

Nouvelles approches pour l'évaluation environnementale des biocarburants avancés

Fabio Machado Menten

▶ **To cite this version:**

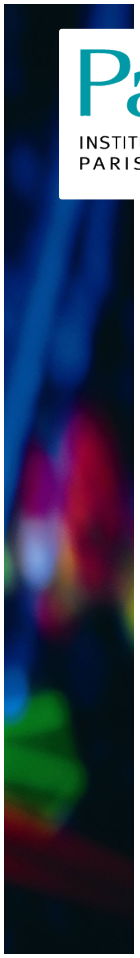
Fabio Machado Menten. Nouvelles approches pour l'évaluation environnementale des biocarburants avancés. Autre. Ecole nationale supérieure d'arts et métiers - ENSAM, 2013. Français. NNT : 2013ENAM0009 . pastel-00869565

HAL Id: pastel-00869565
https://pastel.hal.science/pastel-00869565

Submitted on 3 Oct 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

ARTS ET MÉTIERS ParisTech

2013-ENAM-0009

École doctorale n° 432 : Sciences des Métiers de l'Ingénieur

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers

Spécialité " Énergétique "

présentée et soutenue publiquement par

Fabio Machado MENTEN

le 26 mars 2013

Nouvelles approches pour l'évaluation environnementale des biocarburants avancés

Directeur de thèse : **Henri BERTIN**
Co-encadrement de la thèse : **Jean-François BONNET**

Jury

M. Benoît GABRIELLE, Professeur, INRA, AgroParisTech	Président
Mme. Catherine AZZARO-PANTEL, Professeur, LGC, ENSIACET	Rapporteur
M. Pascal LESAGE, Chercheur, CIRAIG, Polytechnique Montréal	Rapporteur
M. Henri BERTIN, Directeur de Recherche, CNRS, Arts et Métiers ParisTech	Examinateur
M. Jean-François BONNET, Maître de Conférences, I2M, Arts et Métiers ParisTech	Examinateur
M. Arnaud HELIAS, Maître de Conférences, INRA, Montpellier SupAgro	Examinateur
M. Jean-François GRUSON, Chef de Département D3E, IFP Energies nouvelles	Invité
Mme. Anne PRIEUR-VERNAT, Ingénieur de Recherche, GDF Suez	Invité

T H È S E

Arts et Métiers ParisTech - Centre de Bordeaux-Talence
Institut de Mécanique et d'Ingénierie

NOUVELLES APPROCHES POUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES BIOCARBURANTS AVANCÉS

Remerciements

Si aujourd'hui ma vision du monde a changé et si je peux dire que j'ai modestement contribué à la science, c'est grâce au soutien de diverses personnes que je veux sincèrement remercier.

Cette thèse a été réalisée à l'IFP Energies nouvelles en collaboration avec l'Institut de Mécanique et d'Ingénierie de Bordeaux (I2M – Département TREFLE) et je souhaiterais remercier les deux instituts pour leurs structures idéales de travail.

Un grand merci à mes encadrants qui m'ont fait confiance et m'ont guidé au cours de ces trois années (et quelques mois) de thèse. Merci à Frédérique Bouvart dont les apports techniques et la disponibilité ont été essentiels pour mener à bien ce travail. Je voudrais remercier Jean-François Bonnet pour son point de vue largement complémentaire et très enrichissant. Enfin, je tiens à remercier mon directeur de thèse, Henri Bertin, pour m'avoir éclairé le chemin pendant tout ce travail (et surtout pour avoir su me pousser à le finaliser).

Merci aux autres membres du jury d'avoir accepté de se pencher sur ce document ; que ce soient les rapporteurs, Catherine Azzaro-Pantel et Pascal Lesage, ou les examinateurs, Benoît Gabrielle, Anne Prieur et Arnaud Hélias.

Je remercie également les membres du comité de pilotage de cette thèse (ceux qui sont dans le jury et Nathalie Gagnaire) et les autres personnes ayant porté un regard critique sur ce travail (Laurent Bournay, Pierre Porot) pour leurs commentaires toujours constructifs.

Parmi mes collègues à l'IFPEN, je tiens à remercier en particulier à Stéphane Tchung-Ming et Daphné Lorne qui m'ont introduit dans le monde de la prospective énergétique. Laure Patouillard et Benoît Chèze… je ne sais pas trop comment vous remercier pour tout ce que vous m'avez apporté. C'était un vrai plaisir de partager ces dernières années avec vous (et je ne parle pas seulement de l'ACV et de l'économétrie)!

Merci encore à Alban Liégeard, Simon Vinot, Cécile Querleu, Pierre Collet, Claire Nicolas, Valérie Saint-Antonin, Jean François Gruson, Nathalie Alazard-Toux et tous les autres. Gardez toujours cette belle ambiance de travail ! Manuela Joly et Chantal Paron, je ne vous oublie pas… Merci !

Merci aux docteurs et futurs docteurs IFPEN (Laetitia de Navacelle, Vincent Bremond, Ibrahim Abada, Manuel Hérédia, Déborah Bouchonneau, Élodie Le Cadre,

Andrea Diaz Rincón, Amandine Chevalier et Marion Dupoux). Sans votre soutien, ce travail n'aurait pas été possible !

Je souhaiterais remercier toute l'équipe du CIRAIG pour leur accueil et gentillesse pendant mon séjour à Montréal, surtout Thomas Dandres pour son expertise et amitié, et Réjean Samson pour l'encadrement.

La thèse a été aussi l'occasion de participer à diverses conférences, formations et *summer schools*. Je voudrais remercier toutes les personnes rencontrées lors de ces événements avec qui j'ai pu échanger des idées et partager des expériences de travail (Laurence Hamon, Manuele Margni, Cécile Bulle, Anne-Marie Boulay, Vincent De Bruille, Viêt Cao, Aurore Julien, Roman Hackl, Harry Rose, Ria Manbodh, Colin Nolden, Yutaka Goto, Raman Sharma, …).

Et comment ne pas remercier mes grands amis gladiateurs de la thèse, Jeanne Riot et Bruno Capdevila ? Vous êtes les prochains… que la force soit avec vous !

Ça sera difficile de ne pas oublier quelqu'un mais je vais essayer de remercier mes amis, qui ont chacun à leur manière contribué à la concrétisation de ce travail : Miguelon, Batata, Alex, Antonio, John, Bernard, Fabien, Thom, François, Pedrão, Pedrinho, André, Kako, Juninho, Sérgio, Shiga, Pops, Murillo, Luiza, Tim, Ighor, Vander, Fortunato, Moita, Leozão, Virgílio, Bóris, Schmidt, Cabeção, Otto, Javier, Maluco, Fabrício, Yongho, Motoki, Ciça, Lelê, Danny, Juliana, Helena, Beck, Ena, Mariana, Rodrigo, Xavier, Jeff, Chico, Rita, Florence, Lisa, Ganso, Daniel, Bim, Wendell, Paulão, Bradley, Brunão, Dedé, Makoto…

Je n'ai pas de mots pour remercier ma famille et en particulier mes parents, Fernando et Áurea, qui m'ont toujours soutenu, même de loin, pendant mon long parcours scolaire. Vous savez bien que faire une thèse à l'étranger n'est pas un choix facile, mais au moins maintenant nous avons des moyens de communication et de transports plus accessibles qu'en 1984, non ?!

Enfin, merci à Maria, pour m'avoir épaulé pendant toute cette aventure. Merci pour tout !

OBRIGADO E ATÉ LOGO!

« Je suis parfois convaincu que la stupidité s'appelle triangle et que huit fois huit c'est la folie ou un chien. **»**

Julio Cortázar

Table des matières

Introduction générale 9

Partie I – Énergie, transports et environnement 13

1 Contexte 15
1.1 Énergie et transports 18
1.2 Les biocarburants 23
1.3 Les aspects politiques du développement de biocarburants 29
2 Systèmes et Méthodes 35
2.1 Production de biocarburants avancés 35
2.1.1 Biomasse lignocellulosique 37
2.1.2 Voie Biochimique 39
2.1.3 Voie Thermochimique 42
2.1.4 Biodiesel à partir de microalgues 47
2.2 L'Analyse de cycle de vie (ACV) 51
2.2.1 Principes généraux 53
2.2.2 Historique 57
2.2.3 Orientations pour la conduite d'une étude ACV 59

Partie II – Révision bibliographique : la méta-analyse 65

3 Méthodes : application de la méta-analyse aux études ACV 67
3.1 Choix méthodologique 67
3.2 Présentation générale de la méthode de méta-analyse 72
3.2.1 Traitement de l'hétéroscédasticité dans l'analyse de méta-régression 77
3.2.2 Méthodes d'estimation utilisant une matrice de covariance robuste à l'hétéroscédasticité 78
3.2.3 La méthode d'estimation des moindres carrés pondérés 79
3.3 Construction et composition de la base de données 81
3.3.1 Sélection et description des études 82
3.3.2 L'effect-size : la variable dépendante 85
3.3.3 Les facteurs potentiels : les variables indépendantes 86
4 Résultats de la méta-analyse des ACV de biocarburants avancés 91
4.1 Description de la base de données 91
4.1.1 Observations par type de biocarburants 94
4.1.2 Observations par régions 96
4.2 Le modèle de méta-régression 100
4.3 Résultats de l'analyse de méta-régression 102
4.3.1 Résultats pour l'échantillon complet 105
4.3.2 Résultats pour l'échantillon G2 108
4.3.3 Résultats pour l'échantillon d'éthanol 111
4.3.4 Résultats pour l'échantillon BTL 114

4.3.5 Résultats pour l'échantillon G3 117
4.4 Harmonisation 121
4.4.1 Prévision in sample 122
4.4.2 Prévision out of sample 125
4.5 Remarques de conclusion et analyse 130
Partie III – ACV conséquentielle et prospective 135
5 Méthodes et définition de l'étude de cas 137
5.1 Approche conséquentielle et prospective 139
5.2 Définition de l'étude de cas 142
5.3 Description du modèle 146
5.4 Adaptation du modèle pour pratiquer l'ACV-C 152
5.5 Unité fonctionnelle et frontières du système 154
5.6 Intégration des aspects dynamiques dans l'évaluation des résultats 157
5.7 Construction des scénarios 158
6 Résultats et discussion 161
6.1 Résultats du PRG pour la production de BTL 161
6.2 Identification des technologies affectées pour la production de BTL 164
6.2.1 Effets de substitution dans la production d'électricité 167
6.2.2 Effets de substitution dans la production de chaleur 169
6.2.3 Effets de substitution dans le secteur du transport 170
6.2.4 Effets de substitution dans les imports et exports 173
6.3 Analyses de sensibilité 175
6.4 Exploration des limites du modèle 181
6.5 Discussion sur l'unité fonctionnelle 186
6.6 Remarques finales et recommandations méthodologiques 188
Conclusions et perspectives 193
Références 199
Annexe A 221
Annexe B 224
Annexe C 225
Annexe D 243

Liste des figures

Figure 1 – Résultat de simulation du « Rapport Meadows » 16

Figure 2 – Système énergétique global – en Mtep 19

Figure 3 – Émissions anthropiques mondiales de GES 21

Figure 4 – Concentration de GES ayant une relativement longue durée de vie dans l'atmosphère 22

Figure 5 – Température moyenne estimée de la surface de la Terre 22

Figure 6 – Production mondiale de biocarburants 24

Figure 7 – Illustration des CAS direct et indirect associés à l'introduction d'une culture énergétique à la place d'une culture destinée à l'alimentation 26

Figure 8 – Les principales filières de production de biocarburants. 27

Figure 9 – Évolution de la production de biocarburants et de l'usage de sols dans le monde dans le 450S de l'AIE. 28

Figure 10 – Évolution de la consommation de biocarburants mandatée par la RFS2 32

Figure 11 – Matières premières et carburants liquides représentés dans un Diagramme de Van Krevelen 37

Figure 12 – Structure de la biomasse lignocellulosique 38

Figure 13 – Exemple de procédé de conversion biochimique de la biomasse lignocellulosique en éthanol 40

Figure 14 – Exemple de procédé de conversion thermochimique de la biomasse lignocellulosique en diesel de synthèse 43

Figure 15 – Exemple de procédés de conversion de microalgues en biodiesel 48

Figure 16 – Cycle de vie d'un biocarburant 52

Figure 17 – Étapes de la réalisation d'une étude ACV 53

Figure 18 – Schéma de l'application de la méthode de substitution 55

Figure 19 – Schéma de l'application de l'allocation au prorata énergétique. 56

Figure 20 - Extrema des émissions de GES (PRG) pour les résultats de la littérature ACV concernant les biocarburants G2 et G3 69

Figure 21 - Nombre cumulé d'études et d'observations par année de publication 94

Figure 22 - Dispersion des résultats des émissions de GES des ACV inclus dans la base de données pour les différents types de biocarburants 95

Figure 23 - Dispersion des résultats des émissions de GES des ACV incluses dans la base de données pour les biocarburants G2 et pour les différentes situations géographiques 98

Figure 24 - Dispersion des résultats des émissions de GES des ACV incluses dans la base de données pour les biocarburants G3 et pour les différentes situations géographiques 99

Figure 25 – Valeurs prédites et collectées de l'*effect-size* pour le méta-modèle (1a) distinguées par leur situation géographique. 124

Figure 26 - Valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'ensemble de l'échantillon calculées à partir du méta-modèle 1aAll 126

Figure 27 - Influence de la teneur en huile des valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon G3 (méta-modèle 1aG3) 127

Figure 28 - Influence de la productivité des algues sur les valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon G3 (méta-modèle 1aG3) 128

Figure 29 - Influence du rendement massique sur les valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon d'éthanol (méta-modèle 1aEtha) 129

Figure 30 - Influence du rendement massique sur les valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon BTL (méta-modèle 1aBTL) 129

Figure 31 – Étapes simplifiées de la production autothermique de BTL 144

Figure 32 – Structure simplifiée du modèle MIRET 148

Figure 33 – a) Exemple de courbe d'offre implicitement établie avec TIMES; b) Effet de l'introduction d'une technologie compétitive (T4b); c) Effet de l'usage obligatoire d'une technologie (T6) dans le *mix* technologique 151

Figure 34 – Effet de l'introduction de facteurs de caractérisation en fonction du temps pour les GES pris en compte dans le PRG. 158

Figure 35 – PRG annuel pour les scénarios REFERENCE et POLICY avec et sans unité de production de BTL (100 kt/an) installée en 2020 163

Figure 36 – PRG associé à la décision de produire du BTL pour les scénarios REFERENCE et POLICY 164

Figure 37 – Contribution pour le PRG total des technologies affectées dans le scénario REFERENCE 165

Figure 38 - Contribution pour le PRG total des technologies affectées dans le scénario POLICY 166

Figure 39 - Contribution pour le PRG total de chaque secteur du système modélisé 167

Figure 40 – Effets du remplacement des technologies de production d'électricité dans le scénario REFERENCE 168

Figure 41 – Effets du remplacement des technologies de production d'électricité dans le scénario POLICY 169

Figure 42 – Effets du remplacement des technologies de production de chaleur dans le scénario REFERENCE 170

Figure 43 – Effets du remplacement des carburants liquides dans le scénario REFERENCE 172

Figure 44 – Effets du remplacement des carburants liquides dans le scénario POLICY 172

Figure 45 – Importations dans le scénario REFERENCE 174

Figure 46 – Importations dans le scénario POLICY 175

Figure 47 – Analyse de sensibilité pour les scénarios de prix 177

Figure 48 – Analyse de sensibilité pour le rendement de conversion du BTL 178

Figure 49 – Analyse de sensibilité pour différentes configurations des procédés 180

Figure 50 – Activité supplémentaire des technologies de production d'électricité en raison de la demande supplémentaire de l'unité R de production de BLT allothermique 181

Figure 51 – PRG affecté à la décision de produire du BTL en fonction de la quantité de plastiques à base de naphta incinérés pour récupération d'énergie 183

Figure 52 – PRG affecté à la décision de produire du BTL pour le scénario REFERENCE en fonction de la source de production de chaleur marginale 184

Figure 53 – PRG par MJ de BTL produit en fonction des diverses distributions annuelles d'introduction d'unités BTL dans le système 187

Liste des tableaux

Tableau 1 – Exemples des conséquences de l'action anthropique depuis le début de l'industrialisation 17

Tableau 2 – Exemples de composition de différents types de biomasse lignocellulosique 39

Tableau 3 – Liste des catégories et sous-catégories de variables incluses dans la base de données 87

Tableau 4 - Liste des études sélectionnées pour la méta-analyse avec une description de certaines de leurs caractéristiques 92

Tableau 5 – Description statistique des résultats des émissions de GES inclus dans la base de données pour les différents types de biocarburants et pour les différentes situations géographiques des auteurs 97

Tableau 6 – Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques complets et les biocarburants G2 108

Tableau 7 - Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques de biocarburants éthanol-G2 114

Tableau 8 - Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques des biocarburants G2-BTL 117

Tableau 9 - Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques de biocarburants G3 121

Tableau 10 - Caractéristiques des valeurs collectées et prédites de l'*effect-size* (valeurs prédites calculées à partir de méta-modèles (1a)) 123

Tableau 11 – Transfert de bénéfices pour l'échantillon « *whole* » 125

Tableau 12 – Informations utilisées pour la production d'un kg de BTL en mode autothermique 146

Tableau 13 – Principales sources d'information pour les données intégrées dans le modèle 148

Tableau 14 – Différentes configurations des procédés de l'analyse de sensibilité 179

Sigles et abréviations

ACV – Analyse de cycle de vie

ACV-A – Analyse de cycle de vie attributionnelle

ACV-C – Analyse de cycle de vie conséquentielle

AIC – Critère d'information d'Akaike

AIE – Agence Internationale de l'Énergie (*International Energy Agency*)

BIC – Critère d'information Bayésien de Schwartz

BTL – *Biomass to liquids* (diesel synthétique produit à partir de la biomasse)

CAS – Changement d'affectation de sols

CPS, NPS, 450S – Scénarios prospectifs sur l'énergie mondiale de l'Agence Internationale de l'Énergie (*Current Policies Scenario, New Policies Scenario* et *450 Scenario* respectivement)

EMHV – Esther methylique d'huile végétale (utilisé aussi pour designer les biocarburants produits à partir de l'estérification d'huile algale)

FQD – Spécifications pour l'essence et carburants pour les moteurs diesel destinés aux applications mobiles routières et non routières (2009/30/EC – *Fuel Quality Directive*)

FT – Fischer-Tropsch

G1, G2, G3 – Première, deuxième et trosième générations respectivement. Acronymes utilisés pour designer le degré de maturité des technologies de production de biocarburants

GES – Gaz à effet de serre

GIEC – Groupe d'experts intergouvenermental sur l'évolution du climat (*Intergovernmental Panel on Climate Change*)

HCCM – Matrice de covariance robuste à l'hétéroscédasticité de White

HVO – Huile végétale hygrogénée (utilisé aussi pour designer les biocarburants produits à partir de l'hydrogénation d'huile algale)

IFPEN – IFP Energies nouvelles

ILCD – Document référence en Europe contenant des recommandations pour la conduite d'une analyse de cycle de vie

MCO – Méthode d'estimation des moindres carrés ordinaires

MCP – Méthode d'estimation des moindres carrés pondérés

NREAP – Plan d'action national en faveur des énergies renouvelables (*National Renewable Energy Action Plan*).

NREL – National Renewable Energy Laboratory (États-Unis)

PBR – Photobioréacteur

PCI – Pouvoir calorifique inférieur

PRG – Pouvoir de réchauffment global

RED – Directive Européenne relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (2009/28/EC –*Renewable Energy Directive*)

RFE – Réacteur à flux entrainé

RFS2 – *Renewable Fuel Standard*

UE – Union Européenne

UF – Unité fonctionnelle

WGS – Réaction du gaz à l'eau (*Water Gas Shift*)

Introduction générale

Dans un contexte de hausse des prix du pétrole et d'inquiétudes à l'égard du réchauffement climatique et de la sécurité énergétique, des carburants alternatifs pour le transport sont en cours d'élaboration et les biocarburants constituent l'une des solutions de remplacement envisagées. Les biocarburants produits à partir de biomasse lignocellulosique (deuxième génération) ou de microalgues (troisième génération) sont attendus à moyen/long terme pour compléter/substituer l'offre de biocarburants conventionnels (c'est-à-dire les biocarburants de première génération généralement produits aujourd'hui à l'échelle commerciale à partir de cultures vivrières). Ces biocarburants dits *avancés* sont actuellement en phase de recherche et de développement, en phase-pilote ou de démonstration.

Cette thèse s'inscrit dans le cadre de développements méthodologiques pour l'évaluation environnementale de ces produits. Nous concentrons notre travail plus spécifiquement sur l'estimation de l'impact des biocarburants sur le réchauffement climatique. Pour ce type d'évaluation, il faut se placer dans une perspective globale afin d'intégrer toutes les activités implicites à l'extraction de matières premières, la production, la distribution et la consommation du biocarburant. En raison de son caractère exhaustif, l'analyse de cycle de vie (ACV), appliquée dans un cadre défini par les normes (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), est considérée aujourd'hui comme l'instrument le plus adapté à ce type d'étude (Cherubini and Strømman, 2011) et commence à être utilisée dans le cadre législatif dans le domaine de l'énergie. L'Union Européenne (UE) et les Etats-Unis, dans leurs textes législatifs en faveur des énergies renouvelables, ont établi une liste d'exigences de durabilité pour la production de biocarburants. Dans ces deux régions, le principal critère quantitatif obligatoire est lié aux réductions d'émissions de gaz à effet de serre (GES) calculées en utilisant l'approche ACV.

Ces politiques ont été conçues comme une aide au développement des biocarburants avancés, en supposant que ces derniers ont moins d'émissions de GES au long de leur cycle de vie que les biocarburants de première génération. D'après la mobilisation politique, nous constatons que beaucoup d'attentes reposent sur les nouvelles technologies de production de biocarburants pour la diminution des

émissions globales de GES (IPCC, 2012). Les décideurs publics ont besoin de résultats d'évaluation pour confirmer ou non la validité de ces attentes. Dès lors, différentes questions se posent :

- Existe-t-il un consensus scientifique sur les résultats de l'application de l'ACV pour l'évaluation environnementale, particulièrement sur le pouvoir de réchauffement climatique, des biocarburants ? Les revues bibliographiques sur les ACV des biocarburants indiquent une grande variabilité des résultats de réduction d'émission de GES pour une même filière (Menichetti and Otto, 2008; Cherubini et al., 2009; Gnansounou et al., 2009). Il s'avère donc nécessaire de déterminer les causes de cette variabilité et d'identifier un intervalle de confiance pour ces résultats.
- Est-ce que l'ACV est adaptée pour l'estimation d'impacts environnementaux potentiels associés aux conséquences du développement des technologies futures de production de biocarburants ? L'ACV, telle qu'appliquée aujourd'hui encore dans la plupart de cas, utilise des modèles simples, statiques et linéaires (Delucchi, 2010). Ces modèles classiques s'intéressent à un petit nombre de phénomènes physiquement reliés et se montrent utiles pour l'aide à décision à une échelle réduite (par exemple, pour l'identification des étapes les plus polluantes d'un procédé). Or, la production de biocarburants avancés à grande échelle aura des interactions avec différents secteurs (énergétique, agricole, transports, etc.) caractérisés par leur complexité[1]. Du point de vue du décideur public (évaluation environnementale à l'échelle d'un secteur / pays / continent / monde), il s'avère nécessaire d'élargir le cadre traité par les modèles classiques qui ont du mal à rendre compte de l'ensemble des interactions, souvent non-linéaires, entre les sous-systèmes affectés.

Nous apportons des éléments de réponse aux questions posées ci-dessus par **l'association innovante de compétences provenant de l'économétrie et de l'économie avec l'ACV**. Ce document est divisé en trois parties. La Partie I (Chapitres 1

[1] Les systèmes complexes se caractérisent par un grand nombre d'éléments qui interagissent réciproquement et peuvent s'adapter aux changements de l'environnement. Rarement linéaires, ces interactions au cœur de l'adaptabilité du système s'accompagnent de l'apparition de nouveaux états qui ne sont pas la simple conjugaison de l'état de chaque élément constitutif du système (Amaral and Ottino, 2004).

et 2) est dédiée à l'exposition des notions essentielles à connaître avant d'aborder les aspects pratiques de ce travail. Le Chapitre 1 est consacré au contexte de cette thèse. Dans un premier temps, nous présentons le rôle des scientifiques et des gouvernements dans le traitement des questions associées aux effets de l'activité humaine sur le système terrestre. Ensuite, les problématiques des systèmes énergie-transports sont explicitées. Nous focalisons notre attention sur le lien entre l'utilisation de biocarburants comme carburant alternatif et les émissions de GES responsables du changement climatique. Le deuxième chapitre consiste en une description des méthodes et des systèmes étudiés. Les procédés de conversion des biocarburants avancés ainsi que la méthodologie ACV y sont décrits de façon plus approfondie.

L'apport scientifique de cette thèse s'articule autour de deux travaux indépendants :

- La Partie II consiste en une revue bibliographique des ACV appliquées aux biocarburants avancés conduite en suivant des **méthodes économétriques** originales dans le domaine de l'ACV : la *méta-analyse*. Ce terme désigne l'application de méthodes statistiques pour synthétiser un grand nombre de résultats quantitatifs issus de différentes études de façon à pouvoir tirer des conclusions statistiquement fiables des connaissances accumulées antérieurement. Ainsi, nous traitons la question de la variabilité et de l'harmonisation des résultats des études ACV de biocarburants avancés. La méthodologie utilisée est détaillée dans le Chapitre 3. Les résultats de la méta-analyse et les enseignements de ce travail sont présentés dans le Chapitre 4. L'indicateur d'impact moyen sur le réchauffement climatique, exprimé en grammes de CO_2 équivalent par MJ de biocarburant, et les effets des facteurs influant sur ces estimations sont caractérisés et quantifiés.
- Dans la Partie III nous examinons la question de la pertinence de l'ACV pour l'évaluation environnementale de biocarburants dans une perspective de décideur public (qui s'intéresse aux conséquences globales associées au développement de ces filières, notamment en termes de réduction d'émissions de GES). Pour ce faire, nous décrivons, dans le Chapitre 5, comment un modèle de prospective énergétique peut être adapté pour la réalisation d'une ACV à l'échelle d'un secteur. Ce travail est principalement axé sur l'intégration de **mécanismes économiques** dans les principes d'évaluation d'impact environnemental. Dans le

Chapitre 6, les apports méthodologiques de cette partie de la thèse sont illustrés par une étude de cas concernant l'introduction du gazole synthétique à partir de la biomasse dans le secteur énergétique français. Le gazole synthétique est également connu comme diesel-FT – du nom du procédé Fischer-Tropsch – ou comme BTL – de l'anglais *Biomass to liquids*. En présentant les résultats de cette étude, nous mettons en évidence les bénéfices et les limites de cette approche prospective d'évaluation environnementale centrée sur les conséquences d'une prise de décision.

Enfin, nous présentons les conclusions générales de la thèse ainsi que les perspectives offertes par ce travail.

Partie I – Énergie, transports et environnement

"The laws expressing the relations between energy and matter are, however, not solely of importance in pure science. They necessarily come first in order, in the fundamental sense described, in the whole record of human experience, and they control, in the last resort, the rise or fall of political systems, the freedom or bondage of nations, the movements of commerce and industry, the origin of wealth and poverty, and the general physical welfare of the race."

Frederick Soddy, Prix Nobel de Chimie 1921, "Matter and Energy" (1912)

Cette première partie de la thèse est consacrée au contexte de ce travail de recherche et à la description des systèmes et méthodes indispensables pour une bonne compréhension des chapitres suivants. Dans le Chapitre 1, nous nous concentrons essentiellement sur la problématique des émissions de GES du secteur des transports et le cadre du développement des biocarburants. Le Chapitre 2 commence par une description détaillée de la production des biocarburants avancés analysés dans cette thèse (voies biochimique et thermochimique pour la production de biocarburants à partir de matières lignocéllulosiques et biodiesel à partir de microalgues). Ensuite, les principes méthodologiques et les principales recommandations pour la réalisation d'une ACV sont présentés.

1 Contexte

À la fin du XVIII^{ème} siècle, l'homme maîtrise la technique de conversion d'énergie thermique en énergie mécanique et l'Ère Industrielle commence. C'est le début de l'Anthropocène, période où l'influence de l'homme sur la planète est prédominante (Crutzen, 2010). Le terme Anthropocène a été suggéré pour mettre en évidence le fait que les actions anthropiques ont des conséquences importantes, parfois irréversibles, sur l'environnement relativement stable de l'Holocène[2], époque géologique précédente qui a durée environ 11000 ans (Petit et al., 1999).

Un des premiers rapports de recherche à soulever le problème a été rédigé par une équipe de chercheurs du *Massachussets Institute of Technology* (MIT) à la demande du Club de Rome (Meadows et al., 1972). Ils ont modélisé l'évolution de l'humanité entre les années 1900 et 2100 en fonction des diverses variables qui la caractérisent. Comme tous les modèles de systèmes complexes, leur modèle est imparfait parce qu'il ne prend pas en compte toutes les hypothèses et variables possibles. En revanche, le comportement basique observé dans les simulations donne des indications qualitatives intéressantes. Toutes les simulations effectuées avec les tendances actuelles de croissance (population, industrialisation, production agricole, consommation de ressources naturelles) conduisent à un effondrement de la population débutant entre 2000 et 2100 ainsi qu'à une dégradation des conditions de vie (un exemple de simulation est présenté dans la Figure 1). Malgré ces résultats assez préoccupants, les auteurs de cette étude concluent qu'il est possible d'atténuer ces changements grâce aux choix de développement que nous faisons.

[2] Le forage et l'analyse de carottes glaciaires permettent la reconstitution historique, sur des milliers d'années, de la composition atmosphérique et du climat terrestre. Nous savons aujourd'hui que les températures, la disponibilité d'eau douce et les flux biogéochimiques ont très peu varié à cette époque.

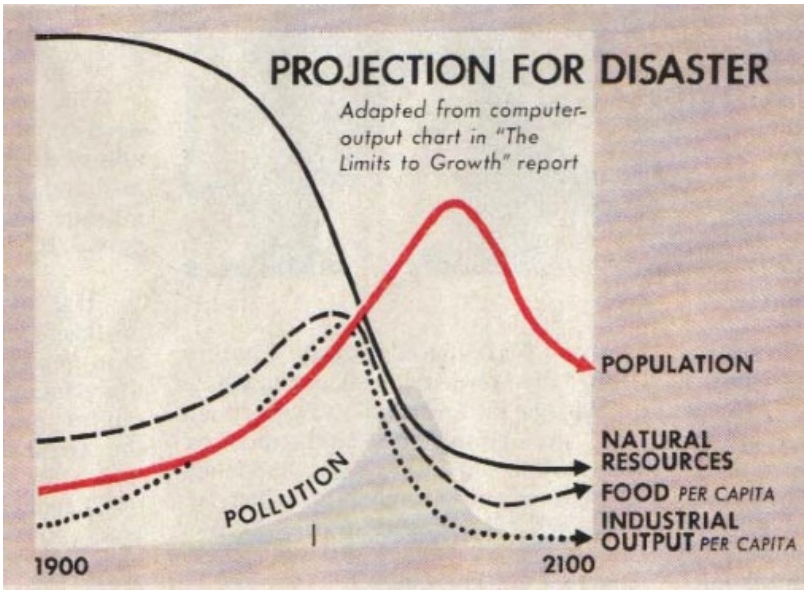


Figure 1 – Résultat de simulation du « Rapport Meadows » (Source : *Times*, 24/01/1972)

Plus récemment, une étude publiée dans *Nature*, compare les changements observés aujourd'hui sur le système terrestre avec les transitions critiques[3] à l'échelle globale survenues dans l'histoire de la planète (Barnosky et al., 2012). Leur conclusion est qu'une nouvelle transition critique s'approche ou a déjà commencé en raison de l'étendue des actions humaines et que l'échelle de temps des changements en cours aujourd'hui est nettement inférieure aux échelles de temps des changements du passé. Quelques exemples de la manière dont l'activité anthropique affecte les processus du système terrestre sont résumés dans le Tableau 1 (adapté de Rockström et al., 2009). En observant la nature des mécanismes impactés, nous constatons que leurs principales causes sont notre dépendance aux ressources fossiles (pour la production d'énergie et des services énergétiques) et les formes industrielles d'agriculture (pour alimenter une population qui est passé d'environ 1 milliard au début de la Révolution Industrielle à 7 milliards en 2011). Le changement climatique dû aux émissions anthropiques de GES, notamment de dioxyde de carbone (CO_2), est cité dans cette étude comme un problème central auquel nous devons faire face.

[3] Transitions critiques sont les modifications rapides d'un état existant à un état radicalement différent résultant notamment en grands changements de biodiversité. Le changement le plus récent, un des plus rapides, est la transition de la période glaciaire à l'ère interglaciaire dans laquelle nous nous retrouvons depuis 11000 ans. La dernière glaciation a duré environ 100000 ans et, en seulement 3300 ans, en raison des changements d'activité solaire, les conditions plus chaudes ont été atteintes.

Tableau 1 – Exemples des conséquences de l'action anthropique depuis le début de l'industrialisation (adapté de Rockström et al., 2009)

Processus du système terrestre	*Unités de mesure*	*Statut actuel (2009)*	*Statut préindustriel*
Changement climatique	Concentration de CO_2 (ppm – volume)	387	280
Perte de biodiversité	Taux d'extinction (nombre d'espèces / million d'espèces / an)	>100	0.1-1
Cycle de l'azote	Quantité de N_2 capturé de l'atmosphère pour l'utilisation humaine (million de t / an)	121	0
Cycle du phosphore	Quantité de P s'écoulant dans l'océan (million de t / an)	8.5-9.5	1
Destruction de l'ozone stratosphérique	Concentration d'ozone (unité Dobson)	283	290
Acidification de l'océan	Saturation dans l'eau de mer de surface de l'aragonite	2.90	3.44
Utilisation d'eau douce	Consommation d'eau douce par l'homme (km3 / an)	2600	415
Changement d'usage de sol	% de terres à usage agricole	11.7	Bas

Dans ce contexte, le rôle des scientifiques est d'informer l'ensemble de la société pour une meilleure compréhension des problèmes actuels et pour que des décisions adéquates soient prises. La société prend de plus en plus conscience de la situation[4] mais les changements de comportement sont lents et cela justifie l'intervention des pouvoirs publics. Plusieurs instruments économiques existent afin de réorienter collectivement nos décisions vers des activités moins polluantes comme, par exemple, les taxes et les quotas d'émissions. Ceux-ci reposent sur la correction des imperfections du marché par l'internalisation des effets externes (e.g. impacts environnementaux) engendrés par une activité (Chèze, 2011). Les pouvoirs publics peuvent, également, favoriser l'innovation technologique pour réduire les externalités de nos activités (Swanson and Ziegelhöfer, 2011). Cela peut être réalisé par le financement de programmes de recherche et développement (R&D) et les subventions aux technologies propres ainsi que l'imposition de normes de qualité restrictives. Dans le domaine de la production d'énergie (ou plus précisément de vecteurs d'énergie : électricité, chaleur, carburants liquides, etc.), le progrès technologique est représenté notamment par la

[4] Plusieurs évènements récents en témoignent comme, par exemple, les réactions populaires et des gouvernements suite aux fuites lors de l'explosion de la plate-forme pétrolière de BP *Deepwater Horizon ;* à la catastrophe nucléaire à Fukushima ; au projet de barrage de Belo Monte en Amazonie pour la production d'énergie hydroélectrique, etc.

diminution de la consommation de ressources non-renouvelables. Cela peut être illustré par l'amélioration du rendement des technologies existantes ou par l'utilisation de nouvelles technologies basées sur les sources renouvelables d'énergie primaire (soleil, vent, géothermie, biomasse, etc.).

Dans ce cadre, cette thèse apparaît comme une contribution aux développements méthodologiques pour l'estimation d'impacts environnementaux liés à l'introduction de nouvelles technologies de production d'énergie. L'estimation « prospective » d'impacts environnementaux a une vocation stratégique permettant aux décideurs publics et aux entreprises de mieux comprendre les enjeux environnementaux associés à leurs choix d'investissement. Nous nous focalisons sur des nouvelles technologies de production de biocarburants et leur capacité de mitigation des effets du changement climatique liés aux émissions de GES. Plusieurs études mentionnent les biocarburants comme un élément de la solution pour la diminution de ces émissions, comme par exemple l'étude paru dans *Science*, "*Stabilization Wedges : Solving the Climate Problem for the Next 50 Years with Current Technologies*" (Pacala and Socolow, 2004) et le dernier rapport spécial du GIEC[5], "*Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation"* (IPCC, 2012).

La section 1.1 de ce premier chapitre sera consacrée à un panorama des systèmes énergie-transports. Ensuite, dans la section 1.2, seront analysés l'utilisation de biocarburants et les questions liées à la durabilité de ceux-ci. Pour finir, le cadre législatif concernant la durabilité des biocarburants sera présenté dans la section 1.3. L'ensemble de ce chapitre contribue à une meilleure compréhension de la problématique de cette thèse.

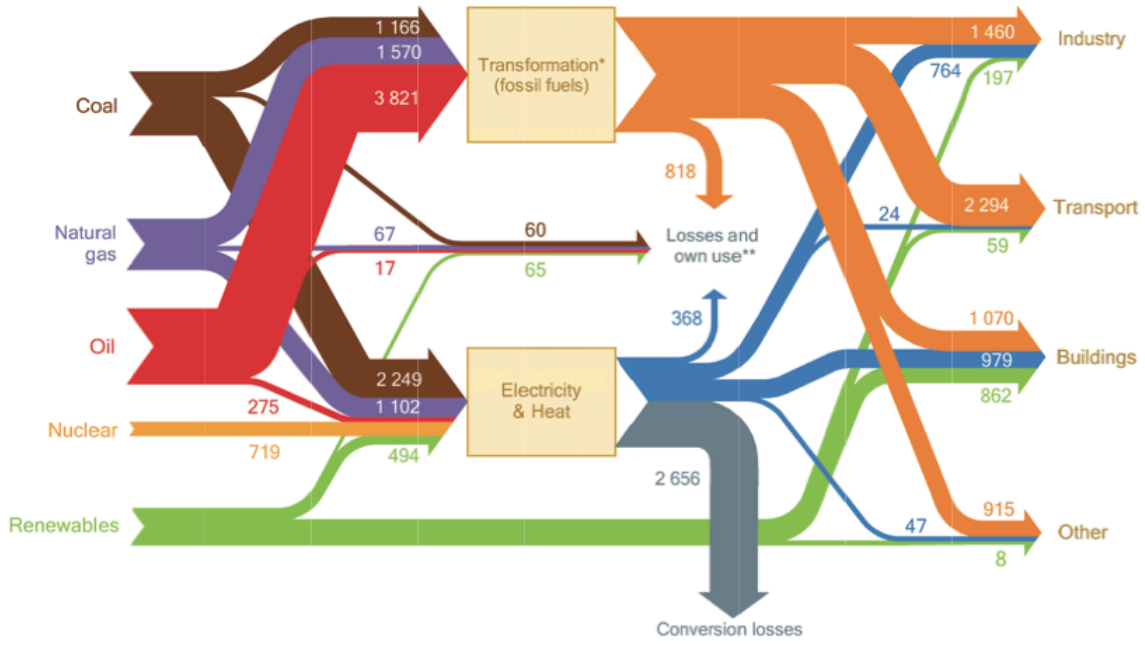
1.1 Énergie et transports

Le contexte général présenté ci-dessus rappelle l'importance des questions de la durabilité des activités humaines avec un focus sur le secteur énergétique. L'Agence

[5] Le GIEC est le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), principal responsable pour centraliser les connaissances sur les causes, impacts et moyens de limiter le réchauffement global.

