été adoptée. Cette hypothèse est crédible vu le faible contenu de matière assimilable qui reste dans la fraction liquide du digestat. Vu le contenu élevé en eau des deux fractions du digestat, le transport de ce digestat pourrait être très pénalisant. C'est pourquoi, une étude de sensibilité sera réalisée concernant la distance de transport.

TABLEAU 23: COMPOSITION DU DIGESTAT - DÉCHETS DE FERME

Éléments	Composition (en T/an)
N	51,7
P ₂ O ₅	28
K ₂ O	78,5

Comme dans les cas précédents, l'unité fonctionnelle choisie est d'un kWh (voir Tableau 24). Annuellement, la production d'électricité devrait s'élever à 1.044.576 kWh.

TABLEAU 24: UNITÉ DE BIOMÉTHANISATION DE FERME - 1 KWH

Unité de biométhanisation		
Matériaux	Perte de méthane (CH ₄)	3,73 gr
	Béton	0,00001 m ³
	PET	1,71 gr
Procédé	Mise en forme du PET par calandrage	1,71 gr
Digestat solide		
Matériaux	Fertilisant azoté	-39,60 gr
	Fertilisant phosphoré	-21,44 gr
	Fertilisant au potassium	-60,12 gr
Digestat liquide		
Matériaux	Fertilisant azoté	-9,90 gr
	Fertilisant phosphoré	-5,36 gr
	Fertilisant au potassium	-15,03 gr
Transport du digestat		
Procédé	Transport par tracteur	0,33 tkm

De nouveau, les signes négatifs dans les catégories fertilisants signifient que les impacts environnementaux liés à leur fabrication sont évités.

6.3. ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Comme pour les panneaux photovoltaïques, la méthode utilisée pour évaluer les impacts environnementaux est la méthode ReCiPe. À nouveau, toutes les catégories d'impact (voir 4.2 La méthode ReCiPe [97-99]) ne sont pas pertinentes dans le cadre de l'analyse du cycle de vie d'une unité de biométhanisation. C'est pourquoi, les impacts suivants n'ont pas été pris en compte :

- Radiations ionisantes : les seules qui pourraient intervenir ici seraient celles liées à l'utilisation d'électricité nucléaire. Cependant, très peu d'électricité est utilisée lors du cycle de vie des unités de biométhanisation. De plus, en l'absence d'accident, elles sont de toute façon, négligeables.
- Les catégories liées à l'occupation du sol, c'est-à-dire, l'occupation du sol en milieu urbain, en milieu agricole ou la transformation de terrains naturels, ne sont pas non plus prises en compte. En effet, aucune culture n'est mise en place spécifiquement pour la biométhanisation qui est réalisée ici puisque seuls des déchets sont utilisés.
- La diminution de la couche d'ozone n'est pas non plus envisagée. En effet, les principaux responsables de cet effet négatif sont les CFC (chlorofluorocarbure) or ils n'interviennent que de manière indirecte dans le cycle de vie d'une unité de biométhanisation.

Les impacts qui sont pris en compte sont donc :

- L'impact du changement climatique sur la santé humaine
- L'impact du changement climatique sur les écosystèmes
- L'acidification terrestre
- L'eutrophisation de l'eau douce
- L'eutrophisation marine
- La toxicité humaine
- La formation des oxydants photochimiques
- La formation de particules
- L'écotoxicité terrestre
- L'écotoxicité d'eau douce

- L'écotoxicité marine
- La diminution des ressources minérales
- La diminution des combustibles fossiles

En ce qui concerne le score unique, la perspective hiérarchique a été utilisée. En effet, celle-ci permet de réaliser un compromis entre les effets à long terme et à court terme. De plus, les effets qu'elle inclut sont basés sur un consensus (voir 4.2.3 Perspectives culturelles). C'est pourquoi il nous a semblé qu'il s'agit de la perspective la plus judicieuse dans le cadre de notre travail.

6.4. ANALYSE D'INCERTITUDES

Simapro permet également de réaliser des calculs d'incertitudes. Ces derniers vont être utilisés pour mettre en évidence l'influence de l'incertitude des données initiales sur le résultat global. De plus, ces analyses seront également utiles lorsque la biométhanisation sera comparée aux éoliennes c'est pourquoi l'analyse d'incertitude sera aussi réalisée pour ces dernières.

Les valeurs standards implémentées dans les bases de données sont utilisées pour ce faire.

6.5. INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS – BIOMÉTHANISATION

6.5.1. DÉCHETS DE MARCHÉ

La caractérisation (Figure 43) met en évidence le rôle très important joué par la valorisation du digestat (en mauve sur la figure). En effet, cela contribue fortement à l'avantage environnemental de la biométhanisation en permettant d'éviter de produire des fertilisants chimiques. Les émissions de méthane (en vert sur la figure) qui ont lieu durant la biométhanisation contribuent aux catégories qui sont liées au changement climatique, soit l'impact du changement climatique sur la santé humaine et sur les écosystèmes. L'infrastructure en béton a une contribution négligeable pour toutes les catégories d'impact alors que l'infrastructure en polyéthylène téréphtalate (en bleu foncé sur la figure) a une contribution non négligeable dans la catégorie de la diminution des ressources en

combustibles fossiles. En effet, ce plastique est fabriqué à partir de produits pétroliers. Le transport du digestat (en bleu clair) a une faible contribution dans toutes les catégories d'impact.

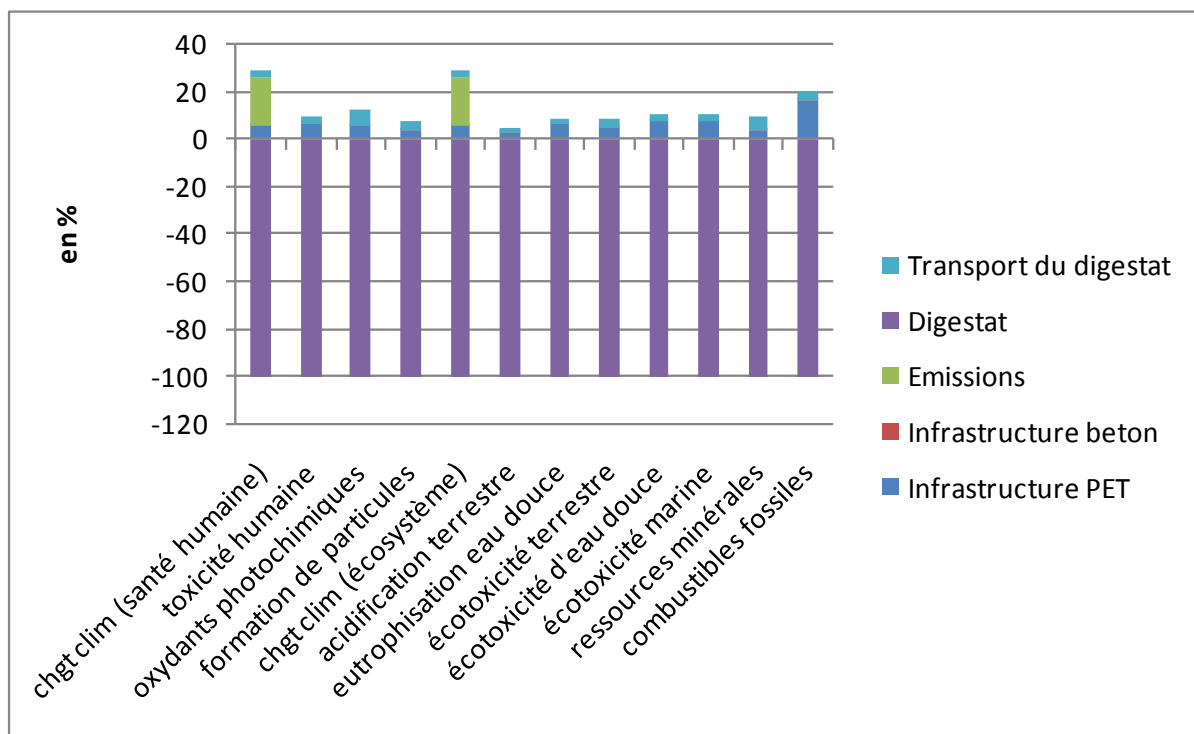


FIGURE 43: CARACTÉRISATION EN POURCENTAGE RELATIF - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ

Les scores obtenus lors de la caractérisation (voir Tableau 25) indiquent que, dans toutes les catégories, la biométhanisation montre un gain environnemental. Comme le montrait la figure précédente (Figure 43), cela est dû au fait que l'utilisation du digestat comme fertilisant permet d'éviter la production d'engrais chimiques. Pour les catégories s'exprimant en DALY, ce sont l'impact du changement climatique sur la santé humaine ainsi que la formation des particules qui bénéficient le plus de l'utilisation de la biométhanisation. L'impact du changement climatique sur les écosystèmes est aussi fortement diminué suite à l'introduction de la biométhanisation. De plus, c'est également le cas pour la diminution des ressources en combustibles fossiles à la seule condition de valoriser le digestat.

TABLEAU 25: CARACTÉRISATION - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ

Catégorie d'impact	Unité	Total
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-4,28E-07
Toxicité humaine	DALY	-6,97E-08
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-4,17E-11
Formation de particules	DALY	-1,79E-07
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-2,42E-09
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,39E-11
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,00E-12
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,79E-12
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-4,44E-13
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,48E-15
Diminution des ressources minérales	\$	-0,002
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,07

Les résultats normalisés (Figure 44) permettent de mettre en évidence ce qui vient d'être dit. Le rôle très important de l'utilisation du digestat (en mauve sur la figure) est de cette manière flagrant. Il est également visible sur cette figure que l'infrastructure a une contribution extrêmement faible dans toutes les catégories d'impact obtenant un score important. Ceci est en accord avec la littérature qui la considérait souvent comme négligeable (voir 2.5 État de l'art). Cependant, normalement, il est préférable de les utiliser uniquement pour réaliser des comparaisons entre différents systèmes. Le score unique (Figure 45) met en évidence le bénéfice environnemental important qui peut être retiré de l'utilisation de la biométhanisation. Cela est entièrement tributaire de l'utilisation du digestat en remplacement de fertilisants chimiques.

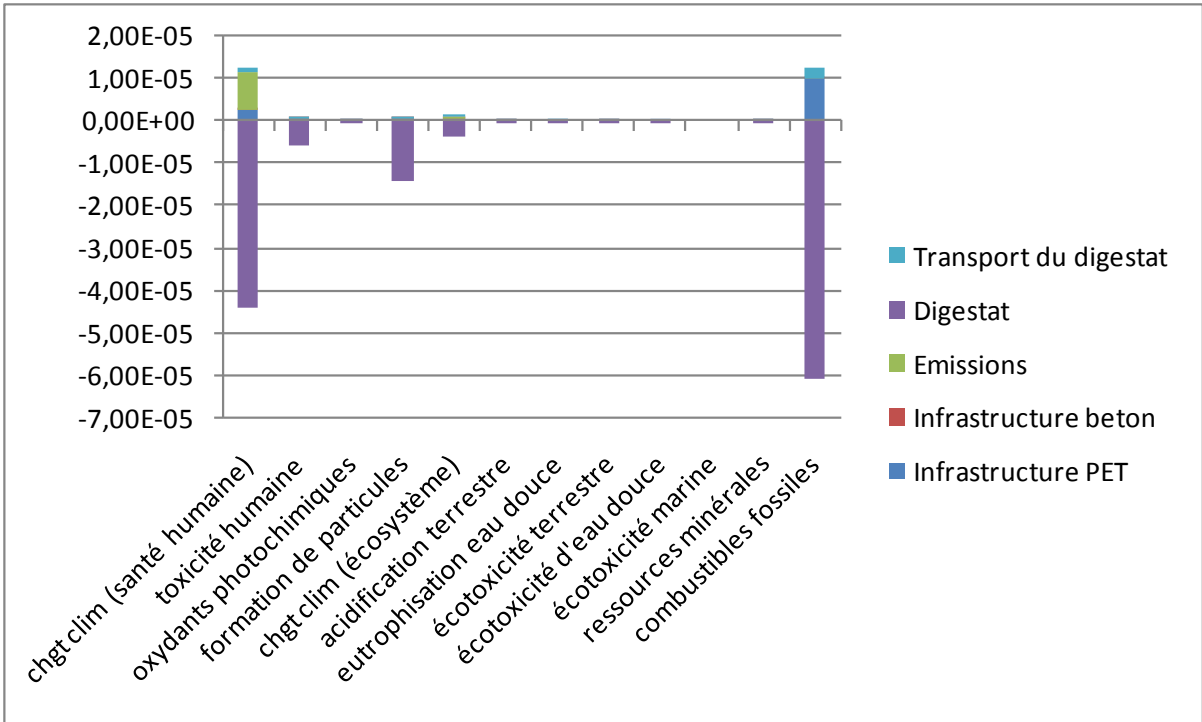


FIGURE 44: NORMALISATION - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ

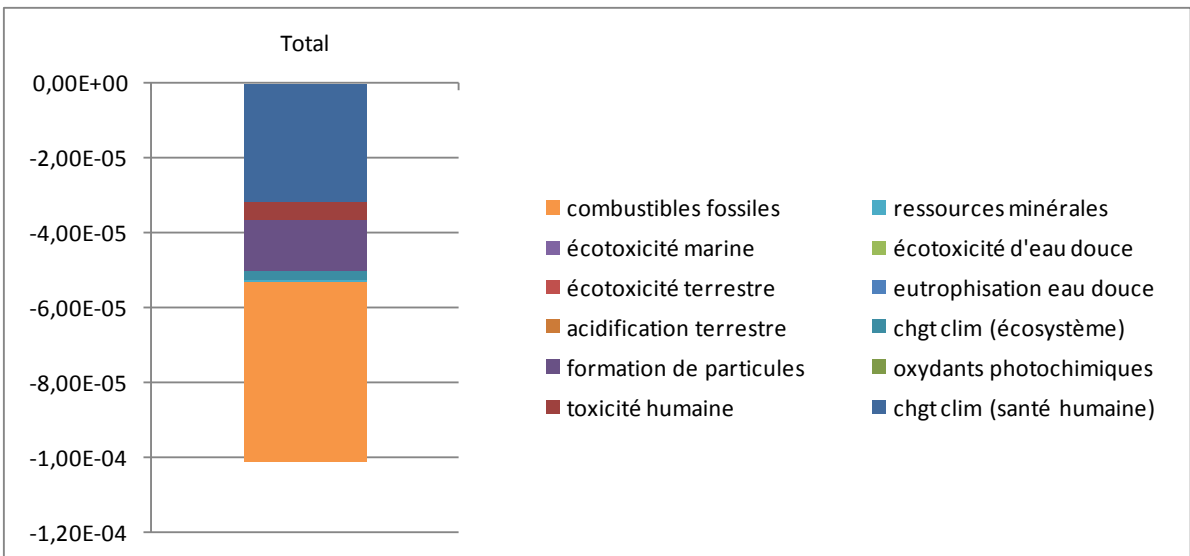


FIGURE 45: SCORES UNIQUE - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ

6.5.2. BIOMÉTHANISATION – DÉCHETS DE FERME

La caractérisation (voir Figure 46) met à nouveau en évidence le rôle important joué par la valorisation du digestat comme fertilisant. De nouveau, il permet d'amener un impact environnemental négatif à cette unité de biométhanisation. Le rôle du digestat liquide (en mauve sur la figure) est moins important que le rôle du digestat solide (en bleu clair sur la figure) car comme il

est signalé dans le paragraphe 6.2.2 Déchets agricoles [106], le digestat solide contient 80% des éléments fertilisants. Le transport du digestat (en orange sur la figure) a un impact non négligeable sur toutes les catégories d'impact. Cela est lié à son contenu élevé en eau qui induit un poids important à déplacer. Les contributions des infrastructures en béton mais également en PET sont négligeables. Les émissions de méthane (en vert sur la figure) ont un impact non négligeable uniquement sur les catégories liées au changement climatique, c'est-à-dire, l'impact du changement climatique sur la santé humaine et sur les écosystèmes. Cela est aisément compréhensible puisque le méthane est un gaz qui contribue de manière importante à l'effet de serre (24 fois plus que le dioxyde de carbone).

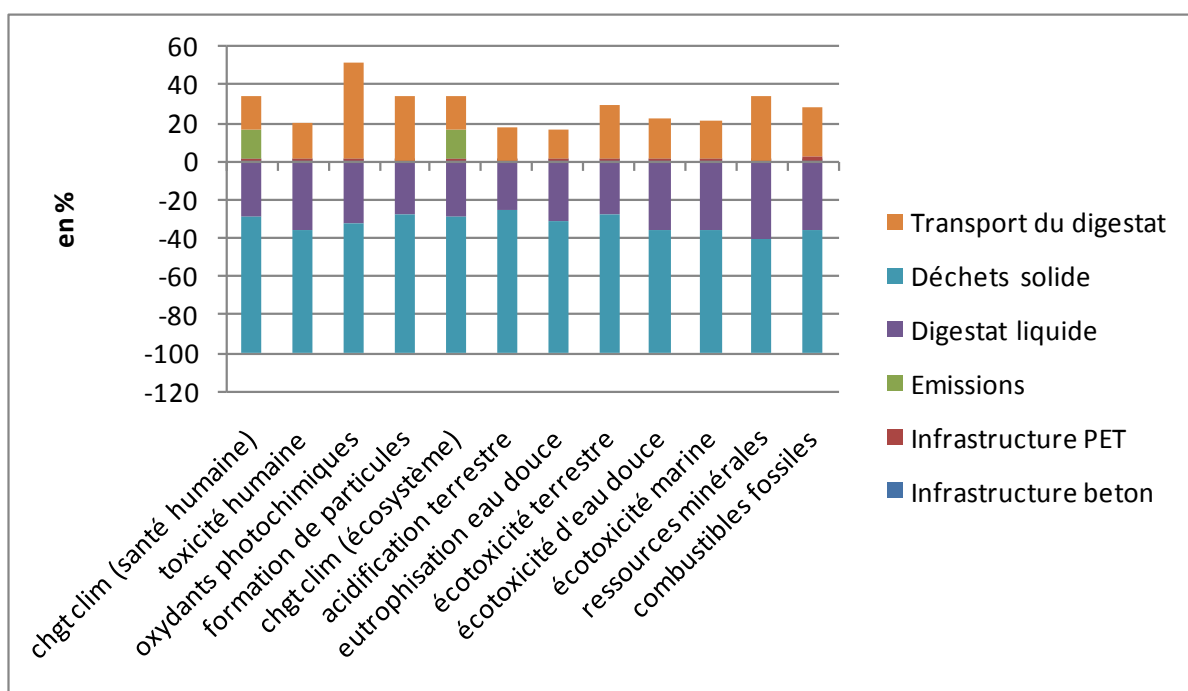


FIGURE 46: CARACTÉRISATION EN POURCENTAGE RELATIF - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME

La biométhanisation a, dans la caractérisation (voir Tableau 26), dans toutes les catégories d'impact, une contribution négative, ce qui signifie qu'elle permet de réduire l'impact environnemental pour toutes les catégories. Ceci s'explique par le bénéfice tiré par le remplacement des fertilisants chimiques par le digestat (voir Figure 46). La catégorie concernant la diminution des ressources en combustibles fossiles voit son impact particulièrement diminué grâce à l'utilisation de la biométhanisation. En effet, la production d'engrais chimiques est très énergivore et requiert donc une grande quantité de combustibles fossiles. Logiquement, la non utilisation de combustibles fossiles comme source d'énergie va avoir un impact positif sur les catégories liées au changement climatique. C'est pourquoi la catégorie impact du changement climatique sur les écosystèmes voit son score fortement diminuer vis-à-vis des autres catégories liées aux écosystèmes. Ceci est

également le cas pour l'impact du changement climatique sur la santé humaine. De plus, la formation de particules voit également son impact fortement diminué.

TABLEAU 26: SCORES CARACTÉRISÉS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME

Catégorie d'impact	Unité	Score caractérisé
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-5,60E-07
Toxicité humaine	DALY	-9,21E-08
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-3,30E-11
Formation de particules	DALY	-1,63E-07
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-3,17E-09
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,51E-11
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,93E-12
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,75E-12
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-5,62E-13
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,91E-15
Diminution des ressources minérales	\$	-0,0025
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,5

La normalisation (voir Figure 47) va permettre de mettre en évidence ce qui vient d'être explicité ainsi que la contribution très importante de l'utilisation du digestat et la contribution non négligeable du transport du digestat. À nouveau, les infrastructures ont une contribution très faible ce qui est bien en accord avec la littérature (2.5 État de l'art).

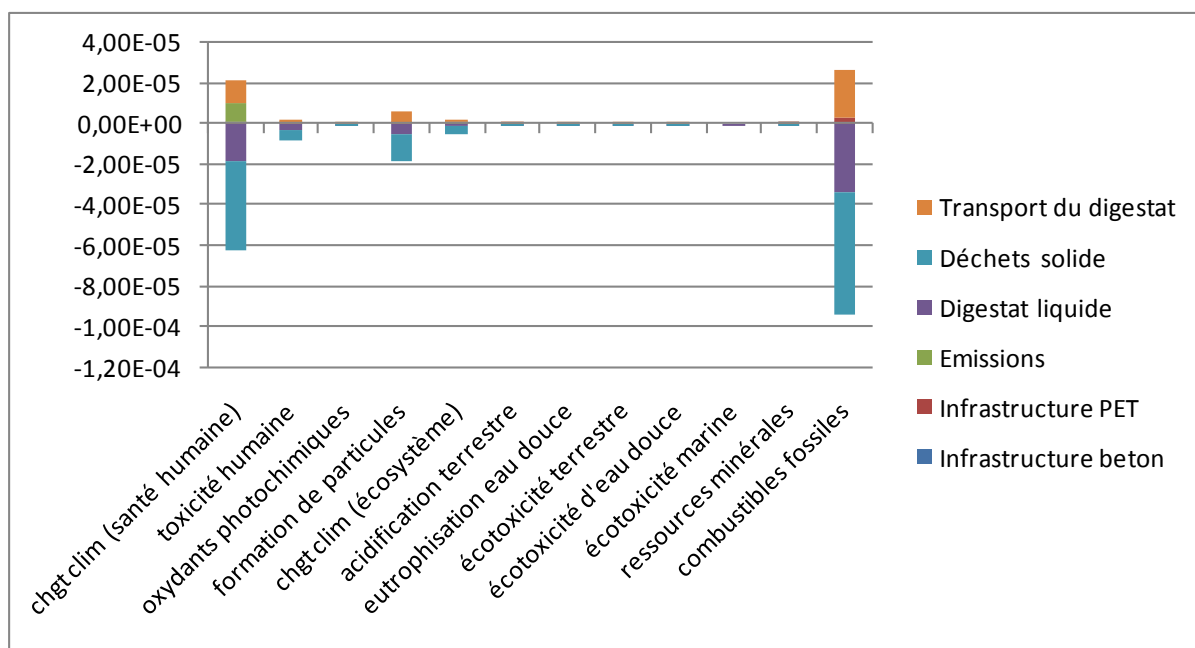


FIGURE 47: SCORE NORMALISÉ- BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME

Le score unique (Figure 48) montre à nouveau le bénéfice environnemental important qui peut être tiré de l'utilisation de la biométhanisation. Cependant, cela est fortement conditionné par l'utilisation du digestat en remplacement de fertilisants chimiques. Il faut donc s'assurer que les dispositions législatives permettent cet usage.

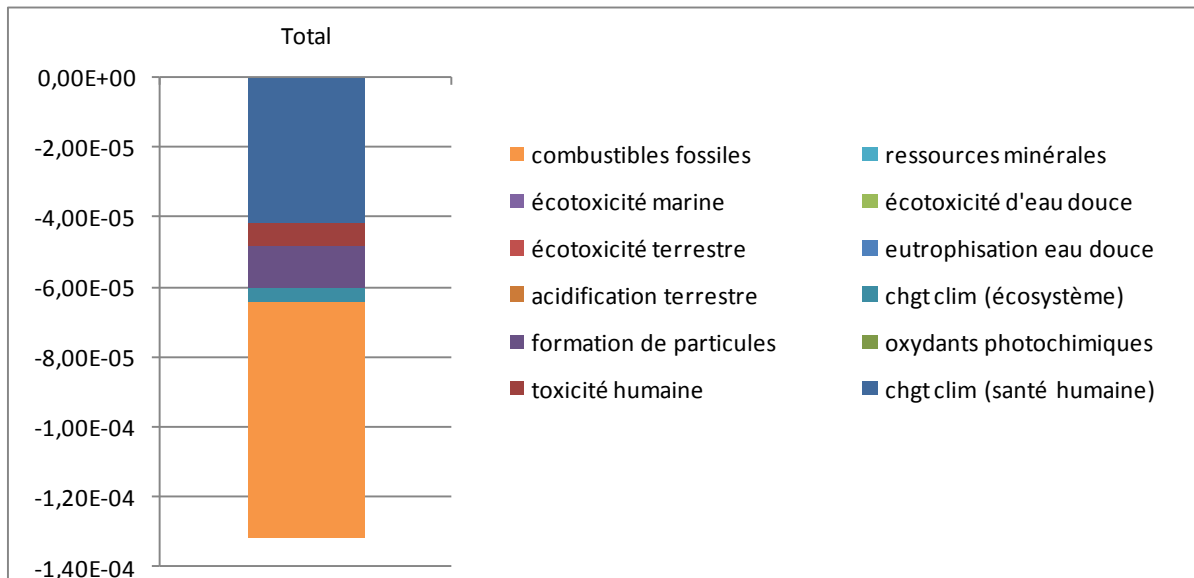


FIGURE 48: SCORE UNIQUE - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME

6.5.3. COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ ET DE DÉCHETS DE FERME

Les deux cas envisagés précédemment vont maintenant être comparés entre eux.

Tout d'abord, les caractérisations (voir Figure 43 et Figure 46) mettent toutes deux en évidence la contribution très importante du digestat. Dans le cas des déchets de ferme, le transport du digestat a une contribution beaucoup plus importante. Cela est simplement dû au fait que, dans le cas des déchets de marché, le digestat est séché avant d'être transporté ce qui réduit fortement la quantité de matière à transporter et donc cela diminue l'impact du transport.

Par contre, dans le cas des déchets de marché, la contribution de l'infrastructure en PET est plus importante. Deux choses expliquent cela : d'abord, dans ce cas, l'installation comprend 4 biométhaniseurs alors que, dans le cas des déchets de ferme, seul un biométhaniseur est utilisé ; de plus, les déchets de marché ont un rendement de biométhanisation plus faible, ce qui signifie que malgré une installation plus importante, ils permettent seulement de produire 1,7 fois plus de méthane. Le meilleur rendement électrique du moteur utilisé en cogénération pour les déchets de marché (38% contre 36% pour le moteur utilisé pour les déchets de ferme) ne permet pas de compenser cette différence de rendement lors de la biométhanisation.

Globalement, la biométhanisation de déchets de ferme permet une plus grande réduction de l'impact environnemental (voir Tableau 27). En effet, une réduction de plus de 20% est observée dans plusieurs catégories : diminution des ressources en combustibles fossiles (40%), toxicité humaine (32%) impact du changement climatique sur la santé humaine (31%) et sur les écosystèmes (31%), écotoxicité marine (29%) et d'eau douce (27%). Seules les catégories formation d'oxydants photochimiques et formation de particules sont en défaveur de la biométhanisation de déchets de ferme.

TABLEAU 27: COMPARAISON DES SCORES PONDÉRÉS: BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS VERTS ET BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ (CAS DE BASE)

Catégorie d'impact	Unité	Déchets de marché	Déchets de ferme	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-4,28E-07	-5,60E-07	31
Toxicité humaine	DALY	-6,97E-08	-9,21E-08	32
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-4,17E-11	-3,30E-11	-21
Formation de particules	DALY	-1,79E-07	-1,63E-07	-9
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-2,42E-09	-3,17E-09	31
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,39E-11	-1,51E-11	7
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,00E-12	-5,93E-12	17
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,79E-12	-4,75E-12	-1
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-4,44E-13	-5,62E-13	27
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,48E-15	-1,91E-15	29
Diminution des ressources minérales	\$	-0,002	-0,002	21
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,071	-1,495	40

Une comparaison par normalisation nous permet de tirer les mêmes conclusions (voir Figure 49). Le très bon score de la biométhanisation de déchets de ferme s'explique par la quantité plus importante de fertilisants qui peuvent être remplacés par le digestat. Cela est principalement lié au contenu en nutriments dans la matière première. Les deux catégories où la biométhanisation de déchets de ferme n'est pas la plus favorable sont liées à la contribution du transport qui est plus importante pour les déchets de ferme vu qu'ils ne sont pas séchés préalablement.

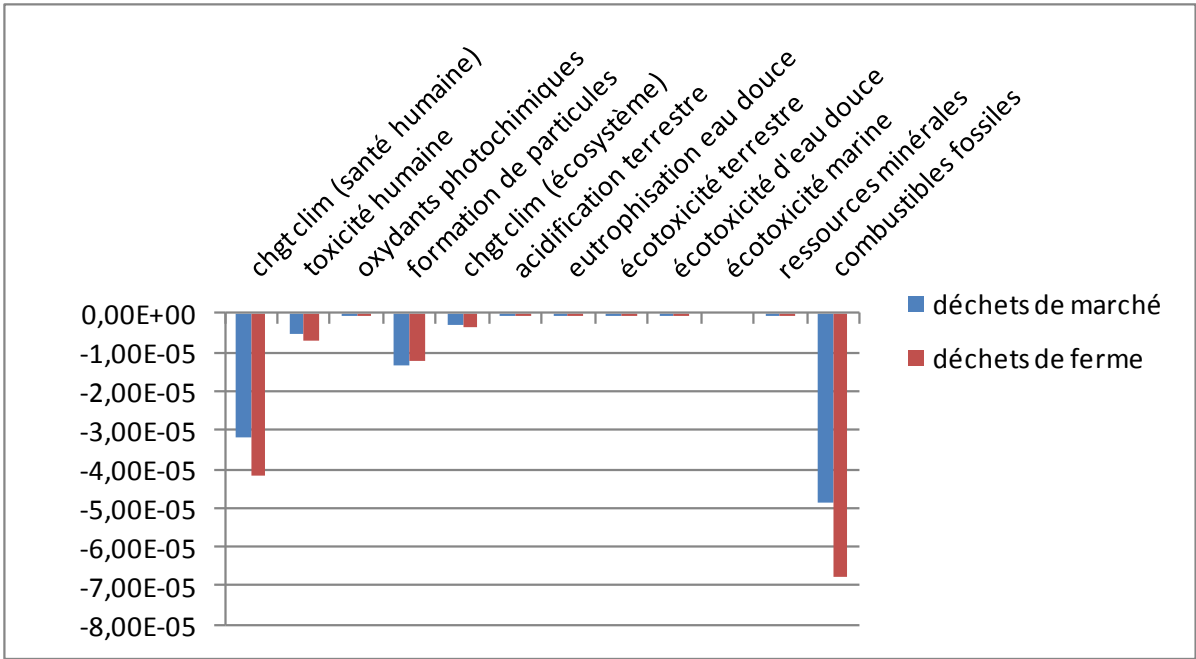


FIGURE 49: SCORES NORMALISÉS COMPARAISON ENTRE LA BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ ET DE DÉCHETS DE FERME

Le score unique (Figure 50) montre que, globalement, c'est bien la biométhanisation de déchets de ferme qui permet le plus grand bénéfice environnemental.

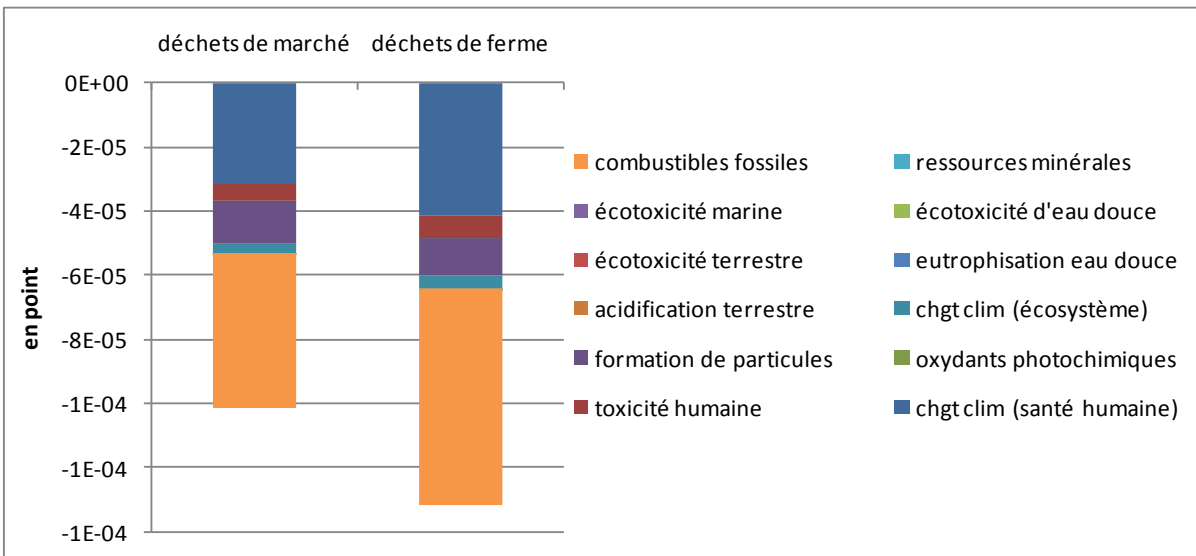


FIGURE 50: SCORE UNIQUE : COMPARAISON ENTRE LA BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ ET DE DÉCHETS DE FERME

6.5.4. CONCLUSIONS

Les deux cas étudiés ci-dessus ont mis en évidence que la biométhanisation permet de réaliser un bénéfice environnemental important. Le paramètre qui semble le plus critique est l'utilisation du digestat comme fertilisant.

En effet, dans le cas de la biométhanisation de déchets de ferme, le bénéfice environnemental est plus important que dans le cas de la biométhanisation de déchets de marché car le digestat produit permet un évitement plus important du recours aux engrais chimiques alors même que, dans ce cas, le digestat n'est pas séché et que donc son transport est plus pénalisant.

Les directives environnementales quant à l'utilisation du digestat en agriculture auront donc un impact très important sur le bénéfice environnemental tiré de la biométhanisation.

6.6. ÉTUDE DE SENSIBILITÉ

Des analyses de sensibilité, concernant les paramètres présentant les plus grandes incertitudes, vont être réalisées. Voici les différents cas qui vont être envisagés :

- Variation du substrat utilisé. Un cas basé sur la littérature, où du lisier de vaches et de porcs est biométhanisé, va être étudié. Dans ce cas, les différentes émissions ayant lieu pendant le processus de biométhanisation sont prises en compte, alors que l'infrastructure est négligée. En effet, de nombreux auteurs [66, 83, 84] estiment que les émissions ont un impact très important sur les résultats environnementaux de la biométhanisation. La description détaillée de ce processus va être réalisée plus loin (6.6.1.1 biométhanisation de lisier).
- La distance de transport du digestat. Plusieurs distances de transport pour le digestat vont être envisagées. Plusieurs auteurs affirment que ce paramètre est critique [62, 80, 83]. De plus, dans le cas de la biométhanisation de déchets de ferme, le contenu élevé en eau du digestat rend son transport plus pénalisant.
- Pour la biométhanisation de déchets de ferme, l'impact de l'utilisation ou non du digestat liquide comme fertilisant va être envisagé. En effet, vu son contenu très élevé en eau et son transport peu aisé, il n'est pas garanti qu'il puisse être utilisé en remplacement de fertilisant chimique.
- L'impact de la méthode d'analyse va également être étudié. Initialement, une méthode EndPoint a été utilisée, c'est-à-dire, une méthode orientée dommages. Ceci signifie qu'elle regroupe les impacts en fonction des résultats aussi loin que possible dans la chaîne de cause à effet. Ensuite, une méthode MidPoint sera utilisée, soit une méthode orientée problème qui s'attache à caractériser l'impact de premier ordre.

6.6.1. ANALYSE DE SENSIBILITÉ – SCÉNARIOS

6.6.1.1. BIOMÉTHANISATION DE LISIER

- *Description du procédé*

Le procédé qui va être envisagé utilise du lisier comme matière première. Des données issues de la littérature vont être employées. Les articles [59, 66, 83, 84] vont être utilisés pour la partie concernant l'unité de biométhanisation en elle-même, ses rendements, etc. L'article de Börjesson [66] va être employé pour toute la partie qui concerne les émissions durant les différentes étapes de la biométhanisation. Enfin, des rendements moyens sont également utilisés pour les moteurs réalisant la cogénération [62, 63, 65, 74]. Toutes les données vont être ramenées à une unité fonctionnelle d'un kWh d'électricité produite. La quantité de chaleur récupérable va également être calculée.

Le fumier utilisé provient de cochons et de vaches. Il contient seulement 8% de matière sèche. La distance de transport entre la ferme et l'unité de biométhanisation est de 20 km en moyenne. De cette manière, il est envisageable que plusieurs fermes alimentent le même digesteur. Le transport est effectué par tracteur.

Ensuite, la matière première alimente le biométhaniseur. Cependant, peu d'informations sont disponibles sur la configuration de ce dernier, c'est pourquoi, dans ce cas, il ne sera pas possible de tenir compte de la contribution de l'infrastructure. Les auteurs considèrent d'ailleurs cette dernière comme négligeable vis-à-vis des diverses émissions qui ont lieu pendant la biométhanisation suite à des pertes incontrôlées. Le rendement de l'installation en biogaz est de 7,75 MJ par tonne de matière sèche.

Le biogaz produit est ensuite envoyé dans un moteur de cogénération. Ce dernier a un rendement électrique de 36% et un rendement thermique de 49%. Une partie de l'électricité ainsi produite va être réutilisée dans le procédé lui-même, en moyenne 10,37 kWh d'électricité par tonne de matière première. Au vu de ces diverses données, il est aisément calculable qu'il faut $2,2 \cdot 10^{-2}$ tonne de matière première pour produire un kWh d'énergie électrique.

En ce qui concerne la chaleur, une partie de celle-ci va également être utilisée pour le fonctionnement du digesteur soit en moyenne 42,13 kWh de chaleur par tonne de matière première. Il reste donc un maximum de 0,75 kWh de chaleur utilisable par kWh électrique produit. Cependant, il n'y a pas toujours d'utilisation de chaleur présente sur le site de biométhanisation ; c'est pourquoi le cas le plus défavorable, où aucune valorisation de la chaleur n'est prise en compte, va être envisagé.

En ce qui concerne le digestat, il est renvoyé dans la ferme initiale. Les pertes de poids entre les matières premières et le digestat sont considérées comme négligeables donc une quantité de

digestat équivalente à celle de la matière première entrante est renvoyée, de nouveau par tracteur, à la ferme, à une distance moyenne de 20 km. La composition du digestat est donnée dans le Tableau 28. Plusieurs hypothèses seront étudiées quant à la possible valorisation de ce digestat :

- Dans le premier cas, le digestat est utilisé en remplacement d'engrais. De l'énergie est dépensée pour l'acheminer de l'unité de biométhanisation à la ferme mais, en contre partie, des gains environnementaux seront réalisés suite à l'évitement de la production de fertilisant. Plusieurs études [67] ont été réalisées sur le sujet et l'utilisation du digestat en agriculture semble très intéressante (voir 2.1.4 Les différents usages du digestat).
- Dans le second cas envisagé, le digestat est considéré comme un déchet, cela signifie que de l'énergie est dépensée pour l'acheminer de l'unité de biométhanisation à la ferme et qu'aucun bénéfice n'est tiré de son épandage.

TABLEAU 28: COMPOSITION DU DIGESTAT - LISIER

Éléments	Éléments nutritifs (en kg) contenu dans le digestat pour la génération d'un kWh d'électricité
N	0,401
P ₂ O ₅	0,14
K ₂ O ₅	0,19

Grace aux calculs précédents, il a été possible de rapporter les différentes émissions enregistrées lors de la biométhanisation ainsi que la distance de transport pour la production d'un kWh et les données suivantes ont pu être encodées dans le logiciel Simapro (voir Tableau 29).

TABLEAU 29: UNITÉ DE BIOMÉTHANISATION DE LISIER - 1 KWH

Transport de la matière première	
Par tracteur	0,44 tkm
Biométhanisation – Émissions	
CO ₂	68,68 g
CO	0,065 g
NO ₂	0,267 g
SO ₂	0,012 g
Hydrocarbures aliphatiques et alcanes	0,023 g
CH ₄	0,022 g

Particules	0,010 g
Digestat – Émissions	
CO ₂	34,88 g
CO	0,03 g
NO ₂	0,31 g
SO ₂	0,01 g
Hydrocarbures aliphatiques et alcanes	0,01 g
Particules	0,005 g
Digestat- Transport	
Par tracteur	0,44 tkm

- Application de la méthodologie ACV

La caractérisation (Figure 51) met à nouveau en évidence le rôle très important tenu par l'utilisation de digestat comme fertilisant (en bleu clair sur la figure) qui apporte un bénéfice environnemental très important. Son chargement, son transport (en vert sur la figure) et son épandage (en mauve sur la figure) ont des impacts non négligeables sur la catégorie formation d'oxydants photochimiques. L'impact du transport du lisier (en bleu foncé sur la figure) est plus faible mais néanmoins non négligeable pour cette même catégorie. Par contre, l'impact des émissions ayant lieu durant la biométhanisation semble négligeable, et ce dans toutes les catégories d'impact.

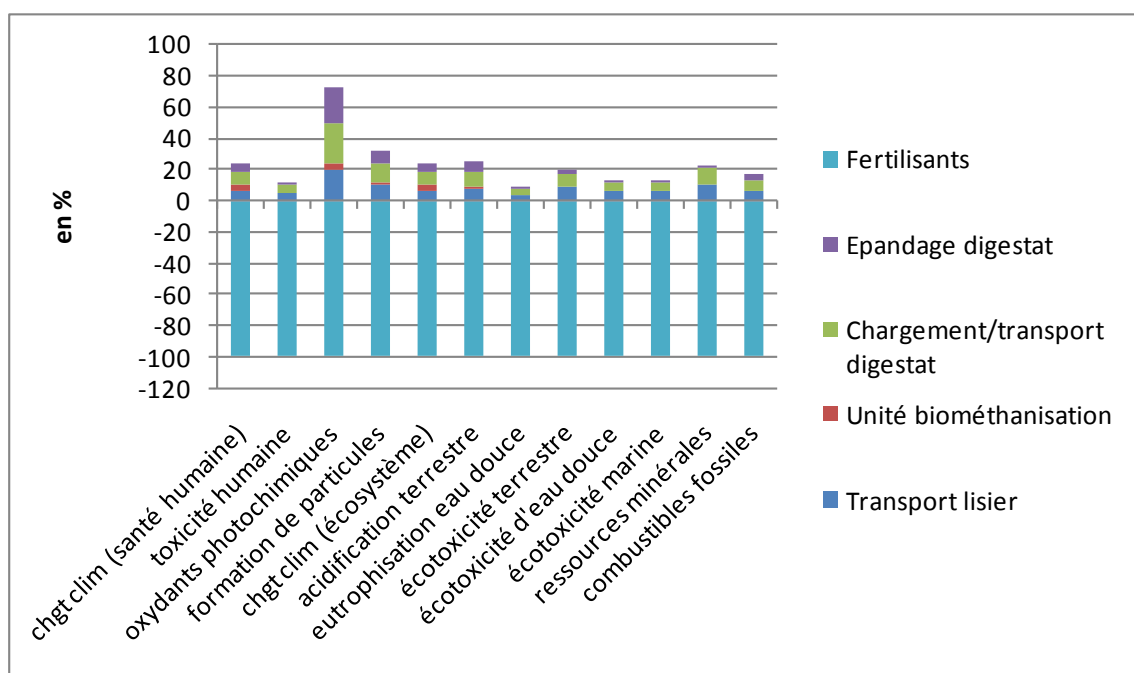


FIGURE 51: CARACTÉRISATION EN POURCENTAGE RELATIF : BIOMÉTHANISATION DE LISIER

Les scores caractérisés (Tableau 30) sont tous négatifs. Ce qui montre une fois de plus le bénéfice environnemental lié à la biométhanisation. Ceci est d'autant plus vrai pour la catégorie diminution des ressources en combustibles fossiles. Ceci s'explique à nouveau par l'utilisation du digestat à la place de fertilisant chimique dont la fabrication est très grande consommatrice de ressources fossiles. Les catégories liées au changement climatique ressentent fort logiquement un bénéfice important. Il s'agit des catégories « impacts du changements climatiques sur la santé humaine » qui a le meilleur bénéfice pour les catégories dont le score s'expriment en DALY, et la catégorie « impact du changement climatique sur les écosystèmes » qui a également le meilleur score dans la catégorie des impacts sur les écosystèmes, s'exprimant en espèces.an.

TABLEAU 30: SCORES CARACTÉRISÉS - BIOMÉTHANISATION DE LISIER

Catégorie d'impact	Unité	Total
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-2,15E-06
Toxicité humaine	DALY	-4,89E-07
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-6,17E-11
Formation de particules	DALY	-7,56E-07
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-1,22E-08
Acidification terrestre	Espèces.an	-4,42E-11
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-3,38E-11
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-2,53E-11
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-3,09E-12
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,03E-14
Diminution des ressources minérales	\$	-0,01
Diminution des combustibles fossiles	\$	-9,72

- *Comparaison avec la biométhanisation de déchets de ferme*

Ces deux types de biométhanisation sont fort semblables puisqu'elles s'adressent toutes deux à des déchets issus de l'élevage. Cependant, dans le cas de la biométhanisation de lisier, les émissions sont prises en compte alors que la contribution de l'infrastructure est négligée. C'est l'inverse dans le cas de la biométhanisation de déchets de ferme où seules les émissions de méthane sont considérées.

Dans les deux cas, les caractérisations (voir Figure 46 et Figure 51) avaient mis en évidence le rôle important joué par l'utilisation du digestat comme fertilisant. De plus, les opérations liées au transport du digestat montrent dans les deux cas des contributions non négligeables. Par contre, seules les émissions lors de la biométhanisation de déchets de ferme (il s'agit dans ce cas uniquement d'émissions de méthane) semblent avoir une contribution environnementale non

négligeable alors que les émissions lors de la biométhanisation de lisier ont une contribution très faible.

Comme les scores caractérisés (Tableau 31) le mettent en évidence, la biométhanisation sur base de lisier apporte toujours un bénéfice environnemental supérieur en moyenne de 300%. Ceci est dû à la plus grande quantité de digestat produite par ce procédé. Les scores normalisés (Figure 52) mettent en évidence ce qui vient d'être discuté.

TABLEAU 31: SCORES CARACTÉRISÉS - COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE LISIER ET DE DÉCHETS DE FERME (CAS DE BASE)

Catégorie d'impact	Unité	Déchets de ferme	Lisier	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-5,60E-07	-2,15E-06	283
Toxicité humaine	DALY	-9,21E-08	-4,89E-07	431
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-3,30E-11	-6,17E-11	87
Formation de particules	DALY	-1,63E-07	-7,56E-07	364
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-3,17E-09	-1,22E-08	284
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,51E-11	-4,42E-11	193
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,93E-12	-3,38E-11	471
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,75E-12	-2,53E-11	432
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-5,62E-13	-3,09E-12	451
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,91E-15	-1,03E-14	439
Diminution des ressources minérales	§	-0,002	-0,01	414
Diminution des combustibles fossiles	§	-1,495	-9,72	550

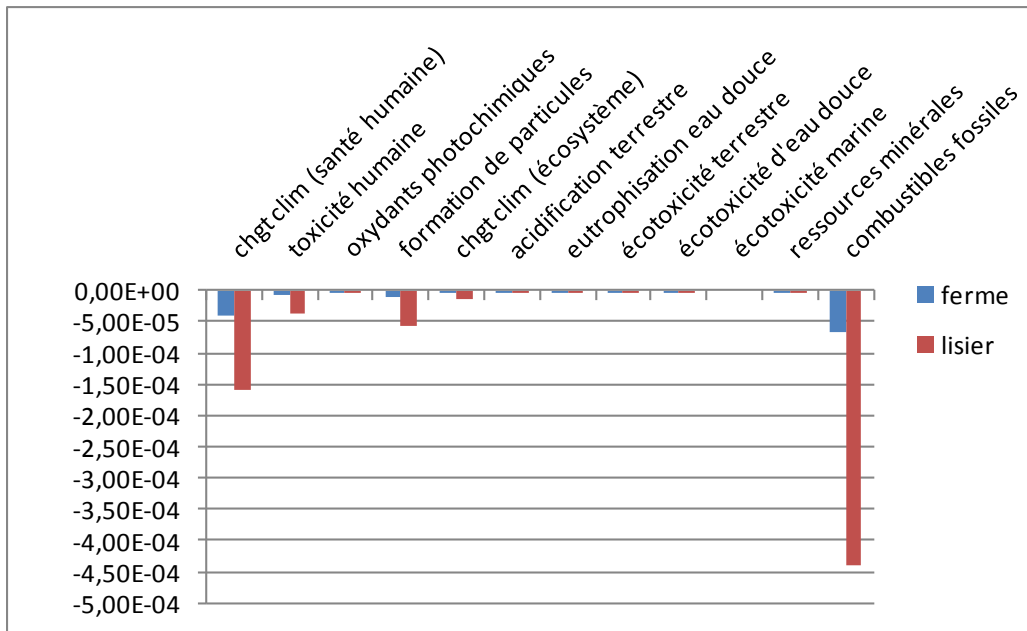


FIGURE 52 : SCORES NORMALISÉS: COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME ET DE LISIER

Le score unique (Figure 53) met en évidence le bénéfice environnemental nettement plus important retiré si l'installation de biométhanisation de déchets de lisier est utilisée. Toutefois, cela est surtout lié à la quantité, nettement plus importante, de digestat utilisée en remplacement chimique qui en est retirée. En effet, comme le montre le Tableau 32, le contenu en matière nutritive est plus de 80% plus grand lorsque la biométhanisation de lisier est réalisée.