Internationale de l'Énergie (AIE)[6] alerte dans son rapport annuel, *World Energy Outlook*, de 2006 : « L'avenir énergétique que nous sommes en train de construire n'est pas soutenable. Si nous continuons au rythme actuel, l'approvisionnement en énergie nécessaire à l'économie mondiale au cours des vingt-cinq prochaines années deviendra trop vulnérable aux risques de sous-investissement, de catastrophe environnementale ou de soudaine rupture des approvisionnements. » (adapté de Chevalier 2009). Cela est particulièrement vrai dans le secteur des transports et nous allons expliquer ici pourquoi, en analysant la demande et l'offre d'énergie pour ce secteur.

Ce secteur est presque exclusivement dépendant de ressources primaires fossiles (96,5%, voir la Figure 2) et, notamment, du pétrole. Le fonctionnement de la plupart des moyens de transport d'aujourd'hui est basé sur la consommation d'un vecteur d'énergie matérialisé, historiquement abondant et peu couteux, présentant une bonne densité énergétique : les carburants liquides.



* Transformation of fossil fuels from primary energy into a form that can be used in the final consuming sectors. ** Includes losses and fuel consumed in oil and gas production, transformation losses and own use, generation lost or consumed in the process of electricity production, and transmission and distribution losses.

Figure 2 – Système énergétique global – en Mtep (Source : International Energy Agency 2012)

[6] L'AIE est une organisation créée en 1974 par les pays de l'Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE) suite à la première crise du pétrole. Son principal objectif est coordonner les politiques publiques des pays membres de l'OCDE afin d'assurer leur sécurité énergétique.

L'AIE estime dans ses projections que la demande d'énergie (et par conséquent de carburants liquides) du secteur des transports augmentera de manière continue dans les prochaines décennies. Dans le *New Policies Scenario* (NPS)[7], cette augmentation est de 38% entre 2010 et 2030 (IEA, 2012). Néanmoins, le taux de croissance de la demande diminue dans cette période en raison des prix élevés du pétrole brut, des améliorations d'efficacité énergétique et de la saturation de véhicules dans certains marchés.

Les activités de transport représentent environ 50% de la consommation de pétrole brut mondial (IEA, 2012). La hausse prévue des prix du pétrole est consécutive à l'augmentation de la demande et à l'épuisement des réserves de cette ressource non-renouvelable. Le ratio entre les réserves connues aujourd'hui et le taux de production actuel est de 54.2 ans (BP, 2012). Même s'il y a de l'incertitude sur ces données et de nouvelles ressources pétrolières passent toujours à la catégorie de réserves[8] (les réserves actuelles sont 60% supérieures à celles de 1991 – BP (2012)), cela expose un problème d'approvisionnement énergétique pour les transports. De plus, les réserves ne sont pas distribuées de façon homogène dans le monde. Certains pays (comme la France) sont amenés à importer des ressources pétrolières des pays producteurs dont la stabilité politique est fragile (Chevalier, 2009).

La dépendance aux ressources fossiles fait que les activités de transport soient une importante composante des émissions de GES mondiales (voir la Figure 3) : environ 14% (7.0 Gt CO_2 eq.) des émissions totales (48.7 Gt CO_2 eq.) (IEA, 2012). Comme cela est déjà indiqué dans le Tableau 1, ces émissions influent sur le climat, provoquant un réchauffement global de la planète (voir l'Encadré 1 pour la définition de l'effet de serre et ses conséquences).

Dans ce contexte, marqué par la problématique de la sécurité d'approvisionnement ou encore par le changement climatique, le développement d'alternatives aux produits pétroliers est devenu stratégique.

---

[7] Les travaux de prospective énergétique réalisés par l'AIE se basent notamment sur trois scénarios. Leur scénario central est le *New Policies Scenario* (NPS), où ils considèrent que les engagements annoncés par les pays, en matière de politique énergétique et environnementale, sont implantés. Le *Current Policies Scenario* (CPS), ne considère aucune politique énergétique prise après 2012. Le *450 Scenario* (450S) considère que des actions seront prises pour garder la concentration de CO_2 atmosphérique à 450 ppm (pour limiter à 2°C l'élévation des températures globales à long-terme).

[8] Ressources pétrolières correspondent à l'ensemble d'huile existant dans le sous-sol terrestre. Réserves pétrolières sont les volumes de pétrole récupérables aux conditions techniques et économiques du moment.

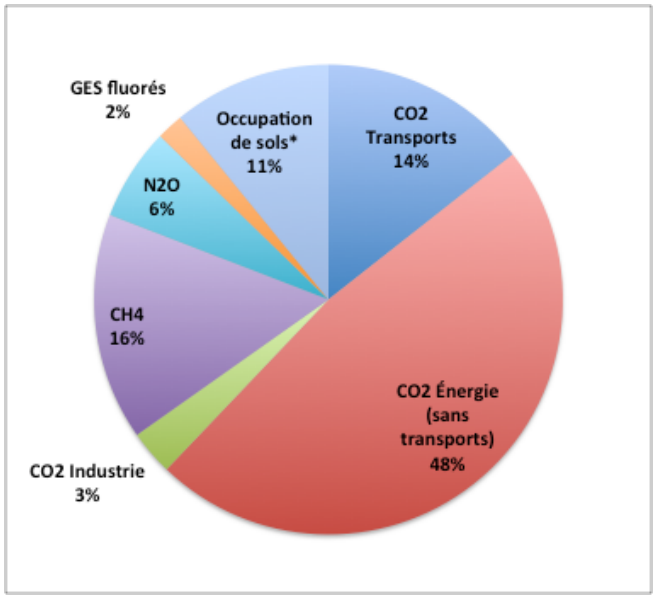


Figure 3 – Émissions anthropiques mondiales de GES. *Occupation de sols correspond au terme LULUCF de l'anglais *land use, land use change and forestry*. (Source : adapté de IEA (2012)**).**

Encadré 1 – Effet de serre et changement climatique

L'effet de serre est un phénomène naturel bénéfique puisque la température moyenne de la surface de la planète serait d'environ -18°C, au lieu de 14°C en son absence. Cela est dû aux propriétés de l'atmosphère qui laisse passer une grande partie du rayonnement solaire et empêche une partie du rayonnement terrestre de s'échapper. Les rayonnements solaire et terrestre, venant des corps ayant différentes températures, ont des longueurs d'onde différentes et se comportent différemment dans l'atmosphère.

Des gaz (vapeur d'eau, CO_2, CH_4, N_2O, etc.) en très faible concentration (moins de 1% en volume dans l'atmosphère) ont un fort impact dans le bilan thermique de la planète parce qu'ils ont la capacité d'absorber le rayonnement électromagnétique. C'est justement cette dépendance de l'effet de serre aux composés minoritaires, qui rend le climat vulnérable aux effets de l'activité humaine (Le Treut and Jancovici, 2006). La Figure 4 et la Figure 5, provenant du dernier rapport officiel du GIEC (*Fourth Assessment Report,* publié en 2007), représentent respectivement l'évolution de la concentration des principaux GES dans l'atmosphère et l'évolution de la température moyenne à la surface de la planète. Les rapports du GIEC concluent que l'augmentation de la température est directement liée à l'accumulation des GES.

Des épisodes climatiques extrêmes sont probablement engendrés par l'accroissement de température observé : augmentation des épisodes pluvieux intenses,

augmentation de sécheresses estivales au dessus des continents, augmentation de la force maximale du vent et du nombre d'ouragans tropicaux, etc. (IPCC, 2007). L'IPCC souligne, néanmoins, que la prédiction de phénomènes climatiques à long terme reste difficile, mais la tendance actuelle est un essor de la fréquence et de l'intensité de ces épisodes.

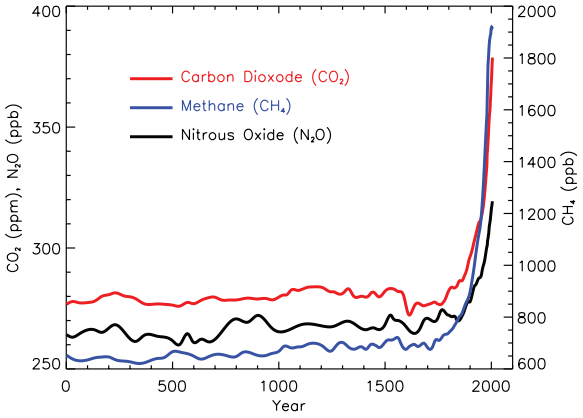


Figure 4 – Concentration de GES ayant une relativement longue durée de vie dans l'atmosphère (Source : IPCC 2007)

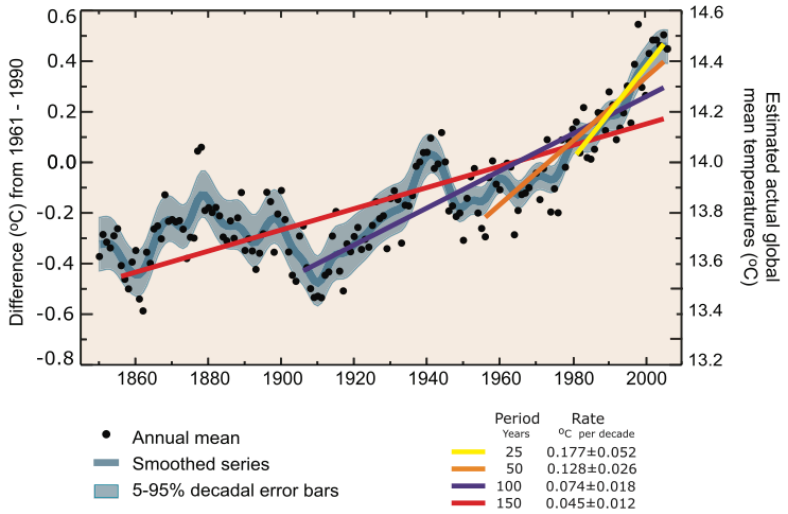


Figure 5 – Température moyenne estimée de la surface de la Terre (Source : IPCC 2007)

1.2 Les biocarburants

Les biocarburants représentent aujourd'hui la principale alternative aux carburants d'origine fossile, ils n'ont pas vocation à se substituer complètement aux hydrocarbures mais sont considérés comme un complément à l'offre de carburants liquides. Leur contribution est de seulement ~1.5% (BP, 2012; IEA, 2012) dans la consommation mondiale d'énergie pour les transports. Cette quantité est représentée essentiellement par les biocarburants dits de première génération (1G) :

- L'éthanol produit à partir de la fermentation de sucres est un substitut à l'essence. Ce carburant est notamment produit à partir de plantes sucrières (e.g. canne-à-sucre, betterave) où les sucres sont disponibles directement et à partir de céréales (e.g. maïs, blé) où les sucres sont accessibles à la fermentation après l'hydrolyse de l'amidon.
- Le biodiesel (EMHV[9]), un substitut du gazole, produit à partir de la transestérification de matières grasses comme les huiles végétales ou animales et aussi les huiles usagées. Les ressources les plus couramment utilisées sont les plantes oléagineuses (e.g. soja, palme, colza).

Ces filières fournissent, via des technologies bien connues, des produits à densité énergétique relativement correcte, qui répondent aux besoins d'autonomie des véhicules actuels et qui peuvent être utilisés en mélange avec les carburants conventionnels sans adaptation majeure des motorisations actuelles (Ballerini, 2006). En outre, le CO_2 émis lors de la combustion (étape de consommation/fin de vie) d'un biocarburant a été capté préalablement par la plante via la photosynthèse. Dans un bilan GES au long du cycle de vie d'un biocarburant, cet effet de stockage (accumulation dans la plante) et déstockage (émission à l'échappement d'un véhicule) du carbone n'est classiquement pas comptabilisé vu que les quantités stockés et déstockés sont identiques (l'effet global est neutre). Cette hypothèse de la neutralité du carbone biogénique conduit généralement à un bilan GES plus favorable aux biocarburants en comparaison aux carburants fossiles. En raison des caractéristiques citées ci-dessus, les

[9] Ester Méthylique d'Huile Végétale. L'acronyme utilisé en anglais est FAME, pour *Fatty Acid Methyl Ester.*

biocarburants sont apparus comme un choix naturel lors de la recherche de sources non fossiles pour la production de carburants liquides[10].

Nous pouvons observer, dans la Figure 6, que la production de biocarburants a beaucoup progressé notamment à partir du début de ce siècle. Grâce à des politiques publiques de soutien (e.g. subventions aux agriculteurs / distributeurs, taux d'incorporation obligatoire) dans de nombreux pays la production de biocarburants est devenue compétitive.

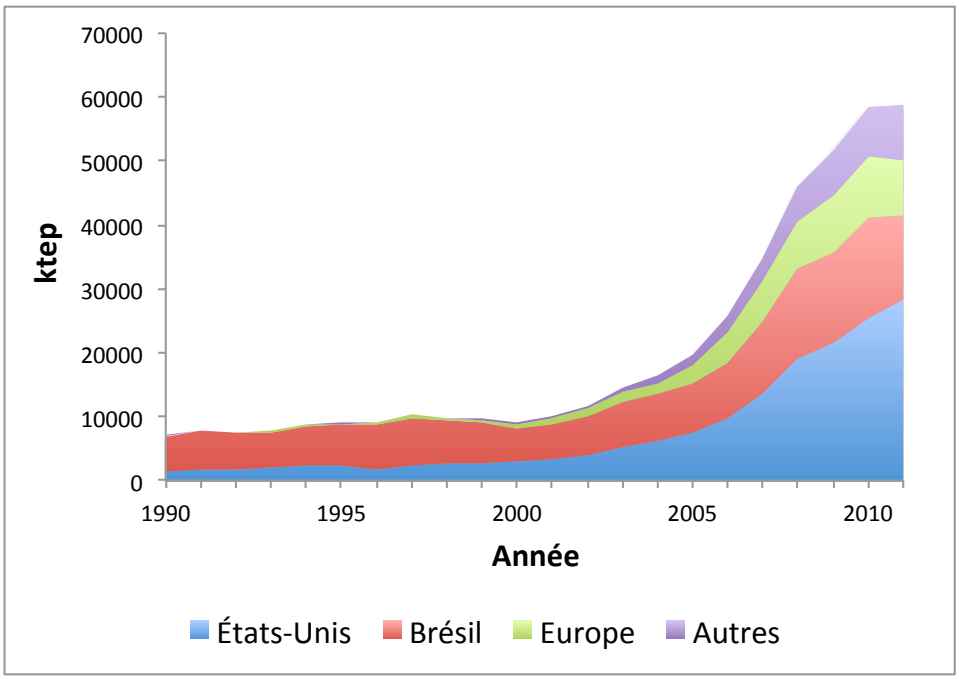


Figure 6 – Production mondiale de biocarburants (Source : BP 2012)

Cependant, l'utilisation croissante de commodités agricoles pour la production de carburants suscite depuis quelques années différents débats. Tout d'abord, les ressources utilisées pour la production de biocarburants de 1ère génération ont généralement une forte empreinte territoriale. Des changements directs et indirects d'affectation de sols (CAS en français / LUC et ILUC – de l'expression en anglais *Land Use*

[10] Des raisons historiques peuvent être aussi citées pour ce choix : le moteur diesel créé à la fin du XIXème siècle par Rudolf Diesel fonctionnait avec l'huile d'arachide ; l'éthanol produit à partir de canne-à-sucre bénéficie d'une incorporation obligatoire dans le pool essence depuis 1929 au Brésil.

Change) sont liés à cette importante mobilisation de surfaces[11]. Les changements directs sont caractérisés par la conversion d'une surface cultivée ou non par une culture énergétique. L'exemple le plus extrême de ce changement est la déforestation, comme celle observée en Malaisie pour la production de palme, en partie affectée à la production de biocarburants (USAID, 2009). Nous pouvons aussi observer l'usage de sols initialement destinés à des produits agricoles alimentaires pour des cultures énergétiques. Si l'on fait l'hypothèse d'un maintien du niveau de consommation alimentaire, ces produits agricoles substitués par cultures énergétiques devront être cultivés ailleurs – c'est le CAS indirect, au centre des débats concernant les biocarburants aujourd'hui. En effet, cette concurrence pour l'usage de sols peut être l'un des facteurs associés à la hausse des prix des denrées alimentaires (HLPE, 2011)[12].

Les CAS sont à l'origine d'une multitude de transformations dans les caractéristiques physiques des sols (e.g. résistance à l'érosion, capacité de rétention d'eau, capacité de séquestration de carbone, capacité de « production » de biomasse) (Brandão and Canals, 2012). Les changements des stocks de carbone dans le sol et dans la biomasse aérienne peuvent être traduits en impacts de réchauffement climatique. L'estimation des émissions de GES associées au CAS est généralement faite par la comparaison entre une situation initiale et une situation où le CAS est survenu. La Figure 7 est présentée pour illustrer ce propos. Nous y décrivons les conséquences probables d'un cas hypothétique où une culture énergétique (eucalyptus) est introduite à la place d'une culture vivrière (soja). Les stocks de carbone dans les sols et dans la biomasse aérienne d'une culture pérenne comme l'eucalyptus sont généralement plus élevés que ceux d'une culture annuelle comme le soja (Williams et al., 2009). Une amélioration du bilan GES peut être donc associée au CAS direct de ce cas hypothétique. Cependant, suite à ce changement direct, des CAS successifs sont observés (flèches rouges) jusqu'à l'exploitation de nouvelles surfaces illustrée dans le schéma par la conversion d'une zone forestière en pâturage. Ce cas extrême de CAS indirect est traduit par une dégradation du bilan GES vu que les stocks de carbone dans une forêt sont plus élevés que ceux d'un pâturage. L'ensemble de ces effets d'augmentation ou de diminution des

[11] Notons que le débat autour des changements d'affectation des sols n'est pas exclusif des biocarburants. Il concerne aussi tout nouvel usage de biomasse.

[12] D'autres leviers comme l'augmentation du prix du pétrole, l'augmentation de la demande pour le bétail, les mauvaises récoltes à cause des épisodes climatiques extrêmes et même la spéculation en bourse sur les commodités agricoles impactent les prix des aliments.

stocks de carbone détermine l'effet global des CAS sur le réchauffement climatique. Certaines études montrent que ces effets peuvent même annuler les émissions de GES évitées par le remplacement de carburants fossiles par des biocarburants (Fargione et al., 2008; Searchinger et al., 2008).

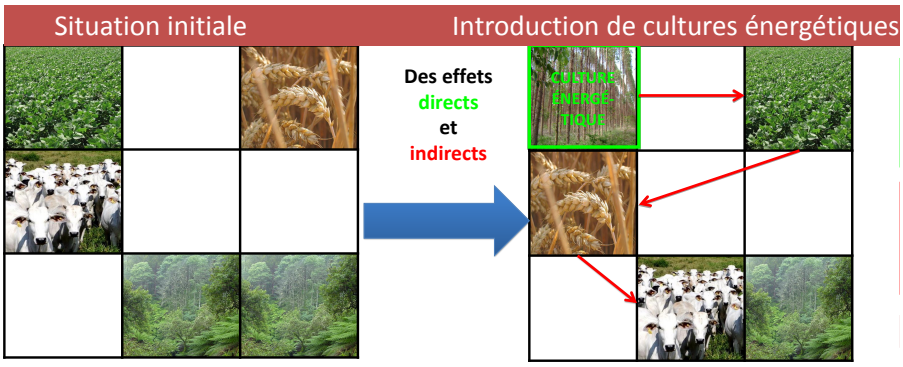


Figure 7 – Illustration des CAS direct et indirect associés à l'introduction d'une culture énergétique à la place d'une culture destinée à l'alimentation

De plus, des quantités non-négligeables de ressources fossiles sont consommées lors de diverses étapes du cycle de vie des biocarburants : production d'engrais / pesticides, pratiques agricoles (irrigation, récolte, etc.), transport de la biomasse, conversion en carburant, distribution. Les émissions de GES associées à ces étapes du cycle de vie d'un biocarburant sont généralement faibles comparés aux émissions totales du cycle de vie d'un carburant fossile. Néanmoins, elles contribuent aussi pour la remise en cause des bénéfices en termes d'émissions de GES liés au développement de ces filières.

Dans ce contexte très controversé quant aux bilans environnementaux des biocarburants, de nouvelles technologies ayant un moindre impact (empreinte territoriale réduite, consommation de ressources fossiles au long du cycle de vie réduite, etc.) sont aujourd'hui à l'étude. Ces filières, dites de deuxième (2G) et de troisième génération (3G), produits respectivement à partir de biomasse lignocellulosique et de microalgues, font l'objet de nombreux projets de R&D à l'échelle internationale. Le présent travail se concentre sur ces filières que l'on va nommer *biocarburants avancés*. Comme déjà mentionné dans l'Introduction Générale, le niveau de développement des technologies pour la production de biocarburants avancés ne permet pas encore une production à l'échelle industrielle ; seules des unités pilotes ou de démonstration sont aujourd'hui opérationnelles.

Les biocarburants 2G sont produits à partir de la biomasse lignocellulosique : bois, cultures à vocation énergétique (e.g. miscanthus, switchgrass), résidus agricoles, forestiers et de l'industrie (notamment alimentaire et papetière). Dans cette thèse, nous examinons l'éthanol lignocellulosique, obtenu par la voie biochimique de conversion, et le BTL, obtenu par la voie thermochimique de conversion (en particulier ce dernier qui fait objet de l'étude de cas présentée dans la Partie III de la thèse). Nous examinons aussi la 3ème génération de biocarburants, représentée par le EMHV et le HVO[13] produits à partir de microalgues. Les procédés de conversion de ces biocarburants seront présentés plus en détail dans le Chapitre 2. Les différentes filières de production de biocarburants sont présentées dans la Figure 8.

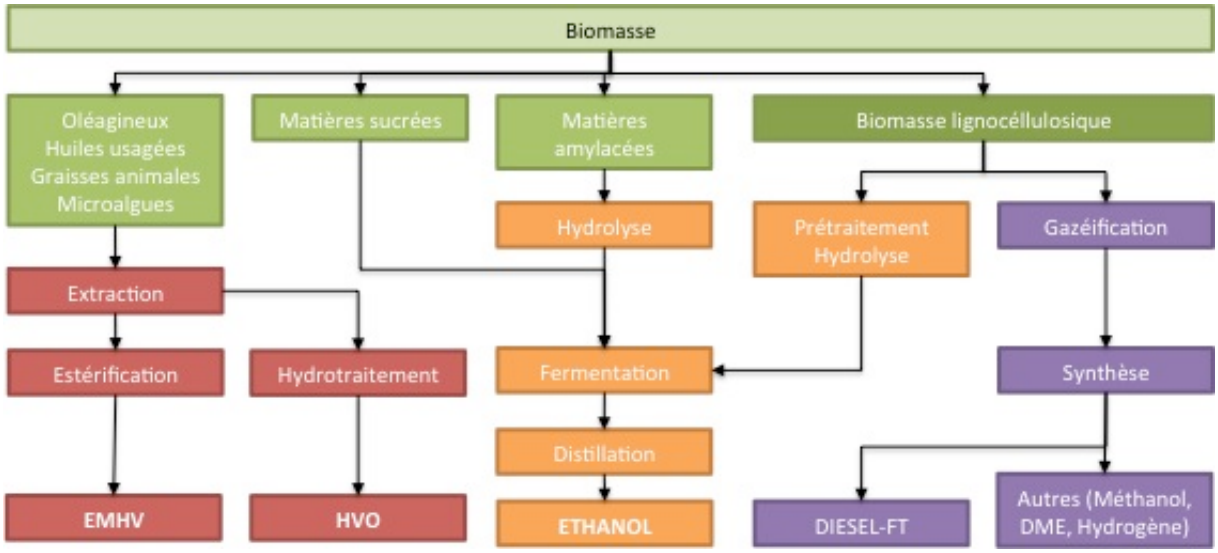


Figure 8 – Les principales filières de production de biocarburants.

Les travaux conduits à ce jour montrent que ces nouvelles filières constituent des alternatives intéressantes pour augmenter le potentiel de substitution aux carburants fossiles avec des caractéristiques a priori meilleures que les biocarburants 1G en terme de :

- Rendements à l'hectare pour la production des ressources biomasse – les plantes entières peuvent être utilisées dans la production de biocarburants 2G alors que seule la partie contenant sucres ou huile est utilisée pour la 1G ;

[13] *Hydrotreated Vegetable Oil*. Il est conventionnel d'utiliser l'acronyme en anglais pour l'huile végétale hydrogénée.

- Bilans environnementaux – non seulement du point de vue d'émissions de GES mais aussi associé à une moindre utilisation d'engrais, pesticides (Williams et al., 2009) ;
- Concurrence d'usage puisque les ressources mobilisées n'entrent pas en concurrence directe avec les produits agricoles destinés à l'alimentation.

Pour illustrer cela, nous présentons la Figure 9 qui représente l'évolution de la production de biocarburants et de l'usage de sols dans le 450S de l'AIE à l'horizon 2050. L'AIE estime que les biocarburants avancés joueront un rôle important dans la réduction des émissions de GES des transports en combinaison avec l'amélioration de l'efficacité énergétique des véhicules. Nous pouvons noter sur les graphiques la diminution progressive jusqu'à la disparition de biocarburants conventionnels vers 2045 (l'éthanol à partir de canne-à-sucre est une exception en fonction d'un très bon bilan énergétique). Dans ce contexte, la production actuelle de biocarburants est multipliée par plus de 10 (32 EJ ou 760000 kt de biocarburants), tandis que l'usage des sols est multiplié par 3,4 d'ici à 2050.

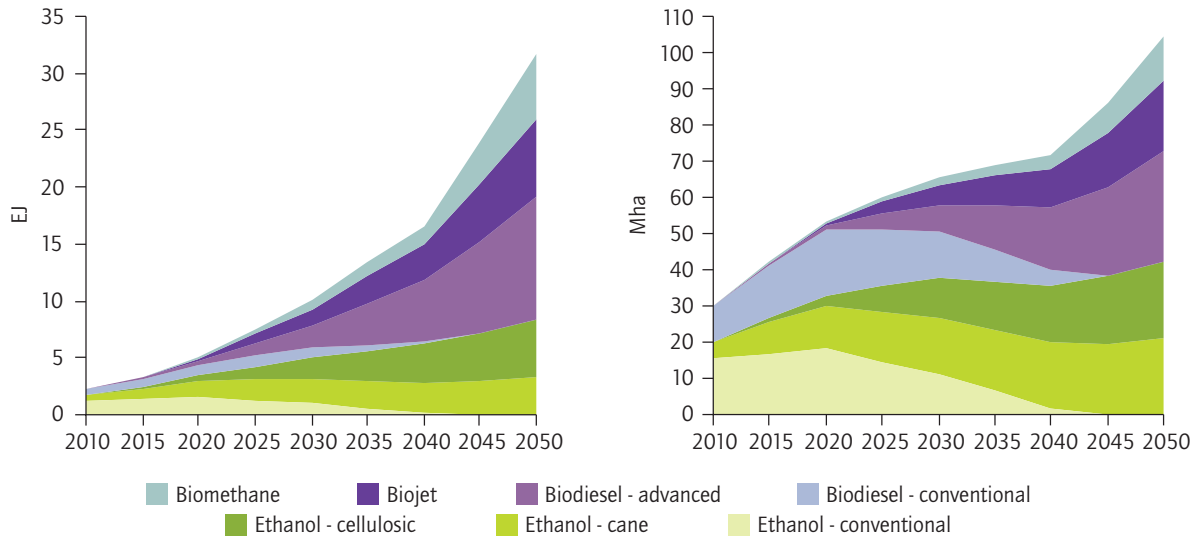


Figure 9 – Évolution de la production de biocarburants (gauche) et de l'usage de sols (droite) dans le monde dans le 450S de l'AIE. Ce sont des valeurs brutes d'usage de sols qui sont présentées (la réduction potentielle en raison de la valorisation des coproduits des biocarburants n'est pas prise en compte). Dans ce scénario, 50% des biocarburants avancés sont produits à partir de résidus (pas d'usage de sols) (Source : IEA (2010))

Le recensement de la capacité des unités existantes de production de biocarburants avancés montre que nous sommes, en effet, très loin de ces objectifs de production à l'horizon 2050. La base de données du *Global Biofuels Center* (GBC, 2012)

indique que la capacité totale des unités opérationnelles est de moins de 700 kt/an. Nous comptabilisons 6 unités pilotes / démonstrateurs de BTL, 52 d'éthanol lignocéllulosique et 2 de EMHV / HVO à partir de microalgues (seules les unités ayant fourni une valeur de capacité de production ont été prises en compte). La capacité de production annoncée à l'horizon 2017 (unités en construction ou en phase de projet) est d'environ 7000 kt/an (environ 0,3 EJ), en cohérence avec les projections de l'AIE.

Il convient de préciser, par contre, que les taux d'utilisation des unités n'atteignent pas systématiquement les capacités de production annoncées. On peut citer l'exemple de Range Fuels, aux États-Unis, qui annonçait en 2007 une unité commerciale de production d'un carburant synthétique issue de la biomasse par voie thermochimique avec une capacité de production de 300 kt/an et démarrage prévu en 2009. L'unité ne produisait, fin 2010, que 12 kt/an de méthanol et ils ont finalement annoncé une fermeture pour un temps indéterminé début 2011, ayant pour motifs des problèmes techniques (Rapier, 2010, 2011).

1.3 Les aspects politiques du développement de biocarburants

Dans cette section, les aspects législatifs concernant la durabilité des biocarburants sont présentés. Nous nous concentrons sur les politiques européennes et américaines puisque ce sont les seules régions à intégrer des critères environnementaux quantitatifs dans leurs textes législatifs. La Directive Européenne relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (2009/28/EC – nous utilisons l'acronyme RED, de l'anglais *Renewable Energy Directive*, pour designer cette directive européenne) fixe des mesures opérationnelles visant à atteindre l'objectif de 20% d'énergies renouvelables dans la consommation d'énergie primaire totale de l'Union Européenne (UE) en 2020. De plus, chaque État membre doit établir un plan d'actions national contenant la trajectoire à suivre pour atteindre ses propres objectifs sectoriels (NREAP, de l'anglais *National Renewable Energy Action Plan*). Le secteur des transports est soumis, quant à lui, à un objectif spécifique d'incorporation de 10% d'énergies renouvelables dans la consommation totale d'énergie du secteur. Cela est imposé à chaque État Membre. En 2009, au moment de l'introduction de la RED, la part

des biocarburants en Europe était de 3,6%. Pour la mise en conformité avec ce dernier objectif d'incorporation, la RED précise que les biocarburants produits à partir de biomasse lignocellulosique ou encore de déchets ou résidus ont une contribution double, ce qui constitue une première forme d'incitation au développement des filières de biocarburants avancés.

Ensuite, plusieurs critères de durabilité contraignants (pas de production de biocarburants à partir de matières premières cultivées dans des zones riches en termes de biodiversité, protection de la qualité des eaux souterraines et de surface, etc.) sont imposés aux biocarburants pour être comptabilisés comme tels et être éligibles à un support financier. Le seul critère quantitatif est un seuil minimum de réduction des émissions de GES « du puits à la roue » (calculé sur le cycle de vie du produit) par rapport aux carburants conventionnels – essence et gazole – issus du pétrole brut. Aujourd'hui, ce seuil minimum est fixé à 35%, applicable dès à présent pour les unités ayant démarré après le 1er janvier 2008 et à partir d'Avril 2013 pour les unités plus anciennes. Il est également prévu que ce seuil soit rehaussé à 50% à partir de 2017 pour toutes les unités existantes, puis à 60% à partir de 2018 pour toute nouvelle unité (European Union, 2009a). La Directive définit, pour les filières existantes et celles du futur, des valeurs typiques et par défaut (ne tenant pas compte des changements d'usage de sols) pour les émissions sur les cycles de vie de ces produits (le détail de ses valeurs est présenté dans l'Annexe A). Si une valeur par défaut ne respecte pas le seuil minimum fixé, les producteurs peuvent prouver, par des calculs sur leur propre procédé, leur conformité à la règle.

L'objectif croissant de réduction d'émissions de GES assigné aux filières biocarburants est une seconde forme d'incitation au développement des biocarburants avancés dans la mesure où il est attendu que le bilan « du puits à la roue » de ces filières soit significativement meilleur que celui des filières de première génération. Les technologies de production des filières de 1ère génération présentent un degré de maturité assez élevé et donc, les améliorations de performance seront incrémentales. Ainsi, le curseur des aides gouvernementales à la 1ère génération se déplace progressivement à la 2ème génération qui a besoin d'un support pour se développer.

L'UE a encore un autre texte législatif contraignant par rapport aux émissions de GES de la production et utilisation de biocarburants. Il s'agit des spécifications pour l'essence et carburants pour les moteurs diesel destinés aux applications mobiles

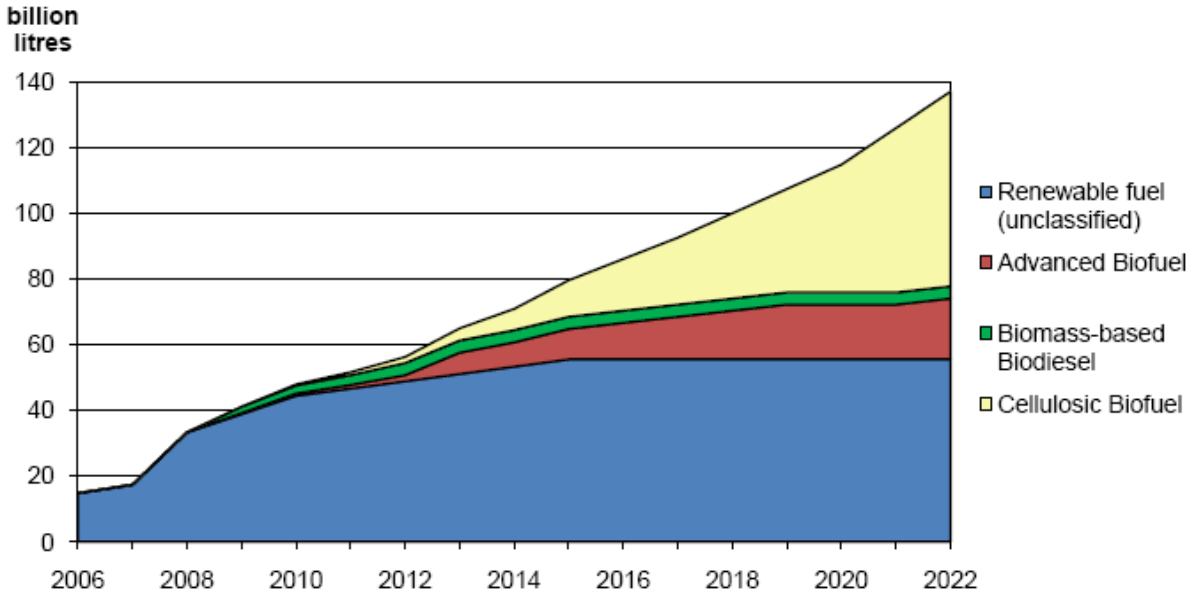
routières et non routières (2009/30/EC)[14]. Cette norme de qualité, appelée couramment de FQD (*Fuel Quality Directive*), fixe des mesures afin que les fournisseurs de carburant réduisent progressivement, d'ici à 2020, les émissions de GES « du puits à la roue » de l'ensemble des carburants distribués. Le seuil minimum de réduction attendu est de 6% en 2020, relatif à la moyenne communautaire des émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie par unité d'énergie produite à partir de combustibles fossiles en 2010 (European Union, 2009b).

Par ailleurs, le *Renewable Fuel Standard 2010* (RFS2), mis en place aux États-Unis dans le cadre du *US Energy Independence and Security Act 2007*, fixe des objectifs de consommation par type de biocarburant à l'horizon 2022. Les biocarburants sont classifiés par type par rapport aux potentiels de réduction d'émissions de GES calculés par la *United States Environmental Protection Agency* (EPA). En 2022, la consommation de 136 milliards de litres de biocarburants sera obligatoire, dont 79,3 milliards de litres doivent correspondre à des « biocarburants avancés » et à des « biocarburants cellulosiques » (EPA, 2010). À titre indicatif 41,9 milliards de litres de biocarburants ont été consommés en 2009, essentiellement éthanol à partir du maïs et EMHV à partir du soja (filières de 1ère génération). L'évolution des quantités mandatées par la RFS2 est présentée dans la Figure 10. On notera cependant que la définition de « biocarburants avancés » dans la législation américaine n'est pas la même que celle adoptée dans cette thèse. En effet, un biocarburant avancé n'est pas défini par la ressource valorisée ou encore par la technologie de conversion mais comme une filière biocarburant dont le bilan des émissions de GES "du puits à la roue" est au moins inférieur de 50% à celui associé aux filières de référence fossiles (le seuil est fixé à 60% pour ce que la RFS2 appelle de « biocarburants cellulosiques »). De ce fait, certains biocarburants de 1ère génération peuvent être considérés comme avancés en se basant sur cette terminologie; notamment la filière éthanol produite à partir de canne à sucre à laquelle sont souvent associés des gains GES du puits à la roue supérieurs à 50% (l'ensemble des valeurs est présenté dans l'Annexe A).

Contrairement au texte européen, la RFS2 estime aussi les impacts potentiels des biocarburants sur la qualité de l'air (à cause des émissions de particules, composés

[14] Ce texte détermine quelles sont les caractéristiques physiques (masse volumique, viscosité, teneur maximale d'impuretés, etc.) des carburants consommés en Europe. Il garantit notamment l'adéquation des carburants avec les moteurs des véhicules.

organiques volatiles, monoxyde de carbone, oxydes d'azote, dioxydes de soufre, etc.) et sur la consommation d'eau.



Renewable fuel: includes all types of biofuel; Advanced Biofuel: biofuels other than corn-based ethanol with GHG savings >50%; Biomass-based Biodiesel: biodiesel with GHG savings >50%; Cellulosic Biofuel: lignocellulosic biofuel with GHG saving >60%.

Figure 10 – Évolution de la consommation de biocarburants mandatée par la RFS2 (Source: International Energy Agency 2010)

Parallèlement, plusieurs initiatives portant sur la certification de la durabilité des biocarburants et des matières premières pour la production de biocarburants se sont développées (*Roundtable on Sustainable Biofuels*, *Global Bioenergy Partnership*, *European Committee for Standardisation – Standard for Sustainably produced biomass for energy applications*, *Roundtable for Sustainable Palm Oil*, *Roundtable for Responsible Soy Production*, *Better Sugarcane Initiative*, etc.) (Scarlat and Dallemand, 2011). Ces initiatives visent le plus souvent à développer des standards destinés aux producteurs de biocarburants afin de démontrer que les pratiques adoptées (modes de cultures, de récolte, de production etc.) permettent de minimiser les impacts sur l'environnement et sur la société en général. Ces schémas de certification volontaire issus des différentes initiatives, ainsi que les textes législatifs cités ci-dessus, ne sont pas homogènes mais la plupart considèrent que l'évaluation de ces filières requiert une approche exhaustive, tant en termes de périmètre d'étude que d'impacts environnementaux, afin d'éviter tout transfert d'impacts. C'est pourquoi les principes méthodologiques définissant l'ACV

constituent la meilleure base pour évaluer les impacts environnementaux potentiels de ces filières.