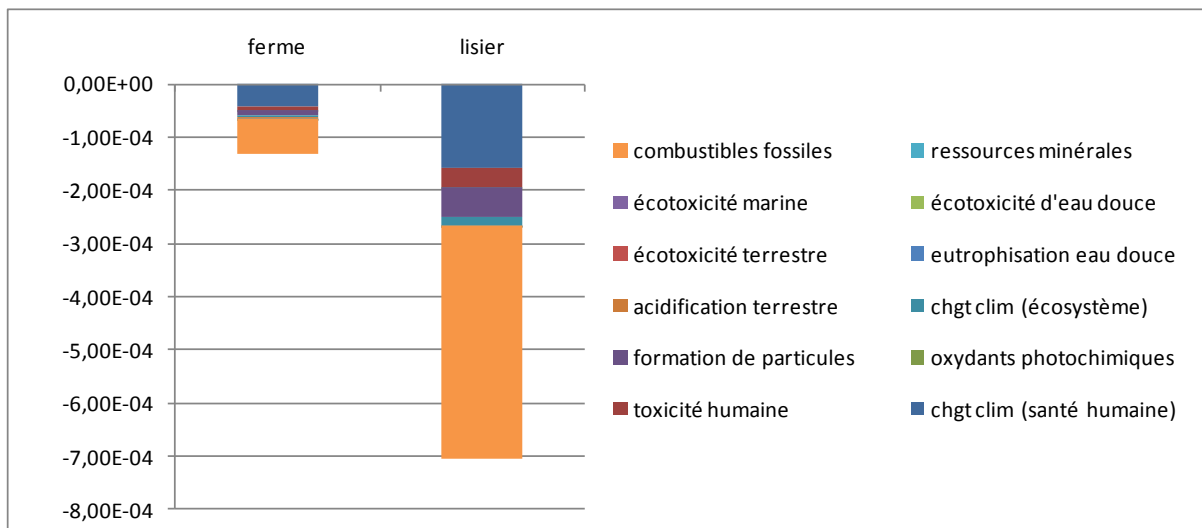


FIGURE 53: SCORE UNIQUE: COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE LISIER ET DE DÉCHETS DE FERME

TABLEAU 32: COMPARAISON DE LA QUANTITÉ DE MATIÈRE PRODUITE POUR L'UNITÉ DE BIOMÉTHANISATION BASÉE SUR LE LISIER ET CELLE BASÉE SUR LES DÉCHETS DE FERME

Éléments	Éléments nutritifs (en kg) contenu dans le digestat pour la génération d'1kWh d'électricité		% de variation
	Lisier	Déchets de ferme	
N	0,401	0,049	88
P ₂ O ₅	0,14	0,027	81
K ₂ O	0,19	0,075	61

Cette analyse met de nouveau en évidence le rôle très important lié à l'utilisation du digestat comme fertilisant. Les deux procédés vont maintenant être comparés en ne tenant plus compte de l'utilisation du digestat comme fertilisant.

- *Comparaison avec la biométhanisation de déchets de ferme – digestat non utilisé*

Le digestat va maintenant être envisagé comme un déchet et non comme un sous-produit valorisable. Seul son transport hors de l'unité de biométhanisation va être envisagé. Le but est de mettre en évidence l'importance de la contribution des émissions lors de la biométhanisation vis-à-vis de l'infrastructure.

Les scores caractérisés (Tableau 33), montre dans ce cas que c'est la biométhanisation de ferme qui a l'impact environnemental le plus faible. Les deux catégories où les différences d'impact sont moindres sont liées au changement climatique, il s'agit de l'impact du changement climatique sur la santé humaine et de son impact sur les écosystèmes. Dans les autres catégories, les scores de la biométhanisation de lisier est en moyenne 150% plus élevé.

TABLEAU 33: SCORES CARACTÉRISÉS: COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE LISIER ET DE DÉCHETS DE FERMES (CAS DE BASE) - NON PRISE EN COMPTE DU DIGESTAT

Catégorie d'impact	Unité	Ferme	Lisier	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	2,84E-07	5,10E-07	79
Toxicité humaine	DALY	2,28E-08	5,89E-08	158
Formation des oxydants photochimiques	DALY	3,45E-11	1,12E-10	226
Formation de particules	DALY	8,53E-08	2,63E-07	208
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	1,61E-09	2,89E-09	79
Acidification terrestre	Espèces.an	3,39E-12	1,07E-11	216
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	1,16E-12	2,95E-12	154
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	2,01E-12	5,50E-12	174
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	1,63E-13	4,23E-13	160
Écotoxicité marine	Espèces.an	5,33E-16	1,39E-15	160
Diminution des ressources minérales	\$	0,001	3,51E-03	168
Diminution des combustibles fossiles	\$	0,59	1,57E+00	165

Le score unique (Figure 54) met bien en évidence l'avantage du procédé de biométhanisation de déchets de ferme vis-à-vis du lisier. Son score total est deux fois plus faible. Toutes les catégories d'impact significatives sont modifiées. L'influence des catégories formation de particules (en mauve sur la figure) et diminution des ressources en combustibles fossiles (en orange) est très importante. L'influence de l'impact du changement climatique sur la santé humaine (en bleu) est également non négligeable.

L'explication est liée au transport. En effet, dans le cas de la biométhanisation de lisier, le transport de la matière première et du digestat conduit à un transport de 0,88 tkm pour la production d'un kWh d'électricité alors que, dans le cas de la biométhanisation de déchets de ferme, seul le digestat est transporté ce qui conduit à un transport de 0,33 tkm. Or le transport est très consommateur de combustibles fossiles. De plus cela à un impact sur le changement climatique et de nombreuses particules sont émises lors d'un transport par tracteur. C'est pourquoi, le score de la biométhanisation de lisier est plus important dans toutes ces catégories.

Ceci nous incite à penser que le transport est un paramètre très important. C'est pourquoi, une étude de sensibilité concernant la distance de transport sera réalisée plus loin (6.6.1.2 Distance de transport du digestat)

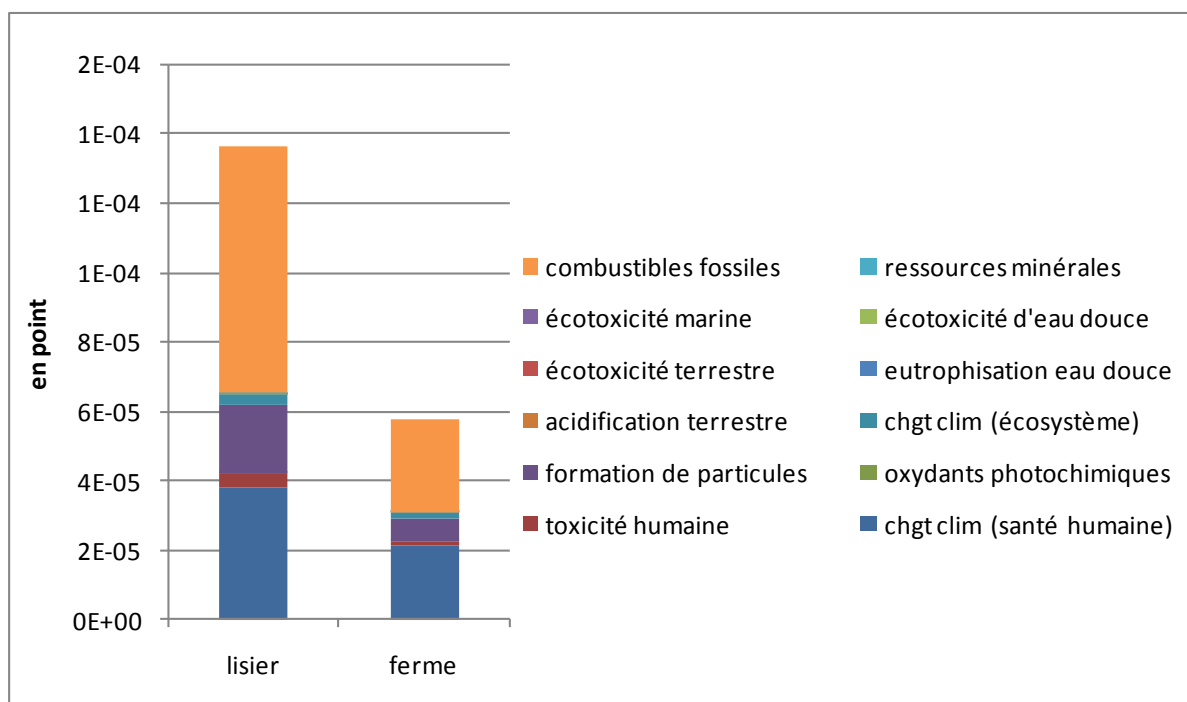


FIGURE 54 : SCORE UNIQUE: COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE LISIER ET DE DÉCHETS DE FERME - UTILISATION DU DIGESTAT NON PRISE EN COMPTE

6.6.1.2. DISTANCE DE TRANSPORT DU DIGESTAT

Dans cette partie, nous allons étudier l'impact de la distance de transport du digestat sur les résultats de la biométhanisation. Les deux procédés envisagés comme cas de base vont être étudiés. L'étude de sensibilité va être réalisée en considérant des distances de transport de 0, 50 km (cas de base) et 250 km.

- *Biométhanisation* de déchets de marché

Dans ce cas, l'impact de la distance de transport peut sembler a priori peu important puisque le digestat est séché avant d'être transporté. Le poids à transporter est donc faible. Cette étude de sensibilité va donc permettre de déterminer s'il y a un intérêt environnemental à sécher le digestat. Cependant, dans le cas envisagé ici, la chaleur utilisée pour le séchage du digestat n'a pas d'impact environnemental puisqu'elle serait perdue si le séchage n'était pas réalisé.

Comme le montrent les scores caractérisés (Tableau 34), dans toutes les catégories, l'augmentation de la distance de transport du digestat induit une diminution du bénéfice environnemental de la biométhanisation. Cependant, l'influence de la distance de transport est variable selon les catégories

d'impact considérées. En effet, l'influence sur la formation des oxydants photochimiques et sur la diminution des ressources minérales est très élevée. En effet, le transport par tracteur conduit à de fortes émissions de particules lors de la combustion du carburant. Cependant, ces catégories ont un impact faible.

TABLEAU 34 : SCORES CARACTÉRISÉS - ÉTUDE DE SENSIBILITÉ DE LA DISTANCE DE TRANSPORT DU DIGESTAT (0 ET 250 KM COMPARÉS AU CAS DE BASE DE 50 KM)

Catégorie d'impact	Unité	Transport de 50 km	Sans transport	% de variation	Transport 250 km	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-4,28E-07	-4,41E-07	3	-3,74E-07	-13
Toxicité humaine	DALY	-6,97E-08	-7,17E-08	3	-6,15E-08	-12
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-4,17E-11	-4,49E-11	8	-2,89E-11	-31
Formation de particules	DALY	-1,79E-07	-1,87E-07	4	-1,47E-07	-18
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces. an	-2,42E-09	-2,50E-09	3	-2,12E-09	-13
Acidification terrestre	Espèces. an	-1,39E-11	-1,42E-11	2	-1,26E-11	-9
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces. an	-5,00E-12	-5,10E-12	2	-4,59E-12	-8
Écotoxicité terrestre	Espèces. an	-4,79E-12	-4,98E-12	4	-4,05E-12	-15
Écotoxicité d'eau douce	Espèces. an	-4,44E-13	-4,59E-13	3	-3,86E-13	-13
Écotoxicité marine	Espèces. an	-1,48E-15	-1,53E-15	3	-1,29E-15	-13
Diminution des ressources minérales	\$	-0,002	-0,002	6	-0,002	-24
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,07	-1,12	5	-0,87	-19

La normalisation (Figure 55) montre que c'est surtout la diminution des ressources en combustibles fossiles qui, parmi les catégories qui reçoivent un bénéfice environnemental important de l'utilisation de la biométhanisation, voit le plus son score influencé par le changement de la distance de transport du digestat. C'est simplement lié à la plus forte consommation de carburant par le tracteur utilisé pour le transport lorsque la distance de transport augmente. Les autres catégories voient leurs scores légèrement diminuer (en valeur absolue) si la distance de transport augmente.

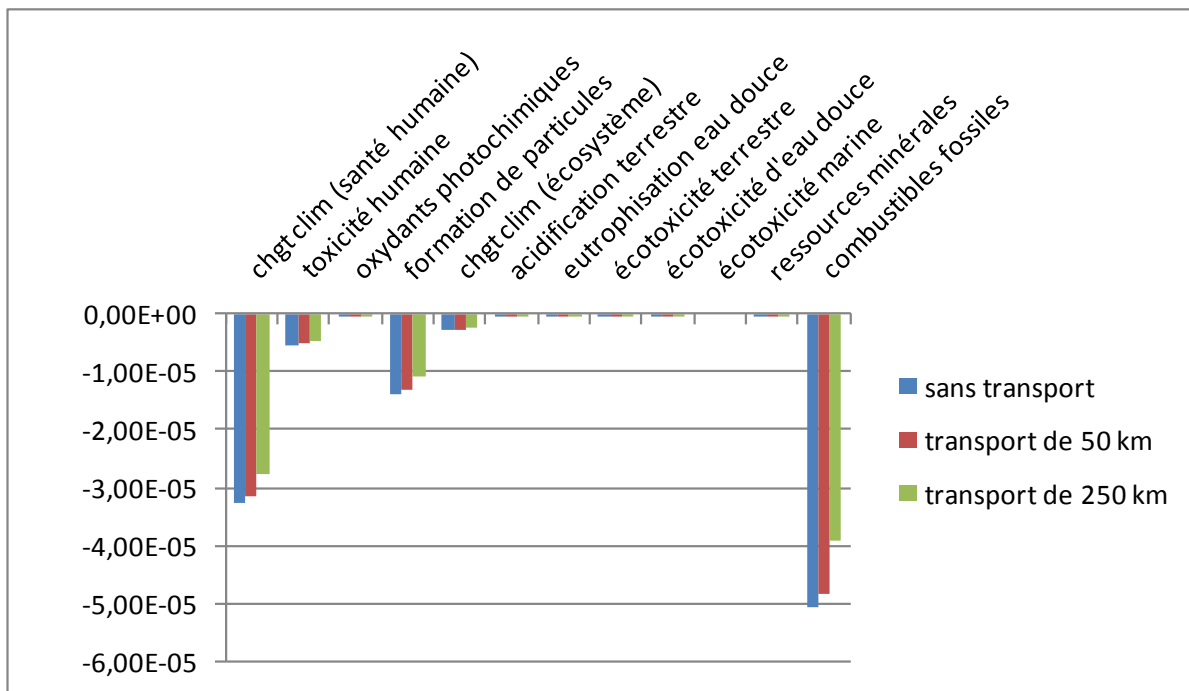


FIGURE 55: SCORES NORMALISÉS - DÉCHETS DE MARCHÉ -DISTANCE DE TRANSPORT DE 0, 50 ET 250 KM

Le score unique (Figure 56) montre que même dans le cas où le digestat est séché, comme ici, la distance de transport peut avoir une influence non négligeable sur le bénéfice environnemental de la biométhanisation. Les catégories qui participent le plus à cette modification d'impact sont l'impact du changement climatique sur la santé humaine (en bleu), la diminution des ressources en combustibles fossiles (en orange) et la formation de particules (en mauve). En effet, l'utilisation de carburant pour le tracteur augmente lorsque la distance de transport augmente ce qui induit une plus grande diminution des ressources en combustibles fossiles. De plus, le transport amène de nombreuses émissions de gaz à effet de serre d'où son influence sur le changement climatique et son impact sur la santé humaine. Enfin, le transport par tracteur est aussi un gros émetteur de particules.

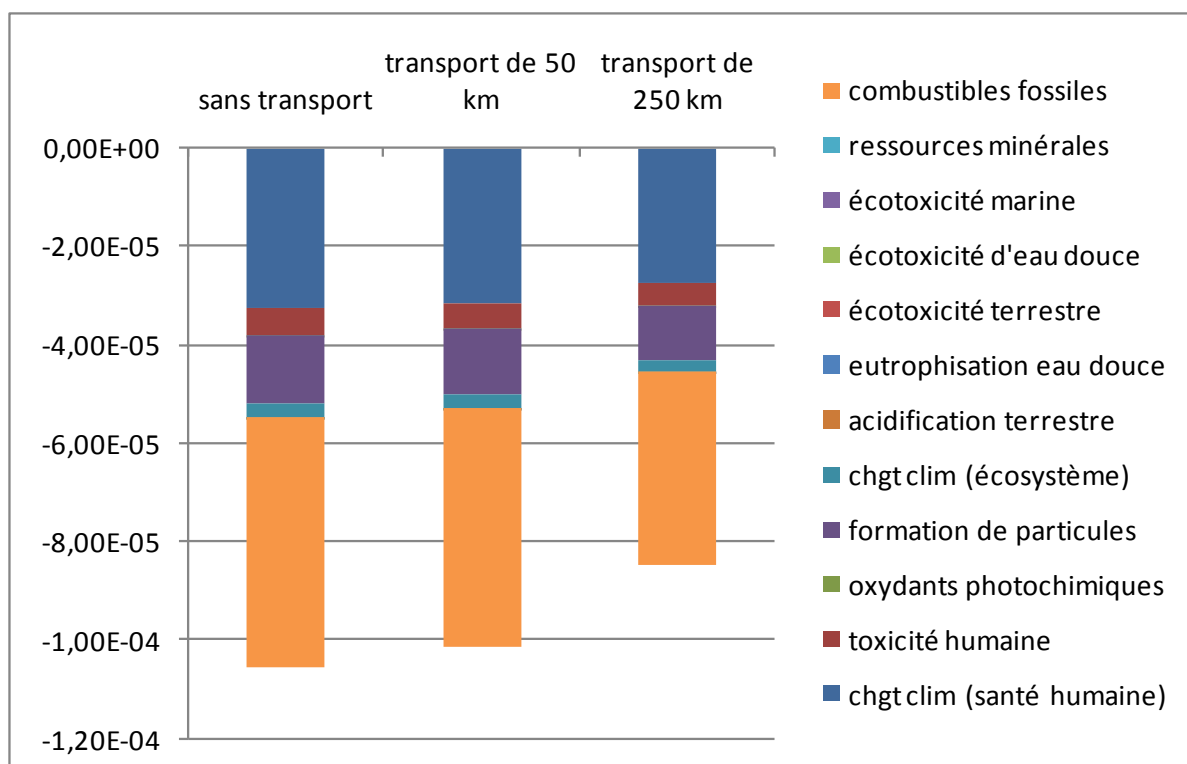


FIGURE 56: SCORES UNIQUES - DÉCHETS DE MARCHÉS - INFLUENCE DE LA DISTANCE DE TRANSPORT DU DIGESTAT (0 ,50 ET 250 KM)

La distance de transport du digestat, même dans le cas où celui-ci est séché avant d'être transporté, joue un rôle non négligeable quant à l'impact environnemental de la biométhanisation.

- *Biométhanisation de déchets de ferme*

Dans ce cas, le digestat subit une séparation de phase avant d'être transporté. La fraction solide contient la plus grande partie des éléments assimilables par les plantes alors que la partie liquide est peu concentrée (voir Tableau 23).

Les scores caractérisés (Tableau 35) mettent en évidence le rôle très important joué par la distance de transport. Dans le cas où la distance de transport est de 250 km, le bénéfice environnemental de la biométhanisation est perdu sauf pour les catégories toxicité humaine, acidification terrestre et eutrophisation de l'eau douce. Cela est également mis en évidence par la caractérisation en pourcentages relatifs pour cette distance de transport (Figure 57).

À nouveau, les catégories qui subissent l'impact le plus important de la variation de la distance de transport sont la formation d'oxydants photochimiques, dont le score est 400% plus élevé si une distance de transport de 250 km est envisagée à la place de 50 km. Cependant, cette catégorie a un impact très faible comparativement aux autres catégories liées à la santé humaine. La formation de particules et la diminution des ressources minérales sont aussi fortement influencées par la distance

de transport, leurs scores subissent une augmentation de 200% lorsque la distance de transport passe de 50 à 250 km.

Cette influence énorme de la distance de transport s'explique par le contenu élevé en eau du digestat à transporter ce qui induit un supplément de poids très important.

TABLEAU 35: SCORES CARACTÉRISÉS - DÉCHETS DE FERME - DISTANCE DE TRANSPORT DU DIGESTAT DE 0 ET 250 KM COMPARÉ AVEC 50 KM

Catégorie d'impact	Unité	Transport de 50 km	Sans transport	% de variation	Transport de 250 km	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-5,60E-07	-7,02E-07	25	8,10E-09	-101
Toxicité humaine	DALY	-9,21E-08	-1,14E-07	23	-6,19E-09	-93
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-3,30E-11	-6,66E-11	102	1,02E-10	-408
Formation de particules	DALY	-1,63E-07	-2,46E-07	51	1,70E-07	-204
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-3,17E-09	-3,97E-09	25	4,72E-11	-101
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,51E-11	-1,83E-11	22	-2,04E-12	-86
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,93E-12	-7,00E-12	18	-1,63E-12	-72
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,75E-12	-6,70E-12	41	3,02E-12	-163
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-5,62E-13	-7,16E-13	27	5,16E-14	-109
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,91E-15	-2,42E-15	26	9,49E-17	-105
Diminution des ressources minérales	\$	-0,002	-0,004	52	0,003	-207
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,5	-2,03	36	0,66	-144

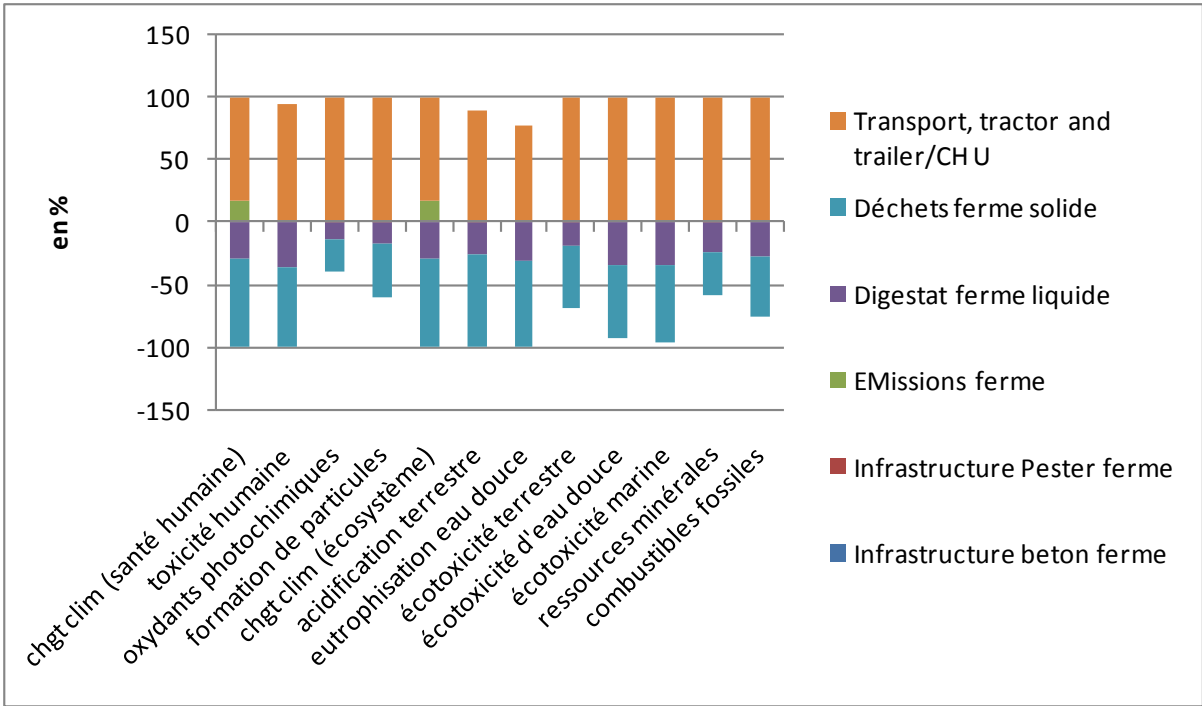


FIGURE 57: CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS - DÉCHETS DE FERME- DISTANCE DE TRANSPORT DU DIGESTAT DE 250 KM

Les scores normalisés (Figure 58) mettent bien en évidence la perte de bénéfice environnemental de la biométhanisation si le digestat est transporté sur une très longue distance (250 km). Les catégories qui vont avoir le plus d'influence sur le score global (Figure 59) sont la diminution des ressources en combustibles fossiles, l'impact du changement climatique et la formation de particules.

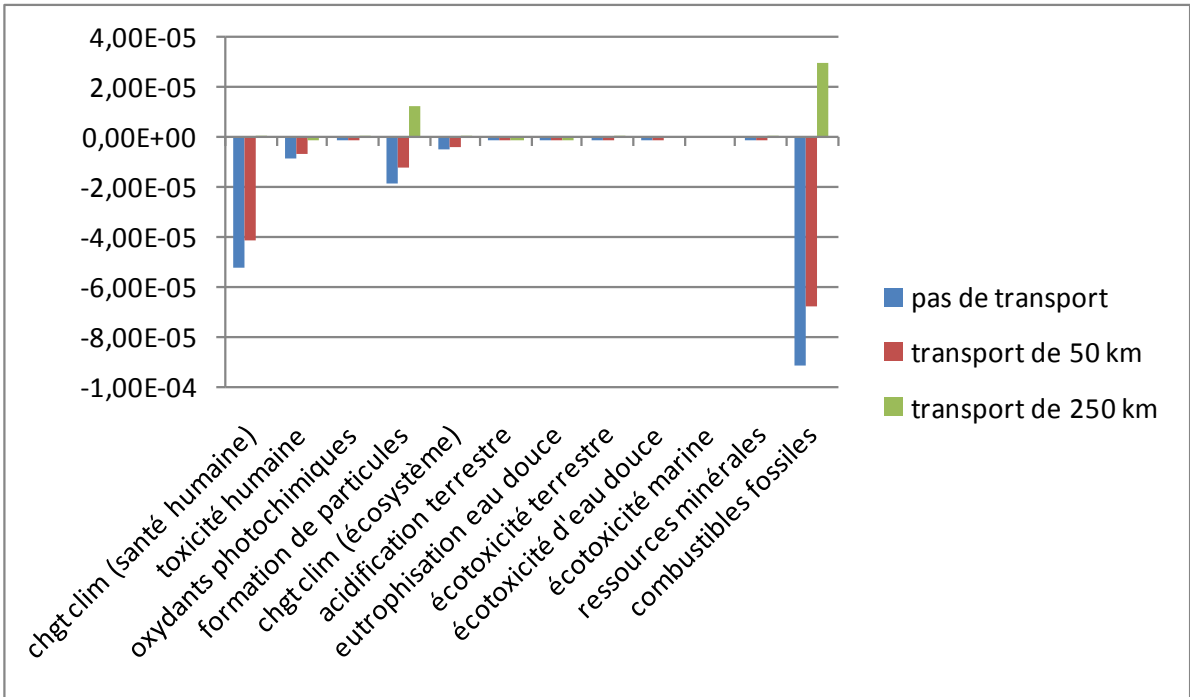


FIGURE 58: SCORES NORMALISÉS - DÉCHETS DE FERME - DISTANCE DE TRANSPORT DE 0, 50 ET 250 KM

Le score unique (Figure 59) met en évidence que globalement, le bénéfice environnemental de la biométhanisation est perdu lorsque la distance de transport du digestat est de 250 km.

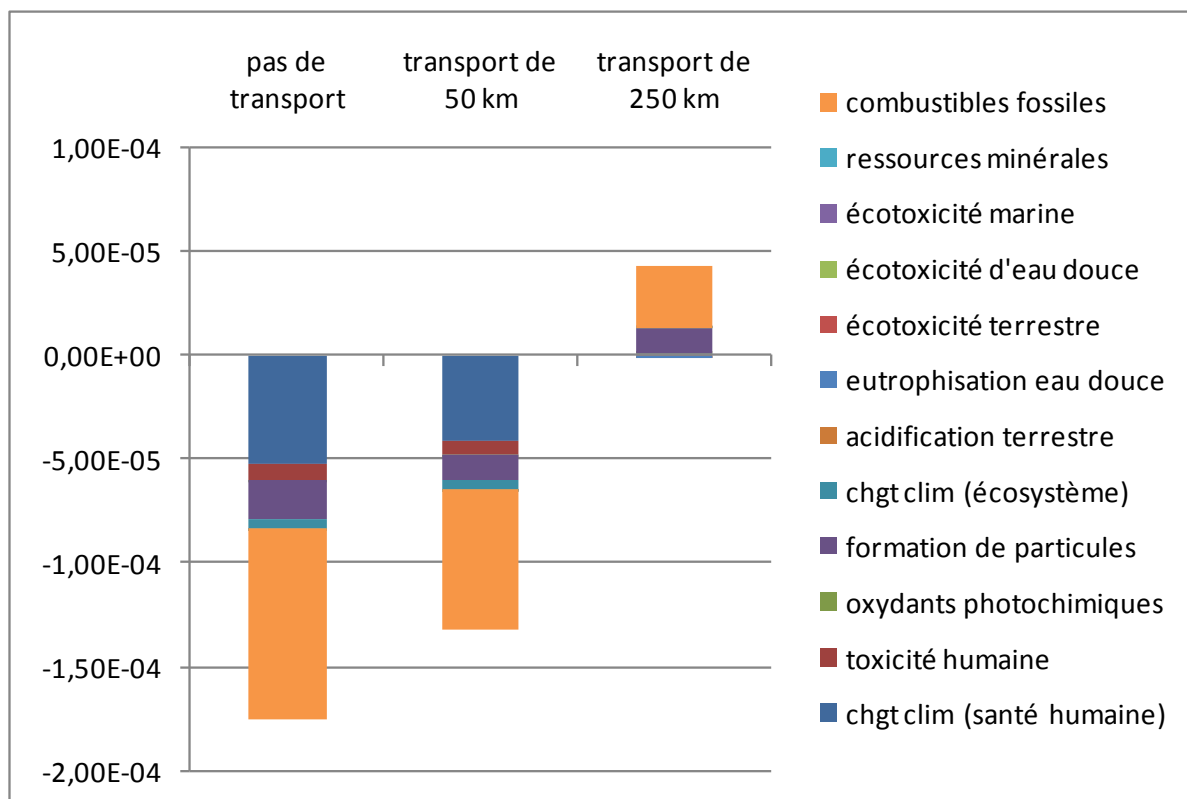


FIGURE 59 : SCORE UNIQUE - DÉCHETS DE FERME - DISTANCE DE TRANSPORT DU DIGESTAT DE 0, 50 ET 250 KM

La distance de transport du digestat a donc un rôle très important sur l'impact environnemental de la biométhanisation. Cela est d'autant plus vrai si le digestat n'est pas séché.

- *Conclusion*

La distance de transport du digestat est un paramètre essentiel pour déterminer l'avantage écologique de la biométhanisation. Ceci est d'autant plus vrai si le digestat n'est pas séché avant d'être transporté. Avant d'implémenter une unité de biométhanisation, nous avons déjà montré plus haut la nécessité de pouvoir utiliser le digestat en substitut d'engrais chimique. Nous voyons ici qu'il est aussi important de disposer de terrains où épandre ce digestat à proximité de l'unité de biométhanisation. Les différents décrets environnementaux concernant l'épandage du digestat et de produits d'engrais en général peuvent donc avoir un impact non négligeable sur le bénéfice environnemental tiré d'une unité de biométhanisation. Si des politiques visant à promouvoir la biométhanisation sont mises en place, elles n'ont de sens que si l'usage du digestat en remplacement de fertilisants chimiques à proximité de l'unité est également encouragé.

6.6.1.3. DÉCHETS DE FERME – UTILISATION DU DIGESTAT LIQUIDE

Le digestat liquide de la biométhanisation de déchets de ferme contient très peu d'éléments nutritifs. C'est pourquoi son utilisation en remplacement de fertilisants chimiques n'est pas garantie. L'impact environnemental va donc être envisagé dans le cas où il n'est pas valorisable. Cependant, son transport sera tout de même pris en compte puisque quel que soit son usage final, il est nécessaire de l'évacuer du site de biométhanisation.

Les scores caractérisés (Tableau 36) montrent que les bénéfices environnementaux sont moins importants si le digestat liquide n'est pas utilisé. La catégorie pour laquelle la non utilisation du digestat a l'impact le plus important est la formation des oxydants photochimiques pour laquelle l'impact est 66% plus élevé si le digestat liquide n'est pas utilisé. Viennent ensuite la diminution des ressources minérales (62%) et la diminution des ressources en combustibles fossiles (50%).

TABLEAU 36: SCORES CARACTÉRISÉS - INFLUENCE DE LA PRISE EN COMPTE DU DIGESTAT LIQUIDE – CASE DE BASE : DIGESTAT LIQUIDE PRIT EN COMPTE

Catégorie d'impact	Unité	Avec digestat liquide	Sans digestat liquide	% de valorisation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-5,60E-07	-3,16E-07	-44
Toxicité humaine	DALY	-9,21E-08	-5,04E-08	-45
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-3,30E-11	-1,11E-11	-66
Formation de particules	DALY	-1,63E-07	-9,34E-08	-43
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-3,17E-09	-1,79E-09	-44
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,51E-11	-1,03E-11	-31
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,93E-12	-3,68E-12	-38
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,75E-12	-2,86E-12	-40
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-5,62E-13	-3,01E-13	-46
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,91E-15	-1,04E-15	-46
Diminution des ressources minérales	\$	-2,48E-03	-9,40E-04	-62
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,5	-7,42E-01	-50

Les scores normalisés (Figure 60) mettent en évidence ce qui vient d'être expliqué.

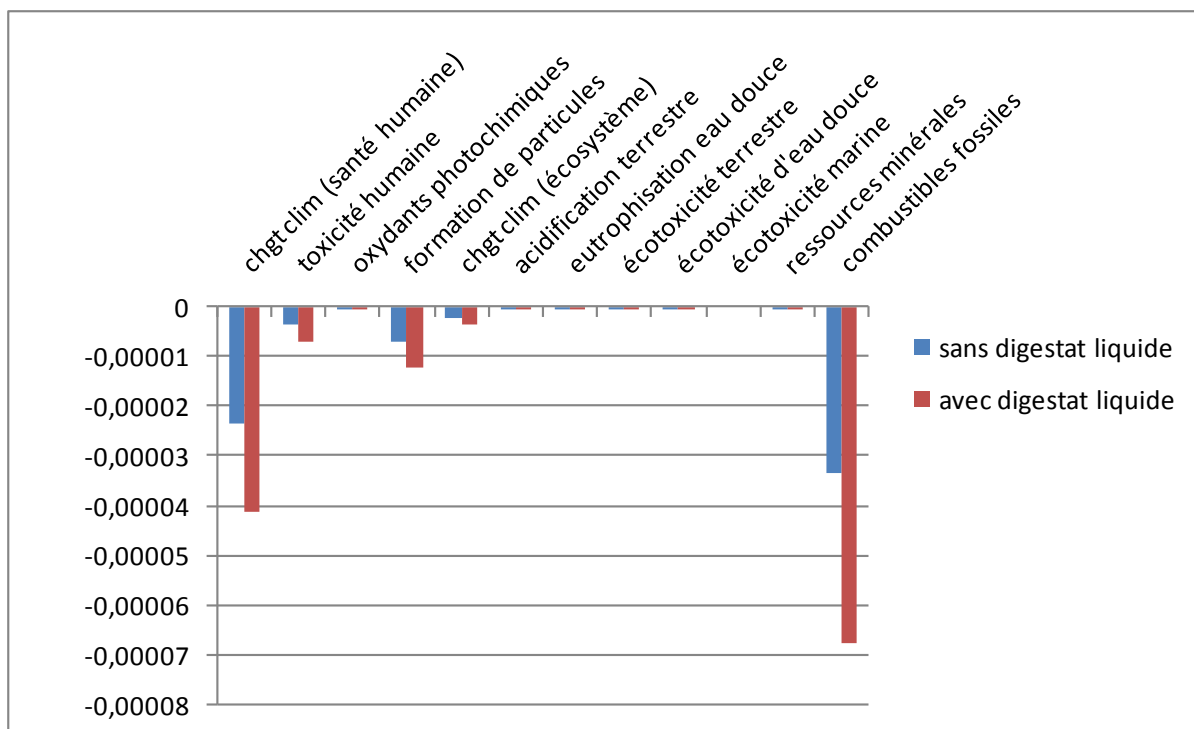


FIGURE 60: SCORES NORMALISÉS - UTILISATION OU NON DU DIGESTAT LIQUIDE

L'utilisation du score unique (Figure 61) met en évidence que le bénéfice environnemental est près de deux fois moindre si le digestat liquide n'est pas utilisé. Les catégories dont la variation a les conséquences les plus importantes sont l'impact du changement climatique sur la santé humaine (en bleu sur la figure), la diminution des ressources en combustibles fossiles (en orange) et dans une moindre mesure la formation de particules (en mauve) et la toxicité humaine (en rouge). En effet, la fabrication d'engrais chimique est très gourmande en combustibles fossiles donc si le digestat liquide n'est pas utilisé comme fertilisant cela conduit à un bénéfice nettement moindre pour cette catégorie.

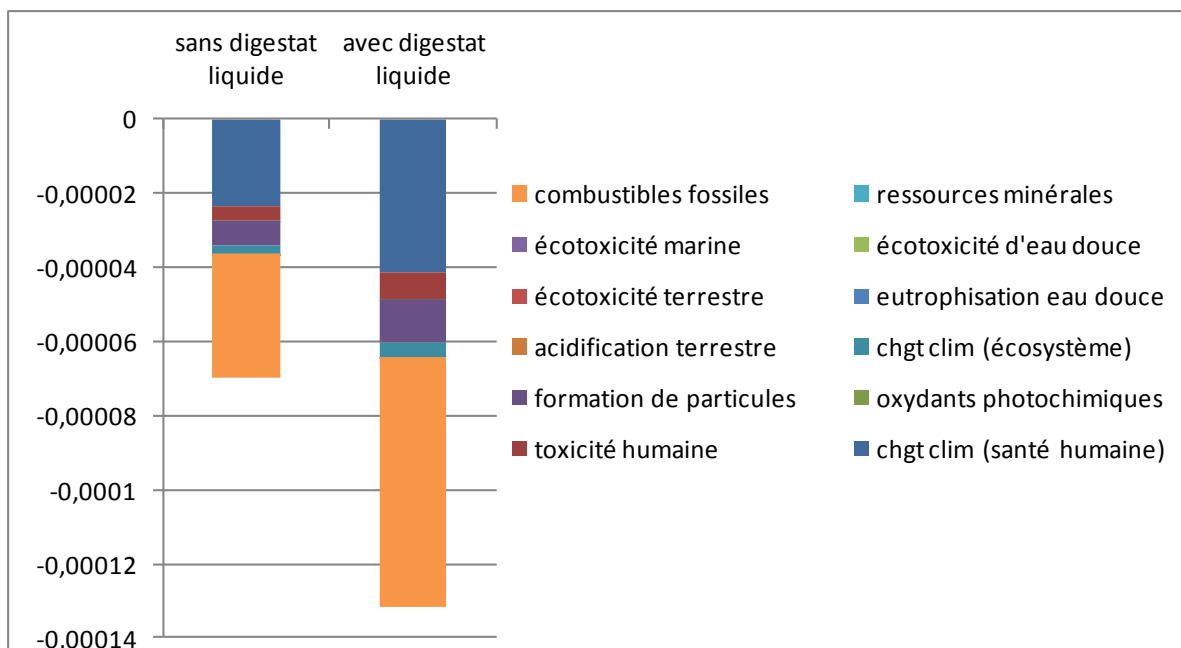


FIGURE 61: SCORE UNIQUE - IMPACT DE LA PRISE EN COMPTE OU NON DU DIGESTAT LIQUIDE

6.6.1.4. CONCLUSIONS

Les différentes études de sensibilité réalisées ici mettent en évidence la grande importance qui doit être accordée à la valorisation du digestat pour amener la biométhanisation au meilleur de ses performances environnementales. Il est donc nécessaire de s'assurer que ce digestat puisse bien être valorisé en agriculture en remplacement d'engrais chimique. Les différentes directives environnementales concernant l'utilisation du digestat doivent donc être prises en compte lors de la création de l'unité de biométhanisation.

6.6.2. ANALYSE DE SENSIBILITÉ – MÉTHODE

Nous allons maintenant examiner l'impact du choix de la méthode d'analyse sur l'interprétation des résultats. Jusqu'à présent, une méthode EndPoint a été utilisée. Maintenant, la déclinaison MidPoint de la méthode ReCiPe va être utilisée. De nouveau, cette étude va être réalisée pour les deux cas de base.

6.6.2.1. BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ

La caractérisation (Figure 62) met de nouveau en évidence le rôle très important joué par l'utilisation du digestat comme substitut d'engrais chimiques (en mauve sur la figure) et ce dans toutes les catégories. Les émissions de méthane (en vert sur la figure) n'ont un impact important que dans la catégorie liée au changement climatique. De nouveau, l'infrastructure en béton a une contribution négligeable pour toutes les catégories d'impact alors que l'infrastructure en PET a une petite

contribution dans chaque catégorie. Ces résultats sont tout à fait similaires à ceux obtenus avec la méthode EndPoint utilisée précédemment.

Les scores caractérisés sont détaillés dans le Tableau 37.

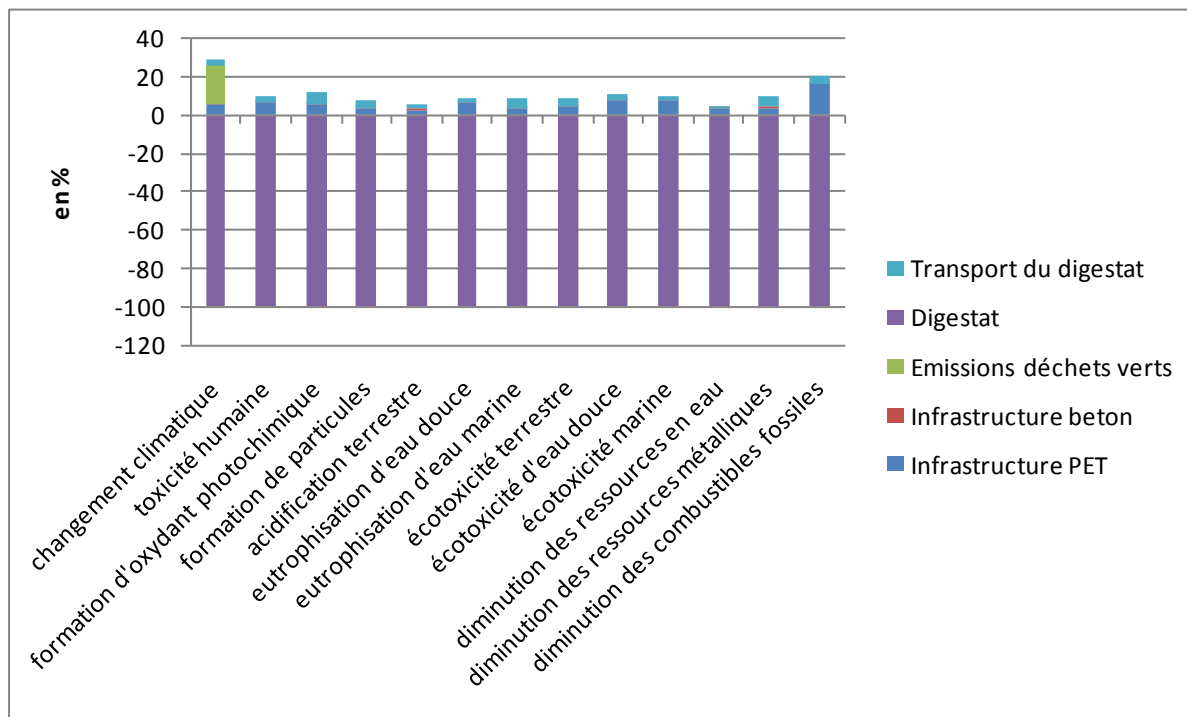


FIGURE 62: CARACTÉRISATION - MIDPOINT - DÉCHETS DE MARCHÉ

TABLEAU 37: SCORES CARACTÉRISÉS - MÉTHODE MIDPOINT - DÉCHETS DE MARCHÉ

Catégorie d'impact	Unité	Total
Changement climatique	kg _{eq} CO ₂	-0,31
Toxicité humaine	kg _{eq} 1,4-DB	-0,1
Formation d'oxydant photochimique	kg NMVOC	-0,001
Formation de particules	kg _{eq} PM ₁₀	-0,0007
Acidification terrestre	kg _{eq} SO ₂	-0,002
Eutrophisation d'eau douce	kg _{eq} P	-0,0001
Eutrophisation d'eau marine	kg _{eq} N	-0,0004
Écotoxicité terrestre	kg _{eq} 1,4-DB	-3,77E-05
Écotoxicité d'eau douce	kg _{eq} 1,4-DB	-0,002
Écotoxicité marine	kg _{eq} 1,4-DB	-0,002
Diminution des ressources en eau	m ³	-0,004
Diminution des ressources minérales	kg _{eq} de fer	-0,03
Diminution des combustibles fossiles	kg _{eq} pétrole	-0,067

6.6.2.2. MÉTHODE MIDPOINT - DÉCHETS DE FERME

La caractérisation (Figure 63) met en évidence l'importance de la valorisation du digestat comme fertilisant, que ce soit le digestat liquide (en mauve sur la figure) ou le digestat solide (en bleu) pour avoir un bénéfice environnemental maximum de la biométhanisation. De plus, l'impact relativement important du transport du digestat (en orange sur la figure) dans les différentes catégories est également mis en évidence. Les émissions de méthane durant la biométhanisation (en vert sur la figure) ont seulement une influence sur le changement climatique. L'infrastructure (en béton mais aussi en polyéthylène téréphtalate) a une contribution négligeable dans les différentes catégories d'impact.

Toutes ces conclusions sont similaires à celles qui ont pu être tirées à l'aide de la méthode EndPoint.

Les scores caractérisés sont détaillés dans le Tableau 38.