La RED se base sur l'approche attributionnelle de l'ACV (ACV-A) pour le calcul des émissions de GES des biocarburants. C'est l'approche conventionnelle, appliquée dans la grande majorité d'études d'évaluation environnementale de biocarburants, prenant seulement en compte les étapes physiquement reliées dans le cycle de vie du produit. La RFS2, à son tour, évalue les émissions de GES de façon plus systémique en analysant les impacts engendrés par la mise en place des objectifs de consommation de biocarburants. Elle utilise l'ACV conséquentielle (ACV-C) prenant en compte des effets induits par des mécanismes économiques à la suite d'une décision. C'est justement l'utilisation de différentes approches d'ACV dans la définition de politiques publiques concernant les biocarburants que nous motive à poser les questions présentées dans l'Introduction Générale de cette thèse.

2 Systèmes et Méthodes

Dans ce chapitre, nous allons d'abord présenter les principaux procédés avancés de conversion de biomasse en carburants liquides (section 2.1) et, ensuite, les principes de la méthodologie ACV (section 2.2). La description de ces systèmes et méthodes est essentielle pour la compréhension des chapitres suivants où l'apport scientifique de cette thèse est présenté.

2.1 Production de biocarburants avancés

Compte tenu du degré de maturité de ces technologies, plusieurs voies de conversion sont encore à l'étude. Le but de cette partie de la thèse n'est pas de présenter toutes les variantes possibles des procédés mais une vue d'ensemble.

Nous commençons par la description de la biomasse lignocellulosique (2.1.1) qui est la matière première des biocarburants 2G. La voie biochimique de conversion de biomasse lignocellulosique est présentée dans le paragraphe 2.1.2 et la voie thermochimique dans 2.1.3. Un peu plus de détail est fourni lors de la description des procédés thermochimiques vu qu'une méthode d'évaluation des impacts en termes d'émissions de GES de l'introduction de cette filière en France est présentée dans la Partie III de la thèse.

Enfin, dans 2.1.4, nous décrivons la production de EMHV et HVO à partir de l'huile extraite de microalgues[15].

Pour introduire les procédés de conversion, nous présentons le Diagramme de Van Krevelen dans l'Encadré 2, qui nous permet d'avoir une idée du « chemin à parcourir » afin de produire un carburant.

[15] Nous observons dans la littérature que d'autres filières biocarburants sont souvent citées (bio-huiles, méthane, méthanol, diméthyléther, butanol, etc.). Nous choisissons de décrire celles qui nous semblent plus représentatives en vue de la quantité d'études ACV disponibles sur ces produits (voir la Partie II).

Encadré 2 – Diagramme de Van Krevelen

Le diagramme de Van Krevelen (Figure 11) situe les matières premières (charges) et produits finaux (carburants) en fonction de son ratio atomique entre l'hydrogène et le carbone (H/C) en abscisses ; et l'oxygène et le carbone (O/C) en ordonnées. Nous constatons d'abord, que les carburants « idéaux » (gazole, essence, kérosène) n'ont pas d'oxygène (0 dans les ordonnées) et un ratio H/C autour de 2 – ce sont les liaisons entre H et C que libèrent plus d'énergie quand elles sont cassées. Les carburants « idéaux » sont formés essentiellement de molécules d'hydrocarbures saturés. Cela permet à ces carburants d'avoir une densité énergétique élevée et aussi d'éviter des problèmes dans les moteurs comme la perte de performance, la corrosion des matériaux, le colmatage des filtres, etc. Ces problèmes sont souvent liés à la réactivité relativement plus élevée des carburants contenant (i) des composés carbonés insaturés (doubles liaisons dans les chaînes de carbone) et (ii) de l'oxygène (associé aux réactions d'oxydation).

Par rapport à la position de la biomasse lignocellulosique et des huiles végétales (rectangle noir : *oil)* sur le diagramme, on observe qu'il faut réaliser un travail d'extraction d'oxygène et d'augmentation d'hydrogène pour arriver à la composition idéale d'un carburant. Ce sont les étapes de ce travail qui seront décrites dans les paragraphes 2.1.2, 2.1.3 et 2.1.4.

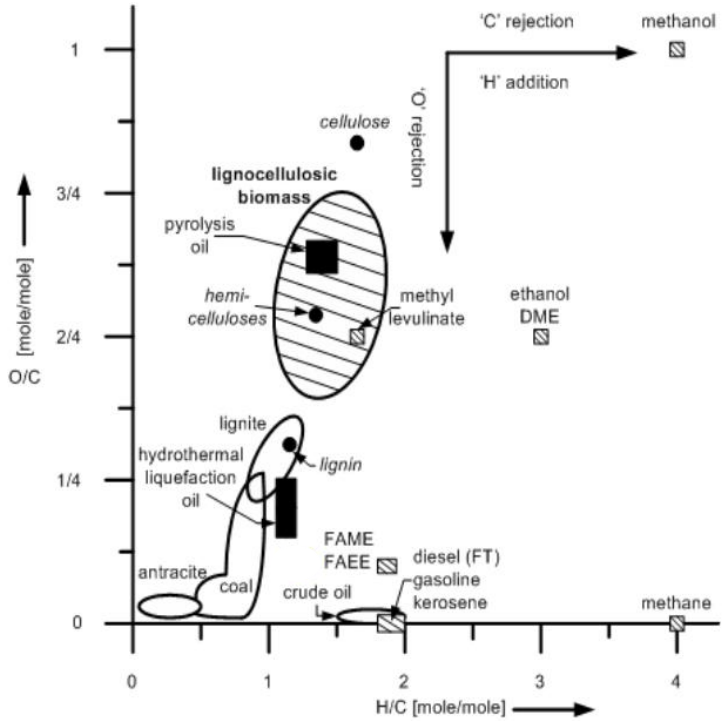


Figure 11 – Matières premières et carburants liquides représentés dans un Diagramme de Van Krevelen (Source : Kersten et al. (2007)**).**

2.1.1 Biomasse lignocellulosique

La Directive Européenne 2009/28/EC définit la biomasse comme étant « la fraction biodégradable des produits, des déchets et des résidus d'origine biologique provenant de l'agriculture (y compris les substances végétales et animales), de la sylviculture et des industries connexes, y compris la pêche et l'aquaculture, ainsi que la fraction biodégradable des déchets industriels et municipaux ». Pour ce qui est des espèces végétales, la biomasse se compose essentiellement de cellulose, hémicellulose et de lignine (voir la Figure 12 pour une vue d'ensemble de la structure des fibres d'une plante).

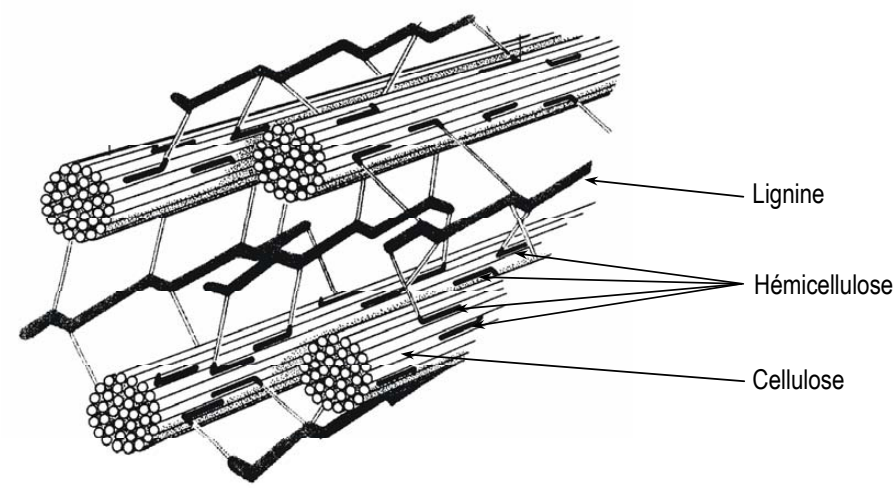


Figure 12 – Structure de la biomasse lignocellulosique (Source : Sarlos et al. 2002**)**

La cellulose est le composé le plus simple. Ce sont des molécules de glucose (monosaccharide avec 6 atomes de carbone) organisées sous la forme d'un polymère linéaire. Son rôle dans la plante est la constitution des parois cellulaires. Les longues chaînes de cellulose qui forment des microfibrilles sont reliées entre elles par l'hémicellulose. Quant à elle, l'hémicellulose est un polymère linéaire ramifié formé de monosaccharides de 5 ou 6 atomes de carbone. La composition de ce polymère est variable selon l'espèce. Enfin, la lignine sert de matrice aux fibres (faisceaux de cellulose), comme l'indique la Figure 12. Elle a une structure tridimensionnelle, amorphe et réticulée, de polymère très ramifié formé d'unités phénoliques.

Les plantes contiennent encore des composés minoritaires dits « extractibles » et des éléments non combustibles (inorganiques), qui peuvent former des cendres. Les extractibles déterminent les propriétés aromatiques (et la résistance aux champignons) et les inorganiques correspondent notamment aux nutriments de la plante.

Les quantités de chacun de ces constituants peuvent varier de manière considérable selon le type de biomasse. Dans le Tableau 2 nous pouvons observer des exemples de compositions de différents types de biomasse extraits d'une base de données du National Renewable Energy Laboratory (NREL), aux États-Unis. Cette variation indique que les différents procédés de conversion de biomasse en carburant liquide doivent être plus ou moins adaptés aux différents types de biomasse. Par exemple, nous allons voir dans la section suivante qu'un pourcentage important de cellulose est intéressant pour la voie biochimique. Par ailleurs, un PCI homogène et une

faible granulométrie sont des caractéristiques intéressantes pour la biomasse utilisée dans la voie thermochimique,

Tableau 2 – Exemples de composition de différents types de biomasse lignocellulosique (NREL, 2012)

%	*Cellulose*	*Hémicellulose*	*Lignine*	*Extractibles*	*cendres*
Eucalyptus	48.07	12.69	26.91	4.15	1.22
Peuplier	41.05	17.03	24.28	6.54	1.57
Bagasse	39.01	24.91	23.09	3.78	3.66
Résidu agricole (maïs)	34.61	22.21	17.69	7.74	10.24
Résidu agricole (blé)	30.97	24.93	17.56	16.99	5.76
Panic érigé	32.64	22.63	16.85	12.95	10.22

2.1.2 Voie Biochimique

L'éthanol 2G est obtenu par la conversion biochimique de la biomasse lignocellulosique. Une référence bibliographique souvent utilisée pour la description de ce procédé dans des études d'évaluation environnementale est un rapport du NREL (Aden et al., 2002). Dans cette étude, les unités de la chaîne de procédés sont décrites en détail et les "*Process Flow Diagrams*" (PFD) sont fournis – avec composition, pression, température et enthalpie de l'ensemble des flux. Basée dans cette étude, les principales étapes de la production d'éthanol lignocellulosique sont représentées dans la Figure 13. Les sections **a)** à **d)** fournissent des informations plus détaillées pour chacune des étapes de conversion et la section **e)**, quelques considérations sur la maturité de la filière.

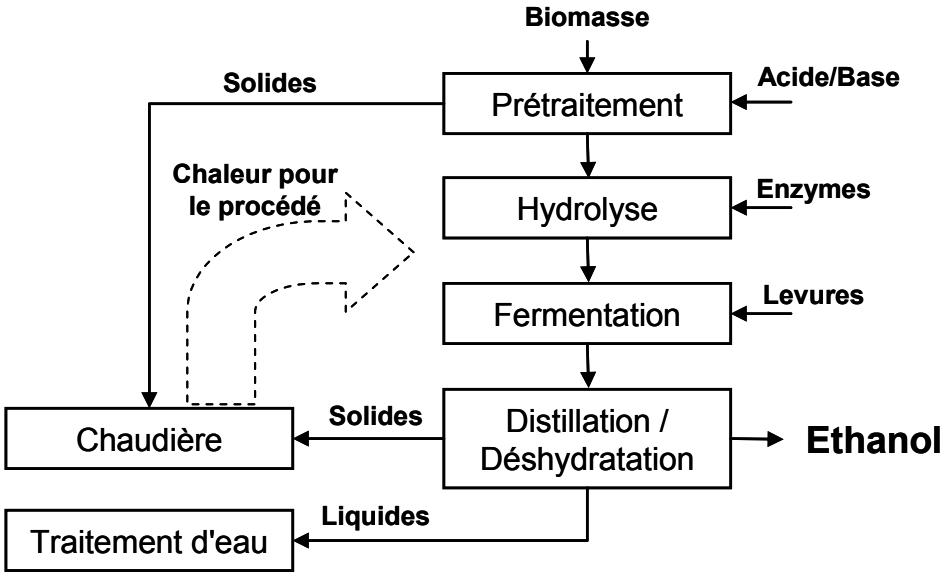


Figure 13 – Exemple de procédé de conversion biochimique de la biomasse lignocellulosique en éthanol

a) Prétraitement

Une première étape de préparation de la biomasse est nécessaire en amont des procédés de conversion proprement dits. Cela inclut un lavage pour enlever des impuretés et la réduction physique de la biomasse (broyage) pour augmenter la surface de contact avec les produits chimiques et enzymes des étapes suivantes.

Comme déjà mentionné, la biomasse lignocellulosique est constituée de cellulose, hémicellulose et lignine. Ces trois polymères forment un réseau solide et peu accessible aux enzymes qui procèdent à l'hydrolyse. Le prétraitement de la biomasse est nécessaire pour séparer ces polymères et rendre la cellulose et l'hémicellulose plus accessibles à l'action des enzymes. Plusieurs méthodes de prétraitement sont décrites dans la littérature (Cheng, 2009; Dwivedi et al., 2009) : thermique; "*steam explosion*"; "*ammonia fiber explosion*" (AFEX); acide; alcaline; oxydative; "*organosolve*"; et biologique.

La méthode de prétraitement la plus renseignée à ce jour est le prétraitement acide (avec acide sulfurique dilué et haute température décrit en détails dans l'étude NREL). Les résidus solides sortants de l'unité de prétraitement (notamment la lignine) alimentent une chaudière pour fournir l'énergie nécessaire au fonctionnement du procédé (électricité et chaleur). Généralement, de la chaux est utilisée pour neutraliser le mélange liquide sortant du prétraitement puisque les enzymes utilisés dans les étapes suivantes sont sensibles au pH acide.

b) Hydrolyse

Cette étape consiste à rompre les molécules de cellulose et hémicellulose pour les transformer en sucres fermentescibles. L'hydrolyse peut être acide ou enzymatique. L'hydrolyse enzymatique est la plus utilisée parce qu'elle est a priori plus intéressante d'un point de vue économique du fait de conditions opératoires modérées (pression et température). Les enzymes utilisées lors de cette étape sont des cellulases (un mélange d'endo-cellulase, exo-cellulase et beta-glucosidase). Peu d'études existent aujourd'hui sur les impacts environnementaux de la production de telles enzymes à grande échelle.

c) Fermentation

Les sucres (pentose – C5 originaire de l'hémicellulose et glucose – C6 originaire de la cellulose) sont idéalement transformés en éthanol au cours de cette étape de fermentation. Le procédé de fermentation largement utilisé à ce jour pour la fabrication d'éthanol de 1ère génération fait intervenir la levure *Saccharomyces cerevisiae* pour transformer les sucres C6 (équation 2.1). Le défi pour la 2ème génération est de trouver des microorganismes capables de fermenter efficacement aussi les sucres C5. Des autres microorganismes, comme *Zymomonas mobilis* et *Escherichia coli,* sont étudiés pour la fermentation dite « avancée ».

$$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2C_2H_5OH + 2CO_2 \qquad (2.1)$$

Lors de la fermentation, une grande quantité de CO_2 est produite (environ la même quantité, en mol, que la production d'éthanol comme l'indique l'équation 2.1). Ce CO_2 est presque pur et peut avoir des applications dans l'industrie alimentaire ou être capturé pour le stockage géologique mais il est généralement rejeté à l'atmosphère.

d) Récupération des produits

L'étape de distillation est similaire à celle de la 1G. Cependant, le mélange sortant de l'étape de fermentation est plus dilué donc l'apport de chaleur pour la distillation est plus important (procédé plus énergivore) (Williams et al., 2009). La déshydratation du produit du haut de la colonne de distillation est nécessaire parce que l'eau et l'éthanol forment un mélange azéotropique à 96% de concentration d'éthanol.

Les résidus solides sortant en bas de la colonne de distillation sont envoyés à la chaudière. L'eau sortante de cette étape est traitée par digestion anaérobique et le biogaz résultant peut être aussi utilisé pour fournir de l'énergie pour les procédés.

Enfin, il convient de mentionner que le produit final de la voie biochimique est un carburant dont la densité énergétique est d'environ 70% de celle de carburants « idéaux » (voir la distance entre éthanol et essence dans la Figure 11).

e) Niveau de développement

La voie biochimique pour la production de biocarburants est connue depuis plus d'un siècle. En 1819, le chimiste français Henri Braconnot a découvert une façon de libérer les sucres de la cellulose avec un traitement acide. La technique a été utilisé pour la première fois dans une application commerciale en Allemagne en 1898 (DOE, 2009) et depuis, plusieurs essais ont été faits dans des diverses pays sans jamais obtenir du succès commercial – quelques barrières se posent encore pour que le procédé soit optimisé et économiquement viable.

Dans ce sens, des sauts technologiques sont envisagés notamment au niveau du prétraitement de la biomasse et de l'efficacité des enzymes (Service, 2010; Sanderson, 2011). Les prétraitements actuels, comme le prétraitement acide, sont énergivores, consomment des importantes quantités de produits chimiques et peuvent avoir des impacts négatifs sur l'efficacité des enzymes. Pour améliorer le rendement de la conversion des sucres en éthanol, la recherche se concentre notamment sur l'augmentation de la quantité de cellulose de certaines ressources, l'amélioration génétique des enzymes, l'optimisation de la production d'enzymes et aussi sur l'utilisation des nouvelles souches de microorganismes (levures, bactéries).

2.1.3 Voie Thermochimique

Comme déjà mentionné dans le Chapitre 1, le produit de la voie thermochimique de conversion de biomasse lignocellulosique en carburant est connu comme BTL. C'est un mélange d'hydrocarbures produit à partir de la gazéification de la biomasse et la synthèse Fischer-Tropsch (FT). Les principales étapes de ce procédé sont représentées dans la Figure 14 et décrites dans les sections **a)** à **d)**. Des considérations en relation au niveau de développement de cette filière sont faites dans la section **e)**.

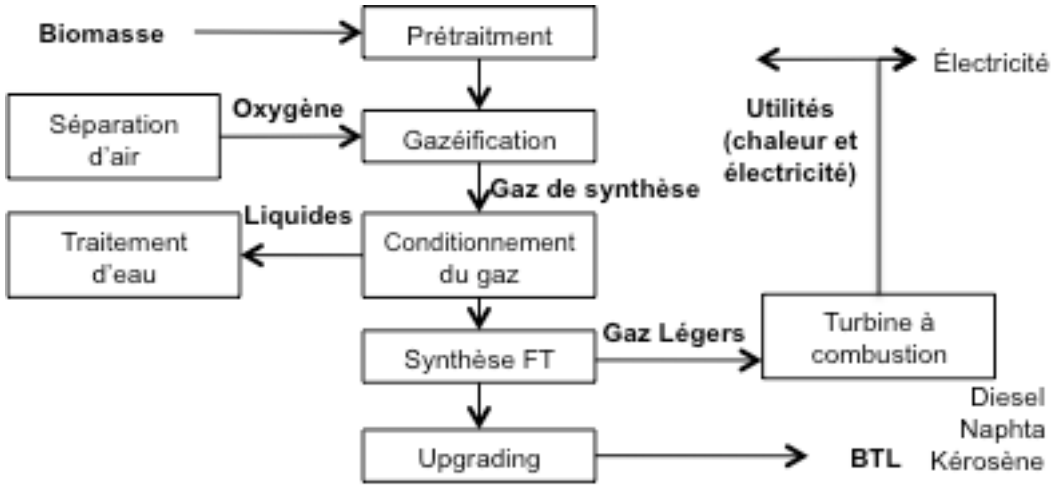


Figure 14 – Exemple de procédé de conversion thermochimique de la biomasse lignocellulosique en diesel de synthèse

a) Prétraitement

La biomasse doit être séchée et broyée et peut, ensuite subir un traitement thermique. Cela sert à augmenter la densité énergétique, faciliter l'injection de la biomasse dans un réacteur sous pression (comme le réacteur de gazéification) et augmenter la surface de réaction favorisant la cinétique de la thermoconversion. Deux technologies de traitement thermique sont actuellement à l'étude : la pyrolyse rapide (ou flash) et la torréfaction.

La pyrolyse rapide est réalisée entre 400 et 500°C dans la présence d'un gaz inerte, idéalement sous vide dans un réacteur à lit fluidisé et avec un temps de séjour de moins de 2 secondes (Commandré, 2009). Le produit est un gaz condensable, le bio-huile, et les résidus solides peuvent être broyés et mélangés au liquide pour former un *slurry* (Hohwiller, 2011).

La torréfaction est réalisée entre 180 et 300°C en absence d'oxygène, pour un temps de séjour de l'ordre de l'heure (Bergman et al., 2004). Le produit de la torréfaction est un combustible avec des caractéristiques physiques, mécaniques et énergétiques adaptées aux réacteurs à flux entrainé (RFE). Les RFE représentent une technologie prometteuse pour la gazéification de la biomasse (étape suivante au prétraitement décrite dans la section **c)**), qui nécessite une alimentation en produits finement divisés (de l'ordre de 100 µm). Le broyage direct de la biomasse est possible mais extrêmement gourmand en énergie.

b) Gazéification

L'étape de gazéification permet de convertir la biomasse par oxydation partielle en un gaz de synthèse composé principalement de monoxyde de carbone (CO) et d'hydrogène (H_2). Les technologies de gazéification de la biomasse ne sont pas suffisamment matures pour permettre un développement commercial à très court terme. Plusieurs options technologiques sont donc à l'étude: réacteur à lit fixe, fluidisé ou à flux entrainé, pressurisé ou atmosphérique, alimenté avec de l'oxygène ou de l'air, chaleur fournie par la combustion d'une partie de la biomasse ou d'une source externe, etc.

La littérature indique que ce type de procédé peut être viable économiquement pour des capacités de production supérieures à 200 kt/an de BTL (Cheng, 2009). Pour atteindre ce type de capacité, la technologie la plus pertinente semble être le RFE. Dans ce type de réacteur, la gazéification est idéalement réalisée sous pression pour se rapprocher des conditions opératoires de la synthèse FT (Hohwiller, 2011), décrit dans **d)**. Pour injecter la biomasse sous pression dans le RFE, elle doit être finement broyée (produit solide de la torréfaction) où sous la forme liquide/*slurry* (produit de la pyrolyse rapide).

Le type de ressource utilisé pour satisfaire les besoins énergétiques pour élever la température du RFE à 1200-1500°C est un choix technique important de ce procédé. Nous appelons autothermique, le mode opératoire où la biomasse fournit l'énergie nécessaire pour la gazéification ; et allothermique, le mode où une source externe d'énergie est utilisée (combustion du gaz naturel ou de l'hydrogène obtenu par électrolyse).

La réaction d'oxydation partielle est réalisée dans le RFE avec une alimentation en oxygène pur. Par conséquent, une unité de séparation d'air est nécessaire

c) Conditionnement du gaz de synthèse

Cette étape est cruciale pour la chaîne de procédés puisque le catalyseur de la réaction FT (étape suivante de la voie thermochimique) est très sensible aux impuretés. Les principales opérations pour la purification du gaz de synthèse sont (i) l'utilisation de cyclones / filtres pour éliminer les particules solides et (ii) le lavage pour éliminer les

goudrons et composés azotés, soufrés, chlorés, etc. (ces composés sont formés à cause de la présence d'éléments inorganiques dans les plantes – voir la section 2.1.1).

Les goudrons produits au niveau du gazéifieur peuvent être valorisés par combustion (production de chaleur pouvant alimenter les procédés) ou réinjectés dans le gazéifieur pour augmenter le rendement de la production de gaz de synthèse.

La dernière opération du conditionnement du gaz de synthèse est l'ajustement en H_2. L'objectif est d'augmenter le rapport H_2/CO qui doit être autour de 2 pour la production d'hydrocarbures avec la réaction FT. Deux voies sont envisageables pour cette opération : l'apport de H_2 externe au procédé ou la « réaction du gaz à l'eau », plus connue sous le nom de *Water Gas Shift* (WGS) représentée dans l'équation 2.2. Le H_2 importé peut être produit au moyen de technologies et ressources diverses (à partir du charbon, du gaz naturel, de l'électrolyse de l'eau etc.), la principale source industrielle étant aujourd'hui le reformage du gaz naturel. Dans ces cas, le mode de production du H_2 consommé peut avoir un impact non négligeable sur le bilan environnemental (bilan GES notamment) de la filière BTL complète – ces procédés endothermiques représentent une consommation supplémentaire importante d'énergie. En revanche, un meilleur rendement massique (en masse de carburant par unité de masse sèche de biomasse en entrée du procédé) est atteint avec du H_2 externe en comparaison avec le WGS. Sur l'équation 2.2, nous notons des émissions significatives de CO_2 d'origine biogénique – ce carbone issu de la biomasse n'est pas valorisé comme carburant. Comme lors de l'étape de fermentation (voie biochimique), ce CO_2 peut être capturé pour diverses applications (stockage inclus).

$$CO + H_2O \leftrightarrow CO_2 + H_2 \qquad (2.2)$$

d) Réaction Fischer-Tropsch et *Upgrading*

La réaction FT (équation 2.3) qui permet de convertir le gaz de synthèse en hydrocarbures a lieu dans un réacteur à lit fixe, fluidisé ou dans un "*slurry phase reactor*" avec une température autour de 250°C et 30 bar de pression (Hamelinck and Faaij, 2006). Cette réaction suivi des étapes de *upgrading* (hydrotraitement / hydrocraquage) permet d'obtenir un mélange d'hydrocarbures : gaz de tête (C1-C4), naphta (C5-C9), kérosène (C10-C14), gazole (C15-C20) et cires (C>20). Les proportions des différents composés peuvent être ajustées – la réaction peut être orientée, par

exemple, vers la maximisation des carburants liquides selon les conditions d'opération et le choix du catalyseur (les plus courants sont: fer et cobalt).

$$(2n+1)H_2 + nCO \leftrightarrow C_nH_{2n+2} + nH_2O \qquad (2.3)$$

Une option technique importante lors de cette étape du procédé est sur la destination des gaz de tête (Hohwiller, 2011). Ils peuvent être utilisés pour la production d'électricité (exportée au réseau ou consommée sur place) ou recyclés pour améliorer le rendement du procédé.

Dans cette thèse, nous appelons BTL le mélange de naphta, kérosène et gazole. Le naphta est valorisé dans l'industrie pétrochimique, notamment pour la production des plastiques ; le kérosène, aussi appelé *jet fuel* de son application comme carburant aéronautique ; et le gazole est utilisé principalement comme carburant pour véhicules routiers. Il est pertinent de noter ici que ces deux derniers ont une position qui coïncide avec celle des « carburants idéaux » dans le Diagramme de Van Krevelen (Figure 11) – les produits du BTL ont une composition équivalente de ces correspondants fossiles. En outre, les produits du BTL ont une densité énergétique légèrement supérieure à celle de ces correspondants fossiles vu qu'ils ne contiennent pas de soufre comme ces derniers.

e) Niveau de développement

La synthèse FT a été brevetée par les chimistes allemands Franz Fischer et Hans Tropsch dans les années 1920. La première application industrielle de la synthèse FT a été en 1936, en Allemagne, pour la conversion de coke et de charbon en hydrocarbures liquides (Dry, 2002) – *coal to liquids* (CTL). Aujourd'hui, ce procédé ainsi que l'analogue *gas to liquids* (GTL) sont maitrisés industriellement par des groupes comme Sasol, Shell et Exxon Mobil.

En revanche, la valorisation de la biomasse dans un tel schéma de production d'hydrocarbures implique des nouveaux défis technologiques. Comme nous avons vu dans la description des étapes de conversion, un prétraitement de la biomasse est nécessaire avant la gazéification. Les technologies, pyrolyse rapide et torréfaction, sont encore en phase de développement. Par ailleurs, la gazéification de la biomasse implique dans d'autres types d'impuretés à traiter dans l'étape de conditionnement du gaz de synthèse. De plus, la filière BTL peut se confronter à des limitations au niveau de

l'approvisionnement de biomasse lignocellulosique. En effet, compte tenu des faibles rendements massiques (e.g. 8-15% pour une unité autothermique) et de la taille des unités jugées économiquement viables (autour de 200 kt de BTL/an), nous constatons que la quantité de biomasse mobilisée sera très importante. De plus, l'investissement en une unité de production de la dimension cité ci-dessus est très lourd et représente un obstacle économique important pour le développement de cette filière.

D'autres barrières sont encore à lever au niveau de l'intégration énergétique entre les différentes étapes de la production du BTL. Par exemple, la gazéification et la synthèse FT sont réalisées à haute pression et à haute température mais les étapes de nettoyage du gaz de synthèse (réalisées entre la gazéification et la synthèse FT) doivent être réalisées dans des conditions moins sévères. Pour minimiser les pertes d'énergie, il faut éviter ces variations de conditions opératoires ou utiliser des échangeurs de chaleur plus performants (échangeur haute température).

2.1.4 Biodiesel à partir de microalgues

Les microalgues peuvent produire des lipides avec un rendement théorique (en masse d'huile par hectare) environ 10 fois plus élevé que celui de plantes oléagineuses conventionnelles comme le colza (Brennan and Owende, 2010). Elles peuvent être cultivées dans des installations occupant des terres qui ne sont pas destinées à l'agriculture (pas de concurrence d'usage de sols avec le secteur alimentaire) et alimentées avec de l'eau impropre à la consommation (eau de mer par exemple). Par ailleurs, un des principaux bénéfices associés à ces filières 3G est la valorisation du CO_2 fossile issu d'une source industrielle pour la culture des microalgues. Les principales étapes de cette chaîne de procédés sont représentées dans la Figure 15 et décrites dans les sections **a)** à **d)**. Comme dans les sections 2.1.2 et 2.1.3, la section **e)** est consacré aux considérations sur le niveau de développement de la filière.

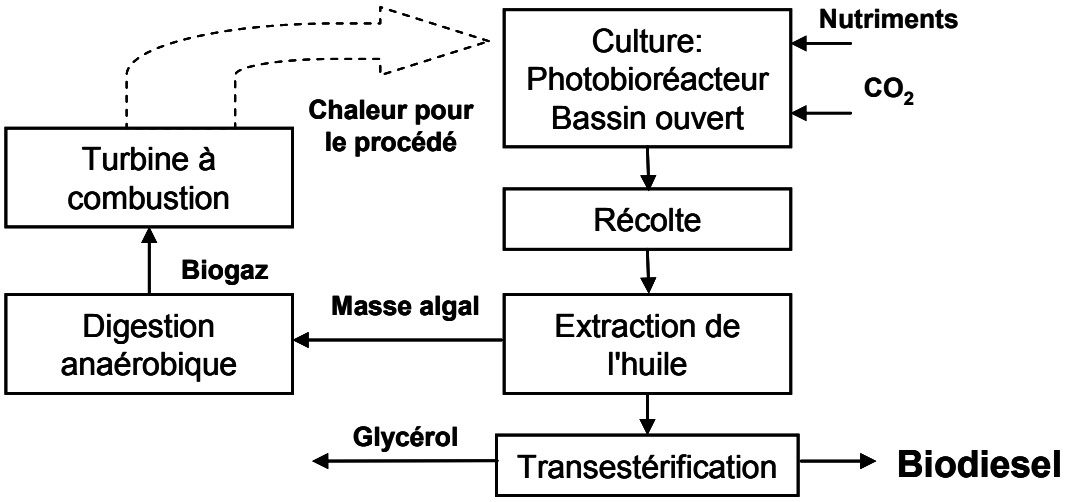


Figure 15 – Exemple de procédés de conversion de microalgues en biodiesel

a) Culture

Les microalgues peuvent être cultivées en bassin ouverts ou photobioréacteurs (PBR). Les principaux avantages des PBR sont l'obtention de concentrations d'algues plus élevées par rapport au bassin ouvert (ce qui rend la récolte plus facile) et la diminution des risques de contamination par d'autres organismes. En revanche, les investissements (infrastructures et équipements) et les coûts opératoires (liés aux consommations d'énergie pour le pompage) sont plus élevés pour une culture à grande échelle en PBR, par rapport aux bassins ouverts. Cette dernière option (bassins ouverts) semble donc plus appropriée pour une application industrielle, d'autant plus que la maintenance des installations est plus simple à opérer (Benemann, 2009).

Pour cultiver les microalgues, les conditions nécessaires à la photosynthèse doivent être réunies : lumière (provenant du soleil), nutriments (ajout d'engrais) et CO_2 (provenant, par exemple, d'une centrale thermique à charbon ou d'une cimenterie). Une alternative envisagée pour réduire le coût et les impacts associés à la consommation d'engrais est de coupler la culture de microalgues avec le traitement des eaux usées.

Le choix de la souche de microalgue est également important puisque la productivité (gain massique par jour), le contenu en huile et la facilité d'extraction de l'huile varient en fonction des souches. Aujourd'hui, les travaux de recherche portent essentiellement sur la recherche de la souche la plus adaptée mais également sur l'amélioration génétique des microalgues.

b) Récolte

La récolte des microalgues peut être faite par centrifugation. Dans le cas d'une culture en bassin ouvert, les concentrations en microalgues sont typiquement très faibles (0,5 à 1,0 g/L) (Pienkos and Darzins, 2009) et l'utilisation d'une centrifugeuse peut être très énergivore.

D'autres méthodes sont envisagées pour la récolte d'algues: la filtration et la floculation.

c) Extraction de l'huile

La biomasse récoltée contient typiquement entre 5 et 15% de matière sèche (Brennan and Owende, 2010); elle doit donc être séchée avant l'étape d'extraction de l'huile. La source d'énergie et la méthode utilisées pour le séchage de la biomasse peuvent varier (et beaucoup influencer le bilan en termes d'émissions de GES); la moins coûteuse (aussi sur le plan environnemental) étant un séchage naturel, au soleil, difficilement reproductible à l'échelle industrielle.

L'extraction de l'huile est ensuite réalisée au moyen de solvants (par exemple, l'hexane) comme pour l'extraction de l'huile de colza, soja, etc. La biomasse résiduelle peut avoir plusieurs applications : recyclage de nutriments pour la culture de microalgues ; alimentation animale en raison d'un important contenu en protéines (cette alternative n'est pas applicable dans le cas où la culture de microalgues est couplée avec le traitement des eaux usées) ; énergie alimentant les procédés par production de biogaz à partir de la fermentation de la biomasse dans un digesteur (comme représenté dans la Figure 15).

d) Transestérification ou Hydrotraitement

La transestérification (équation 2.4) est un procédé connu, déjà largement utilisé pour la production de biodiesel de 1ère génération. C'est une réaction chimique simple entre un triglycéride (huile végétale ou algale) et un alcool (méthanol le plus souvent, pour des raisons économiques, mais l'éthanol est également parfois utilisé) qui s'opère industriellement en présence d'un catalyseur (sodium ou hydroxyde de potassium). Les produits de cette réaction sont le carburant EMHV (mélange d'esters méthyliques contenant une fraction de produits fossiles dans sa composition du fait de l'utilisation de

méthanol) et le glycérol. Ce dernier, peut avoir des applications dans l'industrie chimique, cosmétique ou dans l'alimentation animale.

$$\begin{array}{l} CH_2-OOC-R_1 \\ | \\ CH_2-OOC-R_2 \\ | \\ CH_2-OOC-R_3 \end{array} + 3ROH \leftrightarrow \begin{array}{l} R_1COOR \\ \\ R_2COOR \\ \\ R_3COOR \end{array} + \begin{array}{l} CH_2OH \\ | \\ CH\ OH \\ | \\ CH_2OH \end{array}$$

$$Triglycéride + Alcool \leftrightarrow Esters + Glycérol \qquad (2.4)$$

L'huile extraite des microalgues peut également être valorisée en substitut au gazole par une autre voie : l'hydrotraitement (équation 2.5). Le carburant produit, HVO, est proche du diesel de synthèse produit par la voie BTL – donc au niveau des carburants idéaux dans la Figure 11. Le EMHV (FAME sur la Figure 11) n'est pas au même niveau de ces carburants sur le diagramme de Van Krevelen dû au contenu en oxygène et la présence de composés carbonés insaturés. A la différence du biodiesel produit par estérification, les HVO sont des alternatives aux carburants fossiles pour le secteur des transports routiers, mais également pour le transport aérien.

$$C_nH_{2n+1}COOH + 3H_2 \rightarrow C_{n+1}H_{2n+4} + 2H_2O \qquad (2.5)$$

e) Niveau de développement

La production commerciale des microalgues existe depuis les années 1950 pour fournir de produits à haute valeur ajoutée pour les industries pharmaceutiques. Suite aux crises pétrolières, l'utilisation de microalgues pour la production de carburants alternatifs a gagné de l'intérêt. Le NREL a notamment conduit un programme de recherche (*The Aquatic Species* Program) à ce fin entre 1978 et 1996 (EPA, 2010), arrêté à cause du manque de compétitivité de la filière. Plus récemment, avec l'augmentation du prix du pétrole, des nombreuses initiatives pour la production de ces biocarburants de 3ème génération ont vu le jour.

Néanmoins, les résultats concernant le bilan énergétique et environnemental de la production de ce biocarburant à grande échelle sont très mitigés. La filière a encore plusieurs barrières pour se développer et il est peu probable que cela devienne économiquement viable à court/moyen terme même avec la valorisation des coproduits

ou le traitement des eaux usées (Savage, 2011). Un des verrous principaux est la difficulté pour trouver un site de production qui réunit tout au long de l'année les diverses caractéristiques nécessaires pour la culture des microalgues : chaleur, ensoleillement suffisant pour la photosynthèse, source de CO_2 à proximité (coûts de pompage importants), source de nutriments à faible coût (eaux usées par exemple), disponibilité d'eau (l'évaporation dans les bassins ouverts est importante).

Cette filière apparaît comme une solution énergétique à plus long-terme et la recherche continue dans le domaine. Notamment dans l'amélioration génétique des souches de microalgues pour plus de productivité et de résistance (à d'autres espèces, aux variations de température, etc.) ainsi que de facilité pour l'extraction des huiles. D'autres voies de production sont aussi examinées comme les algues hétérotrophes, les levures et les macroalgues.