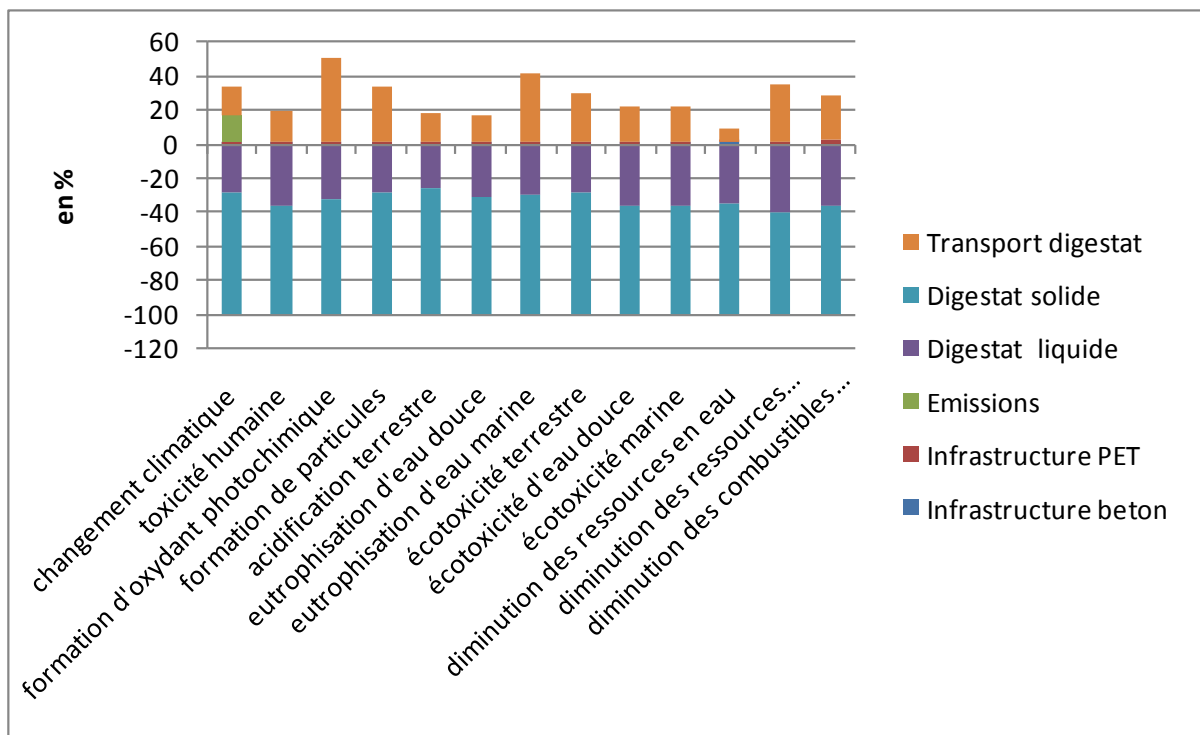


FIGURE 63: CARACTÉRISATION - MÉTHODE MIDPOINT - DÉCHETS DE FERME

TABLEAU 38: SCORES CARACTÉRISÉS - MÉTHODE MIDPOINT - DÉCHETS DE FERME

Catégorie d'impact	Unité	Score
Changement climatique	kg _{eq} CO ₂	-4,00E-01
Toxicité humaine	kg _{eq} 1,4-DB	-1,32E-01
Formation d'oxydant photochimique	kg NMVOC	-8,46E-04
Formation de particules	kg _{eq} PM ₁₀	-6,26E-04
Acidification terrestre	kg _{eq} SO ₂	-2,60E-03
Eutrophisation d'eau douce	kg _{eq} P	-1,35E-04
Eutrophisation d'eau marine	kg _{eq} N	-3,97E-04
Écotoxicité terrestre	kg _{eq} 1,4-DB	-3,74E-05
Écotoxicité d'eau douce	kg _{eq} 1,4-DB	-2,16E-03
Écotoxicité marine	kg _{eq} 1,4-DB	-2,39E-03
Diminution des ressources en eau	m ³	-4,61E-03
Diminution des ressources minérales	kg _{eq} de fer	-3,46E-02
Diminution des combustibles fossiles	kg _{eq}	-9,29E-02

6.6.2.3. CONCLUSIONS

Quelle que soit la méthode d'analyse utilisée (EndPoint ou MidPoint), les conclusions qui peuvent être tirées sont similaires. Le choix de la méthode d'analyse ne doit donc pas mener à des variations importantes de résultats.

Dans les cas examinés ici, c'est à nouveau l'influence très importante de la valorisation du digestat en tant qu'engrais chimique qui ressort.

6.7. ANALYSE D'INCERTITUDE

Les analyses d'incertitude vont être conduites pour les deux cas de base, soit la biométhanisation de déchets de marché et la biométhanisation de déchets de ferme.

6.7.1. DÉCHETS DE MARCHÉ – MÉTHODE ENDPOINT

Comme le montre la Figure 64, les incertitudes peuvent être très élevées surtout dans la catégorie formation d'oxydants photochimiques où elle dépasse même 350%, suivent ensuite la catégorie diminution des ressources minérales avec plus de 300% ; les catégories eutrophisation d'eau douce, écotoxicité d'eau douce et marine arrivent ensuite avec près de 250%. La catégorie suivante est l'écotoxicité terrestre dont le score est de plus de 200%. Les autres catégories ont un score proche de 150%.

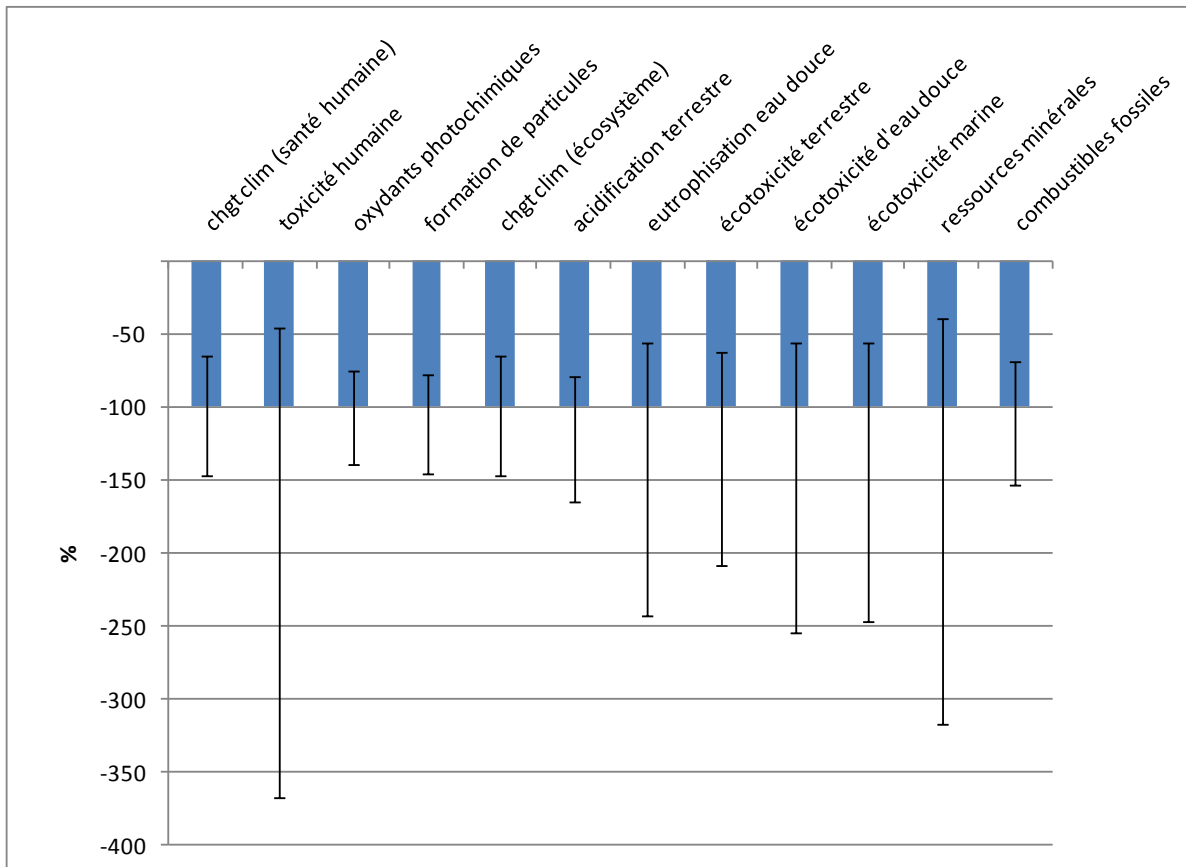


FIGURE 64: ANALYSE D'INCERTITUDE – CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS - DÉCHETS DE FERME - MÉTHODE ENDPOINT

La normalisation (Figure 65) montre que ce sont principalement les catégories liées à la santé humaine et aux ressources qui souffrent des problèmes d'incertitudes. Cela a évidemment une incidence élevée sur le score unique qui peut varier entre -0,025 point et -0,045 point.

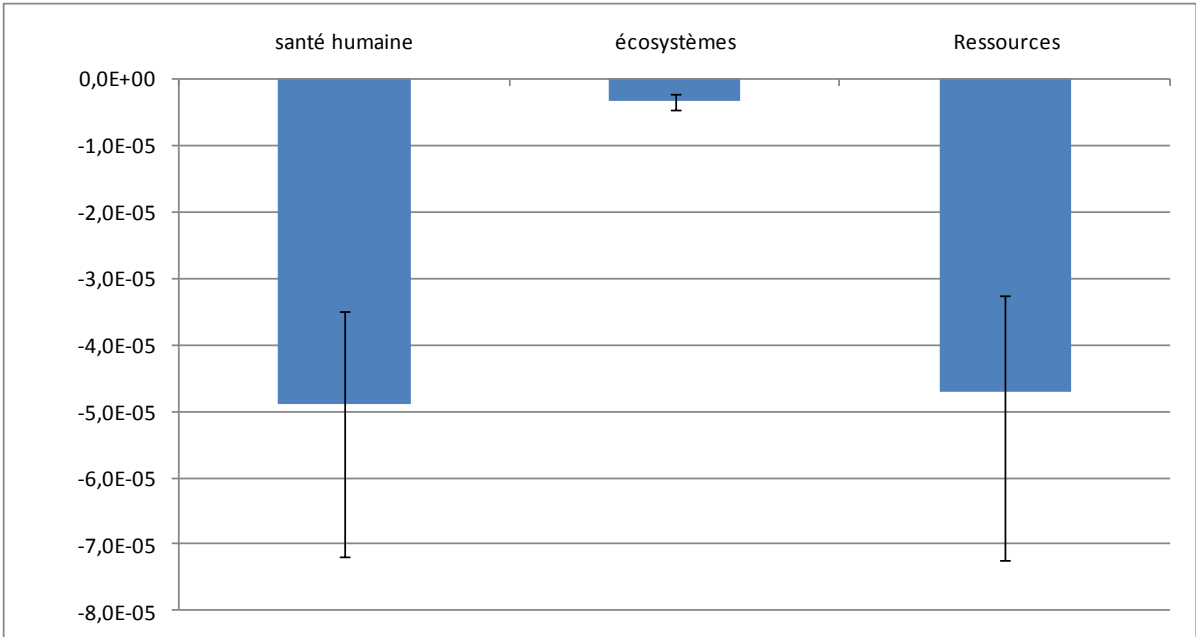


FIGURE 65: ANALYSE D'INCERTITUDE - NORMALISATION - DÉCHETS DE MARCHÉ – ENDPOINT

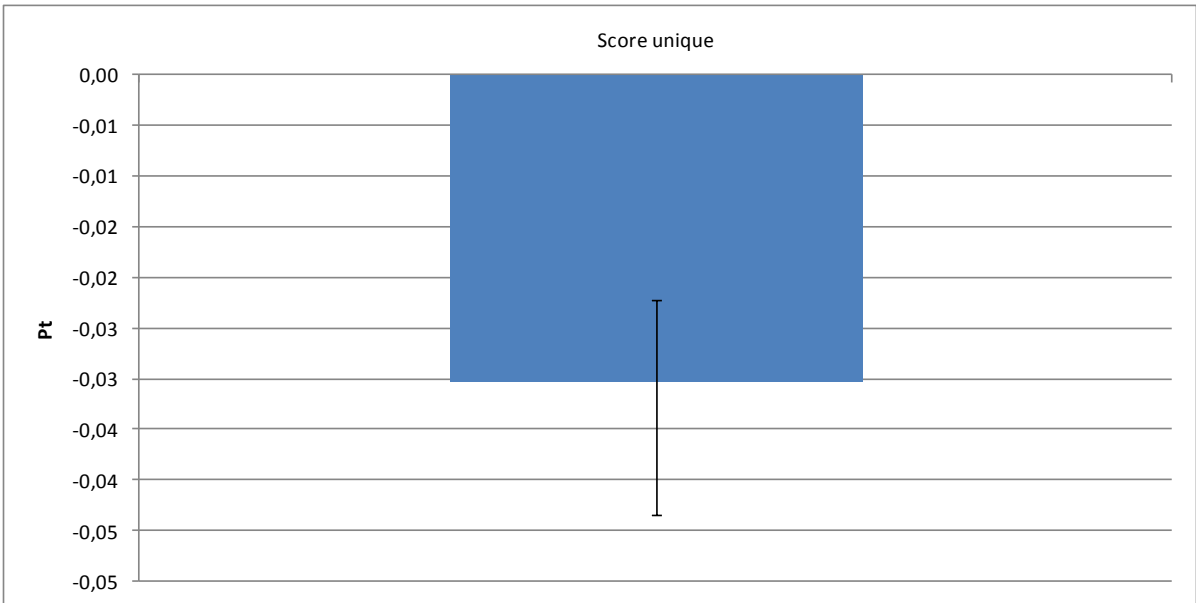


FIGURE 66 : INCERTITUDE -SCORE UNIQUE - DÉCHETS DE MARCHÉ - MÉTHODE ENDPOINT

Les incertitudes très élevées qui règnent pour cette unité de biométhanisation impliquent des problèmes de représentativité de nos résultats.

6.7.2. DÉCHETS DE FERMES – MÉTHODE ENDPOINT

Dans ce cas également les incertitudes sont très élevées (Figure 67). La catégorie de la toxicité humaine atteint même une incertitude de 400%. En ce qui concerne les ressources minérales,

l'incertitude dépasse 350% du côté des bénéfiques environnementaux plus importants. De l'autre côté, elle peut même conduire à annuler le bénéfice environnemental.

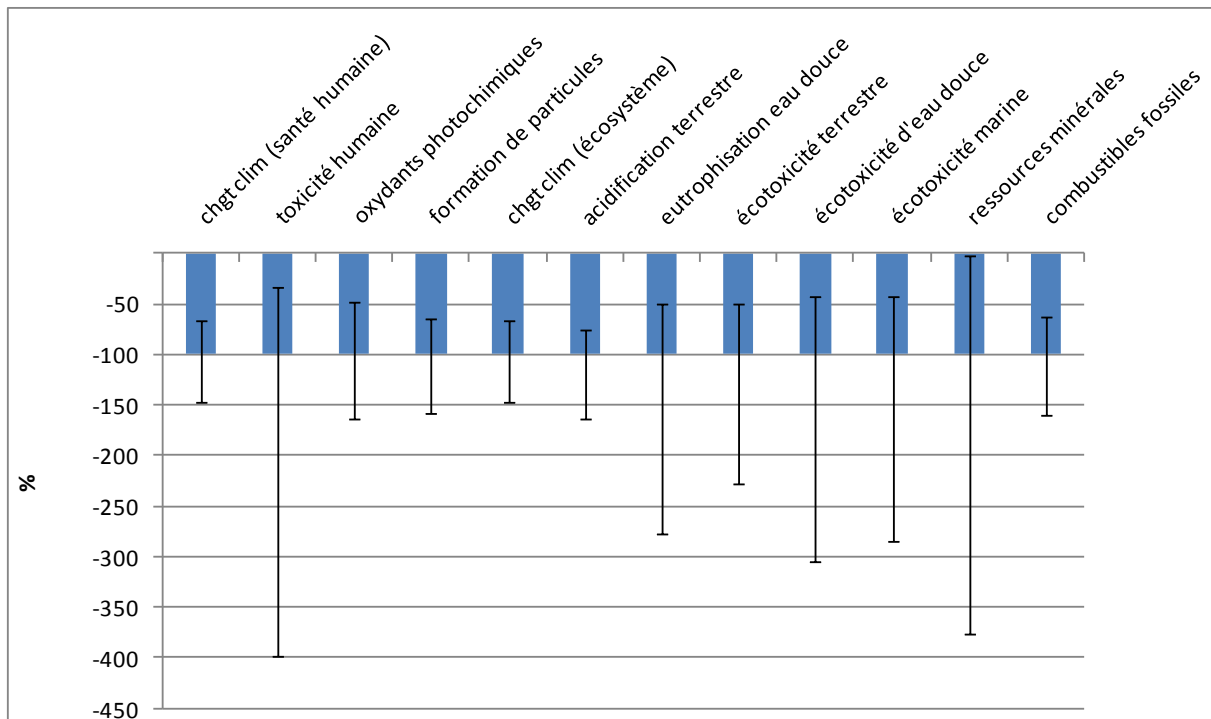


FIGURE 67: INCERTITUDE : CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS - DÉCHETS DE FERME - MÉTHODE ENDPOINT

LA NORMALISATION

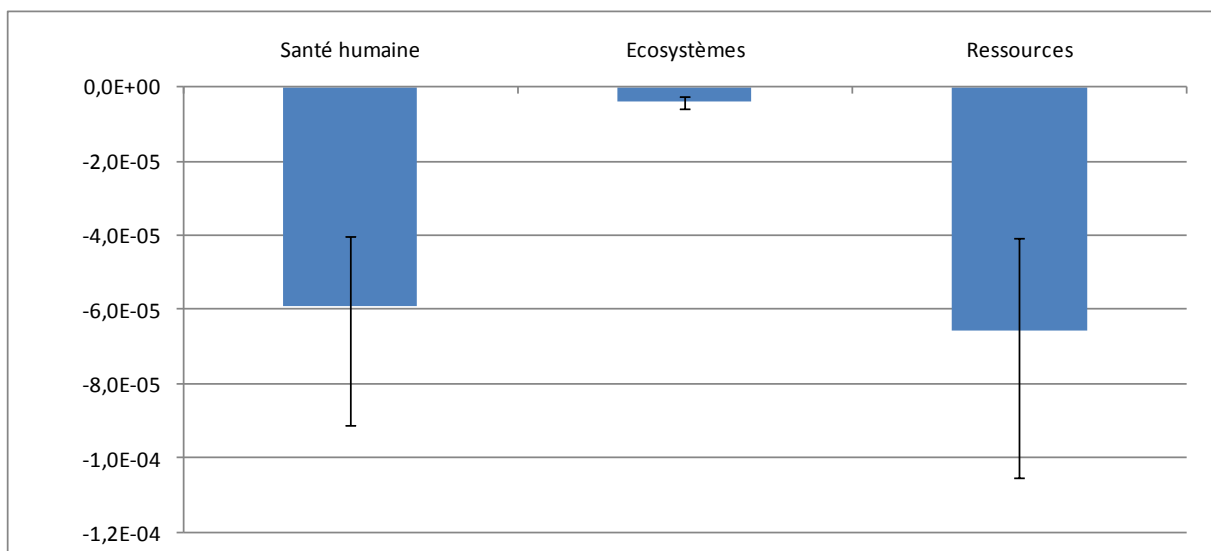


Figure 68) montre que ce sont surtout les catégories liées à la santé humaine et à la diminution des ressources qui subissent les incertitudes les plus élevées. Cela va avoir un impact non négligeable sur le score unique. En effet, comme l'illustre la Figure 69, celui peut varier de moins de -0,03 point (en valeur absolue) à plus de -0,05 point (en valeur absolue).

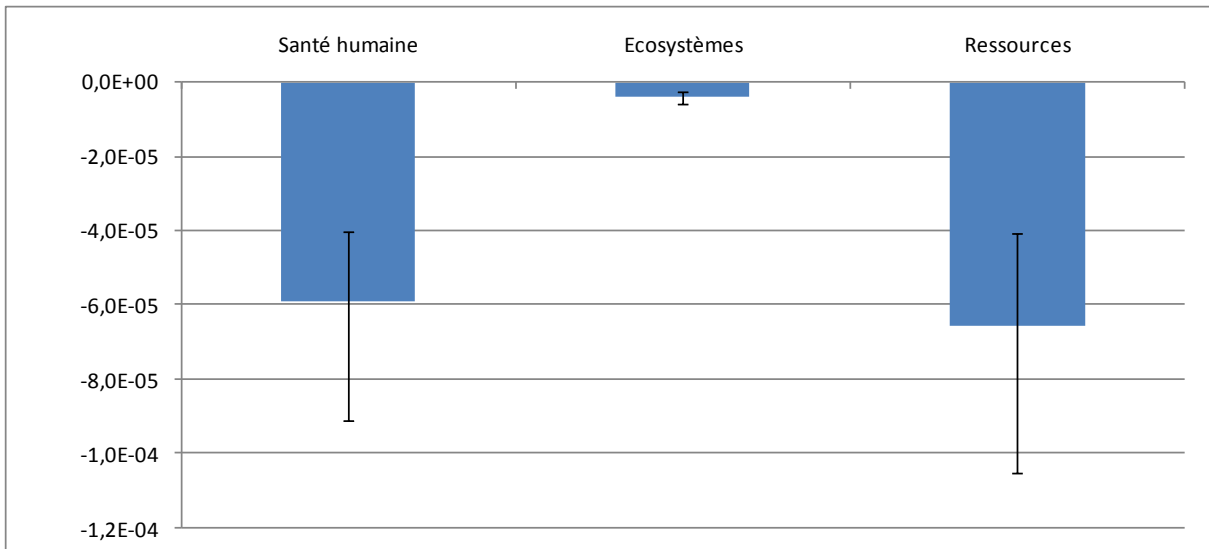


FIGURE 68 : INCERTITUDE - SCORES NORMALISÉS- DÉCHETS DE FERME - MÉTHODE ENDPOINT

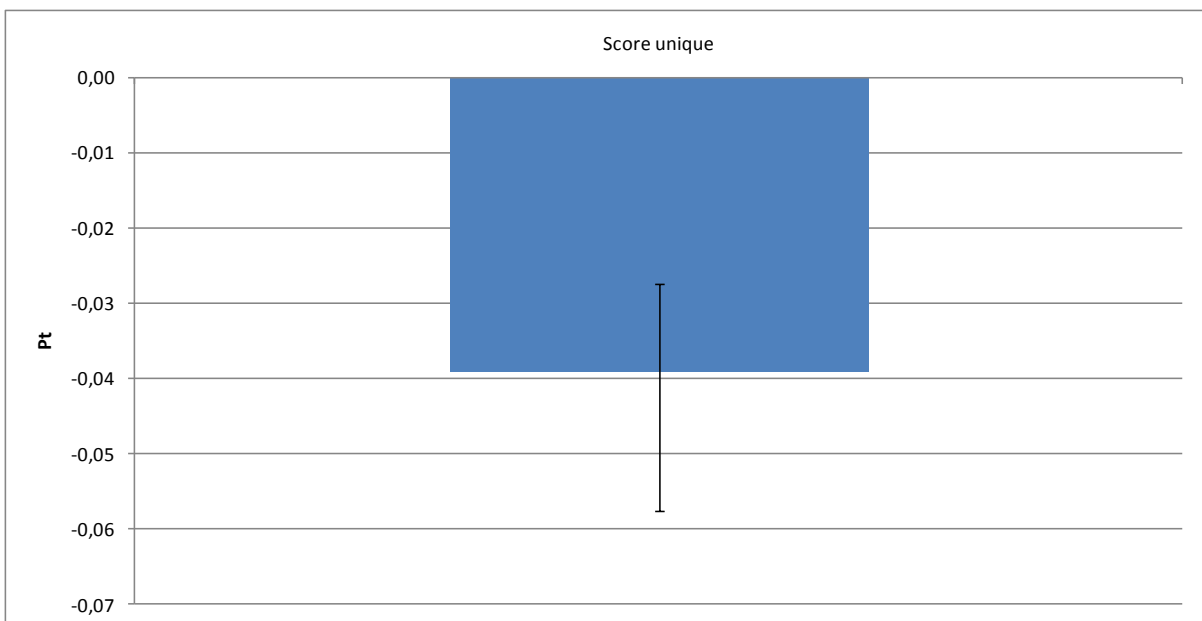


FIGURE 69: INCERTITUDE - SCORE UNIQUE - DÉCHETS DE FERME - MÉTHODE ENDPOINT

Les incertitudes sont telles que le classement entre les deux procédés de biométhanisation du point de vue des bénéfices environnementaux peut être inversé. En effet, la biométhanisation de déchets de ferme à un score de -0,04 point alors que la biométhanisation obtient un bénéfice environnemental moindre (proche de -0,03 point). Cependant, en se plaçant dans le cas le plus défavorable pour la biométhanisation de déchets de ferme, en prenant en compte les incertitudes, elle obtient alors un score moins bon que -0,03 point. Pour la biométhanisation de déchets de marché, en prenant le cas le plus favorable vis-à-vis des incertitudes, elle obtient alors un score de près de -0,05 point et le classement s'inverse.

Ceci tend à démontrer que les différences d'impact prévalant entre les deux procédés sont plus faibles que les incertitudes les concernant. Un classement entre ces procédés est donc sujet à caution. Les incertitudes ont donc un impact très élevé sur les résultats possibles de l'analyse du cycle de vie. Des études supplémentaires visant à diminuer ces incertitudes peuvent donc être recommandées.

6.8. COMPARAISON AVEC L'ÉNERGIE ÉOLIENNE

6.8.1. ÉOLIENNE

De nombreuses ACV ont déjà été réalisées concernant les éoliennes. C'est pourquoi, dans le cadre de ce travail, l'inventaire déjà effectué pour une éolienne disponible dans la base de données Ecoinvent sera utilisée. Une éolienne onshore d'une puissance de 800 kW a été choisie. Comme cela a déjà été mentionné précédemment (Chapitre 3 Les éoliennes [15, 89, 90]), elle est supposée fonctionner à sa puissance maximale 2000 heures par an.

L'unité fonctionnelle choisie est la production d'un kWh d'électricité comme dans le cas de la biométhanisation ; de cette manière, les deux technologies pourront être comparées. La comparaison va d'abord être réalisée pour la biométhanisation de déchets de marché avant d'être réalisée pour la biométhanisation de déchets de ferme.

L'intermittence des deux sources d'électricité envisagées ici est négligée. En effet, c'est la production globale qui est comparée quelle que soit sa répartition sur l'année.

6.8.2. COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ ET DE L'ÉOLIENNE

- *Valorisation du digestat*

Comme le montre la caractérisation en pourcentages relatifs (Figure 70), la biométhanisation induit un bénéfice environnemental alors que l'énergie éolienne a un impact légèrement positif. Les catégories pour lesquelles la différence est la plus marquée sont l'écotoxicité d'eau douce et marine ainsi que la diminution des ressources minérales.

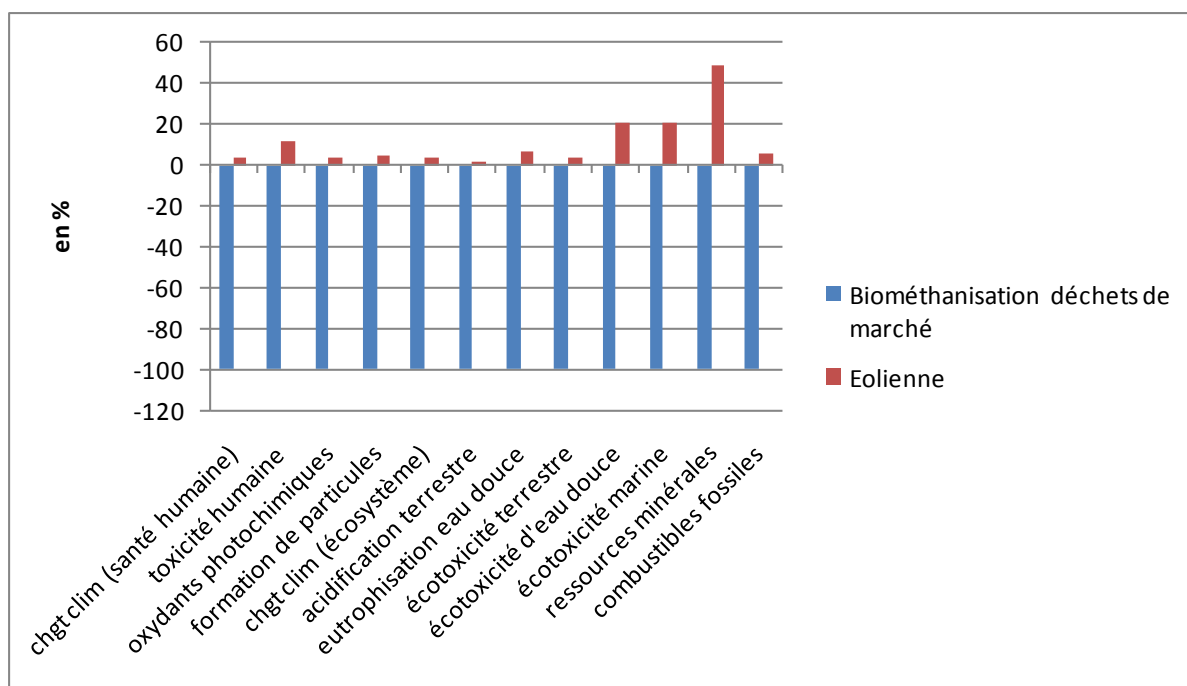


FIGURE 70: CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ COMPARÉ À L'ÉOLIENNE

TABLEAU 39: SCORES NORMALISÉS : BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ (CAS DE BASE) ET ÉOLIENNE

Catégorie d'impact	Unité	Biométhanisation de déchets de ferme	Éolienne	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-4,28E-07	1,56E-08	-104
Toxicité humaine	DALY	-6,97E-08	7,88E-09	-111
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-4,17E-11	1,39E-12	-103
Formation de particules	DALY	-1,79E-07	8,34E-09	-105
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-2,42E-09	8,86E-11	-104
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,39E-11	2,72E-13	-102
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,00E-12	3,17E-13	-106
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,79E-12	1,76E-13	-104
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-4,44E-13	9,31E-14	-121
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,48E-15	3,02E-16	-120
Diminution des ressources minérales	\$	-0,002	0,001	-149
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,07	0,055	-105

Comme le montre les scores caractérisés (Tableau 39), les catégories pour lesquelles les différences sont les plus importantes, la diminution des ressources minérales (variant de 150%), l'écotoxicité

d'eau douce et marine (variation de 120%), ont des impacts faibles par rapport aux autres catégories dans le même domaine (soit diminution des ressources ou impact sur les écosystèmes).

Les scores normalisés (Figure 71) montrent que les catégories pour lesquelles le choix d'une unité de biométhanisation ou d'une éolienne pour produire un kWh d'électricité aura l'impact le plus important sont la diminution des ressources en combustibles fossiles, l'impact du changement climatique sur la santé humaine et la formation de particules. En réalité, ces catégories sont celles pour lesquelles l'utilisation du digestat de la biométhanisation en remplacement d'engrais chimiques apporte le plus de bénéfices environnementaux, ce qui creuse l'écart vis-à-vis des éoliennes. En effet, dans toutes les catégories, l'impact de l'éolienne est très faible. Le score unique (Figure 72) est très clairement à l'avantage de la biométhanisation. Les mêmes conclusions quant aux catégories avec le plus d'influence peuvent être tirées.

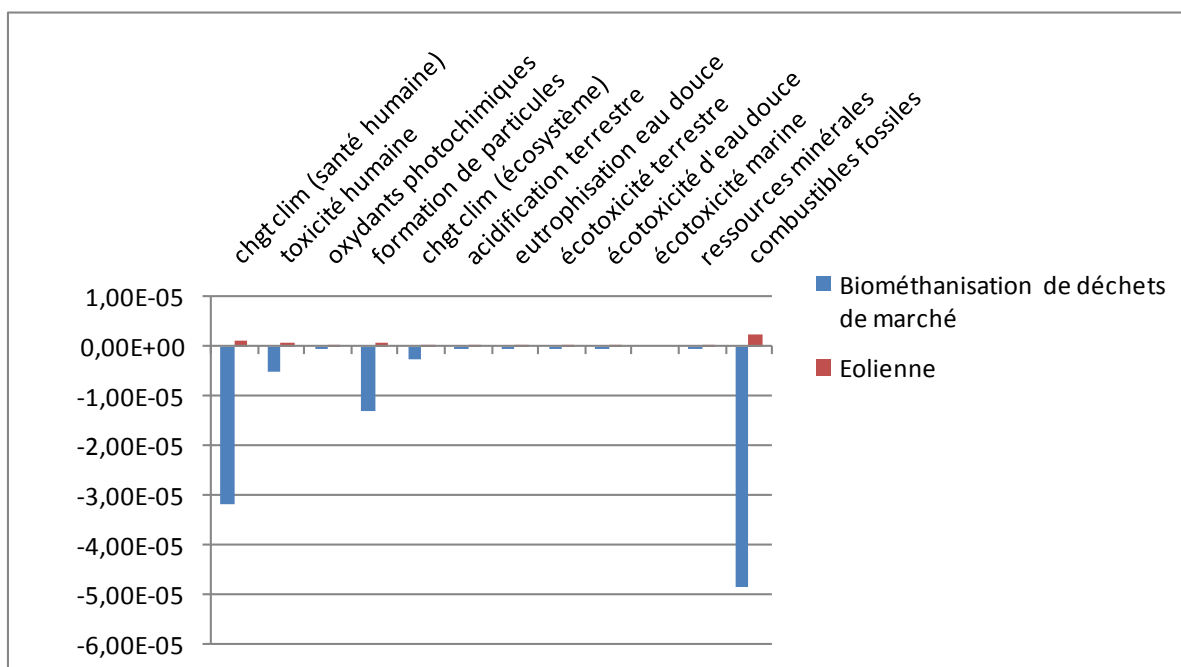


FIGURE 71: SCORES NORMALISÉS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ COMPARÉ À ÉOLIENNE

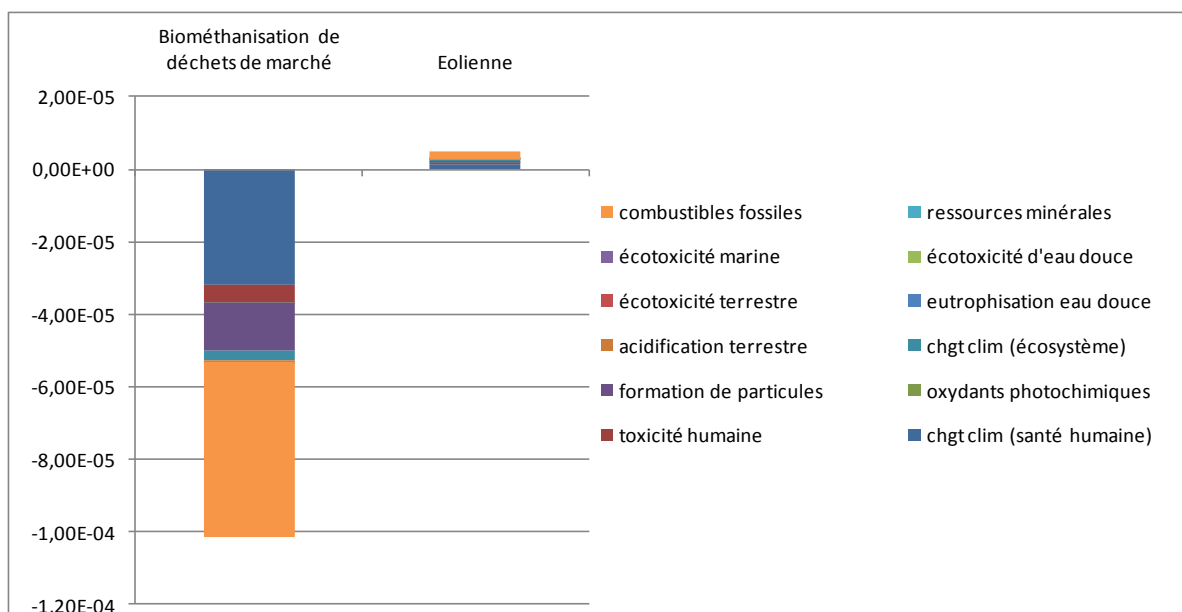


FIGURE 72: SCORE UNIQUE - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ ET ÉOLIENNE

Au vu du rôle très important joué par le digestat, nous allons également comparer la biométhanisation de déchets de marché, dans le cas où le digestat ne peut pas être valorisé, avec les éoliennes.

- *Digestat non valorisé*

Le transport du digestat sera néanmoins pris en compte car, même s'il n'est pas valorisé, il est nécessaire de l'évacuer du site de biométhanisation.

Dans ce cas, les scores caractérisés ne sont plus clairement à l'avantage de la biométhanisation (Tableau 40). En effet, dans certaines catégories, l'impact des éoliennes est beaucoup plus faible que celui de la biométhanisation. C'est notamment le cas de l'impact du changement climatique sur la santé humaine et sur les écosystèmes (impact 90% plus faible si les éoliennes sont utilisées), diminution des ressources en combustibles fossiles (impact 80% plus faible).

Par contre, dans d'autres catégories, la biométhanisation garde un score plus avantageux. Ces catégories sont : diminution des ressources minérales dont l'impact est 366% plus élevé si les éoliennes sont utilisées pour produire un kWh d'électricité plutôt que la biométhanisation. L'écotoxicité d'eau douce et marine voient quant à elles leur impact augmenter de 75% dans les mêmes conditions. Cependant, les impacts de ces trois catégories sont faibles comparativement aux autres impacts dans les catégories de la diminution des ressources et des impacts sur les écosystèmes.

TABLEAU 40: SCORES CARACTÉRISÉS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME SANS VALORISATION DU DIGESTAT (CAS DE BASE) ET ÉOLIENNE

Catégorie d'impact	Unité	Biométhanisation de déchet de marché - sans digestat	Éolienne	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	1,72E-07	1,56E-08	-91
Toxicité humaine	DALY	7,29E-09	7,88E-09	8
Formation des oxydants photochimiques	DALY	5,82E-12	1,39E-12	-76
Formation de particules	DALY	1,50E-08	8,34E-09	-45
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	9,72E-10	8,86E-11	-91
Acidification terrestre	Espèces.an	7,67E-13	2,72E-13	-65
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	4,74E-13	3,17E-13	-33
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	4,42E-13	1,76E-13	-60
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	5,26E-14	9,31E-14	77
Écotoxicité marine	Espèces.an	1,73E-16	3,02E-16	75
Diminution des ressources minérales	\$	2,16E-04	0,001	366
Diminution des combustibles fossiles	\$	2,73E-01	0,055	-80

La normalisation (Figure 73) montre que, dans toutes les catégories où l'impact atteint des scores importants (diminution des ressources en combustibles fossiles, impact du changement climatique sur la santé humaine et sur les écosystèmes, formation de particules), les éoliennes ont un impact environnemental plus faible que celui amené par la biométhanisation.

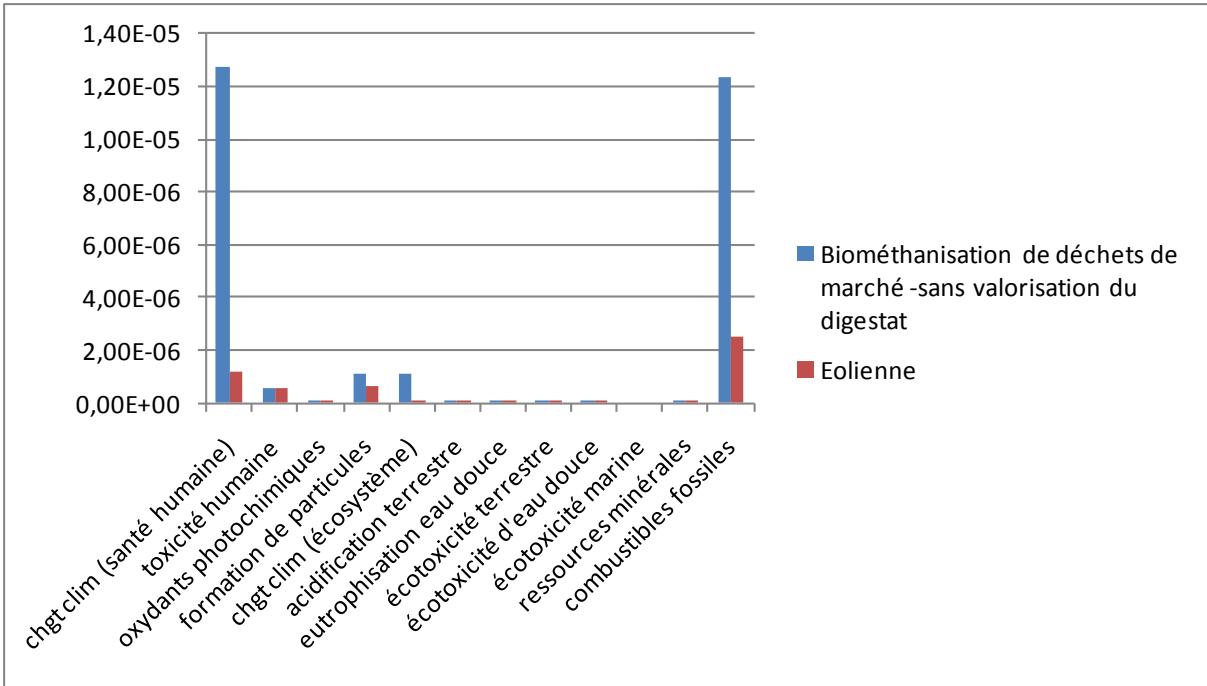


FIGURE 73: SCORES NORMALISÉS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ SANS VALORISATION DU DIGESTAT ET ÉOLIENNES

Le score unique (Figure 74) est donc logiquement fortement en faveur de l'électricité produite par les éoliennes. Les catégories qui ont le plus d'influence sont très clairement la diminution des ressources en combustibles fossiles (en orange sur la figure) et l'impact du changement climatique sur la santé humaine (en bleu).

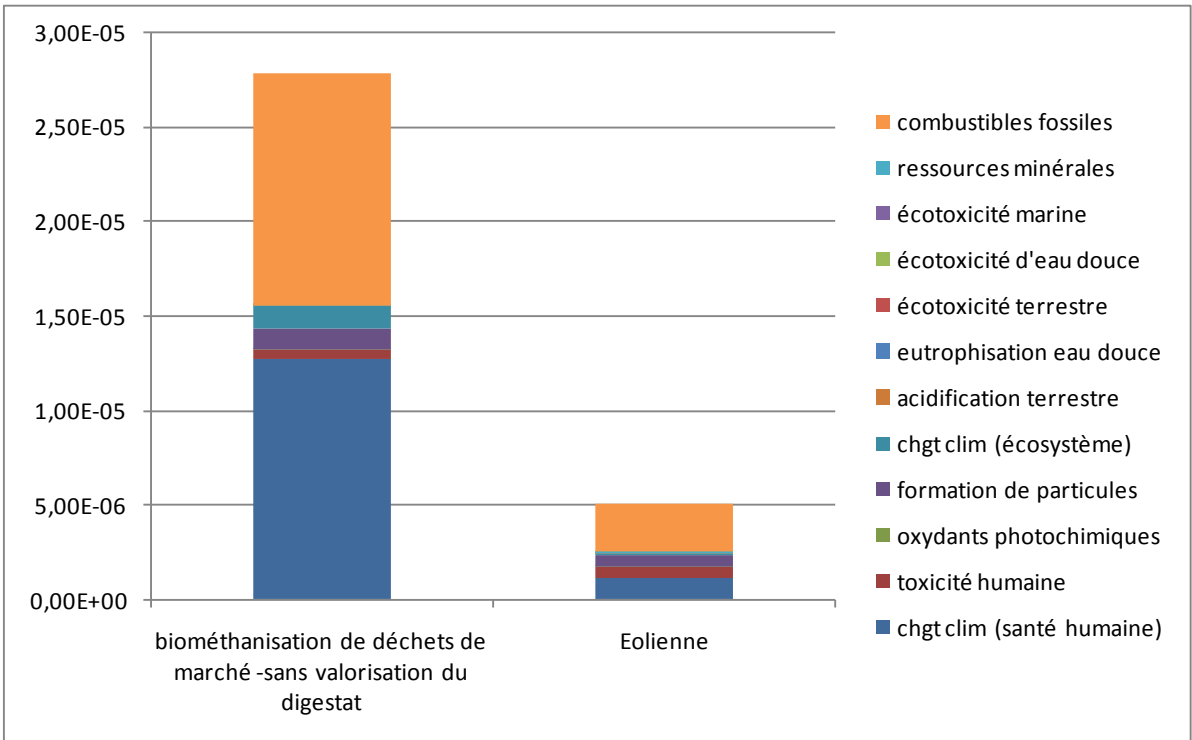


FIGURE 74: SCORE UNIQUE - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE MARCHÉ SANS VALORISATION DU DIGESTAT ET ÉOLIENNE

En conclusion, la biométhanisation de déchets de marché est plus favorable que l'énergie éolienne d'un point de vue environnemental dans le cas où le digestat peut être valorisé en remplacement d'engrais chimiques. Dans le cas contraire, il est plus favorable d'utiliser l'énergie éolienne.

6.8.3. COMPARAISON DE LA BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME ET DE L'ÉOLIENNE

- *Digestat valorisé*

À nouveau, la caractérisation (Figure 75) est à l'avantage de la biométhanisation qui, pour chaque catégorie, permet un bénéfice environnemental alors que l'éolienne a un impact environnemental négatif surtout dans les catégories diminution des ressources minérales et écotoxicité d'eau douce et marine.

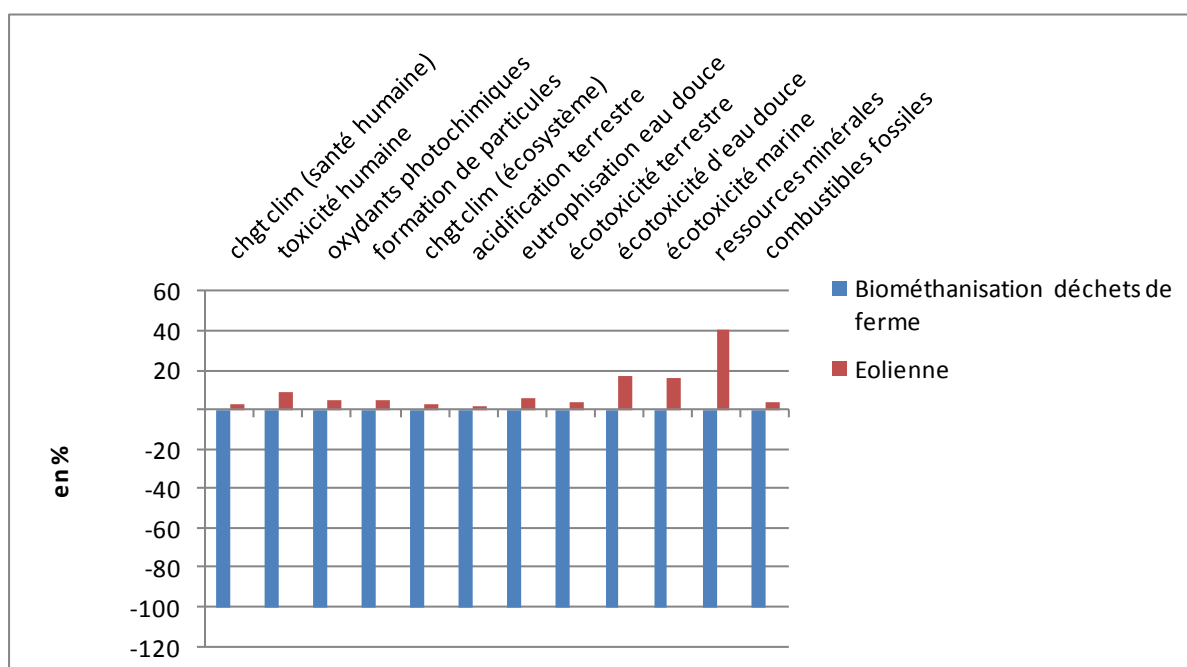


FIGURE 75: CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME ET ÉOLIENNE

Les scores caractérisés (Tableau 41) montrent à nouveau clairement l'avantage de la biométhanisation dans les catégories précitées (de 140% pour la diminution des ressources minérales et de 115% pour l'écotoxicité d'eau douce et marine). Cependant, ces trois catégories ont des impacts très faibles. Pour les autres catégories, l'avantage de la biométhanisation est proche de 100%.

TABLEAU 41: SCORES CARACTÉRISÉS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME (CAS DE BASE) ET ÉOLIENNE

Catégorie d'impact	Unité	Biométhanisation de déchets de ferme	Éolienne	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	-5,60E-07	1,56E-08	-103
Toxicité humaine	DALY	-9,21E-08	7,88E-09	-109
Formation des oxydants photochimiques	DALY	-3,30E-11	1,39E-12	-104
Formation de particules	DALY	-1,63E-07	8,34E-09	-105
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	-3,17E-09	8,86E-11	-103
Acidification terrestre	Espèces.an	-1,51E-11	2,72E-13	-102
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	-5,93E-12	3,17E-13	-105
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	-4,75E-12	1,76E-13	-104
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	-5,62E-13	9,31E-14	-117
Écotoxicité marine	Espèces.an	-1,91E-15	3,02E-16	-116
Diminution des ressources minérales	\$	-0,002	0,001	-141
Diminution des combustibles fossiles	\$	-1,5	0,06	-104

Les scores caractérisés (Figure 76) montrent que les catégories qui ont le plus d'impact (par ordre décroissant d'importance) sur le score global sont la diminution des ressources en combustibles fossiles, l'impact du changement climatique sur la santé humaine et la formation de particules. Ces catégories sont celles qui bénéficient le plus du remplacement d'engrais chimique par le digestat issu de la biométhanisation d'où la différence importante qui prévaut ici.