2.2 L'Analyse de cycle de vie (ACV)

L'ACV est une méthode d'évaluation environnementale d'un produit (bien ou service) prenant en compte l'ensemble des flux environnementaux entre la technosphère et l'écosphère au cours de toutes les étapes de son cycle de vie (ISO 14040, 2006). Cette méthodologie est utilisée afin de prendre en compte les aspects environnementaux dans les décisions politiques, économiques, industrielles ou individuelles (Jolliet and Crettaz, 2001). L'idée est d'évaluer et d'analyser de façon exhaustive les impacts environnementaux liés au cycle de vie complet du produit, pour identifier et éviter les éventuels "transferts de pollution" d'une étape du cycle de vie vers une autre (en amont ou en aval) ou d'un impact environnemental vers un autre[16]. L'application de cette méthodologie nécessite donc d'étudier l'ensemble des flux de matière, d'énergie ainsi que les émissions et les rejets (dans l'air, l'eau et le sol) au niveau de chacune des étapes du cycle de vie: extraction et transport des matières

[16] Exemple de transfert de pollution : nous n'observons pas d'émissions de polluants atmosphériques lors de l'étape d'utilisation d'un véhicule électrique ; l'essentiel de ces émissions ont lieu lors de l'étape de production d'électricité – d'où l'intérêt d'évaluer les impacts environnementaux d'un véhicule électrique sur son cycle de vie et pas seulement sur l'étape d'utilisation du véhicule.

premières, transformation, usage, destruction / fin de vie, etc. (voir la Figure 16 qui représente les étapes et les principaux intrants au long du cycle de vie d'un biocarburant générique).

L'ACV peut être appliquée aux filières biocarburants pour la certification / définition de politiques publiques (comme présenté dans la section 1.3) ; pour quantifier les conséquences environnementales, à différentes échelles, liées à une consommation croissante de biocarburants ; ou encore, plus classiquement, pour identifier les étapes de la filière dont les contributions aux bilans environnementaux sont les plus fortes, afin de pouvoir identifier les pistes d'amélioration possibles des performances environnementales. Appliquée à une filière en phase de développement telles que les filières biocarburants avancés, l'ACV contribue à l'écoconception des procédés : amélioration des performances environnementales du produit avant sa mise à disposition sur le marché.

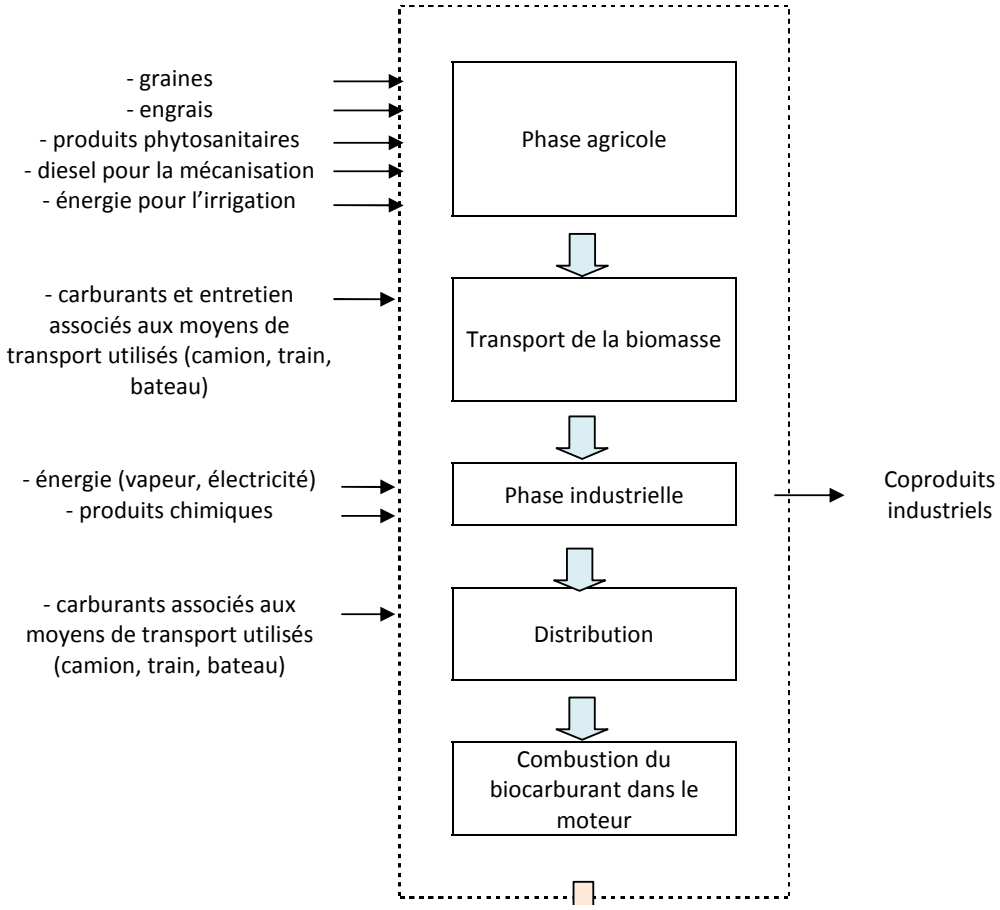


Figure 16 – Cycle de vie d'un biocarburant (Source : BIO IS (2010)**)**

Nous présentons les principes généraux de l'ACV dans la section 2.2.1, un historique de cette méthodologie dans la section 2.2.2 et les principales recommandations pour la conduite d'une ACV avec un accent sur l'ACV-C sont présentées dans la section 2.2.3.

2.2.1 Principes généraux

Les principales étapes, selon la norme ISO 14044, de la réalisation d'une ACV sont représentées dans le schéma de la Figure 17 et détaillées dans les sections **a)** à **d)**.

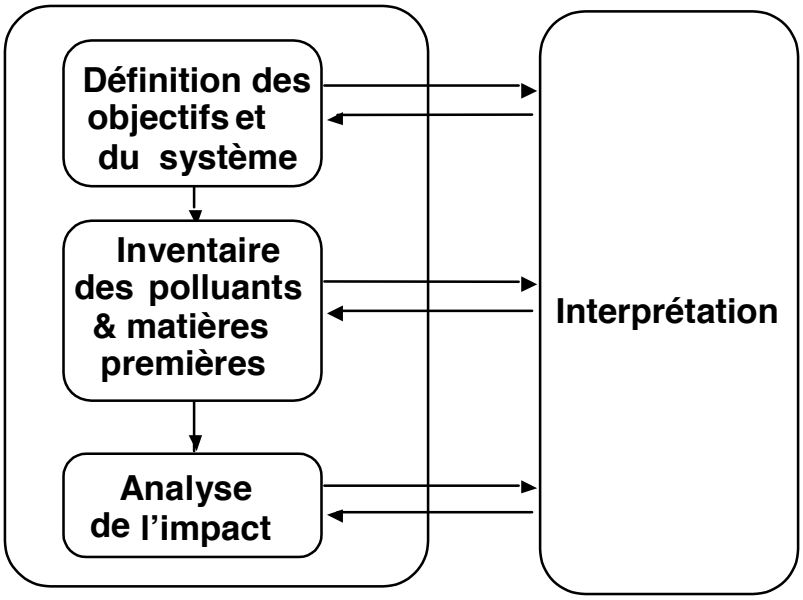


Figure 17 – Étapes de la réalisation d'une étude ACV (Source : Jolliet & Crettaz (2001)**)**

a) Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première étape est cruciale car elle conditionne les choix méthodologiques qui seront faits par la suite pour la réalisation des calculs. C'est dans cette étape que les raisons conduisant à la réalisation de l'évaluation environnementale et les destinataires (parties prenantes) de l'étude sont précisés. Le contexte géographique et temporel est également détaillé. Les définitions des frontières du système et de l'unité fonctionnelle (UF) sont des choix méthodologiques importants lors de cette étape de la réalisation d'une ACV.

Les frontières du système délimitent l'ensemble d'étapes qui seront prises en compte dans une ACV (voir ligne pointillé dans la Figure 16). Les frontières idéales pour un système sont celles « traversées » uniquement par des flux élémentaires[17] (plus le flux de référence correspondant à l'unité fonctionnelle). L'UF est une grandeur de référence correspondante à la fonction du produit évalué. Tous les flux et tous les impacts environnementaux sont rapportés à cette grandeur. Pour la définir, il faut préciser la fonction du système étudié (quoi), les quantités impliquées (combien), la durée (pendant combien de temps) et la qualité (la manière dont la fonction est remplie). Un exemple d'UF typiquement utilisée dans la comparaison de différents carburants est : parcourir (quoi) un kilomètre (combien) sur cycle normalisé NEDC[18] dans un véhicule particulier moyen (pendant combien de temps et qualité du service rendu).

b) Inventaire du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie est modélisé selon l'approche (attributionnelle ou conséquentielle – voir la section 2.2.3) la plus appropriée pour répondre aux objectifs de l'étude. Dans cette étape, les flux d'entrée et de sortie au travers du système sont quantifiés. C'est une étape très importante dans une ACV (et très gourmande en temps) vu que la qualité des données recoltées influe directement sur la qualité des résultats obtenus.

Pour un système multiproduit, les règles d'affectation d'impacts entre produits et coproduits (et plus largement des cofonctions) sont précisées lors de la constitution de l'inventaire. Deux types de méthodologies sont proposés pour résoudre la problématique d'un bilan environnemental d'un système multiproduit : la méthode de substitution et l'affectation sur la base d'un prorata ou allocation (une troisième méthode nommée subdivision est aussi mentionnée dans la norme mais ignorée ici en raison de l'impossibilité de l'appliquer pour l'évaluation de biocarburants).

La norme ISO privilégie l'extension des frontières du système (méthode de substitution) par rapport à l'utilisation d'un prorata quel qu'il soit. De cette façon, l'allocation proprement parlée est évitée et un crédit est donné au produit principal

[17] Un flux élémentaire est celui qui va de l'écosphère à la technosphère ou de la technosphère à l'écosphère, ressources naturelles et émissions respectivement.
[18] *New European Driving Cycle* – cycle de conduite généralement utilisé pour mesurer la consommation et les émissions des véhicules en Europe.

analysé correspondant aux impacts associés à la production du coproduit par une voie alternative (méthode des impacts évités décrite dans Vigon et al. (1993) et Tillman et al. (1994)). Pour mieux expliquer l'application de la méthode de subsitution, nous donnons un exemple sur un système multiproduit du domaine des biocarburants : la production d'huile végétale à partir du soja (utilisée pour la production de EMHV ou HVO). L'huile végétale est extraite de la graine de soja dans une étape de trituration générant le tourteau de soja comme coproduit ; le tourteau, riche en protéines, est généralement valorisé dans l'alimentation animale ; quand on applique la méthode de substitution dans une ACV de l'huile végétale à partir du soja, nous devons soustraire du bilan final du système multiproduit les impacts associés à la production d'un produit équivalent au tourteau de soja comme par exemple le tourteau de tournesol (en appliquant une règle d'équivalence – e.g. quantité de protéine). La Figure 18 illustre l'application de la méthode de substitution.

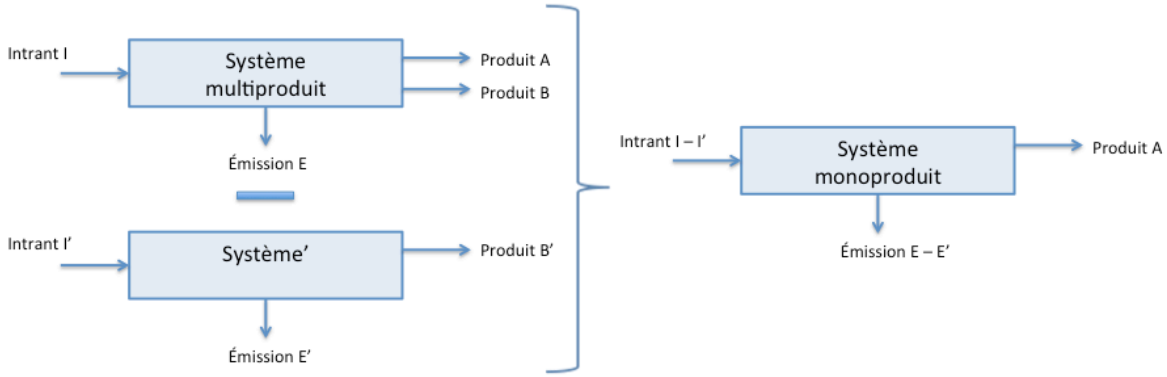


Figure 18 – Schéma de l'application de la méthode de substitution

La RED, au contraire, préconise l'utilisation de la méthode d'allocation au prorata du contenu énergétique des produits et coproduits (illustrée dans la Figure 19). La justificative est la suivante : "La méthode de la substitution convient aux fins de l'analyse politique mais pas pour la réglementation applicable aux différents opérateurs économiques et aux différents lots de carburants destinés aux transports. Dans ce cas, la méthode de l'allocation énergétique est la plus appropriée car elle est facile à appliquer, elle est prévisible sur la durée, minimise les mesures d'incitation contre-productives et donne des résultats généralement comparables à ceux obtenus avec la méthode de substitution" (European Union, 2009b). En effet, l'allocation des impacts au prorata des caractéristiques physiques (masse et énergie) ou économiques des produits et

coproduits est plus facile à appliquer. Il n'y a pas d'expansion des frontières du système pour inclure le cycle de vie de produits équivalents aux coproduits du biocarburant. Toutes les nouvelles hypothèses liées à l'expansion des frontières du système sont évitées. Nous soulignons, cependant, qu'il n'y a pas de consensus au sein de la communauté scientifique sur la règle d'affectation à appliquer dans les études concernant les biocarburants (Luo et al., 2009; Kaufman et al., 2010; Cherubini et al., 2011).

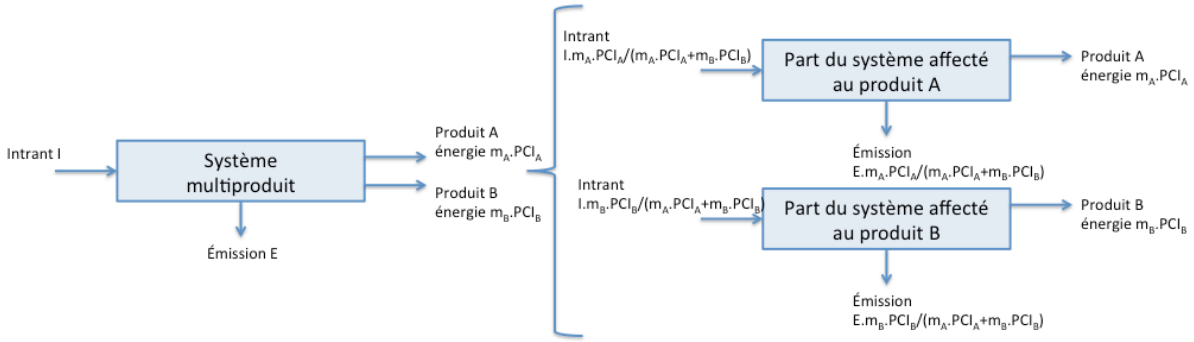


Figure 19 – Schéma de l'application de l'allocation au prorata énergétique. Le contenu énergétique d'un produit i est représenté par le produit de sa masse (m_i) et de son pouvoir calorifique inférieur (PCI_i).

c) Évaluation d'impacts

L'évaluation des impacts est définie comme la compréhension de l'ampleur des impacts potentiels sur l'environnement d'un produit au cours de son cycle de vie – c'est la traduction des données de l'inventaire en impacts potentiels. Dans cette étape, les catégories d'impacts et les indicateurs sont sélectionnés et les résultats pour les indicateurs sont calculés. Ce calcul est réalisé au moyen de facteurs de caractérisation de la manière suivante (équation 2.6) :

$$IP_i = \sum_s FC_{s,i} \times M_s \qquad (2.6)$$

où, IP_i est l'impact potentiel pour la catégorie d'impact *i*, $FC_{s,i}$ est le facteur de caractérisation d'impact de la substance *s* pour la catégorie d'impact *i*, et M_s est la masse du flux élémentaire pour la substance *s*.

La catégorie d'impact la plus renseignée dans les ACV de biocarburants est le pouvoir de réchauffement climatique (souvent accompagné d'un indicateur d'énergie

primaire ou d'énergie non-renouvelable consommée au long du cycle de vie du biocarburant). Les substances qui contribuent pour cette catégorie d'impact sont les GES. Les autres catégories d'impact utilisées à moindre échelle pour caractériser les impacts de biocarburants sont : utilisation de sols, utilisation d'eau, eutrophisation, acidification, toxicité humaine, écotoxicité (terrestre, aquatique), épuisement de ressources abiotiques, formation de photo-oxydants, destruction de la couche d'ozone (voir la revue de littérature présentée dans la Partie II de cette thèse).

d) Interprétation

L'interprétation de l'ACV est faite sur la base des résultats d'inventaire et de l'évaluation d'impacts, et de leur cohérence par rapport aux objectifs et le champ de l'étude. Ce sont des éléments fondamentaux pour les discussions ultérieures et l'optimisation du système.

Lors de l'interprétation, les contributions des différentes étapes du cycle de vie et des substances de l'inventaire sont analysées. De plus, des estimations de l'incertitude des résultats sont réalisées. Des analyses de sensibilité sont généralement utilisées pour déterminer l'impact sur les résultats finaux des différents choix (choix méthodologiques comme par exemple la règle d'affectation d'impact entre produits et coproduits ; choix sur les données techniques comme par exemple le rendement d'un procédé) réalisés au cours de l'étude.

Il convient de préciser aussi que l'ACV est une approche itérative (voir le double sens des flèches dans la Figure 17). Elle dépend des informations rassemblées au cours de ses différentes étapes (élaboration de l'inventaire, outils disponibles pour l'élaboration de l'inventaire, évaluation de l'impact et interprétation) et, donc, il peut être nécessaire de redéfinir les objectifs et le champ de l'étude. Au terme de cette phase de l'ACV, les conclusions finales sont présentées en mettant en évidence les limites de l'étude et les recommandations (actions pour les parties prenantes).

2.2.2 Historique

Selon Guinée et al. (2011), nous pouvons diviser l'histoire de l'ACV en trois périodes : 1970-1990, 1990-2000, 2000-aujourd'hui. La première période est de *conception* de l'ACV, les bilans matières et énergétiques sont appliqués couramment

dans l'industrie et les questions liées aux émissions dans l'air, l'eau et sol commencent à prendre de l'ampleur. L'ACV, proprement dite, est utilisée par des industriels pour promouvoir leurs produits (marketing) mais les approches sont très *divergents* et les études difficilement comparables.

Dans les années 90, les premiers articles scientifiques concernant l'ACV commencent à être publiés, notamment dans *Journal of Cleaner Production*, *Environmental Science and Technology, Journal of Industrial Ecology*, etc. En 1996, le premier journal scientifique dédié à l'ACV est publié: *The International Journal of Life Cycle Assessment.* Dans cette période, la SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) organise des discussions scientifiques sur l'homogénéisation des méthodes ACV. Aussi en 1996, l'organisme ISO (*International Organization for Standardization*) commence à éditer les normes ISO 14000 concernant le management environnemental et, en 1997, la norme ISO 14040 établit le cadre et les principes de la pratique des ACV. Dans les années suivantes, les normes complémentaires (ISO 14041, 14042, 14043) sont publiées détaillant les étapes d'inventaire, d'évaluation d'impacts et d'interprétation des ACV[19]. La période 1990-2000, sous la coordination de la SETAC et de l'ISO, est alors marquée par la *convergence* des méthodologies et peut être caractérisée comme une période de *normalisation* de l'ACV.

À partir des années 2000, on observe une intensification de l'utilisation de l'ACV et de l'*élaboration* de méthodes. L'UNEP (*United Nations Environmental Program*), en partenariat avec la SETAC, lancent la *Life Cycle Initiative* avec l'objectif d'inciter la « pensée cycle de vie », aussi dans les pays en développement, et d'améliorer la disponibilité de données, d'outils et d'indicateurs d'impacts pour la réalisation d'études ACV. Également, la Commission Européenne et la EPA (*Environmental Protection Agency*, Etats-Unis) commencent à promouvoir l'utilisation de l'ACV dans l'aide à décision politique. La demande pour des études ACV augmente beaucoup dans cette période et la nature des questions posées est très diverse. Cette période est donc marquée encore une fois par la *divergence* de méthodes utilisées pour répondre aux différents types de questions. L'exploration de la liaison entre les pratiques de l'ACV et autres disciplines est en vogue. Cela a commencée dans les années 90 notamment avec les idées

[19] Aujourd'hui les normes ISO 14041, 14042, 14043 ont été regroupées dans la norme ISO 14044 de 2006 qui contient les exigences et les lignes directrices pour toutes les étapes d'une étude ACV.

d'introduction de mécanismes économiques dans l'ACV (ACV conséquentielle – voir Weidema et al. (1999)) et aujourd'hui nous constatons diverses nouvelles « branches » en développement dans le domaine de l'ACV : régionalisation d'impacts, prise en compte d'aspects dynamiques des émissions, ACV sociétale, utilisation de bases de données Input-Output dans l'ACV, ACV hybride, etc.

Dans ce contexte de divergence de méthodes, en 2010 l'*ILCD Handbook* (ILCD) (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010) a été publié avec l'objectif d'harmoniser la pratique de l'ACV en cohérence avec les normes ISO. Ce document, devenu la principale référence en Europe dans le domaine de l'ACV, donne des recommandations spécifiques selon les objectifs de l'étude pour mieux guider les praticiens.

2.2.3 Orientations pour la conduite d'une étude ACV

Nous résumons, dans cette section, les recommandations les plus importantes pour la conduite d'une ACV de l'*ILCD Handbook* (ILCD). Nous focalisons sur les recommandations concernant l'ACV-C, indispensables pour la compréhension des chapitres suivants de cette thèse, notamment la Partie III (Chapitre 5 et 6).

L'apport le plus important de l'ILCD par rapport à la norme ISO, ce sont des recommandations différenciées selon le type d'étude ACV (objectifs, questions posées). Pour cela, trois situations sont distinguées (voir l'Encadré 3 pour quelques définitions de termes utilisés dans la distinction des situations) :

- Situation A – aide à la décision à l'échelle *micro,* décisions qui ont une portée limitée (typiquement au niveau d'un produit) et n'ont pas de grandes conséquences dans le système en arrière plan. Exemple : un producteur d'éthanol lignocellulosique veut comparer deux types de prétraitement de la biomasse (acide ou explosion à vapeur – voir la section 2.1.2) pour identifier les possibilités de réduire l'impact environnemental (et la consommation de ressouces).
- Situation B – aide à la décision à l'échelle *meso* ou *macro*, décisions (typiquement stratégiques à mi ou long-terme) qui ont des grandes conséquences dans le système en arrière plan. Exemple : Le gouvernement des Etats-Unis a fixé des objectifs de consommation par type de biocarburant à l'horizon 2022 et le EPA a estimé les impacts potentiels (sur les émissions de polluants atmosphériques,

l'utilisation d'eau, etc.) associées à cette décision (voir la section 1.3 pour les détails).

- Situation C – documentation purement descriptive d'un système (comptabilité), sans s'intéresser aux conséquences dans d'autres systèmes. Exemple : En Europe, un producteur de biocarburant doit réaliser une ACV de son propre produit pour prouver leur conformité à la règle de réduction d'émissions de GES (voir la section 1.3 pour les détails).

Encadré 3 – Définitions

Pour une chaîne d'approvisionnement donnée, nous distinguons le système au premier plan et le système en arrière plan qui sont généralement modélisés différemment dans la phase d'inventaire. Le *système au premier plan* inclut les procédés (étapes du cycle de vie) spécifiques à la chaîne d'approvisionnement qui fait l'objet de l'étude. Ce sont les procédés que l'opérateur / producteur peut influencer (contrôler) par une prise de décision. Le *système en arrière plan* inclut les procédés en amont des procédés au premier plan pour lesquels les fournisseurs ne sont pas spécifiques (e.g. production d'engrais, production d'électricité). Les étapes en aval (phase d'utilisation et fin de vie) sont aussi typiquement des procédés en arrière plan.

L'échelle des conséquences d'une prise de décision est distinguée par rapport à des changements dans les capacités de production. Une conséquence à *grande échelle* implique des changements structuraux, c'est-à-dire, l'installation supplémentaire d'unités de production / capacité dans le système en arrière plan. Le contraire est observé pour une conséquence à *petite échelle.*

Selon l'ILCD, les principales différences de recommandations pour les situations A, B et C sont au niveau de la modélisation de l'inventaire. La définition de l'UF et des frontières du système sont communes à toutes les situations. L'étape d'évaluation d'impacts (calcul d'impacts potentiels avec l'équation linéaire (2.6)) reçoit aussi des recommandations communes à toutes les situations (voir l'Annexe B pour la différentiation des recommandations pour chaque étape de la réalisation d'une ACV selon la situation A, B ou C).

Le choix pour les processus à inclure dans les frontières du système dépend de l'approche adoptée pour la modélisation de l'inventaire de cycle de vie. Nous distinguons deux approches :

- L'approche attributionnelle (*attributional / accountancy / descriptive type LCA*) où l'ensemble des procédés physiquement liés à la chaine d'approvisionnement du produit étudié sont pris en compte dans la construction de l'inventaire.
- L'approche conséquentielle (*consequential / effect-oriented / change-oriented LCA*) où les procédés affectés par une prise de décision sur le système sont modélisés.

L'ILCD recommande, pour une étude dans la Situation A, l'approche attributionnelle. Avec cette approche, on utilise généralement des données spécifiques issues du producteur et des principaux fournisseurs pour modéliser les procédés au premier plan ; pour les systèmes en arrière plan des données moyennes ou issues de bases de données génériques (e.g. Ecoinvent) peuvent être utilisées. Dans la Situation B, le système au premier plan est modélisé comme dans la Situation A et les procédés en arrière plan ayant souffert des impacts à grande échelle sont modélisés avec l'approche conséquentielle[20].

Maintenant, nous décrivons les étapes à suivre pour l'identification des procédés à inclure dans l'inventaire selon l'approche choisi. Pour l'approche attributionnelle, toutes les étapes physiquement liés au procédé central du premier plan (celui qui fournit directement la fonction du système) sont incluses. Pour l'approche conséquentielle, l'identification des procédés passe d'abord par l'identification des conséquences de la décision prise. Les types de conséquence à prendre en compte sont :

- *Conséquences primaires* – mise en opération de procédés en raison d'une demande additionnelle de produits (exemple : une demande additionnelle pour les biocarburants produits à partir de biomasse lignocellulosique peut entraîner la mise en opération de schémas de collecte de résidus agricoles et forestiers) ; remplacement de procédés ayant fonctions qui rentrent en compétition avec les cofonctions d'un système multifonctionnel (voir la description de la méthode de

[20] Nous nous concentrons ici sur les Situations A et B vu que cette thèse porte sur l'ACV comme un outil d'aide à la décision (et pas seulement comme un outil de comptabilité utilisé dans la Situation C).

substitution et l'exemple du tourteau de soja qui remplace le tourteau de tournesol dans la section 2.2.1).

- *Conséquences secondaires* – augmentation de la demande pour un coproduit dont le prix a été réduit en raison de l'augmentation de sa disponibilité (exemple : suita à l'augmentation de la production d'EMHV, le prix de la glycérine – un coproduit du EMHV – a diminué entraînant une augmentation de la demande) ; augmentation de l'efficacité / rendement d'un procédé en raison de l'augmentation de la demande (et augmentation du prix) de ses cofonctions (exemple : augmentation de la productivité d'une culture énergétique par l'utilisation de plus d'engrais en raison de l'augmentation de la demande pour un biocarburant) ; changement de comportement des consommateurs (exemple : l'incorporation obligatoire de biocarburants – plus coûteux à produire que les carburants fossiles – dans le « pool carburant » peut être à l'origine d'une augmentation générale du prix des carburants distribués ; cette augmentation de prix peut provoquer une réduction de la demande de mobilité, un changement de comportement des consommateurs).
- *Autres conséquences* – effets rebond liés, par exemple, à l'augmentation de la consommation d'autres biens suite à la diminution du prix d'un produit ; accélération d'investissements dans une technologie déterminée.

L'ILCD recommande une évaluation de l'échelle des *conséquences secondaires* pour déterminer si elles doivent être incluses dans les frontières du système. Les *autres conséquences* doivent être incluses seulement si expressément demandé dans la définition des objectifs de l'étude.

Notons que l'identification de ces conséquences requiert une expertise dans des domaines qui n'étaient pas classiquement dans la sphère de l'ACV : expertise sur les coûts et le développement de technologies ; expertise sur l'élaboration de scénarios prospectifs ; expertise sur l'évolution de marchés ; utilisation de modèles d'équilibre partiel ou général.

Une fois les types de conséquence à prendre en compte déterminés, le prochain pas est l'identification des procédés spécifiques à inclure dans les frontières du système en suivant une approche par étapes. Les procédés sont caractérisés par rapport à (i) l'échelle et l'horizon temporel du changement étudié, (ii) la délimitation du marché, (iii)

les changements de l'offre et de la demande, (iv) les contraintes du marché, (v) les tendances en volume du marché. Selon ses caractéristiques, le procédé est inclus ou pas dans les frontières du système.

Partie II – Révision bibliographique : la méta-analyse

"If you learn how to look at data in the right way, you can explain riddles that otherwise might have seemed impossible. Because there is nothing like the sheer power of numbers to scrub away layers of confusion and contradiction."

Steven D. Levitt & Stephen J. Dubner, "Freakonomics" (2005)

Dans cette partie de la thèse (Chapitres 3 et 4), nous traitons la question de la variabilité des résultats observée dans la littérature des ACV des biocarburants avancés. Ce travail a deux objectifs principaux. Le premier est d'identifier et de quantifier les sources de cette variabilité. Le deuxième est de déterminer des valeurs moyennes pour la catégorie d'impact pouvoir de réchauffement climatique associée à la production des différentes filières de biocarburants avancés étudiées dans cette thèse : éthanol lignocellulosique, BTL et EMHV/HVO à partir de microalgues. Nous utilisons des méthodes économétriques (méta-régression) pour fournir une synthèse de la littérature et contribuer à l'harmonisation des résultats ACV.

3 Méthodes : application de la méta-analyse aux études ACV

Les chapitres 3 et 4 portent sur les enjeux de l'évaluation environnementale des biocarburants avancés à travers une revue bibliographique. Dans le chapitre 3 nous présentons les principes méthodologiques novateurs dans le domaine de l'ACV de cette revue et dans le chapitre 4 nous présentons les résultats obtenus et les conclusions de cette partie de la thèse. Ils se concentrent plus particulièrement sur les estimations des émissions des GES au long du cycle de vie des biocarburants 2G et 3G dans des études ACV. L'indicateur d'impact moyen sur le réchauffement climatique, exprimé en grammes de CO_2 équivalent par MJ de biocarburant (gCO_2éq./MJ), et les effets des facteurs influant sur ces estimations sont caractérisés et quantifiés à l'aide d'une *méta-analyse* : une méthode de recherche quantitative pour faire une revue de la littérature empirique et la synthétiser. Cette recherche est d'une importance primordiale, car cette mesure peut être interprétée comme une estimation de la contribution au changement climatique des biocarburants avancés. En outre, la *méta-analyse* est encore peu appliquée dans le domaine de l'ACV mais semble être une voie de recherche en expansion[21].

L'introduction (section 3.1) ci-dessous justifie notre choix d'utiliser l'approche de *méta-analyse* plutôt que l'approche plus classique de *« revue narrative de la littérature »*. La section 3.2 est consacrée à la présentation de la méthode économétrique utilisée dans une *méta-analyse*. Dans la section 3.3 nous décrivons les étapes de la construction d'une base de données nécessaire pour la réalisation de cette étude.

3.1 Choix méthodologique

L'un des facteurs du développement des biocarburants est la volonté des responsables politiques d'augmenter la part des biocarburants dans le secteur des transports. Certains États ont fixé des objectifs ambitieux en matière de production de

[21] En avril 2012 le volume 16 du *Journal of Industrial Ecology* a consacré un numéro spécial aux méta-analyses des études ACV. De plus, en mai 2012, une section de la dernière conférence mondiale de la SETAC a été consacrée aux méta-analyses des études ACV.

biocarburants, soutenus par des subventions et des incitations législatives (voir la section 1.3).

De plus, nous avons vu dans le 1er chapitre que l'UE et les États-Unis ont établi une liste d'exigences de durabilité pour la production de biocarburants. Dans les deux régions, le seul critère quantitatif obligatoire est lié aux émissions de GES calculées en utilisant la méthode ACV. Ces politiques ont été conçues comme une aide aux biocarburants avancés en supposant que ces derniers ont des valeurs élevées de réduction des émissions de GES en comparaison aux biocarburants de première génération.

L'approche ACV est maintenant acceptée par les décideurs politiques et la communauté scientifique comme une méthode d'évaluation appropriée pour mesurer la valeur de l'indicateur d'impact des biocarburants sur le réchauffement climatique. Il existe déjà de nombreuses publications qui évaluent les émissions de GES des biocarburants avancés en utilisant l'approche ACV. Un nombre suffisant d'études est donc disponible pour étudier cette question. Notez que dans la mesure où les émissions de GES ont un impact sur l'environnement à l'échelle mondiale (les effets des émissions de GES ne dépendent pas de l'endroit où ils ont été émis), cette revue de la littérature comprend des études réalisées dans le monde entier.

Les premières applications de l'ACV pour mesurer un indicateur d'impact des biocarburants sur le réchauffement climatique ont été effectuées sur les biocarburants 1G dans les années 90, voir par exemple (Kaltschmitt et al., 1997). Depuis, de nombreuses études ACV ont été menées pour analyser aussi les voies des biocarburants 2G et 3G. En dépit de cette abondante littérature, on continue de débattre sur l'ampleur des réductions des émissions de GES qui pourraient être permises par les biocarburants par rapport au carburant fossile de référence. Bien que la majorité de ces études fassent apparaître les avantages en termes de GES des biocarburants par rapport à un combustible fossile de référence, certains auteurs arrivent à la conclusion inverse. Dans le cas des biocarburants avancés, les résultats des émissions de GES des études ACV sélectionnées pour cette étude (47 études fournissant 593 résultats d'émissions de GES, voir la section 4.1 pour plus de détails) vont de -142 (G2) à 1378 (G3) $gCO2_2$éq./MJ de biocarburant (voir Figure 20), la plus grande variabilité entre les résultats d'émissions de GES étant observée pour les biocarburants G3.

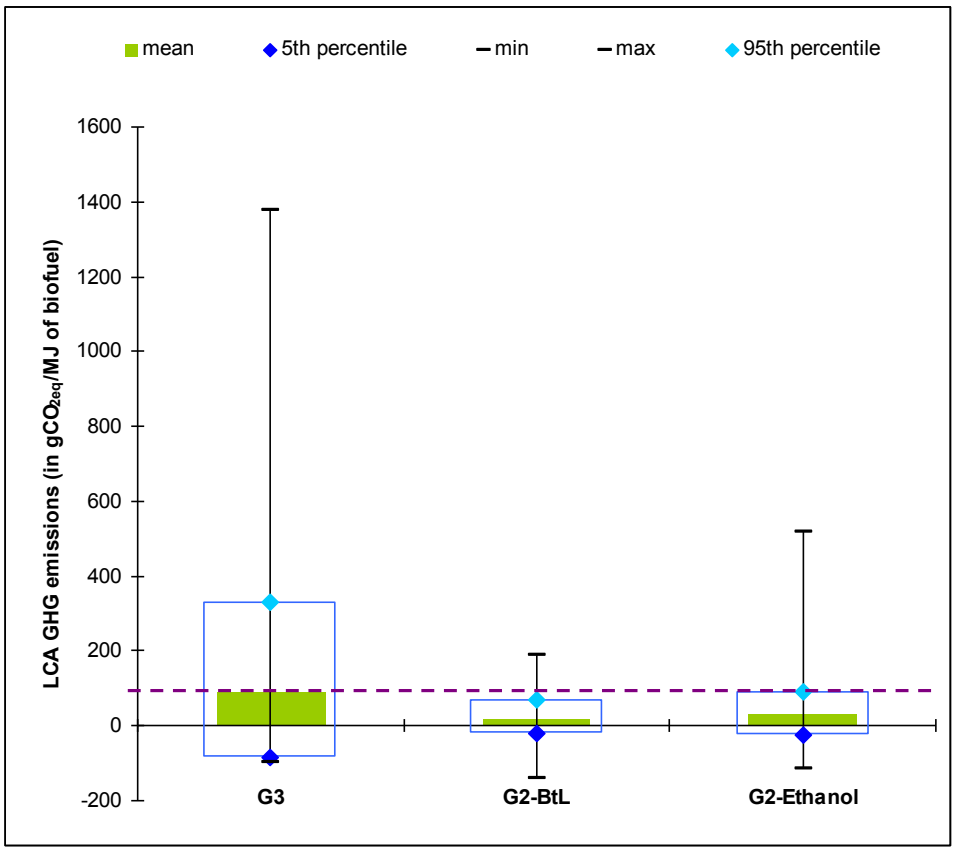


Figure 20 - Extrema des émissions de GES (PRG) pour les résultats de la littérature ACV concernant les biocarburants G2 et G3 (47 études, 593 observations). La barre pointillée indique le niveau de la référence fossile (83,8 gCO22éq./MJ) selon la RED.

Lorsque l'on regarde la Figure 20, on peut se demander *i)* s'il existe un consensus sur la réduction des émissions de GES permise par les biocarburants avancés et *ii)* pourquoi il y a de tels écarts entre les résultats de ces études, alors qu'elles étudient toutes le même phénomène.

En fait, même si l'approche ACV est globalement la même, chaque étude – par nature – concerne des voies différentes et utilise des données et des hypothèses méthodologiques spécifiques. Les revues narratives antérieures portant sur des analyses ACV sur les biocarburants font apparaître que les résultats ne sont pas concluants en ce qui concerne les performances des biocarburants avancés en termes d'émissions de GES (Menichetti and Otto, 2008; Cherubini et al., 2009; Gnansounou et al., 2009; Sunde et al., 2011; Borrion et al., 2012; Wiloso et al., 2012). Selon ces revues de la littérature, les résultats des émissions de GES des ACV pour les biocarburants avancés varient considérablement en fonction de divers facteurs tels que : les hypothèses retenues pour décrire la phase de la production de biomasse (modèle utilisé pour

estimer les émissions de N_2O et la prise en compte du changement d'utilisation des terres direct et indirect), les données utilisées pour décrire la conversion de la biomasse en biocarburant et les choix méthodologiques généraux des ACV (limites du système, méthode utilisée pour comptabiliser les impacts des coproduits, etc.). Bien que ces résultats indicatifs issus des revues de la littérature soient vraiment utiles, les résultats des études primaires restent difficiles à comparer en raison des différences dans les données techniques ou les choix méthodologiques.

En conséquence, il est assez difficile de tenter une synthèse et se faire une opinion précise sur ce sujet en utilisant des méthodes de revues classiques de la littérature. Il semble difficile en particulier de fournir une estimation des émissions de GES adaptée à chaque filière de biocarburants avancés (ou au moins d'établir un intervalle de confiance pour ces estimations).

Comme la plupart des études ne sont pas concluantes, leurs résultats peuvent ne pas être pertinents pour aider à une prise de décisions (Brandão et al., 2012). Il existe un fort besoin d'harmonisation des résultats des ACV, en particulier pour les décideurs politiques et les investisseurs, comme le suggèrent les chercheurs du *Life Cycle Assessment Harmonisation Project* (Heath and Mann, 2012), conduit par le NREL. Le but de l'harmonisation, tel que défini par Heath et Mann (2012), est d'identifier et de quantifier les facteurs clés qui ont une influence sur les impacts environnementaux d'une technologie ou d'un produit afin de tirer des résultats plus concluants en matière de performances environnementales réelles. À l'heure actuelle, peu d'études ont tenté d'harmoniser les résultats des émissions de GES des différentes études ACV pour les biocarburants avancés. Par exemple, (Handler et al., 2012; Liu et al., 2012) proposent d'harmoniser les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G3 en normalisant leurs modèles d'ACV en utilisant les mêmes hypothèses méthodologiques et les mêmes voies génériques. Ils suivent la méthodologie proposée par (Farrell et al., 2006) dans l'un des travaux les plus précurseurs d'harmonisation des ACV (étude sur l'éthanol produit à partir du maïs aux États-Unis).

Comme expliqué ci-dessus, les revues de la littérature précédentes ont montré qu'il n'y a pas une valeur unique pour les émissions de GES des biocarburants avancés. Bien qu'il ne soit pas possible de calculer une estimation unique des émissions de GES adaptée à tous les biocarburants, nous croyons qu'il reste possible de déterminer les tendances essentielles à partir de la répartition des résultats des études précédentes.

Pour ce faire, nous proposons une synthèse alternative aux revues de littérature antérieures, en utilisant la méthodologie de la « *méta-analyse* » pour décrire et synthétiser les estimations actuelles des émissions de GES des ACV sur les biocarburants avancés.

Une *méta-analyse* est une méthode de recherche quantitative développée pour comparer et/ou combiner les résultats de différentes études quantitatives individuelles, appelées études primaires, avec des caractéristiques plus ou moins similaires qui peuvent être prises en compte (Abreu et al., 2005). Par nature, chaque résultat d'une étude primaire (appelée une estimation) peut être repris pour illustrer l'incertitude des estimations. Les estimations des études antérieures sont regroupées dans une base de données, appelée *méta-base de données*, selon une ou plusieurs caractéristiques de différenciation. Ces estimations deviennent ensuite des observations, également appelées *effect-size* (voir ci-dessous), des *méta-bases de données*, tandis que les caractéristiques de différenciation deviennent leurs variables explicatives potentielles. Dans le cadre d'une *méta-analyse*, l'*effect-size* est supposée être une fonction de ces variables explicatives, fonction qui peut être précisée et évaluée. Lorsque cette *méta-fonction* est estimée aux moyens de techniques de régression multiple, par exemple avec l'utilisation d'estimateurs économétriques spécifiques, la *méta-analyse* est appelée une analyse par *méta-régression*[22]. Cette configuration multivariable permise par le cadre de la *méta-régression* est très utile dans le domaine des revues de littérature car elle nous permet d'identifier et de quantifier statistiquement – toutes choses étant égales par ailleurs – l'effet des caractéristiques les plus influentes sur *effect-size.* Ainsi, comparée aux revues narratives, grâce à sa configuration multivariable, la méthodologie de *méta-régression* offre la possibilité de tester l'influence de caractéristiques spécifiques, après avoir neutralisé l'effet des autres caractéristiques.

Par ailleurs, un cadre de *méta-régression* permet de produire une estimation de l'*effect-size* moyen pondérée en fonction de l'influence systématique de ses principaux facteurs. En effet, une fois estimée statistiquement, la *méta-fonction* peut être utilisée pour déduire les valeurs d'origine de l'*effect-size* en spécifiant de nouvelles valeurs pour les principaux facteurs identifiés correspondant à des études de cas pertinentes. Cette technique de « transfert de bénéfices à l'aide de modèles de méta-régression », comme

[22] Ainsi définie, l'analyse par méta-régression pourrait être considérée comme un sous-ensemble de la méta-analyse.

elle est appelée dans la littérature de *méta-analyse*, pourrait être une méthodologie particulièrement bien adaptée pour résoudre la question dite de l'harmonisation spécifique à la littérature des ACV. Notre revue de littérature montre qu'une seule analyse par *méta-régression* a été menée dans le domaine des ACV appliquées aux biocarburants : Bureau et al. (2010).

Le but principal de cette *méta-analyse* est d'identifier et de quantifier par des estimations statistiques lesquels des facteurs suivants ont un impact sur les variations entre les estimations des émissions de GES : i) données/caractéristiques techniques, ii) choix méthodologiques de l'auteur et iii) typologie de l'étude examinée. Le second objectif de cette *méta-analyse* est de générer une répartition des émissions de GES potentielles des biocarburants avancés (les résultats sont présentés dans le Chapitre 4). Ce faisant, nous caractérisons l'indicateur d'impact moyen sur le réchauffement climatique et son écart-type pour les biocarburants 2G et 3G.

3.2 Présentation générale de la méthode de méta-analyse

Dans cette section, la méthodologie de la méta-régression est brièvement exposée. Le contenu de cette section et de la section 3.3 permet d'avoir une meilleure compréhension de *l'effect-size* et des variables explicatives de la méta-analyse.

> *« Le terme méta-analyse désigne l'analyse statistique d'un grand ensemble de résultats issus d'études individuelles dans le but d'intégrer les résultats. Il fait appel à une alternative rigoureuse aux analyses narratives informelles des travaux de recherche qui caractérisent nos tentatives visant à déchiffrer une littérature scientifique qui se développe rapidement »* (Glass, 1976).

Les articles fondateurs de Glass (Glass, 1976, 1977; Glass et al., 1981) sur la recherche en éducation sont habituellement considérés dans la littérature comme les premiers à proposer et à développer cette méthode. Au cours des trente dernières années, la méta-analyse a d'abord été largement appliquée dans les études cliniques pour la recherche en psychologie et en éducation puis dans les sciences de la santé. Elle

est désormais de plus en plus employée dans d'autres domaines de recherche. Depuis le début des années 1990, cette méthode s'est progressivement imposée dans des sciences sociales, telles que le marketing et l'économie.[23].

À notre connaissance, deux articles peuvent être considérés comme les précurseurs de l'application de cette méthodologie visant à synthétiser les estimations des ACV pour les biocarburants (Farrell et al., 2006; Bureau et al., 2010). Farrell et al. (Farrell et al., 2006) cherchent à estimer les valeurs fiables pour la quantité nette d'énergie et les émissions de GES sur tout le cycle de vie de l'éthanol produit à partir du maïs aux États-Unis. Ils effectuent un travail d'harmonisation sur 6 études, en ajustant leurs méthodes et leurs données en fonction de ce que les auteurs considèrent comme les meilleures pratiques. Bureau et al. (Bureau et al., 2010), en revanche, se concentrent uniquement sur le bilan énergétique, car ils considèrent qu'il y a trop de controverses sur les estimations des GES sur l'ensemble du cycle de vie (en raison des incertitudes sur la quantification des émissions de N_2O provenant de la production agricole et du changement indirect d'affectation des sols). Plutôt que d'essayer de déterminer les meilleures estimations, ils cherchent à identifier les principaux déterminants de la valeur énergétique nette pour les biocarburants G1.

La méta-analyse n'est rien d'autre qu'une méthodologie particulière de revue de la littérature. Cette méthode n'a pas été proposée pour synthétiser tous les types de travaux de recherche, mais seulement des études comportant des résultats quantitatifs : « *La méta-analyse est l'analyse des analyses empiriques* » (Stanley and Jarrell, 1989), pas celle des analyses théoriques. Appliquée aux méthodes d'évaluation environnementale, cette méthodologie est donc pertinente pour examiner les résultats des études ACV précédemment mentionnées.

La synthèse des études vise à résumer les résultats de façon à pouvoir tirer des conclusions claires et incontestables des connaissances accumulées antérieurement. Pourtant, les estimations obtenues par l'approche ACV sont caractérisées par de grandes différences entre les résultats des études. Même si les différentes études traitent d'un même problème, chacune s'éloigne de la littérature précédente en utilisant différents

[23] Six méta-analyses ont été publiées en même temps dans le domaine de l'économie (Stanley and Jarrell, 1989; Walsh et al., 1989; Jarrell and Stanley, 1990; Smith and Kaoru, 1990a, 1990b; Weitzman and Kruse, 1990). Voir, par exemple Stanley 2001 (Stanley, 2001) pour une présentation plus complète. Les références habituelles pour les aspects techniques de la méta-analyse sont (Hedges and Olkin, 1985; Hedges, 1992, 1994; Lipsey and Wilson, 2001).

ensembles de données, différents choix méthodologiques, etc. La synthèse de la recherche peut ainsi apparaître comme une tâche particulièrement difficile lors de l'examen de la littérature consacrée à l'ACV. Comparée à des revues qualitatives de la littérature, l'idée originale de base de la méta-analyse consiste à examiner les résultats des études de la même manière que n'importe quel phénomène scientifique. Chaque résultat rapporté est considéré comme une « observation » d'un ensemble de données complexes, « *pas plus compréhensible sans analyse statistique que ne le seraient des centaines de points de données dans une étude [ACV]* » (Glass et al., 1981). La méta-analyse peut alors être comprise comme un ensemble de techniques statistiques, comme l'économétrie, qui permet de résumer de façon systématique des études quantitatives. Il s'agit d'une méthode complémentaire aux études narratives qui fournissent généralement une analyse plus qualitative que quantitative des résultats des estimations. En utilisant des méthodes économétriques, l'analyse de méta-régression permet d'examiner et d'analyser les résultats précédents par un raisonnement de type « toutes choses étant égales par ailleurs » (*ceteris paribus*) (Capelle-Blancard and Couderc, 2007). Ce faisant, les résultats de nombreuses études peuvent être intégrés et combinés de manière à ce que la comparaison entre leurs résultats devienne plus facile.

La méta-analyse fournit un résumé quantitatif des résultats des estimations, comme les estimations moyennes et les intervalles de confiance des résultats quantitatifs entre les études. Par rapport aux études narratives, la contribution majeure de la méta-analyse consiste en la modélisation des variations des résultats des estimations en fonction de différents facteurs. L'utilisation d'une méthode économétrique spécifique permet alors d'estimer et de quantifier statistiquement leur influence sur les résultats des études.

Plus formellement, soit la forme générique du modèle de régression linéaire le « modèle original » de l'équation de l'analyse de méta-régression :

$$\begin{aligned} Y &= f(X) + \varepsilon \\ &= X\beta + \varepsilon \end{aligned} \tag{3.1}$$

où Y est le vecteur de la variable dépendante $(I \times 1)$ composé des estimations disponibles du phénomène étudié dans la méta-analyse, dites *I.* Pour des raisons qui seront développées dans la Section 3.3.2, les estimations disponibles pour une méta-

analyse sont appelées estimations de l'*effect-size*. Ces estimations *I* sont tirées d'un nombre *J* d'études. Il est à remarquer que la notation généralement utilisée est $I \geq J$. Si une seule estimation par étude est retenue, alors *J = I.* Comme toujours, le terme ε est un vecteur *(I×1)* d'une perturbation aléatoire. On suppose que l'erreur d'échantillonnage a une distribution normale avec une moyenne nulle et une variance égale à $\sigma^2_{\varepsilon,i} : \varepsilon_i \sim N\left(0, \sigma^2_{\varepsilon,i}\right),\ \forall\ i = 1,\ldots,I$. X est la matrice *(I×K),* composée des variables indépendantes *K-1* de ce méta-modèle. Les variables indépendantes représentent les caractéristiques des études qui sont censées avoir une influence sur la variation en excès systématique de Y. β est le vecteur *(K×1)* des coefficients de ce *méta-modèle*. Une fois estimé, il donne une mesure des effets particuliers de chaque caractéristique.

La convention de notation suivante s'appliquera dans la suite de cette thèse. Soit la première colonne de la matrice de données *(I×K),* $\underset{(I,K)}{X}$, une colonne de 1s et soit les vecteurs des autres colonnes les observations *I* des variables indépendantes K-1 :

$$\underset{(I,K)}{X} = \left(\underset{(I,1)}{C}, \underset{(I,1)}{X_1}, \ldots, \underset{(I,1)}{X_l}, \ldots, \underset{(I,1)}{X_{K\text{-}1}} \right) \tag{3.2}$$

$$\text{où } \underset{(I,1)}{C} = \begin{pmatrix} 1 \\ \text{M} \\ 1 \\ \text{M} \\ 1 \end{pmatrix} \text{ et } \underset{(I,1)}{X_l} = \begin{pmatrix} x_{l,1} \\ \text{M} \\ x_{l,i} \\ \text{M} \\ x_{l,I} \end{pmatrix}.$$

Précisons que le vecteur *(I×1)* des coefficients, $\underset{(I,1)}{\beta}$, est le suivant :

$$\underset{(K,1)}{\beta} = \begin{pmatrix} \alpha \\ \beta_1 \\ \text{M} \\ \beta_l \\ \text{M} \\ \beta_{K\text{-}1} \end{pmatrix}.$$

Selon cette convention de notation, $x_{l,i}$ est la *i-ème* observation de la *l-ème* variable indépendante $\left(i = 1,\ldots,I \text{ and } l = 1,\ldots,K\text{-}1\right)$. β_l est le coefficient du vecteur des

observations *I* de la *I-ème* variable indépendante, X_l, et α est le terme constant dans le modèle, aussi appelé *intercept*.

Il peut être utile de n'indiquer qu'une seule observation dans l'éq. (3.1). Ensuite, l'éq. (3.1) peut être réécrite comme suit :

$$\begin{aligned} y_i = \quad & \alpha + \beta_1 x_{1,i} + \beta_2 x_{2,i} + \ldots + \beta_l x_{l,i} + \ldots + \beta_{K\text{-}1} x_{K\text{-}1,i} + \varepsilon_i, \ \forall\ i = 1,\ldots,I \\ = \quad & \alpha + \sum_{l}^{K\text{-}1} \beta_l x_{l,i} + \varepsilon_i, \ \forall\ i = 1,\ldots,I \\ = \quad & \underset{(1,K)}{X_i^{'}} \underset{(K,1)}{\beta} + \varepsilon_i, \ \forall\ i = 1,\ldots,I \end{aligned} \tag{3.3}$$

où :

$$\underset{(I,K)}{X} = \begin{pmatrix} \underset{(1,K)}{X_1^{'}} \\ \underset{(1,K)}{X_2^{'}} \\ \text{M} \\ \underset{(1,K)}{X_i^{'}} \\ \text{M} \\ \underset{(1,K)}{X_I^{'}} \end{pmatrix} \text{ et } \underset{(1,K)}{X_i^{'}} = \left(1, x_{1,i}, \text{K}\ , x_{l,i}, \text{K}\ , x_{K-1,i}\right), \ \forall\ i = 1,\ldots,I$$

Dans une méta-analyse portant sur des études ACV, *X* pourrait être décrit comme composé de trois types de variables. $\underset{(I,K)}{X} = (\underset{(I,1)}{C}, \underset{(I,t)}{T}, \underset{(I,m)}{M}, \underset{(I,s)}{S})$ où *T*, *M* et *S* sont supposés être les vecteurs *(I×t)*, *(Ixm)* et *(IxS)*, respectivement. *T* est composé de variables *t* liées aux caractéristiques techniques des voies évaluées dans les études primaires. Dans cette méta-analyse, il correspond aux caractéristiques des biocarburants comme le type de biomasse, le type de technologies et les rendements associés, etc. Les variables *m* de *M* correspondent aux hypothèses méthodologiques qui traduisent les choix des chercheurs : par exemple, le type d'approche ACV (attributionnelle, ACV-A ou conséquentielle, ACV-C), les limites du système, etc. Enfin, les variables *s* de *S* correspondent à la typologie de l'étude considérée comme le type de l'étude (e.g. *peer reviewed article* ou *working paper*), l'année de publication ou la situation géographique des auteurs. Bien sûr, les spécifications définitives de l'éq. (3.1) dépendent à la fois de la question particulière examinée (ici, l'indicateur d'impact sur le réchauffement

climatique des biocarburants avancés) et des études examinées dans l'analyse de méta-régression.

3.2.1 Traitement de l'hétéroscédasticité dans l'analyse de méta-régression

L'hétéroscédasticité est un problème bien connu dans la littérature de l'*analyse de méta-régression.* Rappelons que le modèle de régression linéaire de base suppose $E(\varepsilon\varepsilon') = \sigma_\varepsilon^2 I$. Cette hypothèse implique que la matrice de variance-covariance du vecteur des estimations des paramètres, $\underset{(K,1)}{\beta}$, est égale à $\sigma_\varepsilon^2 (X'X)^{-1}$. Plus précisément, on suppose donc que : $\sigma_{\varepsilon,i}^2 = \sigma_\varepsilon^2,\ \forall\, i = 1,\ldots,I$. Lorsqu'elle est appliquée au cadre de l'*analyse de méta-régression*, l'hypothèse de l'homoscédasticité des perturbations ne peut être retenue.

Par nature, les résultats des études primaires ne sont pas estimés avec la même précision. En termes économétriques, cela signifie que chaque estimation a une erreur type différente, c'est à dire : $\sigma_{\varepsilon,i} \neq \sigma_{\varepsilon,j},\ \forall\, i \neq j$. En conséquence, la variance de ε dans l'éq. (3.1) varie selon ses observations et on peut considérer que les estimations de l'*effect-size*, y_i, n'ont pas de variances homogènes. En effet, les estimations de *l'effect-size* sont tirées de différentes études primaires. Ces études utilisent *i)* différentes données/caractéristiques techniques, *ii)* différents choix méthodologiques des auteurs et *iii)* n'ont pas la même typologie. Ces raisons, entre autres, peuvent expliquer pourquoi chaque estimation de l'*effect-size* est estimée avec plus ou moins de précision.

En présence d'hétéroscédasticité, la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO), $\underset{(K,1)}{\beta}$, demeure cohérente et dépourvue de biais. Néanmoins, l'hétéroscédasticité conduit souvent à de plus larges intervalles de confiance pour les estimations des paramètres, qui peuvent causer des relations insignifiantes entre les variables indépendantes et dépendantes s'ils ne sont pas pris en compte.[24]. Par conséquent,

[24] Un intervalle de confiance plus large d'un coefficient, par exemple β_i, signifie que sa variance, $\sigma_{\beta_i}^2$, est plus importante que prévu. Ainsi, il conduit à une diminution de la *t-value* de β_i ,

l'hétéroscédasticité peut potentiellement poser un problème sérieux et doit être explicitement traitée dans une *analyse de méta-régression.* Diverses solutions ont été utilisées dans la littérature de l'*analyse de méta-régression* pour corriger l'hétéroscédasticité[25]. Deux approches principales ont été utilisées dans la littérature et sont décrits dans les sections 3.2.2 et 3.2.3 suivantes.

3.2.2 Méthodes d'estimation utilisant une matrice de covariance robuste à l'hétéroscédasticité

L'une des approches les plus courantes consiste à utiliser des estimateurs robustes à l'hétéroscédasticité tels que la matrice de covariance robuste à l'hétéroscédasticité (*Heteroskedastic Consistent Covariance Matrix*, HCCM) de White ou Huber-White. L'estimateur de Newey-West a également été utilisé dans certaines méta-analyses. Ce dernier a été conçu pour des données de séries chronologiques stationnaires et, par conséquent, Nelson & Kennedy (Nelson and Kennedy, 2008) ne recommandent pas l'utilisation de cet estimateur dans le cadre d'une méta-analyse. L'utilisation des erreurs-types de White et/ou Huber-White corrigent théoriquement l'hétéroscédasticité.

Néanmoins, des variances non homogènes peuvent subsister dans la pratique, plus particulièrement lorsque les méta-analyses sont appliquées à de petits échantillons. Les estimateurs de White et Huber-White sont généralement utilisés parce que la source d'hétéroscédasticité n'est pas précisément connue. Ce n'est pas le cas dans le contexte des méta-analyses dans lesquelles la source de l'hétéroscédasticité est clairement identifiée. En effet, comme on l'a expliqué plus haut, les *analyses de méta-régression* sont soumises à l'hétéroscédasticité parce que les estimations de l'*effect-size* sont obtenues avec des degrés de précision variables. Autrement dit, leurs erreurs-types respectives ne sont pas les mêmes. Dans les sciences économiques, les estimations de l'*effect-size* correspondent à des coefficients de régression partielle tirés d'études primaires. Lors de

---

$t_{\beta_i} = \beta_i \Big/ \sqrt{\sigma^2_{\beta_i}}$, ce qui augmente la probabilité de fausse acceptation de l'hypothèse nulle des tests de significativité.

[25] Voir, par exemple Nelson & Kennedy 2008 (Nelson and Kennedy, 2008) pour une analyse des traitements de l'hétéroscédasticité utilisés dans les études de méta-analyse portant sur les questions d'économie environnementale.

l'estimation de ces coefficients, les études primaires estiment aussi leurs erreurs-types. Ces estimations fournissent une mesure de l'hétéroscédasticité de la *méta-analyse.* Ces informations peuvent être utilisées pour corriger de façon appropriée l'hétéroscédasticité. La méthode d'estimation des moindres carrés pondérés (MCP) prend ces informations en compte explicitement dans sa procédure d'estimation.

3.2.3 La méthode d'estimation des moindres carrés pondérés

Une deuxième solution consiste à estimer les paramètres à l'aide de la régression MCP. En effet, si les variances de y_i sont connues, la méthode la plus simple pour corriger l'hétéroscédasticité consiste à utiliser la méthode des MCP[26].

Plus formellement, soit $\sigma_{\varepsilon,i}$ l'erreur type estimée[27] de la i-ème estimation de l'*effect-size*, y_i, pour tout i. Connaissant les variances hétéroscédastiques de y_i, $\sigma^2_{\varepsilon,i}$, la méthode d'estimation MCP prend ces informations en compte de manière explicite, d'abord, en divisant l'éq. (3) par les erreurs-types de y_i, $\sigma_{\varepsilon,i}$, ce qui donne :

$$\frac{y_i}{\sigma_{\varepsilon,i}} = \alpha \cdot \frac{1}{\sigma_{\varepsilon,i}} + \sum_{l}^{K\text{-}1} \beta_l \frac{x_{l,i}}{\sigma_{\varepsilon,i}} + \frac{\varepsilon_i}{\sigma_{\varepsilon,i}}, \qquad \forall\ i = 1,\ldots,I \tag{3.4}$$

---

[26] Comme expliqué dans Gujarati (Gujarati, 2004), une fois que le modèle original a été transformé, la variance de « nouveaux » termes de perturbation, ε_i^* , est la suivante :

$$\begin{aligned} Var\left(\varepsilon_i^*\right) = E\left(\varepsilon_i^{*2}\right) &= E\left(\left(\frac{\varepsilon}{\sigma_{\varepsilon,i}}\right)^2\right) \\ &= \frac{1}{\sigma^2_{\varepsilon,i}} E\left(\varepsilon\right) \quad \text{since } \sigma^2_{\varepsilon,i} \text{ is known} \\ &= \frac{1}{\sigma^2_{\varepsilon,i}}\left(\sigma^2_{\varepsilon,i}\right) \quad \text{since } E\left(\varepsilon\right) = \sigma^2_{\varepsilon,i} \\ &= 1 \end{aligned}$$

qui est une constante. Autrement dit, la variance du terme d'erreur transformé, ε_i^*, est maintenant homoscédastique.

[27] Encore une fois, comme pour les estimations de *l'effect-size,* les erreurs-types estimées sont tirées d'études primaires.

Deuxièmement, la méthode d'estimation des moindres carrés ordinaires (MCO) est appliquée aux variables transformées, c'est à dire à l'éq. (3.4).

Plus $\sigma_{\varepsilon,i}$ est important, moins y_i est précis. Ainsi, en divisant chaque y_i par l'estimation de son erreur-type, $\sigma_{\varepsilon,i}$, la méthode MCP attribue à chaque estimation de l'*effect-size* un « poids » qui est inversement proportionnel à son degré de précision. Intuitivement, les estimations moins précises de l'*effect-size*, y_i avec un $\sigma_{\varepsilon,i}$ plus large, obtiennent un poids relativement plus faible que d'autres plus précises, en minimisant la somme (pondérée) des carrés résiduels. En effet, rappelons que la méthode des MCO consiste à minimiser la somme des carrés résiduels :

$$Min \sum_{i=1}^{I} e_i^2 = Min\left(\underset{(1,I)}{e'} \underset{(I,1)}{e} \right)$$

où $\underset{(I,1)}{e}$ est le vecteur colonne des résidus, défini comme suit :

$$\begin{aligned} \underset{(I,1)}{Y} &= \underset{(I,K)}{X} \underset{(K,1)}{\partial\beta} + \underset{(I,1)}{e} \\ \Leftrightarrow \quad \underset{(I,1)}{e} &= \underset{(I,1)}{Y} - \underset{(I,K)}{X} \underset{(K,1)}{\partial\beta} \end{aligned}$$

où $\underset{(K,1)}{\partial\beta}$ est le vecteur colonne des paramètres estimés par la méthode des MCO.

Ainsi, en appliquant la méthode des MCO à l'éq. (3.4), les estimations des paramètres MCP sont obtenues en minimisant :

$$Min \sum_{i=1}^{I} \left(\frac{e_i}{\sigma_{\varepsilon,i}} \right)^2$$

$$\Leftrightarrow \quad Min \sum_{i=1}^{I} \frac{1}{\sigma_{\varepsilon,i}^2} \cdot e_i^2 \qquad (3.5)$$

$$\Leftrightarrow \quad Min \sum_{i=1}^{I} w_i e_i^2 \qquad (3.6)$$

Selon les éq. (3.5) et (3.6), les estimateurs MCP sont obtenus en minimisant une somme pondérée des carrés résiduels avec les variances non conditionnelles de y_i servant de poids[28]:

[28] La comparaison de l'équation. (4) et de l'équation (6) peut expliquer une partie de la confusion observée dans la littérature. Comme l'ont souligné Nelson & Kennedy, certaines

$$w_i = \frac{1}{Var(y_i)} \tag{3.7}$$

Les poids définis dans l'équation (3.7) sont considérés comme ceux qui minimisent la variance des estimateurs MCP. Ces poids fourniront ensuite des estimateurs « BLUE » (*Best Linear Unbiased Estimators* - meilleur estimateur linéaire sans biais). Dans un cadre de méta-analyse particulier (le modèle d'*effect-size* fixe, voir ci-dessous), ces poids spécifiques sont obtenus à partir de l'erreur type estimée de chaque estimation de l'*effect-size*, y_i, tirée directement des études primaires (Hedges and Olkin, 1985; Hedges, 1994).

3.3 Construction et composition de la base de données

Comme mentionné précédemment, l'objectif de cette étude est d'expliquer les variations des résultats d'ACV pour les émissions de GES des biocarburants avancés. Par conséquent, la variable étudiée (dite *effect-size* ou variable dépendante) est le résultat pour les émissions de GES par MJ de biocarburant calculé avec une approche cycle de vie. Ces estimations ont été établies à partir de l'échantillon des études de cette méta-analyse. Une valeur pour les émissions de GES (c'est à dire l'estimation) correspond à une observation dans notre échantillon de méta-analyse. Comme une étude peut contenir plusieurs estimations, notre base de données (c'est à dire notre échantillon de méta-analyse) peut être composée de plusieurs observations par étude ($I \geq J$, se reporter à l'éq. (3.1)).

L'inclusion de toutes les estimations d'une étude unique est à l'origine de désaccords dans la littérature sur la méta-analyse. Certains auteurs considèrent qu'une seule estimation doit être incluse pour chaque étude, basée soit sur la moyenne des estimations disponibles, soit sélectionnée sur la base d'avis d'experts, tandis que d'autres auteurs préconisent d'inclure toutes les estimations comme méthode

---

études se réfèrent à des poids fondés sur les variances et d'autres se réfèrent à des poids fondés sur les erreurs types. Comme le montre l'éq. (4), les poids des erreurs-types $\sigma_{\varepsilon,i}$, sont utilisés pour transformer les variables, mais en conséquence (voir l'éq. (5)), ce sont les poids des variances, $\sigma^2_{\varepsilon,i}$ qui sont nécessaires pour minimiser la somme pondérée des carrés résiduels.

permettant d'augmenter la taille de l'échantillon (voir Stanley (2001) pour une analyse de cette question). Nous avons choisi d'inclure toutes les estimations pour une étude donnée, pour les deux raisons suivantes. Tout d'abord, le choix d'une estimation particulière est subjectif, et face aux mêmes estimations, différents chercheurs peuvent sans doute faire des choix différents. Afin de maintenir une position aussi neutre que possible, nous avons pris en considération tous les résultats explicites disponibles dans l'étude ou qui sont facilement déduits. Deuxièmement, le fondement de la méta-analyse est de résumer la littérature quantitative d'une manière systématique, quelle que soit sa qualité. Par conséquent, il ne serait pas pertinent de sélectionner des études ex-ante en fonction de leur qualité, car ce choix serait arbitraire. La littérature sur l'*analyse de méta-régression* propose divers tests ex-ante (notamment statistiques) qui peuvent conduire à exclure certaines études ex-post, ou du moins certaines de leurs estimations, à partir de l'échantillon base de données/méta-analyse.

La section 3.3.1 est consacrée à la méthodologie appliquée pour sélectioner les études incluses dans la *méta-base de données*. Ensuite, nous passons aux explications quant aux choix des *méta-variables* : l'*effect-size* (section 3.3.2) et les facteurs potentiels de variation (section 3.3.3).

3.3.1 Sélection et description des études

Avant de procéder à l'analyse de la régression, la base de données de la méta-analyse doit être constituée. Pour ce faire, certaines procédures communes existent dans la méta-analyse. Stanley (2001) décrit trois étapes pour procéder à une méta-analyse. Premièrement, les études primaires ayant estimé un effet quantitatif commun sont identifiées parmi les documents publiés et non publiés. Cet ensemble d'études constitue le matériau de base de la méta-analyse. Deuxièmement, les résultats et les caractéristiques de chaque article sont codés dans une base de données. Ce faisant, les études sont caractérisées d'une manière qui permet de les comparer. Leurs conclusions, à savoir leurs estimations, deviennent les valeurs observées des méta-variables dépendantes et indépendantes. L'*effect-size* et les facteurs potentiels qui sont censés avoir une influence sur ses variations sont identifiés et résumés sous une forme codée : les variables explicatives de la matrice X. Troisièmement, l'analyse de méta-régression

peut être effectuée pour estimer l'*effect-size* quantitatif considéré et mieux comprendre les variations dans les estimations énoncées.

Cette section détaille le processus de sélection des études incluses dans cette méta-analyse. Pour obtenir et analyser les estimations pour les émissions de GES des biocarburants avancés, une recherche bibliographique importante a été réalisée pour réunir des études utilisant une approche ACV. Nous avons réalisé un recensement à la fois des articles publiés et de la « littérature grise », notamment des documents non publiés, des communications lors de colloques et des rapports officiels. L'existence de six articles publiés qui présentent des revues détaillées de la littérature portant sur des questions proches de la nôtre a déjà été mentionnée : (Menichetti and Otto, 2008; Cherubini et al., 2009; Gnansounou et al., 2009; Sunde et al., 2011; Borrion et al., 2012; Wiloso et al., 2012). Ces revues de la littérature ont été le point de départ de la recherche bibliographique. Les entrées de leurs références bibliographiques ont été systématiquement examinées. Puis, pour compléter cette première sélection de documents, une recherche par mot-clé sur Internet - par exemple, *"LCA", "biofuel", "second generation biofuel", "third generation biofuel", "advanced biofuel", "cellulosic ethanol", "lignocellulosic ethanol", "synthetic diesel", "syndiesel", "BTL", "microalgae", "microalgae biodiesel"*, etc. - a été réalisée sur des bases de données bibliographiques pertinentes (Science Direct, Web of Science, SciVerse, Springer Link, etc.), les sites web des principaux éditeurs de revues scientifiques (Blackwell, Elsevier, Kluwer, Sage, Springer, Taylor & Francis, et Wiley). La « littérature grise » a fait l'objet de recherches particulières sur Google et Google Scholar, Dissertation Abstracts, des sites web des principaux établissements et auteurs universitaires et des sites web des grandes conférences sur l'évaluation environnementale. Les entrées de leurs références bibliographiques ont été systématiquement examinées.

Pour mieux garantir un échantillon homogène, les études devaient respecter trois critères de sélection pour être inclus dans l'échantillon de cette méta-analyse : i) seules les études comportant des résultats primaires ont été incluses afin d'éviter un double comptage (pas de revues de littérature)[29], ii) seules les études utilisant une approche

[29] La littérature sur la *méta-analyse* distingue les études primaires des études secondaires. Par rapport à ces dernières, les premières présentent des résultats de recherche originaux. Les revues de la littérature offrent un exemple typique d'études secondaires. Afin d'éviter un double comptage, seuls les résultats tirés des études primaires sont incluses dans une méta-base de données.

ACV ont été incluses[30], iii) seules les études ACV sur les carburants de transport liquides suivants ont été incluses : éthanol lignocellulosique, BTL, EMHV et HVO à partir de micro-algues[31], iv) seules les études évaluant un indicateur du réchauffement climatique avec des limites du type WTT ou WTW ont été incluses[32]. La valeur utilisée pour mesurer les émissions de GES devait être exprimée (ou facilement convertible) en terme de gCO_2éq./MJ.

En outre, aucun filtre à priori n'a été utilisé concernant le type de publication, sauf la date et la langue anglaise. Cette méta-analyse porte sur les études menées depuis 2002 (jusqu'à la mi-2011) puisque, à notre connaissance, il n'existe pas d'études ACV sur les biocarburants avancés antérieures à cette date.

À la fin de ce processus de sélection, la base de données contient 47 études ACV (Choudhury et al., 2002; Mehlin et al., 2003; Elsayed et al., 2003; Sheehan et al., 2004; Spatari et al., 2005, 2010; Wu et al., 2005; Delucchi, 2006; Groode and Heywood, 2007; JEC - Joint Research Centre-EUCAR-CONCAWE collaboration, 2007, 2011; Jungbluth et al., 2007, 2008; Koponen et al., 2009; Lardon et al., 2009; Luo et al., 2009; Stichnothe and Azapagic, 2009; van Vliet et al., 2009; Vera-morales and Schäfer, 2009; European Union, 2009a; Bai et al., 2010; Batan et al., 2010; González-García, Gasol, et al., 2010; González-García, Moreira, et al., 2010; Haase et al., 2010; Hoefnagels et al., 2010; Hsu et al., 2010; Kaufman et al., 2010; Mu et al., 2010; Sander and Murthy, 2010; Spatari and MacLean, 2010; Stephenson, Dupree, et al., 2010; Stephenson, Kazamia, et al., 2010; Stratton et al., 2010; Chouinard-Dussault et al., 2010; Campbell et al., 2011; McKechnie et al., 2011; Mullins et al., 2011; Cherubini et al., 2011; Wang, Han, et al., 2011; Wang, Huo, et al., 2011; Whittaker et al., 2011; Xie et al., 2011; Fazio and Monti, 2011; Schmitt et al., 2012) qui fournissent 593 estimations sur les émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie des biocarburants avancés. Le détail du nombre d'estimations réalisées par les études incluses dans l'échantillon sont fournies dans la section 4.1 (voir Tableau C.1 dans l'Annexe C pour plus de détails sur les études sélectionnées).

[30] Seules les études qui respectent les principes ISO 14044 pour effectuer une ACV ont été incluses.

[31] Les études sur les autres vecteurs d'énergie issus de la biomasse tels que le méthanol, le DME, l'ETBE, le biogaz, la chaleur, l'électricité, la cogénération ne sont pas incluses.

[32] Plus précisément, seules les études WTW avec une consommation de biocarburants purs (E10, B10, etc.) ont été incluses. Aucune étude avec une unité bi-fonctionnelle n'a été incluse.

3.3.2 L'effect-size : la variable dépendante

Comme mentionné précédemment, la variable étudiée, *effect-size* ou variable dépendante, est le résultat des émissions de GES par MJ de biocarburant calculé avec une approche ACV. Ces estimations tirées d'études, à savoir les observations de notre échantillon de méta-analyse, sont exprimées en différentes unités de mesure. Ces valeurs doivent être converties d'une manière qui permette de les combiner pour constituer la variable méta-dépendante. La transformation des observations de la variable dépendante en une mesure métrique unique est une procédure fréquente dans les études de méta-analyse. Cette étape est appelée calcul de l'*effect-size* et elle est au cœur de la littérature de la méta-analyse. En effet, c'est cette conversion de la variable dépendante en une mesure standard, qui permet de comparer les résultats précédents et d'étudier leurs déterminants. Dans notre échantillon, la plupart des études présentent les émissions de GES, en grammes d'équivalent CO_2 comme une catégorie d'impact *mid-point* en utilisant les facteurs de caractérisation du GIEC. D'autres études ne présentent que des données d'inventaire sur les émissions de GES, et celles-ci ont par conséquent dû être converties en grammes d'équivalent CO_2. Nous avons utilisé les plus récents facteurs de caractérisation du GIEC (Parry et al., 2007) pour ces étapes de conversion. Il n'a pas été possible d'harmoniser toutes les observations en utilisant les facteurs de caractérisation du GIEC de 2007, car les différentes émissions de GES n'étaient pas toujours mentionnées. Toutefois, il a été démontré que la méthode de calcul de l'impact du réchauffement climatique n'a pas une influence significative dans les résultats de l'ACV (Dolan and Heath, 2012; Whitaker et al., 2012).

Cependant, il y a encore une autre étape à suivre dans le calcul de l'*effect-size,* puisque les résultats de l'ACV ne sont pas toujours mentionnés pour la même unité fonctionnelle. Les unités fonctionnelles classiques dans les études ACV sur les biocarburants sont une unité de carburant produit (litre, kg, MJ, etc.) ou le service rendu par le biocarburant (déplacement d'un véhicule sur une certaine distance exprimée en km, miles, etc. – voir la section 2.2.3). Certaines autres études présentent leurs résultats en utilisant d'autres unités fonctionnelles moins conventionnelles telles que la surface de terres arables utilisée. Tous ces choix dépendent des objectifs initiaux de l'étude.

Nous avons choisi de convertir les valeurs des émissions de GES dans notre base de données en une unité commune fonctionnelle, à savoir un MJ de carburant produit, puisque c'est l'unité utilisée dans la RED (la RFS2 présente également les résultats pour

le contenu énergétique des biocarburants, cependant, en Btu). Pour une étude donnée, on applique des facteurs de conversion en utilisant les informations fournies pour le pouvoir calorifique inférieur (PCI), la densité, la consommation de carburant du moteur, etc. Chaque fois que ces valeurs ne figurent pas dans une étude, des informations extraites d'une étude bien documentée ont été utilisées (JEC - Joint Research Centre-EUCAR-CONCAWE collaboration, 2008). Certaines études ont dû être rejetées parce que les résultats étaient présentés pour une unité fonctionnelle qui n'a pas pu être convertie en un MJ (par exemple Melamu and Von Blottnitz (2011), une étude ACV-C dans laquelle les résultats sont présentés pour une unité multifonctionnelle, faisant intervenir une production de carburant et d'électricité).

Enfin, une erreur-type est associée à chaque observation afin de pouvoir traiter l'hétéroscédasticité de notre échantillon. Il existe principalement deux façons de traiter l'incertitude (et par conséquent d'estimer les erreurs types) dans une ACV : l'analyse de Monte-Carlo et l'analyse de sensibilité. L'erreur-type n'a pu être directement insérée dans la base de données que pour les observations des études effectuant une analyse de Monte-Carlo. Nous avons calculé un écart-type à partir de la variance de l'*effect-size* de chaque analyse de sensibilité (une étude peut présenter la sensibilité des résultats d'ACV pour des variations de plusieurs paramètres, chacune réalisée séparément). Pour les études qui n'ont pas évalué l'incertitude de leurs résultats, nous avons calculé l'erreur type en nous basant sur toutes les observations présentées pour un même type de carburant.