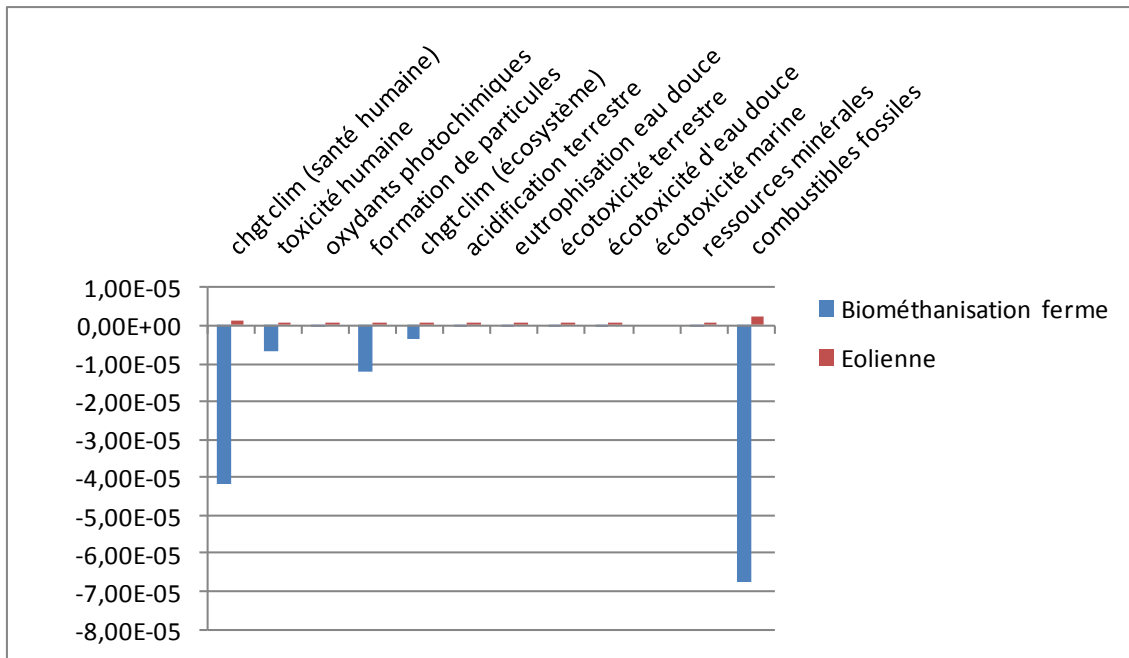


FIGURE 76: SCORES NORMALISÉS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME ET ÉOLIENNES

Le score unique (Figure 77) est à l'avantage de la biométhanisation qui, grâce à l'utilisation du digestat comme fertilisant chimique, parvient à un bénéfice environnemental alors que l'éolienne à un faible impact environnemental. La différence est encore plus marquée ici que dans le cas précédent (6.8.2 Comparaison de la biométhanisation de déchets de marché et de l'éolienne) car la quantité de digestat produite est plus importante ce qui amène un bénéfice environnemental plus grand (6.5.3 Comparaison de la biométhanisation de déchets de marché et de déchets de ferme).

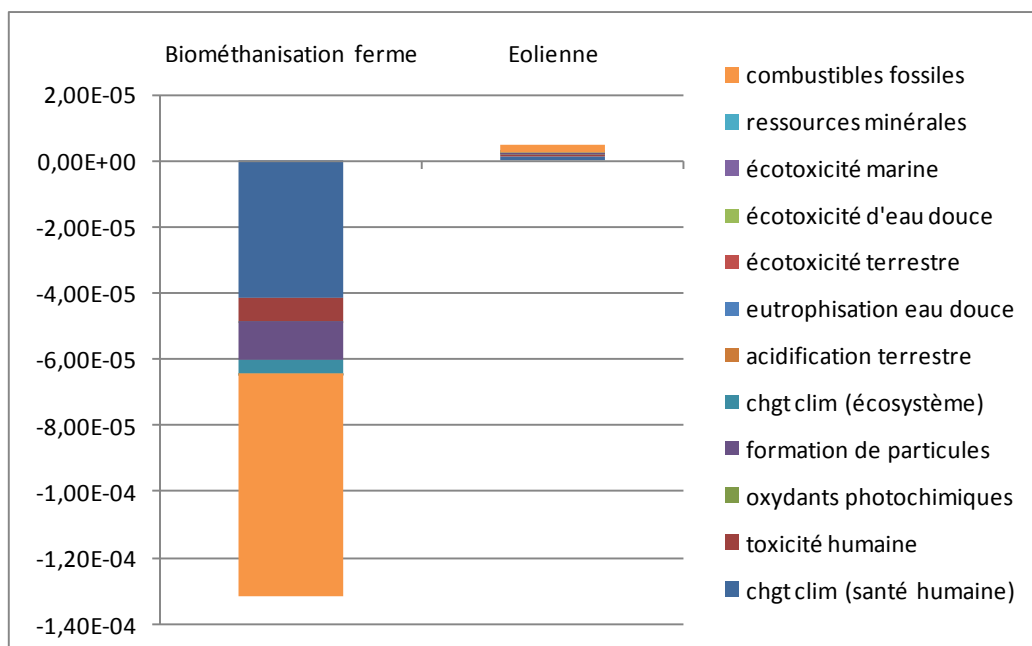


FIGURE 77: SCORE UNIQUE - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME ET ÉOLIENNES

Ce cas met à nouveau en évidence le très grand rôle joué par la valorisation du digestat en tant qu'engrais chimique. Nous allons de nouveau réaliser la même comparaison sans prendre en compte cette valorisation du digestat.

- *Sans valorisation du digestat*

Le transport du digestat sera néanmoins pris en compte puisque même s'il n'est pas valorisé, il est nécessaire de l'évacuer de l'unité de production du biogaz.

Au vu du Tableau 39 et de la Figure 78, nous trouvons exactement les mêmes conclusions qu'au paragraphe 6.8.2 Comparaison de la biométhanisation de déchets de marché et de l'éolienne lorsque le digestat n'est pas valorisé.

TABLEAU 42: SCORES CARACTÉRISÉS: BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERMES SANS VALORISATION DU DIGESTAT (CAS DE BASE) ET ÉOLIENNES

Catégorie d'impact	Unité	Biométhanisation de déchets de ferme – sans digestat	Eolienne	% de variation
Impact du changement climatique sur la santé humaine	DALY	2,84E-07	1,56E-08	-94
Toxicité humaine	DALY	2,28E-08	7,88E-09	-65
Formation des oxydants photochimiques	DALY	3,45E-11	1,39E-12	-96
Formation de particules	DALY	8,53E-08	8,34E-09	-90
Impact du changement climatique sur les écosystèmes	Espèces.an	1,61E-09	8,86E-11	-94
Acidification terrestre	Espèces.an	3,39E-12	2,72E-13	-92
Eutrophisation de l'eau douce	Espèces.an	1,16E-12	3,17E-13	-73
Écotoxicité terrestre	Espèces.an	2,01E-12	1,76E-13	-91
Écotoxicité d'eau douce	Espèces.an	1,63E-13	9,31E-14	-43
Écotoxicité marine	Espèces.an	5,33E-16	3,02E-16	-43
Diminution des ressources minérales	\$	1,31E-03	0,001	-23
Diminution des combustibles fossiles	\$	5,93E-01	0,055	-91

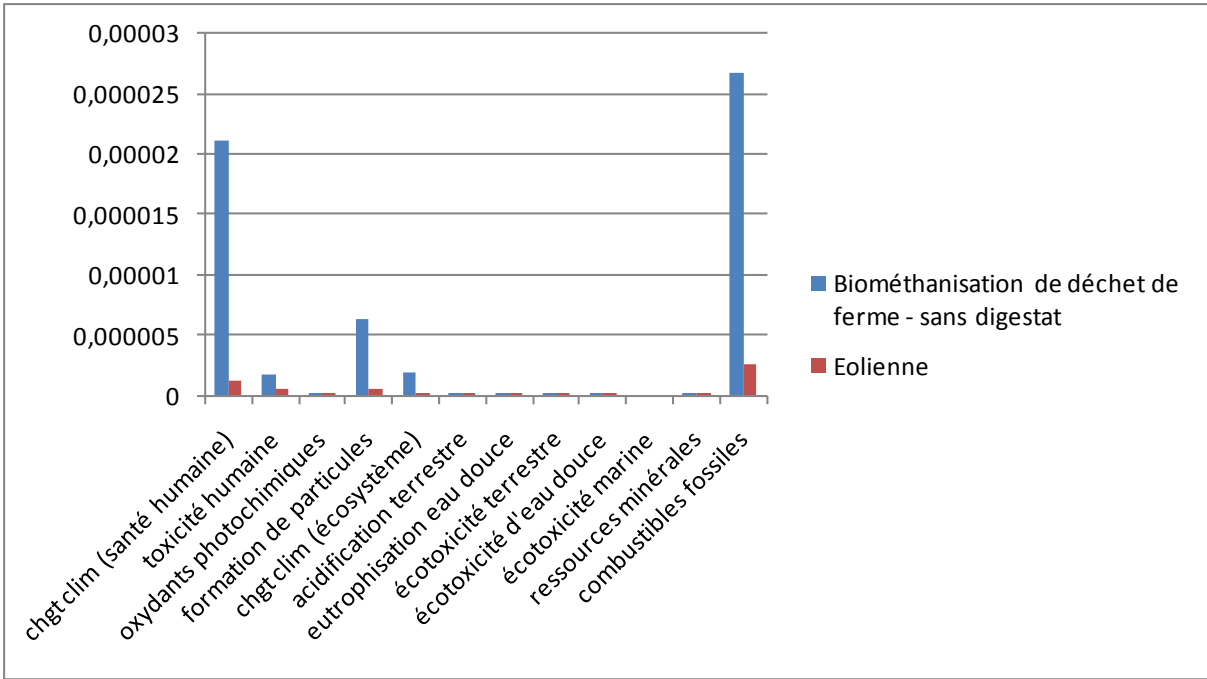


FIGURE 78: SCORE NORMALISÉS - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME SANS VALORISATION DU DIGESTAT ET ÉOLIENNE

Le score unique (Figure 79) est comme précédemment fortement à l'avantage de l'électricité produite à partir d'éoliennes qui a un score 11 fois plus faible que celui de la biométhanisation.

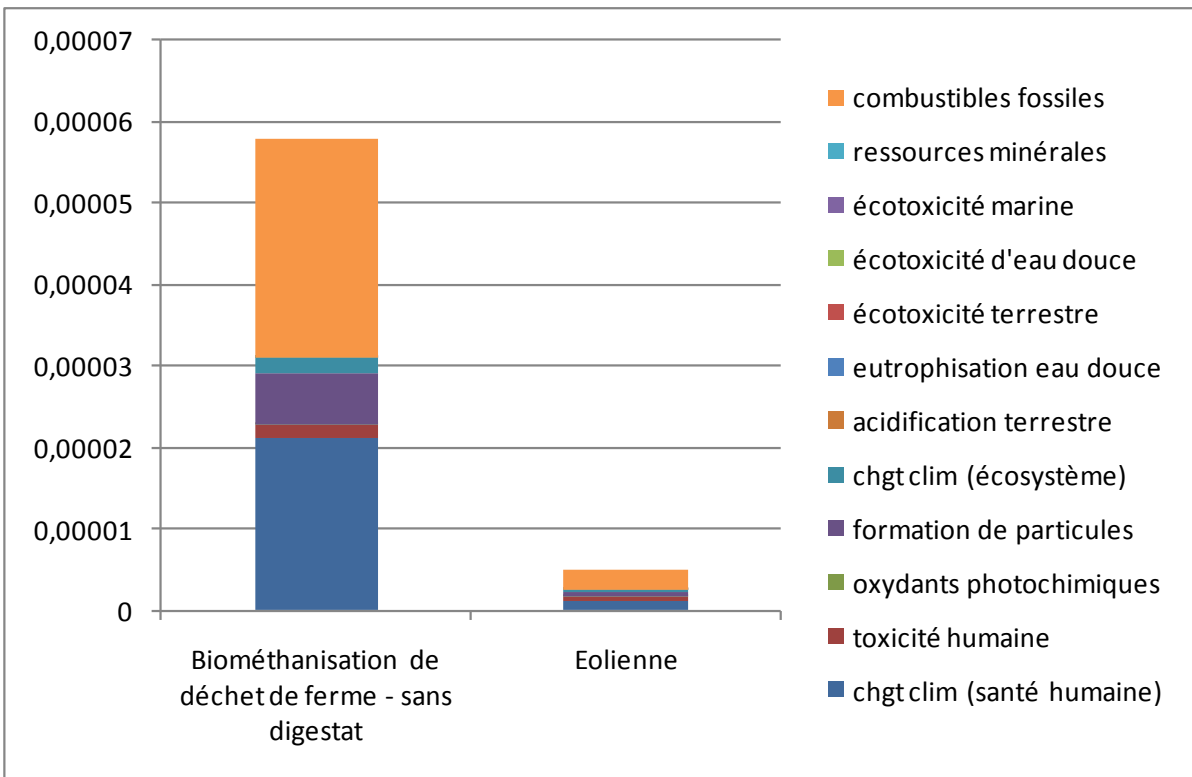


FIGURE 79: SCORE UNIQUE - BIOMÉTHANISATION DE DÉCHETS DE FERME SANS VALORISATION DU DIGESTAT ET ÉOLIENNE

Dans le cas où le digestat n'est pas valorisé, la biométhanisation perd son bénéfice environnemental. Cependant, de nombreux paramètres ne peuvent être pris en compte dans un ACV, comme l'intermittence de la production électrique. En effet, les éoliennes, qui utilisent l'énergie du vent, sont, par définition, une source d'énergie intermittente et pour pouvoir les implémenter à très large échelle, un système de stockage de l'électricité est nécessaire. La biométhanisation est également une source d'énergie intermittente car son approvisionnement n'est pas toujours régulier. Néanmoins, comme c'est le cas pour l'unité de biométhanisation de déchets de marché (6.2.1 Déchets agroalimentaires [106]), il est possible de compenser le caractère saisonnier de certaines matières premières en utilisant des matières faciles à stocker, notamment via un ensilage.

6.8.4. INCERTITUDES

6.8.4.1. ÉOLIENNE

Comme le montrent les scores caractérisés (Figure 80) certaines catégories sont sujettes à des incertitudes très élevées ; il s'agit de l'écotoxicité d'eau douce (350%) et marine (un peu moins de 350%), la toxicité humaine (300%), l'eutrophisation d'eau douce (250%) et l'écotoxicité terrestre (160%). De nouveau, il s'agit des catégories qui sont liées aux métaux lourds pour lesquels les incertitudes restent extrêmement élevées.

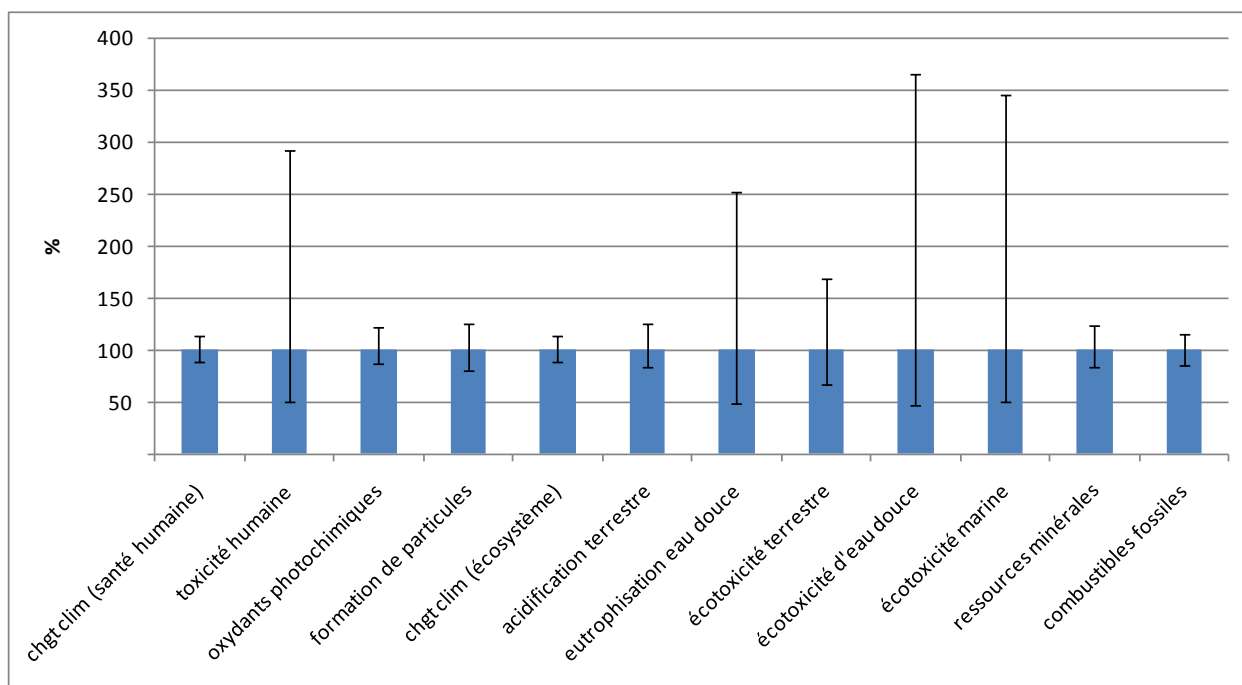


FIGURE 80: INCERTITUDES - CARACTÉRISATION EN POURCENTAGES RELATIFS – ÉOLIENNE

Les catégories d'impact qui sont sujettes au plus d'incertitudes sont celles liées à la santé humaine puis aux ressources. Les incertitudes concernant les écosystèmes sont faibles et cette catégorie a de toute façon un impact très faible comparativement aux deux catégories précédentes. Le score unique (Figure 82) montre une variation due aux incertitudes de plus de 0,004 point. Ce qui implique que le score varie entre 0,0013 et 0,0018 point.

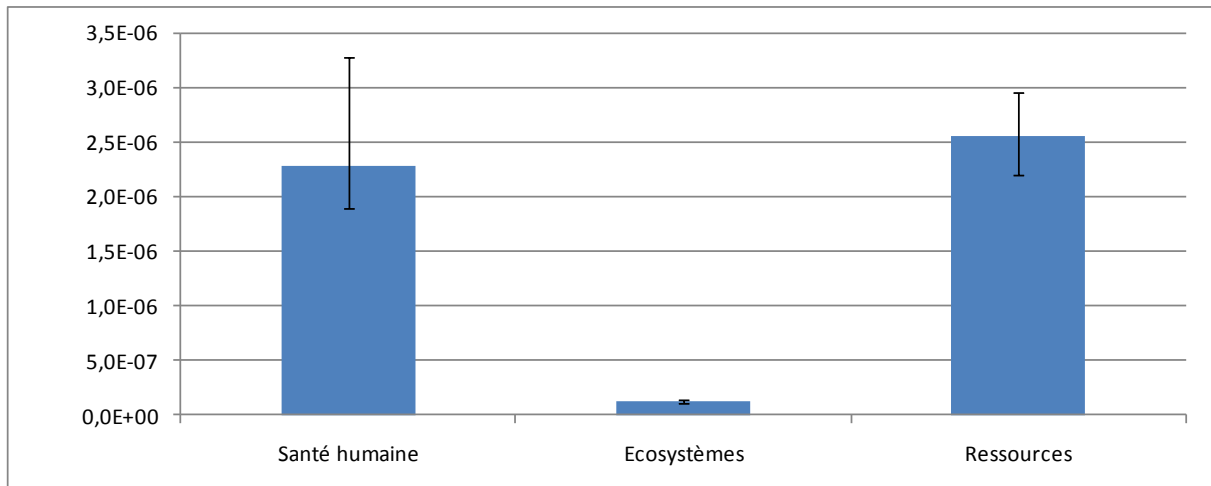


FIGURE 81: INCERTITUDES - NORMALISATION –ÉOLIENNE

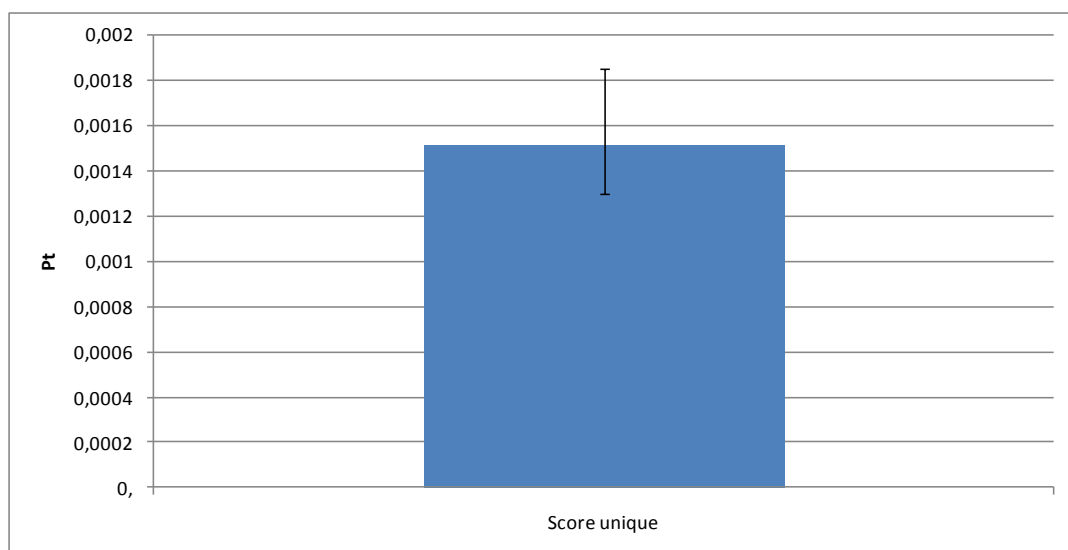


FIGURE 82: INCERTITUDE - SCORE UNIQUE – ÉOLIENNE

6.8.4.2. COMPARAISON AVEC LA BIOMÉTHANISATION

Pour les deux unités de biométhanisation envisagées ici (biométhanisation de déchets de marché et biométhanisation de déchets de ferme), les incertitudes, bien qu'élevées, montrent que même dans les cas les plus défavorables, les deux unités précitées gardent un bénéfice environnemental. Elles restent donc meilleures du point de vue environnemental que l'éolienne qui même dans le cas le plus favorable garde un score positif.

En conclusion, même en prenant en compte les incertitudes élevées, la biométhanisation garde son avantage environnemental vis-à-vis des éoliennes.

6.9. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

6.9.1. CONCLUSIONS

L'analyse du cycle de vie des deux unités de biométhanisation envisagées plus haut (biométhanisation de déchets de ferme et biométhanisation de déchets de marché) ont mis en évidence le rôle très important joué par la valorisation du digestat en tant que fertilisant chimique, qui permet à la biométhanisation de réaliser un bénéfice environnemental important surtout dans les catégories (classées ici par ordre décroissant d'importance) liées à la diminution des ressources en combustibles fossiles, à l'impact du changement climatique sur la santé humaine et à la formation de particules.

Le score unique de la biométhanisation montre donc clairement un bénéfice environnemental. Celui-ci est d'autant plus élevé que la quantité de matière assimilable dans le digestat est élevée.

Les différentes études de sensibilité conduites ont permis, à nouveau, de souligner le rôle important joué par la valorisation du digestat. De plus, la distance de transport du digestat est également un paramètre important surtout si le digestat n'est pas séché avant transport. En effet, si la distance de transport du digestat devient importante et que le digestat n'est pas séché, le bénéfice environnemental de la biométhanisation est perdu.

L'analyse d'incertitude quant à elle, montre que des incertitudes très élevées persistent dans notre analyse du cycle de vie. En effet, les catégories liées à la santé humaine et aux ressources pourraient voir leurs scores fortement varier suite aux incertitudes importantes qui y sont associées.