3.3.3 Les facteurs potentiels : les variables indépendantes

Il n'existe pas de recommandations concernant les variables, ayant une influence potentielle sur les résultats de l'ACV, qui doivent précisément être incluses dans l'ensemble de variables indépendantes d'une méta-analyse. Comme dans toute autre recherche scientifique, ce choix est déterminé par les données disponibles (Nelson and Kennedy, 2008), les connaissances des praticiens de l'ACV et les spécificités de chaque technologie (voir la section 2.1 pour la description des technologies). Certaines variables non intuitives sont également incluses dans la base de données. En outre, certaines caractéristiques de l'étude (pays, année de publication, etc.) ont été incluses pour tenir compte d'éventuels biais de publication.

Les études primaires mettent en évidence les différents déterminants des estimations de GES des biocarburants avancés, alors que les revues offrent une analyse plus approfondie sur leurs influences probables. Conformément à l'introduction de cette section, trois catégories de déterminants potentiels des estimations des émissions de GES ont été retenues : les données techniques, les choix méthodologiques des auteurs et la typologie de l'étude examinée.

Les trois catégories de variables explicatives sont ventilées comme suit. Chaque catégorie peut être divisée en sous-catégories (voir Tableau 3). Ces sous-catégories peuvent réunir entre 2 et 18 variables. Toutes les variables sont codées sous la forme de variables binaires (0 ou 1, *dummies* ou qualitatives) ou de variables quantitatives. Actuellement, plus de 80 variables sont accessibles dans la base de données.

Tableau 3 – Liste des catégories et sous-catégories de variables incluses dans la base de données

Données techniques	*Choix méthodologiques*	*Typologie de l'étude*
Type de biocarburant	Type d'aproche ACV	Type d'étude
Type de matière première	Frontières du système	Année de publication
Type de coproduit	Méthode pour prise en compte de coproduits	Localisation géographique des auteurs
Type de technologie et rendement associé	Hypothèse de la neutralité carbone	
Localisation géographique du système	Méthodes de caractérisation d'impacts	
	Méthode pour estimer les émissions de N2O	
	Méthode pour la prise en compte du changement d'affectation de sols	
	Méthode de calcul d'incertitudes	
	Quantité et types d'indicateurs d'impacts	

Vous trouverez ci-dessous une brève description de l'ensemble des sous-catégories pour toutes les catégories (voir Tableau C.2 dans l'Annexe C pour une description complète des variables et leur nom respectif) :

a) Données techniques

Le type de biocarburant (BTL, éthanol, EMHV ou HVO) ainsi que la génération du biocarburant (G2 pour BTL et éthanol ; G3 pour EMHV et HVO) sont définis comme des variables.

Dans la catégorie « type de matière première », en raison de la variété des matières premières utilisées pour la production de biocarburants dans notre échantillon, nous avons créé des groupes pour la biomasse ayant des caractéristiques similaires (par exemple le peuplier et l'eucalyptus sont codés comme bois cultivé, les cannes de maïs (*corn stover*) et la paille de blé sont codés comme des résidus agricoles, etc.). Une variable supplémentaire a été créée afin de tester la différence entre l'utilisation de ressources cultivées (cultures énergétiques et bois cultivé) et l'utilisation de déchets/résidus comme matières premières (biomasse à partir de résidus agricoles ou forestiers) sur les résultats de l'ACV.

Dans la catégorie « type de technologies et rendement associé », tous les différents types de procédés de prétraitement de la biomasse et de conversion en carburant que nous avons trouvés dans la littérature ont été définis comme variables pour les technologies BTL et éthanol. La variable « rendement massique fourni » indique si une valeur de rendement massique est disponible dans l'étude (ce qui peut être considéré comme un indicateur de qualité pour une étude donnée) et la « valeur de rendement massique » indique sa valeur seulement pour les biocarburants G2. Pour les biocarburants G3, nous choisissons la productivité quotidienne et la teneur en huile des microalgues comme variables quantitatives, car elles ont souvent été identifiées dans la littérature comme les facteurs ayant de l'influence sur les émissions de GES du cycle de vie des biocarburants G3. En outre, le fait de cultiver des microalgues en bassins ouverts ou en photobioréacteurs est défini comme une variable.

b) Choix méthodologiques

Tous les choix méthodologiques classiques pour l'ACV sont définis comme des variables. Nous faisons une distinction entre les études ACV associées à une approche attributionnelle et les études ACV avec une approche conséquentielle.

Certaines hypothèses relatives aux limites du système sont définies comme des variables : nous distinguons les études « du puits au réservoir » (*Well-to-tank*, WTT) qui englobent toutes les étapes allant de la production des matières premières à la distribution du carburant et les limites « du puits à la roue » (*Well to Wheel* - WTW) qui comprennent, en plus des étapes dans le WTT, la consommation du carburant (fin de vie). L'inclusion, ou non, des infrastructures dans les limites du système est également prise en compte.

Les méthodes utilisées pour tenir compte des coproduits peuvent avoir une grande influence dans les ACV sur les biocarburants vu la quantité et diversité des valorisations possibles pour les coproduits. Par conséquent, elles ont également été définies comme variables indépendantes. Nous classons les observations en fonction de leur utilisation soit d'une méthode d'allocation (basée sur la teneur énergétique, la teneur massique, la valeur de marché, etc.), soit d'une méthode de substitution (extension du système) (voir descriptions des méthodes dans la section 2.2). Certaines études combinent les deux méthodes, ce que nous appelons la méthode hybride.

L'hypothèse de neutralité carbone[33] est très courante dans les études sur les biocarburants G1 et G2. Cependant, cette hypothèse n'est pas simple pour des études portant sur les micro-algues, dans la mesure où ces dernières ne capturent pas toujours le CO_2 directement à partir de l'atmosphère. Du CO_2, provenant par exemple des gaz de combustion, est généralement introduit dans le système. Par conséquent, l'hypothèse de neutralité carbone est définie comme une variable indépendante pour les biocarburants G3.

Pour étudier l'influence du choix d'une méthode de caractérisation pour l'évaluation d'impact, nous établissons une distinction entre les études qui prennent en compte seulement les 3 principaux gaz à effet de serre (CO_2, CH_4, N_2O) et celles qui prennent en compte plus de 3 gaz à effet de serre.

Les émissions d'oxyde d'azote (N_2O) au champ sont connues pour faire l'objet de controverses dans le monde des ACV sur les biocarburants depuis la publication par Crutzen et al. (Crutzen et al., 2007) de leur étude « *N_2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels* ». Il y a une énorme incertitude au sujet de ces émissions car elles dépendent de facteurs locaux et ce gaz a un Pouvoir de Réchauffement Global (PRG) élevé (environ 300 fois supérieur au CO_2). Dans une étude ACV sur les biocarburants de première génération menée pour le gouvernement français, l'incertitude sur ces émissions est estimée à 50 % (BIO Intelligence Service, 2010). Pour estimer ces émissions, certaines études utilisent la

[33] Prenant en compte le cycle du carbone à court terme, de nombreuses études ACV sur les biocarburants font l'hypothèse que la quantité de carbone piégée par la biomasse au cours de la photosynthèse est égale à la quantité de carbone libérée dans l'atmosphère lors de la combustion du biocarburant. Ces études ne tiennent donc pas compte du carbone stocké par la biomasse ni des rejets de carbone pendant l'utilisation des biocarburants, ce que l'on appelle l'hypothèse de neutralité carbone.

méthodologie de du GIEC (IPCC, 1996) basée sur la quantité d'engrais azoté appliqué dans la culture. Cependant, les émissions de N_2O dépendent d'autres facteurs tels que les caractéristiques du sol et le climat. D'autres méthodes d'évaluation incluant ces facteurs devraient fournir une estimation plus précise. L'utilisation de la méthode du GIEC ou l'utilisation d'autres méthodes plus complexes pour estimer ces émissions sont définies comme des variables indépendantes.

Les études qui prennent en compte pour le calcul des émissions de GES les changements d'affectation des sols directs ou indirects, ou les deux, sont également identifiées.

La méthode de prise en compte des incertitudes est identifiée dans chaque étude : l'analyse des incertitudes a pu être menée par une analyse Monte Carlo ou par une analyse de sensibilité sur des facteurs spécifiques (toutes choses étant égales par ailleurs) ou il n'y a pas eu d'analyse d'incertitude.

Nous essayons également de déterminer si le fait qu'une étude évalue d'autres impacts environnementaux que les émissions de GES peut avoir une influence sur les résultats des émissions de GES. Ainsi, le nombre et le type d'indicateurs d'impacts environnementaux évalués dans l'étude sont pris en compte.

c) Typologie de l'étude

Au-delà des données techniques ou des choix méthodologiques, d'autres aspects sont également inclus dans la base de données. Le type d'étude est identifié : il peut s'agir d'un document évalué par des pairs (*peer reviewed article*) ou d'un rapport officiel ou d'un texte législatif (directive ou norme) ou d'un *working paper*.

L'année de publication, ainsi que la localisation géographique des auteurs sont également inclus dans la base de données.

4 Résultats de la méta-analyse des ACV de biocarburants avancés

4.1 Description de la base de données

Cette méta-analyse couvre une grande partie des études qui ont explicitement utilisé une ACV pour évaluer les impacts environnementaux des biocarburants avancés. Enfin, 47 études ACV ont été sélectionnées, qui représentent 593 observations de résultats pour des émissions de GES, soit une moyenne de 13 observations par étude. Le Tableau 4 présente une liste des études retenues pour la méta-analyse ainsi qu'une description de certaines de leurs caractéristiques.

Tableau 4 - Liste des études sélectionnées pour la méta-analyse avec une description de certaines de leurs caractéristiques (* MC = analyse de Monte Carlo, SA = analyse de sensibilité; ** PR = *peer reviewed*, OR = rapport officiel, Dir = texte législatif (directive ou norme), WP = *working paper*)

Study	# of Obs.	Year	E-S (mean in gCO_{2eq}/MJ)	Type of biofuel generation	Type of LCA approach	Uncertainty analysis? (method)*	LUC?	Type of Study (PR, OR, Dir., WP)**	Geographical location of authors
Bai et al. (2010)	2	2010	27,36	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	Europe
Batan et al. (2010)	14	2010	-55,43	G3	A-LCA	Yes (SA)	No	PR	North America
Campbell et al. (2010)	6	2010	-9,42	G3	A-LCA	No	No	PR	Other
Cherubini et al. (2011)	6	2011	41,07	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	Europe
Choudhury et al. (2002)	3	2002	25,03	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	Yes (MC)	No	WP	Europe
Delucchi (2006)	4	2006	39,64	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	Yes	WP	North America
Dussault et al. (2010)	7	2010	-19,29	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	Yes	PR	North America
Elsayed et al. (2003)	1	2003	13,00	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	WP	Europe
Fazio & Monti (2011)	15	2011	16,80	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	No	No	PR	Europe
Gonzales-Garcia et al. (2009a)	8	2009	114,96	G2 (Ethanol)	A-LCA	Yes (SA)	No	PR	Europe
Gonzales-Garcia et al. (2009b)	1	2009	35,39	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	Europe
Gonzalez-Garcia et al. (2009c)	1	2009	-9,99	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	Europe
Groode et al. (2007)	4	2007	9,75	G2 (Ethanol)	A-LCA	Yes (MC)	No	WP	North America
Haase et al. (2009)	2	2009	15,53	G2 (BtL)	A-LCA	No	No	WP	Europe
Hoefnagels et al. (2010)	90	2010	12,94	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	No	Yes	PR	Europe
Hsu et al. (2010)	8	2010	41,89	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	Yes (MC)	No	PR	North America
JEC (2007)	6	2007	11,52	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	Yes (MC)	No	OR	Europe
JEC (2011)	6	2011	11,77	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	Yes (MC)	No	OR	Europe
Jungbluth et al. (2007)	9	2007	61,29	G2 (BtL)	A-LCA	Yes (SA)	No	OR	Europe
Jungbluth et al. (2008)	22	2008	47,90	G2 (BtL)	A-LCA	No	No	OR	Europe
Kaufman et al. (2010)	25	2010	24,53	G2 (Ethanol)	A&C-LCA	Yes (SA)	No	PR	North America
Koponen et al. (2009)	108	2009	43,85	G2 (Ethanol)	A-LCA	Yes (SA)	Yes	WP	Europe
Lardon et al. (2009)	4	2009	94,00	G3	A-LCA	No	No	PR	Europe
Luo et al. (2009)	9	2009	163,84	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	Europe
McKechnie et al. (2011)	6	2011	-55,88	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	North America
Mehlin et al. (2003)	2	2003	8,28	G2 (BtL)	A-LCA	Yes (SA)	No	WP	Europe
Mu et al. (2010)	19	2010	-5,33	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	Yes (SA)	No	PR	North America
Mullins et al. (2010)	10	2010	41,10	G2 (Ethanol)	A-LCA	Yes (MC)	Yes	PR	North America
RED (2009)	10	2009	12,80	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	No	No	OR/Dir.	Europe
RFS2 (2010)	12	2010	20,67	G2 & G3	C-LCA	Yes (MC)	Yes	Dir.	North America
Sander et al. (2010)	1	2010	-18,40	G3	A-LCA	No	No	PR	North America
Schmitt et al. (2011)	3	2011	49,62	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	North America
Sheehan et al. (2004)	1	2004	-81,28	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	Yes	PR	North America
Spatari et al. (2005)	2	2005	18,94	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	Yes	PR	North America
Spatari et al. (2009)	34	2009	-2,69	G2 (Ethanol)	A-LCA	Yes (MC & SA)	Yes	PR	North America
Spatari et al. (2010)	6	2010	-7,93	G2 (Ethanol)	A-LCA	Yes (MC)	Yes	PR	North America
Stephenson et al. (2010a)	17	2010	12,12	G2 (Ethanol)	A-LCA	Yes (SA)	No	PR	Europe
Stephenson et al. (2010b)	31	2010	201,15	G3	A-LCA	Yes (SA)	No	PR	Europe
Stichnothe et al. (2009)	18	2009	33,98	G2 (BtL)	A-LCA	Yes (SA)	No	PR	Europe
Stratton et al. (2010)	23	2010	24,60	G2 & G3	A-LCA	Yes (SA)	Yes	WP	North America
van Vliet et al. (2009)	5	2009	-15,78	G2 (BtL)	A-LCA	No	No	PR	Europe
Vera-Morales et al. (2009)	4	2009	55,75	G3	A-LCA	No	No	WP	Europe
Wang et al. (2010)	3	2010	13,79	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	Yes	PR	North America
Wang et al. (2011)	3	2011	8,00	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	No	PR	North America
Whittaker et al. (2011)	15	2011	57,50	G2 (Ethanol)	A-LCA	No	Yes	PR	Europe
Wu et al. (2005)	5	2005	14,72	G2 (Ethanol & BtL)	A-LCA	No	No	OR	North America
Xie et al. (2011)	2	2011	-59,24	G2 (BtL)	A-LCA	Yes (MC)	No	PR	North America
Number of studies	**47**								
Number of observations	**593**								
Mean and repartition (weighted by observations)		**2009**	**34,45**	G2 (87%) of which BtL (26%) and ethanol (61%), G3 (13%)	A-LCA (97%), C-LCA (3%)	MC (10%), SA (38%), no uncertainty analysis (52%)	LUC (51%), no LUC (49%)	PR (65%), OR (12%), Dir. (4%), WP (19%)	North America (45%), Europe (53%), Other (2%)
Mean and repartition (weighted by studies)	**13**	**2009**	**23,07**	G2 (87%) of which BtL (38%) and ethanol (70%), G3 (17%)	A-LCA (98%), C-LCA (4%)	MC (21%), SA (26%), no uncertainty analysis (53%)	LUC (28%), no LUC (72%)	PR (65%), OR (12%), Dir. (4%), WP (19%)	North America (45%), Europe (53%), Other (2%)
Median (weighted by studies)	**6**	**2010**	**15,53**						
* MC=Monte Carlo analysis, SA=sensitivity analysis									
** PR= Peer review, OR= Official Report, Dir.= legislative text (Directive or Standard), WP= Working Paper									

La base de données contient 87 % d'études évaluant les biocarburants G2 (38 % d'études évaluant le BTL et 70 % évaluant l'éthanol) et 17 % d'études évaluant les biocarburants G3. Ainsi, parmi les 593 observations incluses dans la base de données,

les observations pour les biocarburants G3 représentent 13 %. Les autres observations correspondent aux biocarburants G2, dont 30 % pour le BTL et 70 % pour l'éthanol cellulosique. La plupart des études sont basées sur l'approche d'ACV attributionnelle ; seulement 3 % des observations sont calculées avec une approche ACV conséquentielle. La moitié des études n'effectuent pas d'analyse d'incertitudes sur leurs résultats. Parmi les études qui comprennent une analyse des incertitudes, 44 % effectuent une analyse de Monte Carlo. Seulement 28 % des études incluses dans la base de données prennent en compte le changement d'affectation des sols (et seulement 4 % se penchent sur les questions de CAS indirect), ce qui représente 51 % des observations. Les observations extraites de documents évalués par des pairs (*peer reviewed*) représentent 61 % des observations (65 % des études), contre 9 % pour les rapports officiels (12 % des études), 3 % pour les textes réglementaires (4 % des études) et 25 % pour les *working papaers* (19 % des études).

Par ailleurs, le nombre d'études évaluant les émissions de GES des biocarburants avancés a commencé à augmenter fortement depuis 2007 (voir Figure 21). Ce phénomène pourrait être lié à la publication de textes législatifs dans l'UE et aux États-Unis concernant le seuil minimum de réduction obligatoire des émissions de GES pour les biocarburants (respectivement 2009 et 2010).

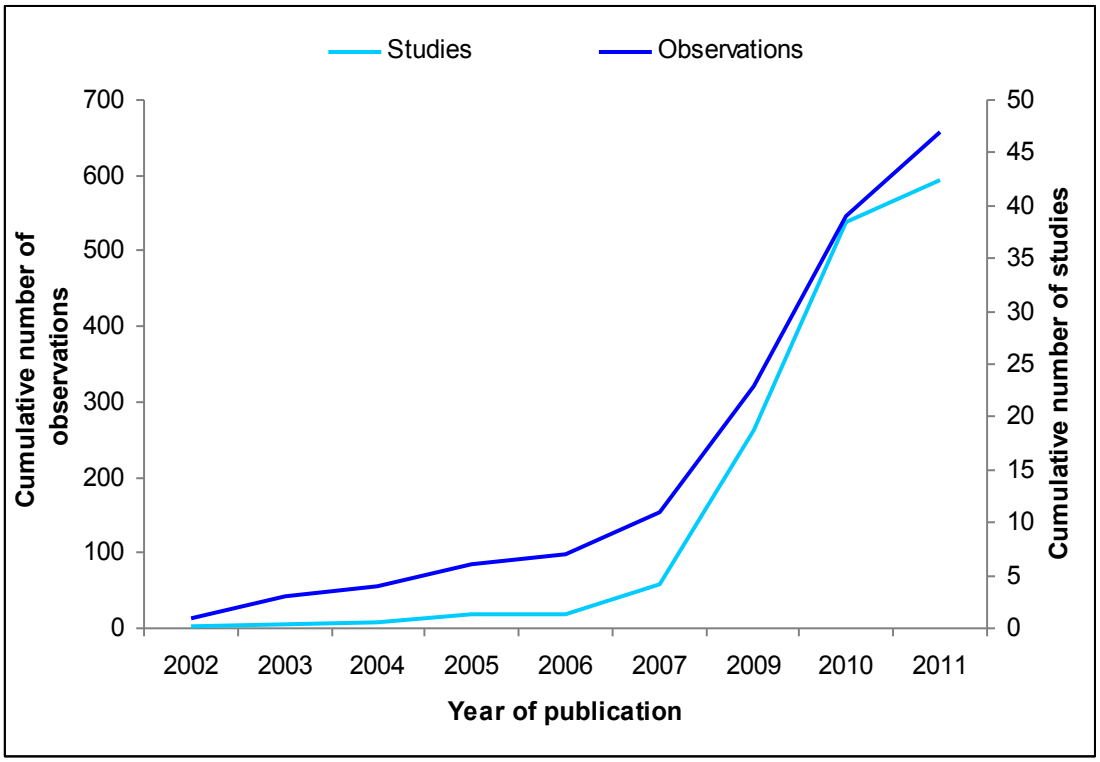


Figure 21 - Nombre cumulé d'études et d'observations par année de publication

4.1.1 Observations par type de biocarburants

Comme le montre la Figure 22 (voir aussi le Tableau 5), la moyenne des émissions de GES pour les biocarburants G3 est assez similaire aux émissions de GES pour les combustibles fossiles de référence, telles que définies dans les réglementations européenne et américaine (respectivement 83,8 gCO_2éq./MJ – même référence pour l'essence et le diesel – et 92,5 gCO_2éq./MJ – moyenne pour les références essence et diesel aux États-Unis). La moyenne des émissions de GES pour les biocarburants G2 pourrait entraîner une réduction de 69 à 72 % des émissions de GES par rapport aux carburants fossiles de référence (selon le combustible fossile de référence choisi). Donc, d'un point de vue statistique, les biocarburants G3 semblent émettre plus d'émissions de GES au cours de leur cycle de vie que les biocarburants G2. De la même manière, la moyenne des émissions de GES pour le BTL est inférieure à celle de l'éthanol (réduction des émissions de GES par rapport au carburant fossile de référence allant de 77 à 79 % pour le BTL et de 65 à 68 % pour l'éthanol).

La dispersion des résultats d'émissions de GES pour les biocarburants G3 est très large par rapport à celle de biocarburants G2, comme l'illustrent leurs écarts-types (voir

le Tableau 5). Ainsi, les biocarburants G3 pourraient émettre 20 fois plus d'émissions de GES que le carburant fossile de référence, alors que les biocarburants G2 pourraient avoir des émissions 4 à 9 fois supérieures si l'on tient compte de la variation maximale des résultats. A l'inverse, tous les résultats minimum sont négatifs et assez similaires pour les biocarburants G2 et G3.

Même si les résultats d'ACV ne sont pas concluants en ce qui concerne les performances en termes d'émissions de GES des biocarburants avancés, en raison d'une large gamme de variations, certaines tendances peuvent être identifiées : en moyenne, les émissions de GES pour les biocarburants G3 sont supérieures à celles des biocarburants G2 et les émissions de GES pour l'éthanol sont plus élevées que pour le BTL. Ainsi, le type de biocarburant semble être une variable qui pourrait expliquer les différences en termes de résultats des émissions de GES pour les biocarburants avancés.

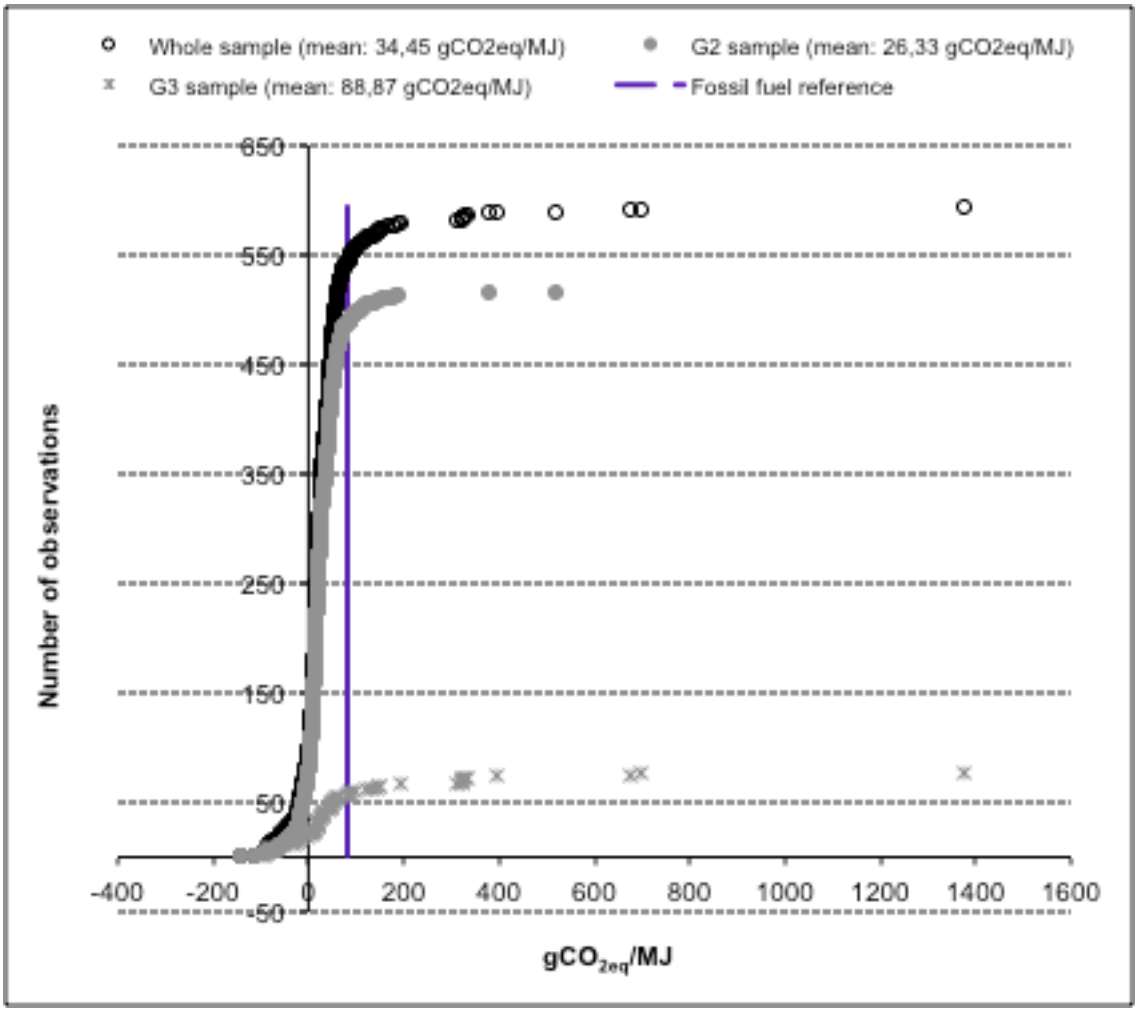


Figure 22 - Dispersion des résultats des émissions de GES des ACV inclus dans la base de données pour les différents types de biocarburants

4.1.2 Observations par régions

Nous établissons une distinction entre la localisation géographique des auteurs et la localisation géographique des études de cas (par exemple, localisation géographique des données de l'inventaire).

En ce qui concerne la localisation géographique des auteurs, 45 % des études proviennent d'auteurs d'Amérique du Nord (AN), (États-Unis et Canada) et 53 % d'auteurs européens (pays de l'UE et de Suisse), ce qui représente respectivement 32 % et 67 % des observations (voir Tableau C.3 dans l'Annexe C). L'autre étude a été réalisée par des auteurs australiens (Campbell et al., 2011). Pour les biocarburants G3, 42 % des observations proviennent d'auteurs d'Amérique du Nord, 51 % d'auteurs européens et 7 % d'auteurs australiens. Pour le BTL, 23 % des observations émanent d'auteurs nord-américains et 77 % d'auteurs européens. Pour l'éthanol, 34 % des observations sont issues d'auteurs nord-américains et 66 % d'auteurs européens. Dans la plupart des études, la localisation géographique des auteurs correspond à la localisation géographique des voies évaluées. Seulement 3 % des observations ne correspondent pas ((Luo et al., 2009) et certaines observations de (Hoefnagels et al., 2010)). Par conséquent, nous nous concentrons uniquement sur la localisation géographique des auteurs comme mesure de l'influence potentielle de la situation géographique sur les émissions de GES.

En moyenne, pour tous les types de biocarburants, les résultats des émissions de GES des auteurs nord-américains semblent être inférieurs à ceux des auteurs européens, avec un écart qui pourrait être significatif, comme le montre le Tableau 5 (par exemple allant de 0,22 gCO_2éq./MJ pour l'Amérique du Nord à 150,63 gCO_2éq./MJ pour l'Europe pour les biocarburants G3). Par conséquent, il semble que la localisation géographique des auteurs puisse avoir une influence sur la variabilité observée pour les émissions de GES des biocarburants avancés.

Tableau 5 – Description statistique des résultats des émissions de GES inclus dans la base de données pour les différents types de biocarburants et pour les différentes situations géographiques des auteurs (* exprimée en gCO2éq./MJ)

Biofuel generation	Location of authors	# of Obs.	(%)	Median*	Mean* [Confidence Interval]	Standard deviation	Extrema* Min	Extrema* Max	Percentiles* 5th	Percentiles* 95th
G3 & G2	**All**	**593**		**21,60**	**34.45** [27.26;41.64]	**89,34**	**-142,18**	**1377,90**	**-37,08**	**116,65**
	North America	198	(33%)	12,61	**4.72** [-1.24;10.68]	42,78	-142,18	193,20	-79,66	55,40
	Europe	401	(68%)	26,05	**48.47** [38.53;58.41]	101,54	-88,36	1377,90	2,44	144,68
G3	**All**	**77**		**31,00**	**88.87** [41.55;136.19]	**211,85**	**-96,47**	**1377,90**	**-85,00**	**332,20**
	North America	38	(49%)	17,99	**0.22** [-21.62;22.05]	68,67	-96,47	193,20	-89,89	134,98
	Europe	45	(58%)	61,86	**150.63** [76.58;224.68]	253,44	-30,97	1377,90	8,69	676,39
G2	**All**	**516**		**20,50**	**26.33** [22.43;30.23]	**45,20**	**-142,18**	**518,40**	**-24,00**	**85,80**
	North America	160	(31%)	12,41	**5.79** [0.51;11.08]	34,12	-142,18	71,00	-60,07	49,47
	Europe	356	(69%)	24,25	**35.56** [30.72;40.39]	46,55	-88,36	518,40	1,00	100,76
G2-BtL	**All**	**155**		**14,50**	**19.04** [13.41;24.68]	**35,78**	**-142,18**	**189,00**	**-18,50**	**69,05**
	North America	36	(23%)	6,10	**-1.55** [-12.67;9.57]	34,05	-142,18	47,61	-54,08	32,15
	Europe	119	(77%)	15,80	**25.28** [19.16;31.39]	34,03	-88,36	189,00	2,11	85,76
G2-Ethanol	**All**	**361**		**24,30**	**29.45** [24.46;34.45]	**48,39**	**-113,60**	**518,40**	**-25,56**	**89,78**
	North America	124	(34%)	15,39	**7.93** [1.95;13.91]	33,97	-113,60	71,00	-61,12	49,99
	Europe	237	(66%)	30,87	**40.72** [34.22;47.21]	50,99	-42,00	518,40	1,00	104,55
* expressed in gCO_{2eq}/MJ										

La Figure 23 et la Figure 24 présentent la dispersion des résultats des émissions de GES inclus dans la base de données pour les différents types de biocarburant et pour les différentes situations géographiques. Ces résultats sont également comparés au seuil minimum des émissions de GES qui leur correspond en fonction de leur situation géographique.

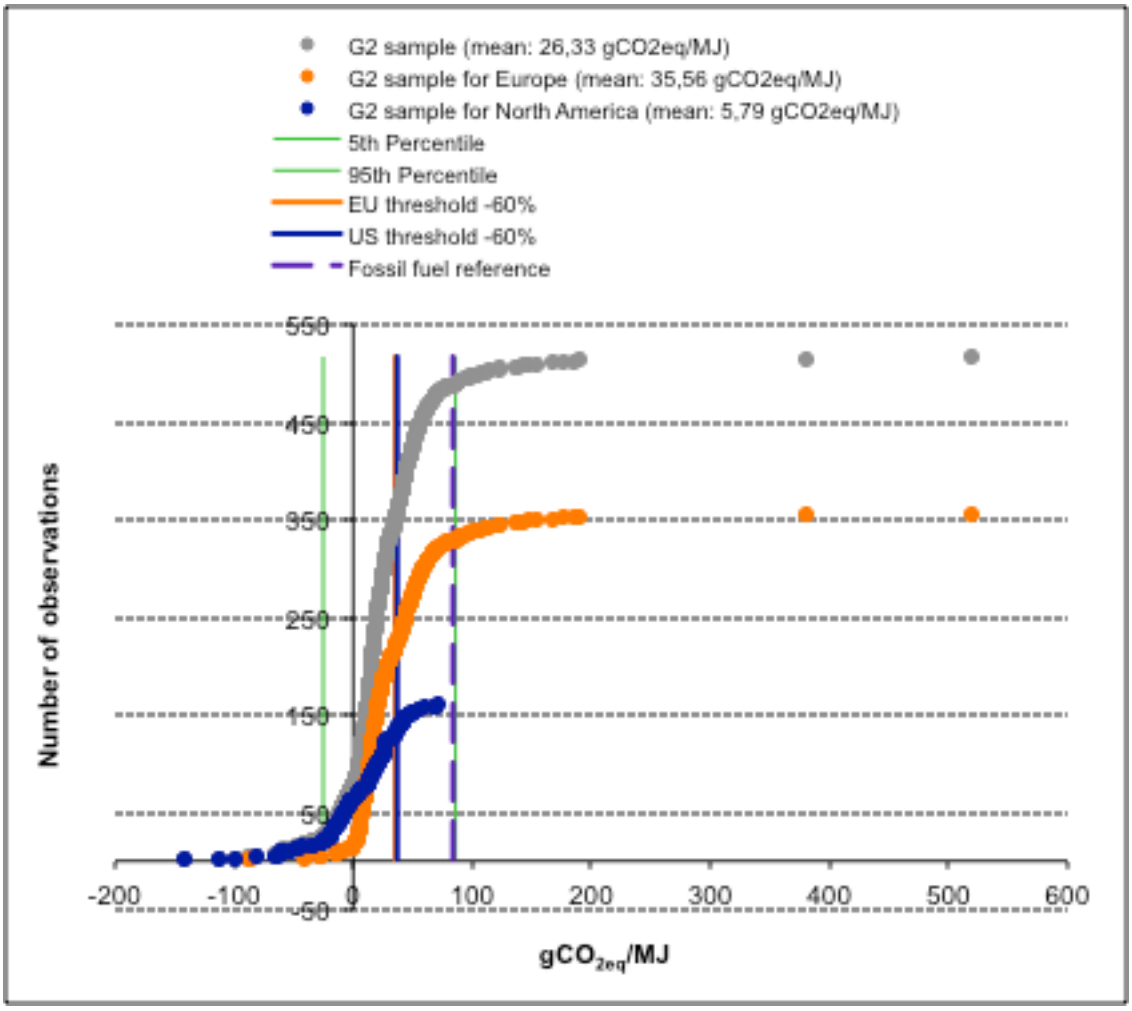


Figure 23 - Dispersion des résultats des émissions de GES des ACV incluses dans la base de données pour les biocarburants G2 et pour les différentes situations géographiques

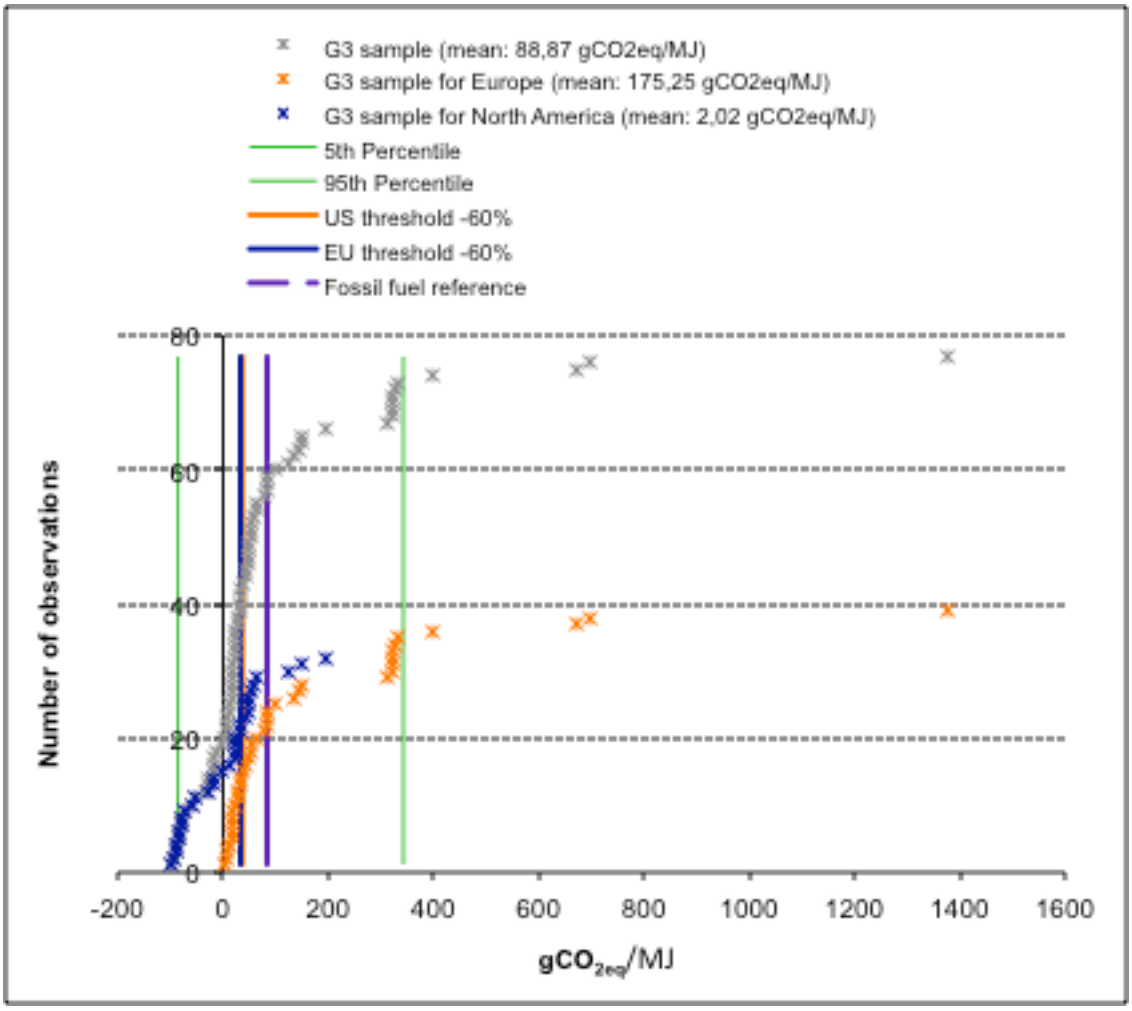


Figure 24 - Dispersion des résultats des émissions de GES des ACV incluses dans la base de données pour les biocarburants G3 et pour les différentes situations géographiques

Comme déjà mentionné, la RED fixe une réduction minimum des émissions de GES de 60 % à partir de 2018, soit l'horizon temporel prévu pour que les biocarburants avancés soient rentables à l'échelle commerciale dans l'UE. La RED définit la valeur de référence pour les émissions de GES des combustibles fossiles à 83,8 gCO_2éq./MJ (même référence pour l'essence et le diesel). Aux États-Unis, la norme RFS2 fixe une réduction minimum des émissions de GES de 50 % pour qu'un carburant soit considéré comme « biocarburant avancé » et à 60 % pour être considéré comme « biocarburants cellulosiques » (voir section 1.3) avec un carburant fossile de référence établi à 92,5 gCO_2éq./MJ (moyenne pour les valeurs de référence américaines pour le pétrole et le diesel qui sont très proches). Selon la Figure 22, 82 % des résultats des émissions de GES d'Amérique du Nord sont conformes à leur seuil minimum plus restrictif de réduction des émissions de GES, alors que seulement 59 % des résultats provenant d'Europe sont

conformes au seuil correspondant. À ce stade de l'analyse, nous n'avons pas de raisons objectives qui expliquent cette différence systématique entre les estimations de l'Amérique du Nord et de l'UE. Elle peut provenir de l'utilisation d'un ensemble différent de variables techniques, par exemple, mais elle peut aussi révéler l'existence d'un biais de publication potentiel dans la littérature.

En conclusion, cette section basée sur des statistiques descriptives permet de formuler des intuitions sur les facteurs pouvant influencer les résultats des émissions de GES pour les biocarburants avancés. Le type de biocarburants (carburant G2 ou G3, éthanol ou BTL) et la localisation géographique (Amérique du Nord ou Europe) semblent avoir une influence sur la variabilité des résultats d'émissions de GES pour les biocarburants avancés. Toutefois, il n'est pas possible d'être plus catégorique et précis à partir des statistiques descriptives et des inspections visuelles présentées dans cette section. Les statistiques descriptives et l'inspection des graphiques sont très utiles et souvent révélatrices, mais restent toujours vulnérables à une interprétation subjective. Ainsi, des tests statistiques objectifs complémentaires sont nécessaires, ce qui est le cas dans une *analyse de méta-régression*. En utilisant des méthodes d'économétrie particulières, nous croyons qu'une *analyse de méta-régression* devrait permettre *i)* de confirmer nos intuitions précédemment identifiées et *ii)* d'aller plus loin dans l'explication de la variabilité en identifiant et en quantifiant les principaux facteurs de variation. Dans la section suivante nous allons développer l'*analyse de méta-régression* en nous basant sur ces études ACV. Nous présentons d'abord le modèle de la *méta-régression* (section 4.2) et ses résultats pour différents sous-échantillons de biocarburants G2 et G3 (section 4.3). Deuxièmement, nous utilisons la technique du *transfert de bénéfices utilisant des modèles de méta-régression* pour proposer une première tentative d'harmonisation de ces résultats d'ACV (section 4.4) (pour l'information complète des statistiques descriptives, se reporter aux Tableaux A.4 à A8).

4.2 Le modèle de méta-régression

En termes simples, pour examiner une documentation particulière sur l'évaluation environnementale, il faut résumer les résultats précédents déjà publiés sur

la question étudiée. Nous considérons que *I* constitue les estimations des émissions de GES de biocarburants avancés, l'*effect-size*, indexée par $i = (1,..., I)$ et nous supposons que la *« vraie »* valeur *d'effect-size* pour une estimation donnée est fournie par[34] :

$$y_i = \alpha + \underset{(1,K)}{X_i^{'}} \underset{(K,1)}{\beta} + \mu_i, \ \forall\ i = 1,\ldots, I \tag{4.1}$$

où y_i est la vraie valeur de *d'effect-size*, α est un facteur commun, $X_i^{'}$ est un vecteur qui mesure les caractéristiques de l'étude de cas et de l'étude concernée, β est un vecteur de paramètres à estimer, et μ_i est normalement distribué avec une moyenne nulle et une variance égale à $\tau_{\mu,i}^2 : \mu_i \sim N\left(0, \tau_{\mu,i}^2\right)$.

La *« vraie »* valeur *d'effect-size*, y_i, n'est pas observée. Au lieu de cela, chaque étude fournit une estimation *d'effect-size*, $\hat{y}_i$, de sorte que :

$$\hat{y}_i = y_i + \varepsilon_i = \alpha + \underset{(1,K)}{X_i^{'}} \underset{(K,1)}{\beta} + \mu_i + \varepsilon_i, \ \forall\ i = 1,\ldots, I \tag{4.2}$$

où ε_i est un terme d'erreur qui est normalement distribué avec une moyenne nulle et une variance égale à $\sigma_{\varepsilon,i}^2 : \varepsilon_i \sim N\left(0, \sigma_{\varepsilon,i}^2\right), \ \forall\ i = 1,\ldots, I$.

Nous permettons donc à la *« vraie »* valeur *d'effect-size* et à la précision de l'estimation *d'effect-size,* $\sigma_{\varepsilon,i}^2$, de varier entre les estimations. Le terme $\sigma_{\varepsilon,i}^2$ est appelé la variance intra-groupe (*within-variance*) et varie d'une étude à l'autre. Comme déjà mentionné, il est généralement considéré comme donné et dérivé de l'estimation initiale.

Toute hétérogénéité restante entre les estimations est soit explicable par les différences observables modélisées par les variables modératrices contenues dans $X_i^{'}$ ou est aléatoire et normalement distribuée avec une moyenne nulle et une variance égale à $\tau_{\mu,i}^2$, la variance inter-groupe (*between variance).*

Si $\tau_{\mu,i}^2 = 0$, le modèle est appelé modèle à « effets fixes », et on suppose que toute hétérogénéité dans la *« vraie »* ampleur de l'effet peut s'expliquer par des différences dans les caractéristiques de l'étude. Si la variance inter-groupe n'est pas égale à zéro, le

[34] La présentation qui suit est en partie inspirée de Ready (2005).

modèle est un Modèle à effets aléatoires, appelé généralement modèle à « effets mixtes », car il contient des caractéristiques observables « fixes » dans $X_i^{'}$ ainsi qu'une composante non observable « aléatoire » avec moyenne nulle et une variance égale à $\tau_{\mu,i}^2$. La variance inconnue peut être estimée par un processus de maximum de vraisemblance itératif (restreint) ou, à défaut, à l'aide de la méthode empirique de Bayes, ou d'un estimateur des moments non itératif.

Il faut noter que la signification des adjectifs « fixes » et « aléatoires » dans la littérature de la méta-analyse est différente de l'interprétation habituelle pour les modèles de données de panel dans l'économétrie standard, parce que ces adjectifs ce rapportent à des hypothèses concernant l'ampleur de l'effet de la population sous-jacente (Hedges and Olkin, 1985). En termes économétriques standard, le méta-estimateur à effets fixes est équivalent à l'estimateur des moindres carrés pondérés (MCP) en utilisant les variances estimées (dérivées dans les études primaires) comme poids et en changeant l'échelle des erreurs types de la méta-régression au moyen de la racine carrée de la variance résiduelle. L'estimateur à effets aléatoires s'apparente à un modèle à coefficients aléatoires dans lequel les variances intra- et inter-études sont utilisées comme poids (Florax and Poot, 2005)[35].

4.3 Résultats de l'analyse de méta-régression

Comme les études dans la littérature primaire peuvent chacune utiliser différents ensembles de données et différentes formes de modélisation, nous avons de bonnes raisons de soupçonner de l'hétéroscédasticité.

Une approche courante consiste à utiliser la matrice de covariance robuste à l'hétéroscédasticité de White (HCCM), qui corrige à la fois l'hétéroscédasticité et l'autocorrélation dans les clusters. Cet estimateur tient compte par conséquent de la configuration de données multiples en autorisant différentes variances et covariances non nulles pour des groupes de mesures à partir de la même étude. On peut dire, cependant, que l'estimateur de White est plutôt restrictif puisqu'il suppose que toutes

[35] Thompson & Sharp (Thompson and Sharp, 1999) donnent un aperçu des différents estimateurs qui permettent une variation à effets aléatoires.

les différences entre les observations et les études sont observables et peuvent entièrement expliquer l'hétérogénéité empirique. En outre, l'estimateur de White n'exploite pas pleinement toutes les informations disponibles, car il estime la variance plutôt que de la considérer comme acquise ou récupérable à partir des études primaires. Ce problème peut être corrigé en utilisant l'estimateur à effets fixes que nous avons déjà présenté. Comme expliqué ci-dessus, $\sigma_{\varepsilon i}^2$ est une estimation d'échantillon de l'écart type des erreurs de la méta-régression. Lorsque ce type de mesure de l'hétéroscédasticité est disponible, la méthode des moindres carrés pondérés (MCP) devient alors la méthode évidente pour obtenir des estimations efficaces de l'éq. (9).

Nous commençons par présenter les résultats obtenus pour l'échantillon complet, *« whole »*, qui comprennent toutes les études sur les biocarburants G2 et G3 retenues dans la méta-base de données. Rappelons que notre méta-base de données comprend des variables représentant *i)* les données/caractéristiques techniques, *ii)* les choix méthodologiques des auteurs et *iii)* la typologie de l'étude examinée. Comme les données techniques sont spécifiques à chaque voie de carburant, il n'est pas possible d'inclure cet ensemble de variables dans l'échantillon *« whole »* afin de tester et de quantifier leur influence respective. Afin de saisir les caractéristiques de chaque génération de biocarburants et le type de carburant analysé, il faut ventiler l'échantillon *« whole »* dans ces sous-échantillons respectifs. Les sections suivantes présentent ensuite les résultats pour des échantillons plus petits nommés de la façon suivante : échantillons « *G3 »*, *« G2 »,* puis sous-échantillons *« G2-BTL »* et *« G2-éthanol ».* Par conséquent, l'échantillon *« complet »* correspond à la fusion de nos échantillons *« G3 »* et *« G2 ».* Les sous-échantillons *« G2-BTL »* et *« G2-éthanol »* sont un sous-échantillon de ce dernier. Notez que les échantillons *« G3 »* et *« G2 »* ont été ramenés à 90 % afin d'exclure les *outliers* (valeurs aberrantes) qui peuvent avoir une influence parasite sur des estimations économétriques, ce qui est habituel dans [le domaine de] l'économétrie appliquée. Ainsi définis, l'échantillon *« G2 »* contient 464 observations (321 pour l'éthanol et 143 pour le BTL) et l'échantillon *« G3 »* contient 69 observations. Voir la Figure 23 et la Figure 24 pour une représentation visuelle des *outliers* pour les échantillons *« G2 »* et *« G3 ».*

Les résultats de l'éq. (9) sont présentés dans Tableau 6 pour l'échantillon *« whole »* et l'échantillon *« G2 »,* alors que, le Tableau 7, le Tableau 8 et le Tableau 9 fournissent les résultats pour les sous-échantillons *« G2-éthanol »*, *« G2-BTL »* et *« G3 »*

respectivement. Pour chaque modèle, les résultats sont systématiquement signalés pour deux corrections différentes pour l'hétéroscédasticité : le premier estimateur utilise la matrice de covariance robuste à l'hétéroscédasticité de White (HCCM) (indiqué par le numéro 1 dans les colonnes) et le deuxième utilise la méthode des Moindres carrés pondérés (MCP) en utilisant des poids inverses de l'erreur type (comme indiqué par le numéro 2 dans les colonnes).

Sauf indication contraire, tous les résultats de la régression sont donnés sous forme réduite. Ces modèles ont été choisis en suivant l'approche de modélisation économétrique *« du général au particulier ».* Comme d'ordinaire, les « symboles » ***, ** et * indiquent respectivement des niveaux de signification de 1 %, 5 % et 10 % et les erreurs-types des coefficients estimés sont présentées entre parenthèses. En ce qui concerne les informations du modèle, *N* et *Mean dep. Var* indiquent respectivement le nombre d'observations utilisées pour effectuer chaque régression et la moyenne correspondante de la variable dépendante, à savoir l'*effect-size* exprimée gCO_2éq./MJ.

Dans tous les tableaux, la qualité des régressions est vérifiée par les tests de diagnostic suivants. Étant donné que la statistique R-carré simple est sensible au nombre de variables incluses, seul le R-carré ajusté est indiqué *(Adj. R-squ.*). L'ajustement global du modèle de régression est évalué par le logarithme de la vraisemblance *(Log-Likelihood*) et le test standard de Fisher qui permettent de tester la signification conjointe. La statistique de ce dernier test *(F-stat.)* et la mesure correspondante de sa probabilité statistique (*P.value*) sont systématiquement mentionnées. L'hypothèse nulle de ce test consiste à dire que l'ensemble des coefficients, sauf celui de la constante, est égale à zéro. Deux autres tests de diagnostic pour la qualité des régressions (et leurs *valeurs P*) sont également mentionnées : le coefficient d'asymétrie de Skewness (*Skewness*) et le test d'aplatissement de Kurtosis (*Kurtosis*) des résidus. Ils correspondent respectivement à un test d'asymétrie et d'aplatissement non normalisé comparé à l'hypothèse nulle de symétrie (le coefficient d'asymétrie est de zéro pour les données réparties symétriquement) et le coefficient d'aplatissement de 3. Les tests d'aplatissement examinent la normalité des résidus. Les résidus non normaux invalident les tests d'hypothèses sur les variables individuelles car ces tests supposent la normalité ; il s'agit donc d'un aspect important. Tous les tableaux indiquent également les deux critères suivants : le critère d'information d'Akaike (*Akaike's Information Criterion*, *AIC*) et Critère d'information bayésien de Schwartz (*Schwartz's Bayesian*

Information Criterion, BIC). Ces deux mesures standard sont utilisées pour permettre des comparaisons de modèles (non imbriqués). Les critères *AIC* et *BIC* plus petits sont privilégiés, car un *Log-Likelihood* plus élevé est préféré. Enfin, dans le but de tester et donc de confirmer statistiquement l'importance d'inclure des données/caractéristiques techniques dans nos modèles, il a été décidé d'effectuer un test du rapport de vraisemblance (*likelihood-ratio test*). La statistique de ce test *(LR test)* et sa *P. value* correspondante sont présentées dans le Tableau 7, le Tableau 8 et le Tableau 9. La ligne *Nested model* (modèle imbriqué) indique le modèle avec lequel le modèle étudié est testé. En termes économétriques, le modèle imbriqué est le modèle restreint et il correspond au modèle réduit sans données/caractéristiques techniques.

Nous passons maintenant aux commentaires sur les résultats obtenus pour chacun des échantillons et sous-échantillons. Nous nous concentrons uniquement sur les signes et l'importance des coefficients estimés étant donné que les valeurs absolues de ces coefficients ne sont pas importantes.

4.3.1 Résultats pour l'échantillon complet

Les résultats des estimations pour l'échantillon *« whole »* sont présentés dans le Tableau 6, colonnes (1aAll) à (2aAll). L'éq. (9) est estimée en utilisant à la fois les estimateurs HCCM de White (colonne (1aAll), Tableau 6) et la méthode des MCP (colonne (2aAll), Tableau 6). Contrairement aux études primaires dans les sciences économiques, les variances ne sont généralement pas mentionnées pour chacune des estimations dans les études primaires ACV et doivent alors être retrouvées (se reporter à la section 3.3.2). Pour chaque observation de l'*analyse de méta-régression*, les variances ont été insérées directement dans la base de données si les observations provenaient d'études primaires réalisant une analyse Monte-Carlo, ou calculées, dans le cas où elles avaient fait l'objet d'une analyse de sensibilité. En conséquence, la base de données ne fournit pas une mesure unique de la variance pour chaque observation. Pour cette raison, nous préférons commenter les estimations de coefficient obtenues par l'estimateur MCO avec une procédure White (HCCM), comme indiqué dans la dernière ligne, dans le Tableau 6, – au lieu d'une méthode MCP. Cependant, nous laissons des estimations MCP pour permettre une vérification de la robustesse car elles donnent des

résultats similaires. Le même choix s'applique dans la suite du document afin de simplifier l'exposé.

Ainsi, nous commentons uniquement les résultats présentés dans la colonne (1aAll), Tableau 6. 533 observations sont incluses dans cette régression. Comme nous l'avons expliqué dans la section précédente, cette régression ne vise qu'à tester l'influence *i)* du type de biocarburants (variables *gen_3, etha* et *BTL)* et *ii)* de la situation géographique (*zlab_us, zlab_eu* et *zlab_other)* sur la valeur *d'effect-size* pour confirmer ou infirmer ce qui a été mis en évidence grâce à des inspections visuelles présentées dans les sections 4.1.1 et 4.1.2. Ceci peut expliquer le faible niveau du R-carré ajusté (environ 16 %). À en juger par les valeurs *F-stat.* et *P. value*, la signification conjointe des résultats est acceptée au seuil de signification de 1 %.

Dans un premier temps, les résultats économétriques présentés dans le Tableau 6 tendent à confirmer les intuitions présentées à la section 4 (statistiques descriptives), qui étaient fondées sur une simple inspection visuelle. Les variables *etha* et *BTL* sont en effet statistiquement significatives au seuil de 1 % et leurs coefficients sont négatifs. Selon ces estimations de paramètres, les émissions de GES sont statistiquement plus faibles pour l'éthanol et le BTL (biocarburants G2) que pour les biocarburants G3 (*gen_3*), avec un écart respectif d'environ 41 et 52 gCO_2éq./MJ. Ces résultats confirment également que les performances en termes d'émissions de GES sur le cycle de vie sont meilleures pour le BTL que pour l'éthanol. On ne peut pas effectivement fusionner les variables *etha* et *BTL*, comme l'indique le test de Wald : nous avons effectivement rejeté l'hypothèse nulle de ce test, H_0, car $P.Value < 0.01$ et nous concluons ensuite que le coefficient de *etha* est statistiquement différent de celui de *BTL*. Par conséquent, la génération de biocarburants est une variable clé pour expliquer la variabilité des résultats d'ACV des biocarburants avancés.

En ce qui concerne la localisation géographique, les variables *zlab_us* et *zlab_other* ont un impact négatif sur les émissions de GES – leurs coefficients sont significatifs au seuil de 1 %. Selon ces résultats, les émissions de GES sont statistiquement plus faibles lorsque les études sont issues d'Amérique du Nord ou d'autres pays (sauf l'Amérique du Nord et l'Europe) que lorsqu'elles proviennent d'Europe. Par conséquent, la localisation géographique semble avoir une influence sur les résultats des émissions de GES pour les biocarburants avancés. Il n'y a aucune raison intuitive pour expliquer l'influence géographique mise en évidence par nos résultats. À

cette étape de l'analyse, ce résultat pourrait s'expliquer soit par une mauvaise spécification du modèle soit par l'existence d'un biais de publication.

La première raison pourrait correspondre à des variables manquantes dans notre base de données ; par conséquent la situation géographique pourrait être une variable cachée, masquant un *véritable* déterminant. Par exemple, la variable de la situation géographique pourrait masquer un ensemble de données techniques spécifiques à un seul endroit. Malheureusement, il n'est pas possible d'inclure ce type de variables dans le modèle d'échantillon *« whole ».* Pour tester cette hypothèse, l'échantillon *« whole »* est ainsi divisé entre l'échantillon de biocarburants G3 et l'échantillon de biocarburant G2 afin d'évaluer les caractéristiques spécifiques (y compris les données techniques) de chaque génération de biocarburants.

Tableau 6 – Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques complets et les biocarburants G2

Samples Model	Whole 1aAll	Whole 2aAll	G2 1aG2	G2 2aG2	G2 1bG2	G2 2bG2
Constant	76.27*** (13.64)	271.74*** (23.66)	20.32*** (3.43)	27.24*** (4.72)	21.14*** (3.61)	28.43*** (5.04)
Technical data						
gen_3 (ref for Whole)						
etha	-41.39*** (13.14)	-220.92*** (23.77)	5.84*** (1.91)	-	5.83*** (1.81)	-
btl (ref for G2)	-52.12*** (13.36)	-215.57*** (22.59)				
mat_cult					-9.47*** (2.21)	-11.56*** (3.02)
mat_cultxdluc			-7.94*** (2.46)	-13.67*** (3.23)		
Methodological choices						
lca_att (ref)						
lca_cons			-33.66*** (4.79)	-40.41*** (8.63)	-34.04*** (4.9)	-39.09*** (8.37)
copval_alloc			8.96*** (1.91)	8.82** (3.62)	8*** (1.94)	6.99* (3.84)
copval_systexp (ref)						
copval_hyb			5.25** (2.38)	-	5.41** (2.69)	-
luc_dir					-	-
luc_indir			29.97*** (6.32)	39.78*** (7.27)	29.62*** (6.34)	36.54*** (7.2)
uncer_MC			8.03** (3.45)	16.68*** (4.61)	8.04** (3.41)	17.25*** (4.58)
uncer_SA			7.78*** (2.4)	7.08* (3.63)	7.32*** (2.39)	6.69** (3.39)
uncer_ref (ref)						
impcat_nev			9.26*** (2.99)	-	7.71*** (2.71)	-
impcat_nrc			-15.01*** (2.36)	-7.31** (3.41)	-12.65*** (2.54)	-
impcat_other			-	-	0.84* (0.49)	-
impcat_gwponly (ref)						
Typology of the study						
zlab_us	-24.6*** (3.97)	-190.58*** (25.05)	-8.32*** (2.1)	-18.58*** (3.66)	-8.66*** (2.12)	-19.73*** (3.2)
zlab_eu (ref)						
zlab_other	-85.69*** (15.6)	-281.16*** (24.85)				
Model information						
N	533	533	464	464	464	464
Mean dep. Var.	28.64	17.62	24.15	25.04	24.15	25.01
Adj. R-squ.	16.30%	68.76%	37.26%	30.95%	38.33%	30.94%
Log-Likelihood	-2727.20	-3068.04	-1976.89	-2044.50	-1972.36	-2044.03
F-stat.	18.93	32.82				
(P. value)	(0,0000)	(0,0000)				
Skewness	61.27		24.57		23.56	
(P. value)	(0,0000)		(0.017)		(0.0354)	
Kurtosis	8.75		1.6		3.06	
(P. value)	(0.0031)		(0.2062)		(0.0801)	
AIC	5464.39	6146.08	3977.78	4113.00	3970.72	4114.05
BIC	5485.79	6167.47	4027.45	4162.68	4024.54	4167.87
Wald Test (P. value) for etha=btl	26.29 (0,0000)	0.22 (0.6409)				
Procedure	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS

4.3.2 Résultats pour l'échantillon G2

Les résultats des estimations pour l'échantillon *« G2 »* sont présentés dans le Tableau 6, colonnes (1aG2) à (2bG2). Nos commentaires sont fondés sur les résultats présentés dans la colonne (1aG2). Le R-carré ajusté est maintenant égal à environ 37 %.

Variables techniques

La variable *etha* est statistiquement significative au seuil de 1 % et a un impact positif sur les émissions de GES pour les biocarburants G2. Les émissions de GES sont donc plus élevées d'environ 6 gCO_2éq./MJ pour l'éthanol que pour le BTL. Le type de technologie de conversion de carburant peut ainsi expliquer la variabilité des résultats d'émissions de GES pour les biocarburants G2. L'échantillon est ensuite réparti entre l'échantillon *« G2-éthanol »* et l'échantillon *« G2-BTL »* afin de prendre en compte les spécificités de chaque carburant (voir les sections 4.3.3 et 4.3.4 respectivement).

En ce qui concerne l'influence de *mat_cult*, cette variable a été testée en premier et a eu un effet négatif sur les émissions de GES pour l'échantillon G2 (résultats rapportés dans les colonnes (1bG2) et (2bG2), Tableau 6. La plupart des études ACV ne tiennent pas compte des charges en amont liées à la production des résidus, et les matières premières cultivées ont besoin de plus d'intrants (en particulier engrais et pesticides) pour être produites (Williams et al., 2009), ce qui explique pourquoi ce résultat était inattendu. Cependant, il est également bien connu que les cultures énergétiques pérennes peuvent stocker du carbone en sous-sol (McLaughlin and Walsh, 1998). Par conséquent, notre résultat contre-intuitif peut s'expliquer par ce fait, mais seulement si le changement d'affectation direct des sols est pris en compte (correspondant à la séquestration de carbone au-dessus du sol et en sous-sol). Mais nous avons remarqué que la variable *luc_dir* n'est pas statistiquement significative.

C'est pourquoi, nous avons décidé de combiner la variable *mat_cult* avec la variable *luc_dir* (regroupées dans *mat_cultxdluc*) afin de confirmer cet effet (résultats rapportés dans les colonnes (1aG2) et (2aG2), Tableau 6). Notre méta-modèle montre que la variable *mat_cultxdluc* est statistiquement significative au seuil de 1 % et entraîne un impact négatif sur les émissions de GES pour les biocarburants G2. Cela signifie que les émissions de GES pour les biocarburants G2 produits à partir de matières premières cultivées et qui tiennent compte des changements directs d'affectation de sols sont plus faibles que les émissions de GES pour les biocarburants G2 issus de matières premières cultivées qui ne prennent pas en compte les CAS directs, ou ceux issus de matières premières provenant de déchets. Le type de matière première combinée avec la prise en compte des CAS directs a donc une influence sur les émissions de GES des biocarburants G2.

Variables méthodologiques

La variable *lca_cons* est statistiquement significative au seuil de 1 % pour l'échantillon *« G2 ».* Son coefficient est négatif, par conséquent les émissions de GES pour les biocarburants G2 sont plus faibles avec une approche conséquentielle qu'avec l'approche attributionnelle. Le type d'approche ACV a donc une influence sur les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G2.

Les variables *copval_alloc* et *copval_hyb* sont statistiquement significatives, respectivement aux seuils de 1 et 5 % (colonne (1aG2), Tableau 6). Ceci confirme l'influence de la méthode de prise en compte des coproduits sur les résultats des émissions de GES de l'ACV, ainsi que cela est souvent mentionné dans la littérature (Kaufman et al., 2010). Les coefficients des deux variables sont positifs, ce qui signifie que les émissions de GES sont plus faibles pour les biocarburants G2 quand on utilise la méthode d'extension des limites du système (*copval_systexp*) plutôt que la méthode d'allocation et la méthode hybride. Nous avons observé, toutefois, que la plupart des auteurs d'ACV reconnaissent l'importance de la méthode de prise en compte des charges associées aux coproduits sur la variabilité des résultats. 91 % des études de notre base de données testent des méthodes alternatives d'allocation sur l'analyse de sensibilité.

La variable *luc_indir* est statistiquement significative au seuil de 1 %. Il doit être noté que toutes les études qui évaluent le changement d'affectation indirect des sols (*luc_indir*) évaluent toujours aussi les CAS directs (*luc_dir*) ; par conséquent la variable *luc_indir* est égale à 1 lorsque l'étude évalue à la fois les CAS directs et indirects. Néanmoins, la variable *luc_dir* n'est pas statistiquement significative. Nous pouvons donc conclure que l'évaluation des CAS indirects augmente les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G2 car le coefficient de *luc_indir* est positif. Cependant, les CAS directs *(luc_dir)* ont une influence, mais elle est liée au type de matière première de la biomasse utilisée, ainsi que cela a été mentionné précédemment.

Les variables *impcat_nev, impcat_nrc* sont toutes deux statistiquement significatives au seuil de 1 %. L'inclusion d'autres indicateurs environnementaux, au-delà des émissions de GES évaluées, dans l'étude pourrait donc avoir une influence sur les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G2. Selon nos résultats, les émissions de GES sont statistiquement plus faibles lorsque l'étude évalue la valeur énergétique nette *(impcat_nev)* et sont statistiquement plus élevées quand l'étude

évalue la consommation d'énergie non renouvelable *(impcat_nrc).* Cet effet n'aurait pas pu être prévu. Néanmoins, il pourrait être interprété comme un indicateur de qualité de l'étude.

Les variables relatives aux méthodes de prise en compte des incertitudes (*uncer_MC* et *uncer_SA*) sont statistiquement significatives et elles ont un impact positif sur la quantité d'émissions de GES émise pour les biocarburants G2. Cet effet est aussi inattendu. Cela signifie que les émissions de GES pour les biocarburants G2 sont statistiquement plus élevées lorsque les incertitudes sont prises en compte - *via* la méthode de Monte Carlo *(uncer_MC)* ou l'analyse de sensibilité *(uncer_SA)* - que quand il n'y a pas d'évaluation des incertitudes *(uncer_ref).* Le fait d'évaluer les incertitudes pourrait aussi être interprété comme un indicateur de la qualité d'une étude. Cela peut être considéré comme un effort visant à établir l'exactitude des résultats, mais la tendance de l'influence de ces paramètres sur l'*effect-size* n'aurait pas pu être prévue ni expliquée par la suite.

Les variables typologiques

La variable *zlab_us* a un impact négatif sur les émissions de GES et est significative au seuil de 1 %. Encore une fois, les émissions de GES pour l'échantillon G2 semblent être statistiquement plus faibles lorsque les auteurs sont originaires d'Amérique du Nord *(zlab_us)* que lorsqu'ils sont européens *(zlab_eu).* Par conséquent, la situation géographique des auteurs a également une influence sur les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G2.

4.3.3 Résultats pour l'échantillon d'éthanol

Les résultats des estimations pour l'échantillon *« G2-éthanol »* sont présentés dans le Tableau 7. Les colonnes (1cEtha) et (2cEtha) correspondent au modèle sans l'inclusion des la variable technique correspondant au rendement massique de la voie (*g2_mass_yield*). Les colonnes (1bEtha) et (2bEtha) testent l'existence d'un effet linéaire de cette variable *(g2_mass_yield)* alors que les colonnes (1aEtha) et (2aEtha) testent l'existence d'un effet non linéaire de cette variable en prenant le logarithme de la variable *g2_mass_yield (g2_mass_yield_ln).* Les critères AIC et BIC augmentent entre la première spécification (colonnes (1aEtha) et (2aEtha)) et la dernière (colonnes (1cEtha) et (2cEtha)). Par conséquent, l'inclusion d'un effet non linéaire du rendement massique

de la voie apparaît plus pertinente pour expliquer les variations des émissions de GES. Nous avons donc choisi de commenter les résultats présentés dans la colonne (1aEtha).

Variables techniques

La variable *mat_cultxdluc* est significative au seuil de 5 % et a le même effet sur les émissions de GES pour l'éthanol que pour les biocarburants G2 (voir Section 4.3.2)

Le rendement massique *g2_mass_yield_ln* a un impact négatif sur les émissions de GES pour l'éthanol G2, ce qui est un effet intuitif : plus le rendement massique est élevé, moins les quantités de GES émises tout au long du cycle de vie du biocarburant sont élevées. Il convient de noter que *g2_mass_yield_ln* traduit un effet non linéaire de cette variable.

Il faut aussi mentionner que les variables liées à d'autres données techniques, telles que le type de prétraitement de la biomasse, ne sont pas statistiquement significatives pour l'éthanol. En effet, 83 % des observations sont relatives à l'éthanol produit en utilisant un prétraitement à l'acide sulfurique dilué et la plupart de ces observations utilisent les données techniques de la même étude NREL (Aden et al., 2002). Ainsi, les variables des procédés de prétraitement pour l'éthanol ne sont pas vraiment discriminantes, ce qui pourrait expliquer pourquoi ces variables ne sont pas statistiquement significatives.

Variables méthodologiques

Parmi les variables significatives trouvées pour l'échantillon de biocarburant G2, les variables *lca_cons, luc_indir, impcat_nev, impcat_nrc, uncer_MC* et *uncer_SA* sont également significatives pour l'échantillon d'éthanol et ont le même impact que celui décrit pour l'échantillon G2. Donc, le type d'approche ACV, le fait d'évaluer les CAS indirects, le type d'autres indicateurs environnementaux, la méthode de prise en compte des incertitudes influencent les résultats des émissions de GES pour l'éthanol G2.

On peut remarquer que les variables *copval_alloc* et *copval_sys* ne sont plus statistiquement significatives. Ce résultat est surprenant par rapport à une revue antérieure des études ACV sur l'éthanol lignocellulosique (Wiloso et al., 2012). Elle conclut que le traitement des coproduits a une forte influence sur les résultats de l'ACV.

Les variables typologiques

La variable *zlab_us* a un impact négatif sur les émissions de GES et est significative au seuil de 5 %. Cela signifie que les émissions de GES pour l'éthanol sont statistiquement plus faibles quand les auteurs sont originaires d'Amérique du Nord *(zlab_us)* que quand ils sont européens *(zlab_eu).* Par conséquent, la situation géographique des auteurs influe également sur les résultats des émissions de GES pour l'éthanol.

Tableau 7 - Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques de biocarburants éthanol-G2

Samples Model	Ethanol 1aEtha	Ethanol 2aEtha	Ethanol 1bEtha	Ethanol 2bEtha	Ethanol 1cEtha	Ethanol 2cEtha
Constant	-5.88 (14.8)	31.9 (31.58)	46.39*** (8.33)	37.85*** (13.52)	32.11*** (2.64)	34.07*** (3.95)
Technical data						
mat_cultxdluc	-7.18** (3.26)	-10.1** (4.85)	-6.91** (3.28)	-9.92** (4.79)	-	-
g2_mass_yield			-73.57** (34.79)	-		
g2_mass_yield_sq						
g2_mass_yield_ln	-23.22** (9.3)	-				
Methodological choices						
lca_att (ref)						
lca_cons	-38.24*** (5.53)	-40.12*** (11.37)	-38.43*** (5.46)	-40.17*** (11.33)	-40.24*** (4.72)	-40.72*** (9.9)
luc_indir	29.01*** (7.49)	35.89*** (8.59)	27.48*** (7.41)	35.07*** (8.43)	19.85*** (7.29)	31.7*** (7.78)
uncer_MC	9.51** (4.06)	20.32*** (5.83)	9.66** (4.11)	20.43*** (5.82)	10.06** (4.23)	18.67*** (5.5)
uncer_SA	12.5*** (3.68)	12.28** (5.71)	11.53*** (3.59)	11.99** (5.57)	12.09*** (2.72)	14.01*** (4.08)
uncer_ref (ref)						
impcat_nev	12.34*** (3.99)	-	11.05*** (3.99)	-	9.51** (3.94)	11.15* (6.49)
impcat_nrc	-17.09*** (3.19)	-14.16*** (5)	-17.24*** (3.17)	-14.18*** (5)	-22.53*** (2.51)	-20.14*** (4.08)
impcat_other	-	-	-	-	-1.09* (0.61)	-
impcat_gwponly (ref)						
Typology of the study						
zlab_us	-7.29** (3.56)	-28.56*** (7.44)	-8.22** (3.56)	-29.23*** (7.35)	-11.26*** (2.37)	-23.84*** (4.74)
zlab_eu (ref)						
Model information						
N	209	209	209	209	321	321
Mean dep. Var.	19.70	19.14	19.70	18.96	26.61	26.61
Adj. R-squ.	31.21%	36.31%	30.32%	36.24%	40.13%	37.82%
Log-Likelihood	-884.15	-919.42	-885.49	-919.54	-1364.10	-1412.35
F-stat.	12.61	10.91	12.55	10.79	33.94	27.19
(P. value)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)
Skewness	18.14		16.84		18.16	
(P. value)	(0.0527)		(0.078)		(0.0333)	
Kurtosis	0.32		0.23			
(P. value)	(0.5729)		(0.6351)			
AIC	1790.30	1860.83	1792.98	1861.08	2748.21	2844.70
BIC	1827.07	1897.60	1829.75	1897.85	2785.92	2882.42
LR test (P. value)	959.9	985.87	957.22	985.62		
Nested model: model (c)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)		
Procedure	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS

4.3.4 Résultats pour l'échantillon BTL

Les résultats des estimations pour l'échantillon *« BTL-G2 »* sont présentés dans le Tableau 8. Les colonnes *(1eBTL)* et *(2eBTL)* correspondent au modèle réduit obtenu pour l'échantillon *« G2 ».* Les colonnes *(1dBTL)* et *(2dBTL)* correspondent au *nouveau*

modèle réduit sans aucune variable technique. Les colonnes *(1aBTL)* à *(2cBTL)* correspondent au modèle réduit avec des variables techniques. Les colonnes *(1aBTL)* et *(2aBTL)* sont les seules à tester un effet non linéaire du rendement massique de la voie. Les critères AIC et BIC augmentent entre la première spécification (colonnes (1aBTL) et (2aBTL)) et la dernière (colonnes (1eBTL) et (2eBTL)). Nous avons donc choisi de commenter les résultats présentés dans la colonne (1aBTL).

Variables techniques

La variable *mat_cultxdluc* est significative au seuil de 1 % et a le même effet sur les émissions de GES pour BTL que pour les biocarburants G2 (voir Section 4.3.2).

Les variables relatives au type de procédé de conversion en carburant *(BTL_pro_alng* et *BTL_pro_alelec)* sont statistiquement significatives. L'utilisation du gaz naturel comme source de chaleur pour une unité BTL allothermique entraîne des émissions de GES plus élevées que la production de BTL à partir d'une installation autothermique (la biomasse fournit toute l'énergie dont le processus a besoin – voir section 2.1.3). Inversement, l'utilisation de l'électricité du réseau comme énergie pour une unité allothermique BTL entraîne des émissions de GES inférieures à celles de la production de BTL avec une installation autothermique. La source d'électricité utilisée pourrait expliquer ces résultats. En effet, parmi les observations utilisant le réseau électrique comme énergie pour une unité allothermique BTL, 57 % de ces observations utilisent de l'électricité fournie par des parcs éoliens (Jungbluth et al., 2007). Les autres études ne précisent la source d'électricité utilisée.

Le rendement massique *g2_mass_yield_ln* a un impact négatif sur les émissions de GES pour le BTL, ce qui est un effet attendu : meilleur est le rendement massique, plus les émissions de GES produites tout au long de la voie pour un biocarburant G2 sont faibles. Il convient également de noter que *g2_mass_yield_ln* traduit un effet non linéaire de cette variable.

Il convient de noter que les variables liées à d'autres données techniques, telles que le type de prétraitement de la biomasse ou l'inclusion de Capture et Stockage de Carbone dans le processus, ne sont pas statistiquement significatives pour le BTL. En effet, 90 % des observations dans l'échantillon économétrique sont liées au BTL produit sans prétraitement de la biomasse. Par conséquent, les variables du procédé de prétraitement pour le BTL ne sont pas vraiment discriminatoires, et c'est peut-être la

raison pour laquelle ces variables ne sont pas statistiquement significatives. En outre, la variable *BTL_ccs* est égale à zéro pour l'échantillon économétrique ; par conséquent cette variable n'a pas pu être testée. En fait, la variable en question n'apparaît que dans trois observations et elles sont toutes considérées comme des *outliers* (voir Tableau C.8 dans l'Annexe C).

Variables méthodologiques

Parmi les variables significatives trouvées pour l'échantillon de biocarburants G2, seules les variables *copval_alloc* et *lca_cons* sont significatives pour l'échantillon BTL. La méthode de prise en compte des coproduits *(copval_alloc)* a le même impact que celle décrite pour l'échantillon G2 *(copval_hyb* pour BTL est égale à zéro). Cependant, l'influence du type d'approche ACV n'est pas la même pour les biocarburants G2 et pour le BTL : les émissions de GES sont plus élevées avec une approche conséquentielle *(lca_cons)* qu'avec l'approche attributionnelle *(lca_att).* Donc, le type d'approche ACV et la méthode de prise en compte des coproduits influencent les résultats des émissions de GES pour le BTL.

En outre, le type de coproduits a une influence sur les résultats des émissions de GES pour le BTL dans la mesure où la variable *cop_elec* est statistiquement significative au seuil de 1 %. Ainsi, la coproduction d'électricité pour le BTL diminue les émissions de GES par rapport aux autres coproduits, toutes choses étant égales par ailleurs.

Variables typologiques

La variable *zlab_us* a un impact négatif sur les émissions de GES et est significative au seuil de 1 %. Cela signifie que les émissions de GES pour le BTL sont statistiquement plus faibles quand les auteurs sont originaires d'Amérique du Nord *(zlab_us)* que quand ils sont européens *(zlab_eu).* Par conséquent, la situation géographique des auteurs influe également sur les résultats des émissions de GES pour le BTL.