La comparaison de deux unités de biométhanisation (biométhanisation de déchets de ferme et biométhanisation de déchets de marché) avec la production d'un kWh d'électricité via une éolienne montre qu'il est préférable d'un point de vue environnemental d'utiliser la biométhanisation. En effet, celle-ci amène un bénéfice environnemental alors que l'éolienne amène un léger impact négatif pour l'environnement. Toutefois, l'avantage de la biométhanisation est perdu si le digestat ne peut pas être valorisé.

6.9.2. PERSPECTIVES

Les résultats précédents tendent à démontrer le grand bénéfice environnemental qui peut être tiré de l'implémentation d'unités de biométhanisation si le digestat peut être utilisé comme fertilisant. De plus, la distance de transport du digestat est aussi un point important. Des dispositions légales claires et favorisant l'usage du digestat à proximité de l'unité de biométhanisation sont donc nécessaires pour pleinement mettre à profit le bénéfice environnemental lié à l'utilisation de la biométhanisation.

De plus, de nombreux progrès dans la réalisation de biométhaniseurs et des rendements obtenus sont encore à espérer vu le grand nombre de recherches sur ce sujet.

Une analyse du cycle de vie plus poussée d'unités de biométhanisation est néanmoins à recommander. En effet, notre analyse est sujette à des incertitudes élevées. De plus, tous les éléments intervenant dans le cycle de vie n'ont pu être pris en compte simultanément. Ainsi les émissions ayant lieu durant la méthanisation mais également provenant du digestat n'ont pu être prises en compte dans les cas de base. Dans le cas discuté en analyse de sensibilité, mais basé sur la littérature, ces émissions étaient considérées mais c'est alors l'impact de l'infrastructure qui a dû être négligé. Des mesures précises des émissions sur une unité existant, dont toutes les données liées à l'infrastructure sont connues, permettraient de réaliser une ACV plus précise et plus fiable.

Cependant, pour que la biométhanisation soit rentable, des primes et incitants financiers sont encore nécessaires. Le potentiel d'installation de biométhanisation en région wallonne est encore très élevé bien que de nombreux projets se mettent en route. Pour que la biométhanisation puisse occuper la place qu'elle mérite en tant que producteur d'électricité, une réglementation adaptée ainsi que des subsides sont nécessaires.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

CONCLUSIONS

La méthodologie ACV a permis de mettre en évidence l'avantage environnemental des différentes filières de productions d'électricité renouvelable ainsi que les étapes clés d'un point de vue environnemental dans l'ensemble du cycle de vie de ces filières.

L'étude des panneaux photovoltaïques a ainsi démontré la contribution importante de l'étape de purification de silicone sur l'impact environnemental d'un PV. Le système de raccordement montre aussi une contribution non négligeable.

L'avantage de l'utilisation de panneaux photovoltaïques en remplacement d'électricité fournie par le réseau belge a ensuite été démontré. Cependant, dans le cas où, comme en Suisse, le mix énergétique utilisé pour produire l'électricité est basé en grande partie sur des ressources renouvelables et nucléaires, cet avantage est perdu.

Pour ce qui concerne la biométhanisation, le rôle crucial joué par la valorisation du digestat en tant qu'engrais chimique a été démontré. En effet, cette valorisation permet à la biométhanisation de réaliser un bénéfice environnemental important. L'importance de valoriser ce digestat à proximité de l'unité de biométhanisation, enfin d'éviter de longues distances de transport, surtout si le digestat n'est pas séché a également été mise en évidence.

Lors de la comparaison de la biométhanisation avec l'énergie éolienne, cette dernière montre un moins bon bénéfice environnemental. Toutefois ce classement s'inverse si le digestat ne peut plus être valorisé en tant que fertilisant.

Tous ces résultats ont été validés via des analyses de sensibilité et d'incertitude.

PERSPECTIVES

Les avancées attendues dans le domaine des panneaux photovoltaïques sont nombreuses (amélioration du rendement et de la durée de vie, mise au point de procédés de recyclage intéressants d'un point de vue environnemental, etc.) que ce soit pour les PVs en silicone multicristallin mais également pour tous les autres types de panneaux, dont certains sont prometteurs (cellules organiques, etc). Toutes ces améliorations pourraient encore contribuer à

réduire l'impact environnemental des panneaux photovoltaïques qui montrent déjà des performances plus qu'intéressantes.

La biométhanisation, quant à elle, montre des possibilités très importantes de bénéfices environnementaux. Des normes adaptées afin de favoriser l'usage du digestat à proximité de l'unité sont cependant nécessaires. En Wallonie, des recherches en ce sens sont réalisées [64]; c'est pourquoi la biométhanisation ne peut que gagner du terrain.

Cependant, les éoliennes, bien que ne bénéficiant pas du bénéfice environnemental important de la biométhanisation, montrent tout de même un impact très faible ce qui les rend également intéressantes.

Les nombreuses politiques visant à favoriser l'implémentation de ces technologies permettent donc un bénéfice environnemental certain. De plus, une utilisation à plus large échelle de ces technologies devrait amener une diminution du coût.

Ces techniques de production d'électricité peuvent contribuer à la sécurité de notre approvisionnement énergétique en diminuant la part des importations qui sont actuellement très élevées dans ce secteur.

Le principal désavantage de ces différentes sources d'électricité est leur intermittence, c'est pourquoi la mise au point de système de stockage de l'électricité pourrait permettre à ces technologies de prendre une place prépondérante dans notre approvisionnement énergétique. Les nombreuses recherches en ce sens laissent à espérer des avancées importantes dans ce domaine.

La part que prennent ces différentes sources d'électricité renouvelable ne devrait donc faire qu'augmenter dans les prochaines années.

BIBLIOGRAPHIE

1. ieuw. *Belgique et Protocole de Kyoto : état des lieux et perspectives*. 2008 [cited 2010 17-05-2011]; Available from: <http://www.iewonline.be/IMG/pdf/NoteKyoto.pdf>.
2. *Les actions de l'UE contre le changement climatique*. Agir pour le climat 2011 [cited 2011 25-02-2011]; Available from: http://ec.europa.eu/climateaction/eu_action/index_fr.htm.
3. Sausse, I. *Minimum 13% d'énergies renouvelables en 2020 : la Wallonie s'y engage*. 2010 [cited 2011 25-05-2011].
4. Nucléaire, F. *Dépendance énergétique de la Belgique*.
5. Goetzberger, A., C. Hebling, and H.-W. Schock, *Photovoltaic materials, history, status and outlook*. Materials Science and Engineering, 2003. **40**.
6. Shepperd, L.W. and E.H. Richards, *Solar Photovoltaics for Development Applications*, U.D.o. Commerce, Editor 1993, National Technical Information Service: Springfield. p. 52.
7. Domain, F. *Solaire Photovoltaïque*. 2007. 37.
8. Thibert, T., *Le Photovoltaïque : état de l'art et perspectives*, in *Production décentralisée d'énergie*2011: Liège.
9. Vériot, G. and M. Firon, *cellules photovoltaïques organiques : vers le tout polymère...*. CLEFS CEA, hivers 2004-2005. **N° 50/51**.
10. Green, A.M., *Silicon Photovoltaic Modules: A Brief History of the First 50 Years*. Progress in photovoltaic: research and applications, 2005. **13**.
11. TAILLANT, P., *Compétition technologique, rendements croissants et lock-in dans la production d'électricité d'origine solaire photovoltaïque.*, in *Faculté des Sciences Economiques*2001, Université de Montpellier I: Montpellier. p. 33.
12. Raugai, M. and P. Frankl, *Life cycle impacts and costs of photovoltaic systems: current state of the art and future outlooks*. Energy, 2009. **34**.
13. Fthenakis, V.M., H.C. Kim, and E. Alsema, *Energy Use and Greenhouse Gas Emissions in The Life Cycle of Thin Film CdTe Photovoltaics*, in *Proceeding of Symposium G-Life Cycle Analysis*2005: Boston.
14. *Trends in photovoltaic applications : survey report of selected IEA countries between 1992 and 2009*, 2010, IEA International Energy Agency.
15. Simus, P., Y. Marenne, and D. Willems, *Bilan énergétique de la Wallonie en 2009 - Bilan de production et transformation*, S.P.d. Wallonie, Editor 2011, ICEDD asbl. p. 132.
16. Eliot, P., F. Lasnier, and V. Pergeline. *Future of photovoltaics for residential applications in France*. in *Third E.C. Photovoltaic Solar Energy Conference*. 1980. Cannes, France: Reidel.
17. Cherry, W.R., *The generation of pollution free electrical power from solar energy*. The generation of pollution free electrical power from solar energy, 1971: p. 18 pp.
18. Maycock, P.D. *The development of photovoltaics as a power source of large scale terrestrial application*. in *Thirteenth IEEE Photovoltaic Specialists Conference-1978*. 1978. Washington, DC,: IEEE.
19. Phylispen, G.J.M. and E.A. Alsema *Environmental life-cycle assesment of multicrystalline silicon solar cell modules*. 1995.
20. Jungbluth, N., et al., *Life Cycle Assessment for Emerging Technologies: Case Studies for Photovoltaic and Wind Power*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2005. **10**.
21. Goedkoop, M. and R. Spriensma, *The Eco-Indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment : Methodology report* P.C. b.v., Editor 2001: The Netherlands.
22. *Eco-Indicator 99 Manual for Designers - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*, S.P.a.t.E.C. Directorate, Editor 2000, Ministry of Housing: The Netherlands.

23. Graebig, M., S. Bringezu, and R. Fenner, *Comparative analysis of environmental impacts of maize-biogas and photovoltaics on a land use basis*. Solar Energy, 2010. **84**.
24. M.J. de Wild-Scholten and E.A. Alsema, *Environmental life cycle inventory of crystalline silicon photovoltaic module production*, in *Materials Research Society Fall 2005 Meeting* 2005: Boston.
25. Fthenakis, V.M., E.A. Alsema, and M.J.d. Wild-Scholten, *Life Cycle Assessment of Photovoltaic: Perceptions, Needs and Challenges*, in *31st IEEE Photovoltaic Specialist Conference* 2005: Orlando.
26. Alsema, E.A. and M.J.d. Wild-Scholten, *Environmental Impact of Crystalline Silicon Photovoltaic Module Production*, in *CIRP International Conference on Life Cycle Engineering* 2006: Leuven.
27. Heijungs, R., et al., *Environmental Life Cycle Assessment of Products- Guide*, 1992, Centre of Environmental Science (CML): Leiden.
28. Heijungs, R., et al., *Environmental Life Cycle of Products - Background*, 1992, Centre of Environmental Science (CML): Leiden.
29. Guinee, J., *Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2001. **6**(5): p. 255-255.
30. Pacca, S., D. Sivaraman, and G.A. Keoleian, *Parameters affecting the life cycle performance of PV technologies and systems*. Energy Policy, 2007. **25**.
31. Zhai, P. and E.D. Williams, *Dynamic Hybrid Life Cycle Assessment of Energy and Carbon of Multicrystalline Silicon Photovoltaic Systems*. Environmental Sciences & Technology 2010. **44**(20).
32. Stoppato, A., *Life Cycle Assessment of photovoltaic electricity generation*. Energy, 2008. **33**.
33. Mason, J.M., et al., *Energy Pay-Back and Life Cycle CO₂ Emissions of the BOS in an Optimized 3.5 MW PV Installation*. Progress in Photovoltaics Research and Applications 2006. **14**.
34. Morh, N., et al., *Environmental Impact of thin-film GaInP/GaAs and multicrystalline silicon solar modules produced with solar electricity*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2009. **14**.
35. Fthenakis, V.M. and E.A. Alsema, *Sustainability of photovoltaics: The case for thin-film solar cells*. Renewable and Sustainable Energy Reviews 2009. **13**.
36. *Compared assessment of selected environmental indicators of photovoltaic electricity in OECD cities* 2006. 56.
37. Fthenakis, V.M. and E.A. Alsema, *Photovoltaics Energy Payback Times, Greenhouse Gas Emissions and external Costs: 2004-early 2005 Status*. Progress in photovoltaic research and applications 2006. **14**.
38. Pietrapertosa, F., et al., *Life Cycle Assessment, ExternE and Comprehensive Analysis for an integrated evaluation of the environmental impact of anthropogenic activities*. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2009. **13**(5): p. 1039-1048.
39. Fthenakis, V.M., H.C. Kim, and E. Alsema, *Quantifying The Life-Cycle Environmental Profile of Photovoltaics and Comparisons with Other Electricity-Generation Technologies*, in *4th World Conference on Photovoltaic Conversion* 2006: Hawaii.
40. Jungbluth, N., M. Tuchschnid, and M.d. Wild-Scholten *Life Cycle Assessment of Photovoltaics: Update ofecoinvent data v2.0*. 2008.
41. Fthenakis, V.M., H.C. Kim, and E. Alsema, *Emissions from Photovoltaic Life Cycles*. Environmental Science & Technology, 2008. **42**(6).
42. Fthenakis, V.M., H.C. Kim, and E. Alsema *Photovoltaics: Life-Cycle analyses*. ScienceDirect, 2009.
43. Wild-Scholten, M.J.d., et al., *A cost and environmental impact comparison of grid-connected rooftop and ground-based PV systems*, in *21th European Photovoltaic Solar Energy Conference* 2006: Germany.

44. Perpiñan, O., et al., *Energy Payback Time of Grid Connected PV Systems: Comparison Between Tracking and Fixed Systems*. Progress in photovoltaics: research and applications, 2009. **17**.
45. Laleman, R., J. Albrecht, and J. Dewulf, *Life Cycle Analysis to estimate the environmental impact of residential photovoltaic systems in regions with a low solar irradiation*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2010. **15**.
46. Sherwani, A.F., J.A. Usmani, and Varum, *Life Cycle Assessment of solar PV based electricity generation systems: A review*. Renewable and Sustainable Energy Reviews 2010. **14**.
47. Alsema, E., et al., *Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity*, in *Photovoltaic Power Systems Programme*, I.I.E. Agency, Editor 2009. p. 16.
48. Thiaux, Y., et al., *Load profile impact on the gross energy requirement of stand-alone photovoltaic systems*. Renewable Energy 2010. **35**.
49. Kato, K., A. Murata, and K. Sakuta, *An evaluation on the life cycle of photovoltaic energy system considering production energy of off-grade silicon*. Solar Energy Material and Solar Cell, 1997. **47**.
50. Phylispen G.J.M, A.E.A., *Environmental life-cycle assesment of multicrystalline silicon solar cell modules*, 1995, Netherlands Agency for Energy and the Environment.
51. Müller A, W.K., Alsema E. *Life cycle analysis of a solar module recycling process*. in *20th European Photovoltaic Solar Energy Conference*. 2005. Barcelona.
52. Ionel, I. and A.E. Ciobla, *Biogas production based on agricultural residues. From history to results and perspectives*. WSEAS TRANSACTIONS on ENVIRONMENT and DEVELOPMENT, 2010. **6(8)**: p. 13.
53. Wauthélet, M., *Traitement anaerobie des boues et valorisation du biogaz*, in *Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux*: Gembloux, Belgique.
54. Léonard, A., *Biométhanisation*, in *Faculté des sciences appliquées, Département de Chimie Appliquée* 2002, Université de Liège: Liège. p. 9.
55. Pertl, A., P. Mostbauer, and G. Obersteiner, *Climate balance of biogas upgrading systems*. Waste Management, 2010. **30**.
56. Poeschl, M., S. Ward, and P. Owende, *Prospects for expanded utilization of biogas in Germany*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2010. **14**.
57. Lantz, M., et al., *The prospects for an expansion of biogas systems in Swenden - Incentives, barriers and potentials*. Energy Policy, 2007. **35**.
58. Luc De Baere, W.S. *La technologie Dranco: une technologie unique de digestion anaérobie des déchets organiques solides*. 9.
59. Thyo, K.A. and H. Wenzel, *Life Cycle Assessment of Biogas from Maize silage and from Manure - for transport and for heat and power production under displacement of natural gas based heat works and marginal electricity in northern Germany*, 2007, Institute for Product Development: Aalborg SV. p. 47.
60. Ersahin, M.E., et al., *Biomethane Production as an Alternative Bioenergy Source from Codigesters Treating Municipal Sludge and Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*. Journal of Biomedecine and Biotechnologie, 2011. **2011**: p. 8.
61. *Le baromètre du biogaz*. Systemes Solaires- le journal des énergies renouvelables, 2007. **179**, 42.
62. Pöschl, M., S. Ward, and P. Owende, *Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways*. Applied Energy, 2010. **87**.
63. C. Chevalier, F.M., *Environmental assessment of biogas co or tri-generation units by life cycle analysis methodology*. Applied Thermal Engineering, 2005. **25**.
64. CWaPE. *Gaz issus de renouvelables*. 2011 [cited 2011 25-05-2011]; Available from: <http://www.cwape.be/?dir=4.2.05>
65. Ghafoori, E., P.C. Flynn, and M.D. Checkel, *Global warming impact of electricity generation from beef cattle manure : a life cycle assessment study*. International Journal of Green Energy, 2006. **3**.

66. Börjesson, P. and M. Berglund, *Environmental systems analysis of biogas systems- Part I: Fuel-cycle emissions*. Biomass and bioenergy, 2006. **30**.
67. Mignon, C. *Utilisation du digestat comme fertilisant en agriculture*. 2009 [cited 2011 1-05-2011]; Available from: http://www.valbiom.be/files/gallery/utilisation_du_digestat_comme_fertilisant_en_agriculture1284120093.pdf.
68. Gebrezgabher, S.A., et al., *Economic analysis of anaerobic digestion - A case of Green power biogas plant in The Netherlands*. NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences, 2010. **57**.
69. Paridaens, A.M. and S. Dufourny. *cadre administratif et législatif pour la mise en oeuvre d'une unité de biométhanisation en Région wallonne*. Biogaz Regions 2008 [cited 2011 1 mai 2011]; Available from: <http://www.valbiom.be/files/gallery/delivvable21221812907.pdf>.
70. Jeanmaire, M. and M. Deront. *La digestion anaérobie solide discontinue du fumier*. 1999 15-04-2011]; Travail semestriel interdisciplinaire 1999:[Available from: http://lbewww.epfl.ch/DA/JEANMAIRE_1999/Home.htm.
71. Edler, E. *Le biométhane, une énergie naturelle renouvelable qui a fait ses preuves*. 6.
72. *Valorisation de la biomasse asbl*. [cited 2011 25-05-2011]; Available from: <http://www.valbiom.be/index.php?url=fr/presentation-de-valbiom/nos-projets/projets-actuels/>.
73. *Le Facilitateur Biomasse énergie Entreprises à votre disposition (Biométhanisation et Bois-Energie)*. Portail de l'énergie en Wallonie 2006 [cited 2011 25-05-2011]; Available from: <http://energie.wallonie.be/fr/le-facilitateur.html?IDC=6198>.
74. Bühle, L., R. Stüpnagel, and M. Wachendorf, *Comparative life cycle assessment of the integrated generation of solid fuel and biogas from biomass (IFBB) and whole crop digestion (WCD) in Germany*. Biomass and bioenergy, 2011. **35**.
75. Börjesson, P. and L.M. Tufvesson, *Agricultural crop-based biofuels - resource efficiency and environmental performance including direct land use changes*. Journal of Cleaner Production, 2010: p. 13.
76. Jury, C., et al., *Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid*. Biomass and bioenergy, 2010. **34**.
77. Ahlgren, S., et al., *Nitrogen fertiliser production based on biogas - Energy input, environmental impact and land use*. **Bioresource Technology**, 2010. **101**.
78. Fredriksson, H., et al., *Use of on-farm produced biofuels on organic farms- Evaluation of energy balances and environmental loads for three possible fuels*. Agricultural Systems, 2006. **89**.
79. Trakarn Prapasongsa, P.C., Jannick H. Schmidt, Mikkel Thrane, *LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems*. Journal of Cleaner Production, 2010. **18**.
80. Ishikawa, S., et al., *Evaluation of a biogas plant from life cycle assessment*. International Congress Series, 2006. **1293**.
81. DiStefano, T.D. and L.G. Belenky, *Life-Cycle Analysis of Energy and Greenhouse Gas Emissions from Anaerobic Biodegradation of Municipal Solid Waste*. Journal of environmental Engineering, 2009. **135**(11).
82. Moller, J., A. Boldrin, and T.H. Christensen, *Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution*. Waste Management & Research, 2009. **27**.
83. Berglund, M. and P. Börjesson, *Assesment of energy performance in the life-cycle of biogas production*. Biomass and bioenergy, 2006. **30**.
84. Börjesson, P. and M. Berglund, *Environmental systems analysis of biogas systems- Part II: The environmental impact of replacing various reference systems*. Biomass and bioenergy, 2007. **31**.

85. Arif, M., J.A. Usmani, and A. Chandra, *Life Cycle Analysis of Biogas System*, in *The 2nd Joint International Conference on "Sustainable Energy and Environment (SEE 2006)"* 2006: Bangkok, Thailand. p. 4.
86. Srinivasan, S., *Positive externalities of domestic biogas initiatives : Implications for financing*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2008. **12**.
87. Emmanuel K. Yiridoe, R. Gordon, and B.B. Brown, *Nonmarket cobenefits and economic feasibility of on-farm biogas energy production*. Energy Policy, 2009. **37**.
88. Mata-Alvarez, J., S. Macé, and P. Llabrés, *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresource Technology, 2000. **74**.
89. *Tout savoir sur l'énergie éolienne en Wallonie*. [cited 2011 27-05-2011]; Available from: <http://eolien.be/node/94>.
90. [cited 2011 27-05-2011]; Available from: <http://windpower.org/en/>.
91. *Fonctionnement d'une éolienne*, in *Thermique et Energies*, WordPress, Editor 2010.
92. Lilien, J.L. *Les cellules photovoltaïques, les éoliennes, une introduction*. [cited 2011 27-05-2011]; Available from: http://www.tdee.ulg.ac.be/userfiles/file/production_PV_Eolienne_revu.pdf.
93. Berger, A., *Energie éolienne et émissions de CO2 en Belgique*, in *La Libre Belgique* 2007. p. 2.
94. *les énergies renouvelables (ER 02)*. Infos Fiches- énergie 2009 [cited 2011 27-05-2011]; Available from: http://documentation.bruxellesenvironnement.be/documents/IF_Energie_ER02_Part_FR.PDF.
95. ISO, *ISO 14040 : Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*, ISO, Editor 2006.
96. ISO, *ISO 14044 : Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices*, ISO, Editor 2006.
97. Baldan, O., *Evaluation des impacts environnementaux d'un procédé de gazéification de biomasse par analyse du cycle de vie*, in *Faculté des Sciences Appliquées Année académique 2007-2008*, Université de Liège: Liège. p. 82.
98. Goedkoop, M., et al., *ReCiPe 2008 : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level* R.O.e.M. Ministerie van Volkshuisvesting, Editor 2009, Ruimte en Milei. p. 132.
99. Léonard, A., S. Belboom, and R. Renzoni, *L'analyse de cycle de vie*, in *FORMATION IFC - « Sciences et Technologies pour relever le défi d'une société zéro émission de carbone »* 2010, Université de Liège: Liège.
100. *About SimaPro*. [cited 2011 23-05-2011]; Available from: <http://www.pre.nl/content/simapro-lca-software>.
101. *Welcome to the ecoinvent Centre portal*. 2011 [cited 2011 23-05-2011]; Available from: <http://www.ecoinvent.ch/>.
102. *Making the photovoltaic industry DoubleGreen*. 2010 [cited 2011 25-05-2011]; Available from: <http://www.pvcycle.org/index.php?id=3>.
103. *L'énergier solaire en Belgique*. 2011 [cited 2011 10-04-2011]; Available from: <http://www.greensun.be/FR/ENERGIE-SOLAIRE/LE-SOLAIRE-EN-BELGIQUE-1.ASPX>.
104. *Electricity/Heat in European Union - 27*. 2007 1-06-2011 [cited 2011 15-03-2011]; Available from: http://www.iea.org/stats/electricitydata.asp?COUNTRY_CODE=30.
105. Duquesne, M. *Manuel pour la gestion des procédures relatives aux performances énergétiques des bâtiments*. 2009 [cited 2011 23-05-2011]; Available from: http://www.uvcw.be/no_index/publications-online/70.pdf.
106. Thomas, M., *Les procédés de biométhanisation de GreenWatt*, 2011: Louvain-La-Neuve.