Tableau 8 - Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques des biocarburants G2-BTL

Samples	BtL	BtL	BtL	BtL	BtL	BtL	BtL	BtL	BtL	BtL
Model	1aBtL	2aBtL	1bBtL	2bBtL	1cBtL	2cBtL	1dBtL	2dBtL	1eBtL	2eBtL
Constant	43.23***	29.68	70.94***	75.11***	39.6***	32.19***	27.43***	29.03***	16.03**	24.5***
	(12.66)	(20.05)	(9.38)	(12.85)	(6.29)	(6.36)	(5.59)	(5.69)	(6.33)	(8.38)
Technical data										
mat_cultxdluc	-14.41***	-19.53***	-15.41***	-20.33***	-15.16***	-18.1***	-16.24***	-17.02***	-11.64***	-13.28***
	(3.08)	(3.27)	(3.11)	(3.23)	(2.93)	(2.84)	(2.47)	(2.6)	(3.98)	(4.46)
cop_elec	-44.56***	-35.68***	-43.99***	-35.94***	-19.4***	-	-	-		
	(4.14)	(7.7)	(4.19)	(7.71)	(5.09)					
g2_mass_yield			-	-						
g2_mass_yield_sq										
g2_mass_yield_ln	-11.66*	-17.41**								
	(7.04)	(8.52)								
btl_pro_autoth										
btl_pro_alng	17.04***	-	17.73***	-	13.85**	-				
	(5.4)		(5.73)		(5.6)					
btl_pro_alelec	-	-	-	-	-	-				
btl_pro_alrenew	-	-	-	-	-	-				
btl_gasrecycl	-	-	-	-	-	-				
Methodological choices										
lca_att (ref)										
lca_cons	25.61***	-	26.23***	-	22.97***	-	18.1**	-	-	-
	(8.36)		(8.6)		(8.68)		(8.87)			
copval_alloc	9.6***	-	9.81***	-	13.73***	12.51***	16***	11.02**	11.7***	13.21***
	(3.37)		(3.4)		(3.05)	(4.33)	(2.96)	(4.65)	(2.79)	(4.31)
copval_systexp (ref)										
copval_hyb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
luc_indir	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
uncer_MC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
uncer_SA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
uncer_ref (ref)										
impcat_nev	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
impcat_nrc	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
impcat_other	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
impcat_gwponly (ref)										
Typology of the study										
zlab_us	-21.42***	-	-24.38***	-16.37*	-22.11***	-16.59***	-16.51***	-14.91***	-11.41**	-17.34***
	(4.8)		(4.71)	(9.57)	(4.35)	(5.51)	(4.09)	(5.03)	(4.93)	(5.29)
zlab_eu (ref)										
Model information										
N	132	132	132	132	141	141	143	143	143	143
Mean dep. Var.	19.45	21.96	19.45	21.84	18.80	22.29	18.65	22.22	18.65	21.62
Adj. R-squ.	39.48%	26.01%	38.39%	23.56%	35.19%	25.06%	31.39%	25.56%	33.22%	24.68%
Log-Likelihood	-548.53	-568.94	-549.72	-571.09	-589.14	-608.32	-603.08	-618.57	-599.04	-617.29
F-stat.							16	15.66	11.34	10.69
(P. value)							(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)
Skewness	12.64		13.7		13.31		12.09		16.91	
(P. value)	(0.2445)		(0.1869)		(0.1492)		(0.0336)		(0.0501)	
Kurtosis	2.53		2.38		2.22		1.64		1.52	
(P. value)	(0.1117)		(0.1232)		(0.1364)		(0.2004)		(0.2184)	
AIC	1115.07	1155.89	1117.44	1160.18	1194.29	1232.65	1218.17	1249.13	1218.07	1254.57
BIC	1141.01	1181.83	1143.38	1186.12	1217.88	1256.24	1235.95	1266.91	1247.70	1284.20
LR test (P. value)	109.1	99.25	106.73	94.96	27.88	20.49			8.09	2.56
Nested model: model (d)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)			(0.0882)	(0.6336)
Procedure	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS

4.3.5 Résultats pour l'échantillon G3

Les estimations des résultats pour l'échantillon *« G3 »* sont données dans le Tableau 9. Nous commençons par commenter l'impact de *g3_productivity* et *g3_oil* car l'influence de ces deux variables techniques continues permettra de déterminer la spécification finale du modèle pour l'échantillon *« G3 ».*

Variables techniques

Tout d'abord, un modèle linéaire-linéaire est spécifié afin de tester les effets linéaires des variables *g3_productivity* et *g3_oil* sur l'*effect-size.* La colonne (1dG3)

montre la forme réduite de cette spécification. On a pu remarquer que la variable *g3_productivity* n'est pas statistiquement significative. Ce résultat est non intuitif car la majeure partie de la littérature indique que la productivité des algues pourrait expliquer la variabilité des résultats d'émissions de GES. La non-significativité de cette variable peut s'expliquer par l'existence d'un effet non linéaire au lieu d'un effet linéaire. Pour tester cette hypothèse, deux modèles sont spécifiés. Dans le premier (Tableau 9, colonne (1cG3)), l'effet non linéaire est modélisé sous la forme d'un polynôme du second degré en introduisant la variable *g3_productivity* et sa valeur au carré *(g3_productivity_sq).* Dans la seconde (Tableau 9, colonne (1bG3)), l'effet linéaire est modélisé sous forme d'une fonction logarithmique en introduisant *g3_productivity_ln* au lieu de *g3_productivity.* Dans le Tableau 9, colonne (1cG3), ni *g3_productivity* ni *g3_productivity_sq* ne sont statistiquement significatives au niveau de 10 %. Au contraire, *g3_productivity_ln* est statistiquement significative au seuil de 1 % (Tableau 9, colonne (1bG3)). En conclusion, la variable *g3_productivity* a bien un impact sur les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G3, mais cet effet est non linéaire et on peut en rendre compte par une fonction logarithmique, pas par un polynôme du second degré. En ce qui concerne la variable *g3_oil,* les résultats présentés dans le Tableau 9, colonne (1bG3) indiquent une influence linéaire négative de cette variable. Enfin, seules les variables *g3_productivity_ln* et *g3_oil_ln* sont statistiquement significatives au seuil de 1 % et leurs coefficients sont tous deux négatifs (Tableau 9, colonne (1aG3)). Ainsi, nous avons choisi de commenter les résultats présentés dans la colonne (1aG3).

La valeur de productivité des algues et la teneur en huile – variables *g3_productivity* et *g3_oil*, respectivement – ont une influence sur les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G3. Elles ont un impact négatif sur les émissions de GES ; par conséquent, plus la productivité des algues est élevée ou plus la teneur en algues est élevée, plus les émissions de GES sont faibles. En outre, ces effets non linéaires indiquent que ces paramètres sont plus sensibles à une faible productivité ou à une faible teneur en huile qu'à des productivités élevées.

La variable *HVO* est statistiquement significative au seuil de 1 %. Selon l'estimation de son coefficient, les émissions de GES pour le HVO à partir d'algues sont plus élevées que les émissions de GES de l'EMHV à partir d'algues, avec un écart d'environ 134 g éqCO_2/MJ, toutes choses étant égales par ailleurs. Ce résultat indique

que le type de technologie de conversion de carburant peut expliquer la variabilité des résultats des émissions de GES pour les biocarburants G3. Ce résultat est difficile à interpréter, en particulier en raison de l'ampleur de son coefficient. En effet, la littérature montre que la consommation d'énergie fossile en amont (incluant tous les intrants, notamment la production de méthanol et d'hydrogène) est similaire dans les processus de l'EMHV et du HVO (Mata et al., 2010)[36]. La consommation d'huile végétale pour les deux procédés est également tout à fait semblable.

Le coefficient de *g3_Oppound* est négatif et significatif au seuil de 1 %. Les émissions de GES pour les biocarburants G3 sont donc statistiquement inférieures lorsque les microalgues sont cultivées en bassin ouvert par rapport à un photobioréacteur. C'est pourquoi le type de technologie utilisée pour la culture de microalgues influence les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G3.

Le type de technologie utilisée pour la culture de microalgues, la productivité des algues et la teneur en huile des algues sont souvent considérées comme les principaux paramètres dans les études ACV pour les biocarburants G3. Par conséquent, le fait que ces variables sont statistiquement significatives confirme les conclusions antérieures de la littérature. Jorquera et al. (Jorquera et al., 2010), dans une étude ACV sur les microalgues (non intégrée dans cette étude parce que la conversion en biocarburant n'est pas incluse), montre que la culture en photobioréacteurs consomme plus d'énergie que dans les bassins ouverts. L'une des conclusions d'une revue antérieure de la littérature sur les biocarburants à partir des microalgues (Brennan and Owende, 2010; Mata et al., 2010) est que les souches de microalgues présentant une productivité de la biomasse élevée sont plus performantes pour la réduction des émissions de CO_2.

Variables méthodologiques

En ce qui concerne les variables méthodologiques, seule la variable *lca_cons* est statistiquement significative au seuil de 1 % pour l'échantillon G3. Son coefficient positif indique que les émissions de GES pour les biocarburants G3 sont statistiquement plus élevées quand l'étude utilise une approche conséquentielle pour l'ACV plutôt qu'une

[36] Dans la base de données EcoInvent (Dones et al., 2007), la demande cumulée d'énergie fossile pour la production de 1 kg d'hydrogène par le craquage de gaz naturel est de 70,9 MJ. Le même indicateur pour 1 kg de méthanol également produit à partir du gaz naturel est de 36,9 MJ. L'EMHV contient environ 10 % de méthanol et le HVO environ 4 % d'hydrogène (masse). Les procédés choisis pour cet exemple sont les plus couramment utilisés pour ces produits.

méthode attributionnelle. Ainsi, le type d'approche ACV influence les résultats des émissions de GES pour les biocarburants G3. Il faut cependant noter que l'approche ACV conséquentielle n'est utilisée que par une seule étude (ce qui représente 9 % des observations de l'échantillon économétrique). Par conséquent, l'influence du type d'approche ACV pour les biocarburants G3 doit être interprétée avec prudence.

Liu et al. (Liu et al., 2012), dans un exercice d'harmonisation des études ACV, montrent que les différents auteurs ont tenu compte de différents coproduits des microalgues et que cet aspect joue un rôle important dans les émissions finales de GES du cycle de vie du biocarburant. Cependant, dans notre méta-régression, les variables liées aux coproduits ne sont pas apparues comme statistiquement significatives. Pourtant, le fait que *lca_cons* est statistiquement significative nous met en garde sur l'importance de la définition des limites du système et de la méthodologie de prise en compte des coproduits.

Variables typologiques

En ce qui concerne les variables typologiques, le coefficient de la variable *zlab_us* est significatif au seuil de 1 % et son signe est négatif alors que la variable *zlab_other* n'est pas statistiquement significative. Le résultat précédent concernant l'influence de la situation géographique est donc en partie récupéré : les émissions de GES des biocarburants G3 sont statistiquement inférieures quand les études proviennent d'Amérique du Nord plutôt que d'Europe. La non-significativité de *zlab_other* indique qu'il n'y a pas de différences systématiques entre les résultats tirés des études européennes et ceux des études d'autres pays.

Tableau 9 - Résultats de l'analyse de méta-régression pour les échantillons économétriques de biocarburants G3

Samples	G3	G3	G3	G3	G3	G3	G3	G3	G3	G3
Model	1aG3	2aG3	1bG3	2bG3	1cG3	2cG3	1dG3	2dG3	1eG3	2eG3
Constant	318.44***	550.41***	621.72***	916.55***	490.82***	640.23***	450.73***	585.43***	105.38***	237.46***
	(90.09)	(171.08)	(99.61)	(146.59)	(87.74)	(68.43)	(88.11)	(59.96)	(19.91)	(25.17)
Technical data										
fame										
hvo	134.18***	185.12***	135.18***	181.47***	137.73***	178.64***	134.31***	176.78***		
	(35.34)	(39.47)	(32.44)	(34.94)	(34.09)	(35.28)	(34.62)	(34.69)		
g3_productivity					-	-5.82***	-	-3.19***		
						(1.86)		(1.2)		
g3_productivity_sq					-	0.02**				
						(0.01)				
g3_productivity_ln	-65.31***	-124.8***	-64.46***	-127.33***						
	(20.13)	(45.43)	(20.06)	(44.5)						
g3_oil			-434.74***	-521.06***	-425.28***	-522.41***	-430.6***	-527***		
			(142.4)	(112.68)	(150.9)	(110.74)	(146.08)	(115.09)		
g3_oil_sq										
g3_oil_ln	-140.32***	-161.66***								
	(42.3)	(39.17)								
g3_Oppond	-197.13***	-259.9***	-198.94***	-260.33***	-201.93***	-257.79***	-199.6***	-257.1***		
	(34.6)	(24.28)	(36.92)	(24.35)	(38.32)	(24.13)	(38.46)	(23.73)		
Methodological choices										
lca_att (ref)										
lca_cons	172.72***	250.7***	174.8***	254.66***	196.92**	268.68***	187.41**	290.31***	-	-
	(61.08)	(70.3)	(65.98)	(73.36)	(79.77)	(81.63)	(84.67)	(86.21)		
Typology of the study										
zlab_us	-207.56***	-259.02***	-198.73***	-244.44***	-201.53***	-244.11***	-199.27***	-240.76***	-95.93***	-225.96***
	(31.01)	(26.35)	(29.55)	(25.73)	(30.19)	(26.09)	(30.8)	(25.61)	(26.17)	(31.21)
zlab_eu (ref)										
zlab_other	-	-	-	-	-	-	-	-	-114.8***	-246.87***
									(21.87)	(26.35)
Model information										
N	68	68	68	68	68	68	68	68	69	69
Mean dep. Var.	59.97	68.95	59.97	67.95	59.97	67.85	59.97	66.53	58.84	126.49
Adj. R-squ.	65.23%	80.63%	66.07%	81.32%	66.59%	81.92%	66.06%	81.34%	17.77%	48.39%
Log-Likelihood	-373.01	-376.38	-372.18	-375.14	-371.08	-373.46	-372.19	-375.11	-410.22	-418.31
F-stat.	11.11	24.7	11.67	25.07	10.96	22.62	13.53	27.17	11.17	31.42
(P. value)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)
Skewness	9.25		13.93		14.15		16.85		32.57	
(P. value)	(0.2352)		(0.0524)		(0.078)		(0.0184)		(0,0000)	
Kurtosis	0.06		0.32		0.47		0.41		6.01	
(P. value)	(0.8139)		(0.5694)		(0.4938)		(0.521)		(0.0142)	
AIC	762.02	768.75	760.36	766.29	760.17	764.92	760.37	766.23	828.44	844.62
BIC	779.78	786.51	778.11	784.04	780.14	784.89	778.13	783.98	837.37	853.56
LR test (P. value)	74.42	83.87	76.08	86.34	78.27	89.71	76.06	86.4		
Nested model: model (e)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)	(0,0000)		
Procedure	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS	OLS (White's HCCM)	WLS

4.4 Harmonisation

Les *résultats d'analyse de méta-régression* présentés dans la section 4.3 sont maintenant utilisés pour résoudre la question de l'harmonisation dans le domaine des émissions de GES des biocarburants avancés grâce à la technique de *transfert de bénéfices utilisant des modèles de méta-régression.* Comme nous l'avons démontré dans la section précédente, le cadre de la *méta-régression* permet de produire une estimation de l'*effect-size* moyenne pondérée en fonction de l'influence systématique de ses principaux facteurs. Une fois estimée, la méta-fonction peut être utilisée pour déduire les valeurs d'origine de *effect-size* en spécifiant de nouvelles valeurs pour les principaux facteurs identifiés correspondant à des études de cas pertinentes. Cette technique de *transfert de*

bénéfices à l'aide de modèles de méta-régression, comme elle est appelée dans la littérature de la *méta-analyse*, pourrait être une méthodologie particulièrement bien adaptée pour résoudre la question dite de l'harmonisation spécifique à la littérature des ACV.

Les valeurs prédites peuvent être calculées en utilisant une combinaison de variables qui existent déjà dans la méta-base de données, ce type de prévision étant appelé *in sample* (dans l'échantillon). La prévision *in sample* permet la comparaison des valeurs recueillies (estimations de l'*effect-size*) et des valeurs prédites afin de vérifier la précision de la prédiction de l'*effect-size* par la méta-fonction.

En outre, les valeurs prédites peuvent être extrapolées pour une combinaison de variables pertinentes qui n'existent pas nécessairement dans la *méta-base de données* ; c'est pourquoi cette prévision est appelée *out of sample* (hors de l'échantillon). Une prévision *out of sample* peut fournir des valeurs pour l'*effect-size* pour des études de cas non évaluées dans la littérature. En outre, la prévision *out of sample* appliquée aux variables quantitatives peut aider à tester la sensibilité de l'*effect-size* par rapport à ces variables.

Dans un premier temps, les prévisions *in sample* sont présentées et analysées. En second lieu, une prévision *out of sample* est effectuée en évaluant en particulier la sensibilité des variables quantitatives (productivité des algues et teneur en huile pour les biocarburants G3, rendement massique pour le BTL et l'éthanol).

4.4.1 Prévision in sample

Le Tableau 10 mentionne certaines des caractéristiques des valeurs prédites comparées aux valeurs recueillies (estimations de l'*effect-size* dans la méta-base de données) pour chaque échantillon. Les méta-modèles utilisés pour calculer ces prévisions *in sample* sont ceux qui sont estimés dans les colonnes (1aAll), (1aG2), (1aEtha), (1aBTL) et (1aG3) pour l'échantillon *« whole »*, l'échantillon *« G2 »*, l'échantillon *« G2-éthanol »*, l'échantillon *« G2-BTL »* et l'échantillon *« G3 »*, respectivement (voir Tableau 6, Tableau 7, Tableau 8 et Tableau 9).

Tout d'abord, nous observons que les valeurs moyennes pour les valeurs prédites sont légèrement différentes de celles des valeurs collectées. Néanmoins, le classement entre les biocarburants G2 et G3, le BTL et l'éthanol en termes de contribution au

changement climatique est le même que celui décrit dans l'analyse économétrique. D'autre part, la plage de variation est plus étroite pour les valeurs prédites que pour les valeurs collectées, à l'exception de l'échantillon G3.

En outre, ces méta-modèles ont tendance à surestimer les valeurs prédites par rapport à leurs valeurs correspondantes collectées (53 % à 56 % des valeurs prédites sont surestimées selon les échantillons) comme le montre la Figure 25.

Tableau 10 - Caractéristiques des valeurs collectées et prédites de l'*effect-size* en gCO2éq./MJ (valeurs prédites calculées à partir de méta-modèles (1a))

Samples	Whole	G3	G2	BtL	Ethanol
Collected values					
Number of values	533	69	464	143	321
Mean	28.64	58.84	24.15	18.65	26.61
Min	-85.00	-85.00	-24.00	-24.00	-23.65
Max	332.20	332.20	85.80	85.68	85.80
NA values higher than -60% GHG emission threshold	7%	14%	5%	1%	7%
EU values higher than -60% GHG emission threshold	25%	30%	24%	17%	27%
Predicted values					
Number of values	533	68	464	132	209
Mean	28.64	59.97	24.15	19.45	19.7
[Confident Interval]	[25.19;32.09]	[43.29;76.65]	[22.56;25.74]	[16.67;22.23]	[17.37;22.03]
Min	-9.42	-109.25	-15.82	-8.04	-20.86
Max	76.27	230.82	47.91	56.31	47.49
Underestimated values	44%	46%	44%	47%	47%
Overestimated values	56%	54%	56%	53%	53%
Collected values included in the predicted value CI	12%	51%	22%	18%	37%
NA values higher than -60% GHG emission threshold	5%	9%	2%	1%	2%
EU values higher than -60% GHG emission threshold	7%	28%	22%	8%	1%

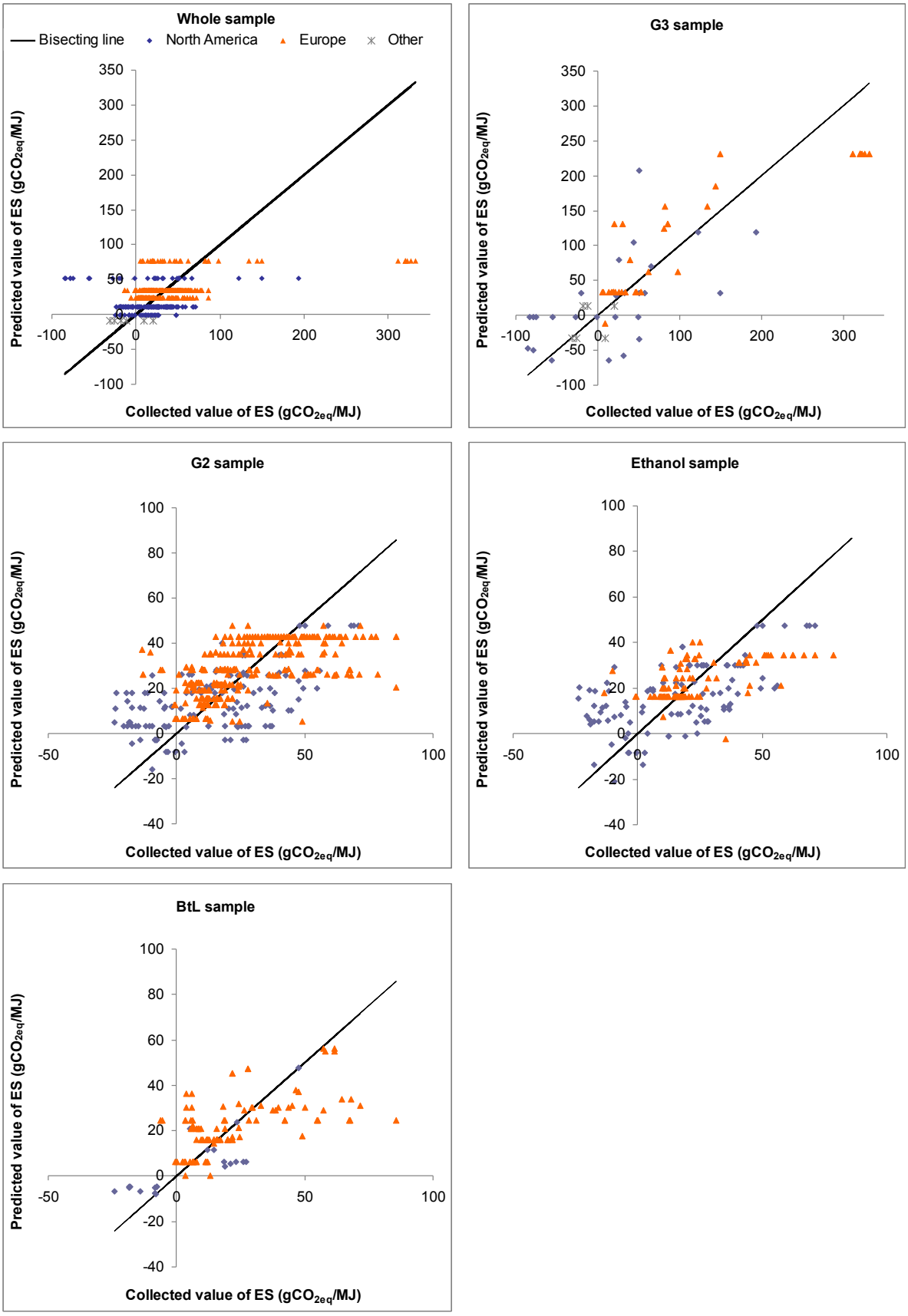


Figure 25 – Valeurs prédites et collectées de l'*effect-size* pour le méta-modèle (1a) distinguées par leur situation géographique.

4.4.2 Prévision out of sample

Les valeurs de la prévision *out of sample* sont calculées à partir de la méta-fonction obtenue par la *méta-régression*. Cette méthode d'harmonisation permet d'obtenir des valeurs moyennes de l'*effect-size* et les intervalles de confiance associés (CI) pour chaque combinaison de variables statistiquement significatives d'un *méta-modèle*. Par exemple, en utilisant le *méta-modèle* pour l'ensemble de l'échantillon présenté dans la colonne (1aAll), Tableau 6, les valeurs prédites de l'*effect-size* peuvent être calculées pour les biocarburants G3, BTL et éthanol en Europe et en Amérique du Nord (Figure 26).

Le Tableau 11 illustre la procédure pour la prévision *out of sample*. Dans ce tableau, nous observons les valeurs des coefficients de la méta-fonction (1aAll) et chaque colonne représente les valeurs utilisées comme input pour calculer les prévisions de l'*effect-size* pour les biocarburants G3, éthanol et BTL, en Europe et en Amérique du Nord.

Tableau 11 – Transfert de bénéfices pour l'échantillon « *whole* » (*méta-modèle* 1aAll)

Samples Model: Parameter Estimate	**Whole 1aAll**	**Imputed Values**					
		G3 EU	**Etha EU**	**BTL EU**	**G3 NA**	**Etha NA**	**BTL NA**
Constant	76.27*** (13.64)	1	1	1	1	1	1
Technical data							
gen_3 (ref for Whole)		0	0	0	0	0	0
etha	-41.39*** (13.14)	0	1	0	0	1	0
btl (ref for G2)	-52.12*** (13.36)	0	0	1	0	0	1
Typology of the study							
zlab_us	-24.6*** (3.97)	0	0	0	1	1	1
zlab_eu (ref)		0	0	0	0	0	0
zlab_other	-85.69*** (15.6)	0	0	0	0	0	0
Transfer Values		**76,27 (13,64)**	**34,88 (1,75)**	**24,15 (1,88)**	**51,67 (12,35)**	**10,29 (2,98)**	**-0,44 (3,50)**

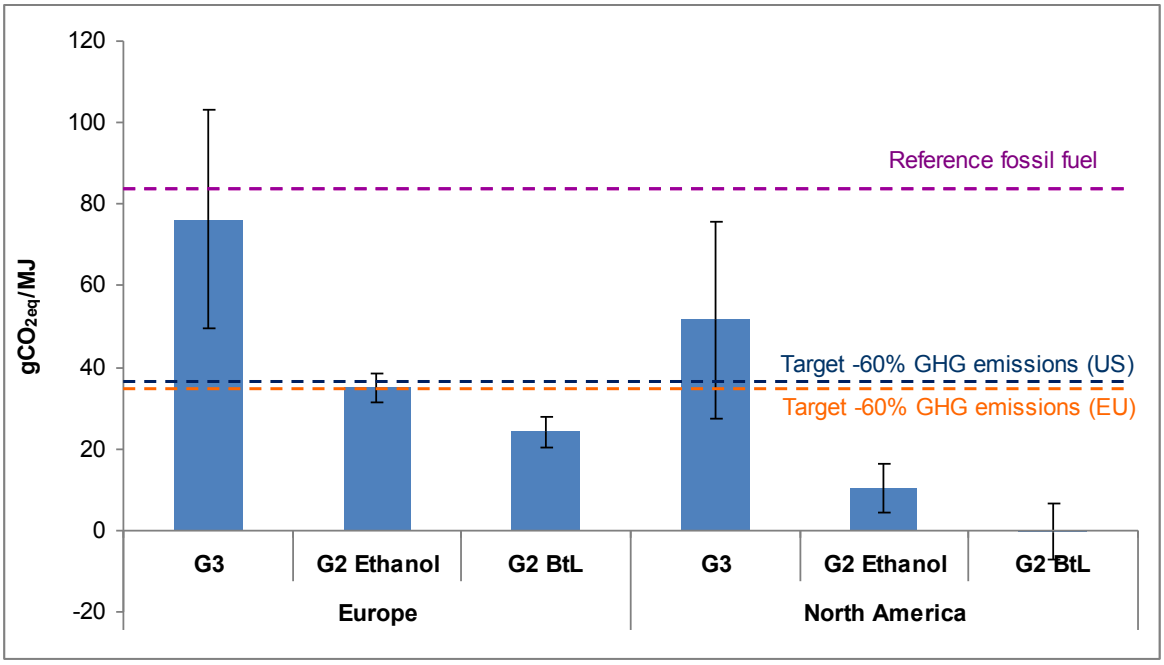


Figure 26 - Valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'ensemble de l'échantillon calculées à partir du méta-modèle 1aAll

Comme le montre la Figure 26, les valeurs prédites des émissions de GES pour les biocarburants avancés en Europe sont toujours supérieures aux valeurs correspondantes en Amérique du Nord. En outre, les émissions de GES sont moins élevées pour le BTL que pour l'éthanol et les émissions de GES des biocarburants G3 sont toujours supérieures à celles des biocarburants G2. Ces résultats sont conformes à la description statistique effectuée dans la section 4. De plus, les intervalles de confiance de la valeur prédite sont plus larges pour les biocarburants G3 que pour les biocarburants G2, ce qui signifie que le modèle estime mieux les émissions de GES des biocarburants G2 que celles des biocarburants G3. Il faut noter que les valeurs prédites des émissions de GES pour les biocarburants avancés sont toujours inférieures aux émissions de GES pour le combustible fossile de référence, même si l'on considère l'intervalle de confiance, sauf pour les biocarburants G3 en Europe. Seule la valeur prédite pour les biocarburants G3 en Europe pourrait être supérieure à la valeur du combustible fossile de référence en tenant compte de l'intervalle de confiance.

Le même type d'analyse pourrait être réalisé pour chaque *méta-modèle*. La prévision *out of sample* pourrait aussi être utilisée pour tester la sensibilité des résultats pour des variables quantitatives (e.g. rendement massique). Une plage de valeurs pour les variables quantitatives pourrait être testée en calculant les valeurs moyennes

prédites pour l'*effect-size* et l'intervalle de confiance associé, toutes choses étant égales par ailleurs.

Par exemple, l'influence de la teneur en huile et de la productivité des algues est testée pour les biocarburants G3 (Figure 27 et Figure 28, respectivement), en testant la plage des valeurs observées pour ces variables dans la *méta-base de données*. Les résultats montrent que les deux variables ont un effet non linéaire sur les émissions de GES de l'ACV, toutes choses étant égales par ailleurs. En outre, les variations pour des valeurs élevées de la productivité des algues ont moins d'effet sur l'*effect-size* que les variations pour les valeurs faibles. De plus, les intervalles de confiance sont plus petits pour les valeurs de teneur en huile et de productivité des algues proches des valeurs moyennes que pour les valeurs extrêmes.

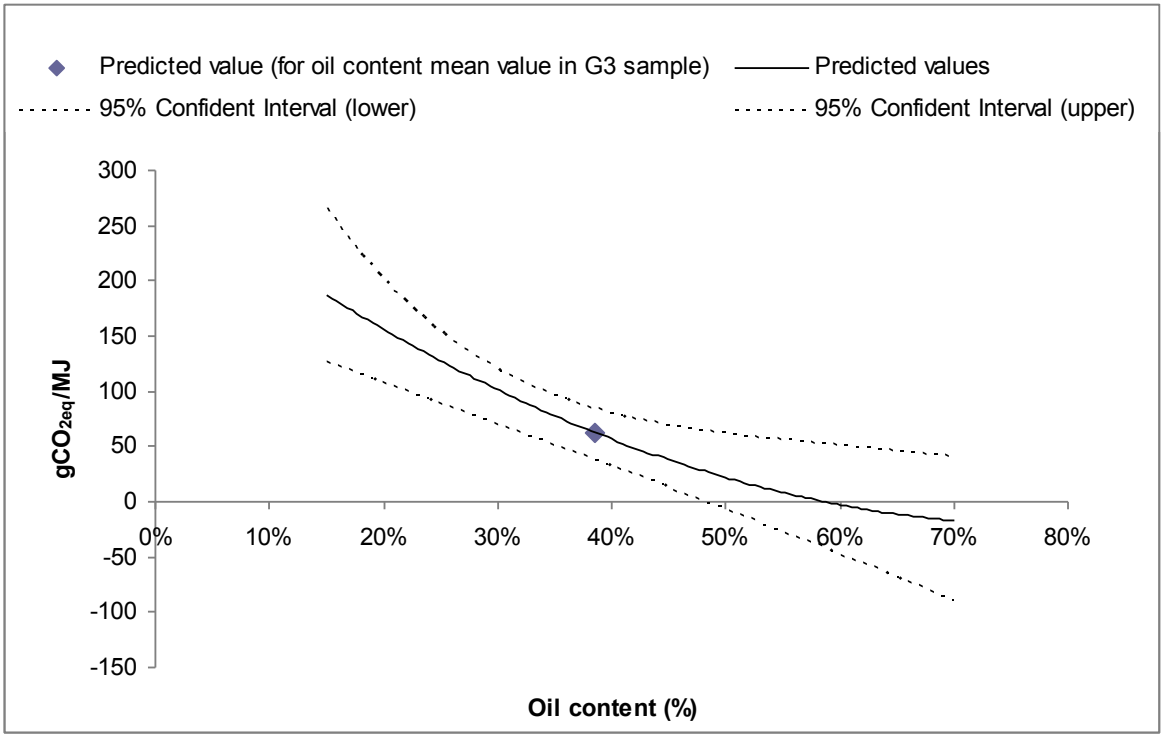


Figure 27 - Influence de la teneur en huile des valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon G3 (méta-modèle 1aG3)

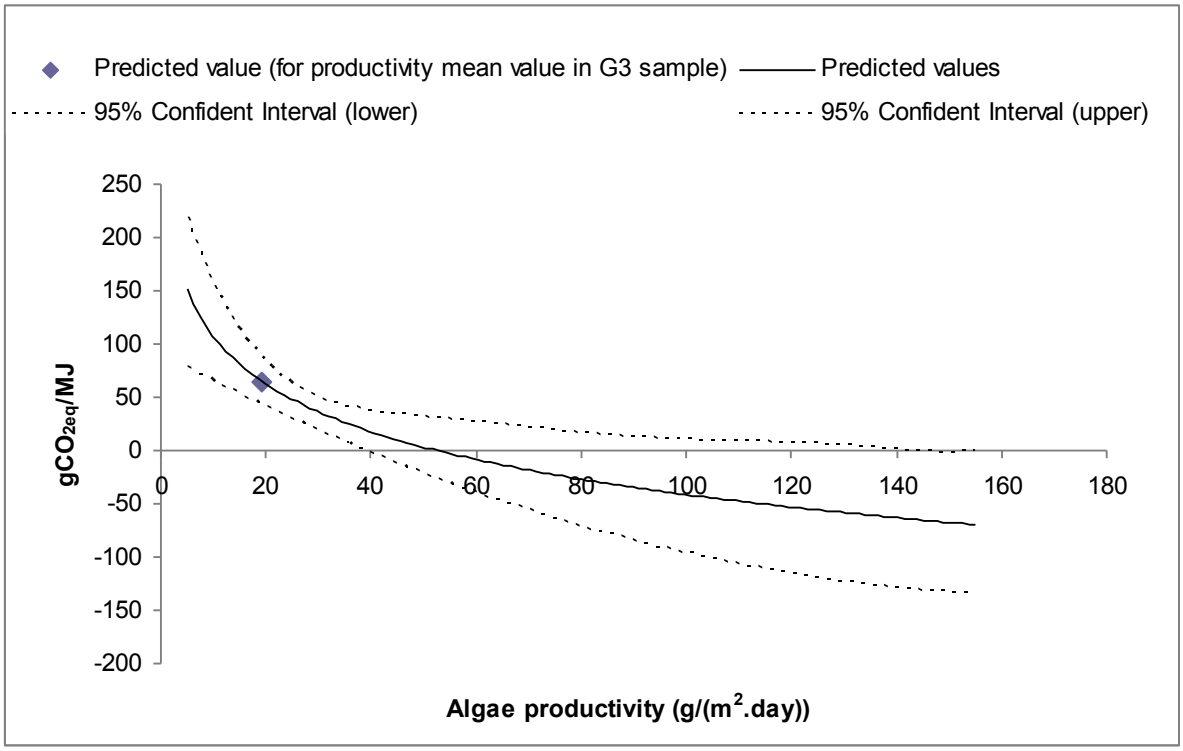


Figure 28 - Influence de la productivité des algues sur les valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon G3 (méta-modèle 1aG3)

Le même type d'analyse de sensibilité est effectué pour tester l'influence des valeurs de rendement massique sur les valeurs des émissions de GES du BTL et de l'éthanol. Comme le montrent la Figure 29 et la Figure 30, la valeur de rendement massique a un effet non linéaire sur les émissions de GES de l'ACV des biocarburants G2, toutes choses étant égales par ailleurs. Les variations pour les valeurs élevées ont moins d'effet sur l'*effect-size* que les variations des valeurs faibles. En outre, les intervalles de confiance sont plus petits pour les valeurs de rendement massique proches des valeurs moyennes que pour les valeurs extrêmes, comme décrit précédemment dans l'échantillon G3.

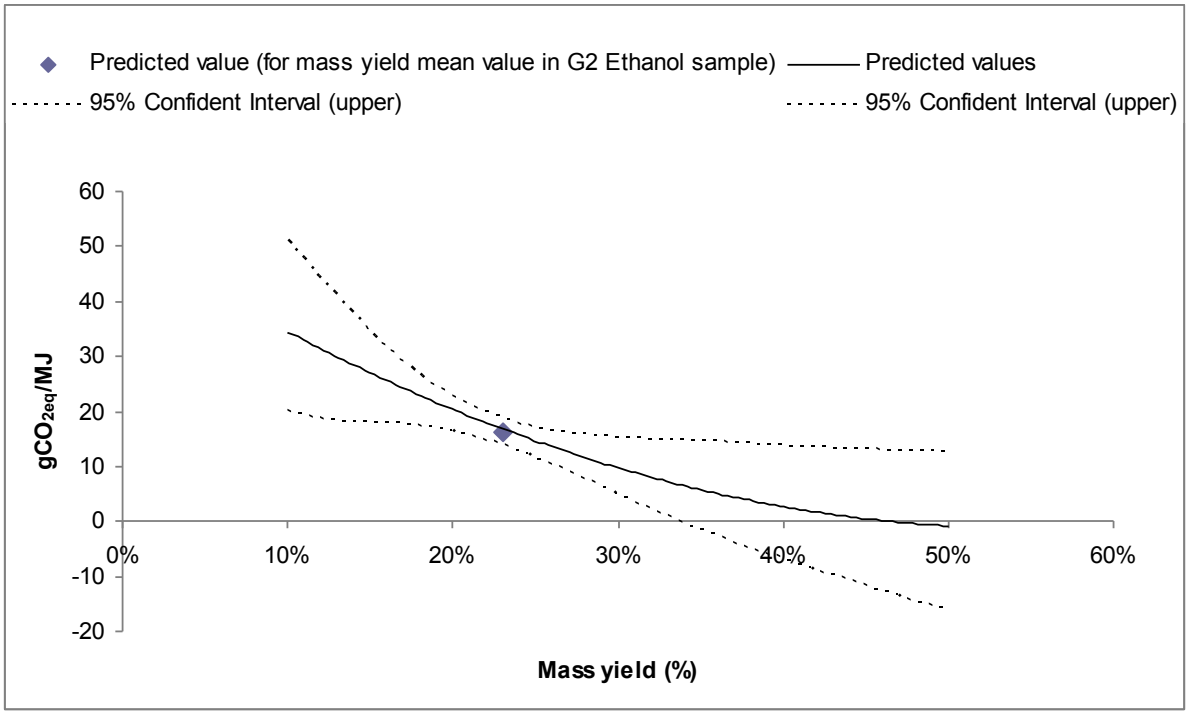


Figure 29 - Influence du rendement massique sur les valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon d'éthanol (méta-modèle 1aEtha)

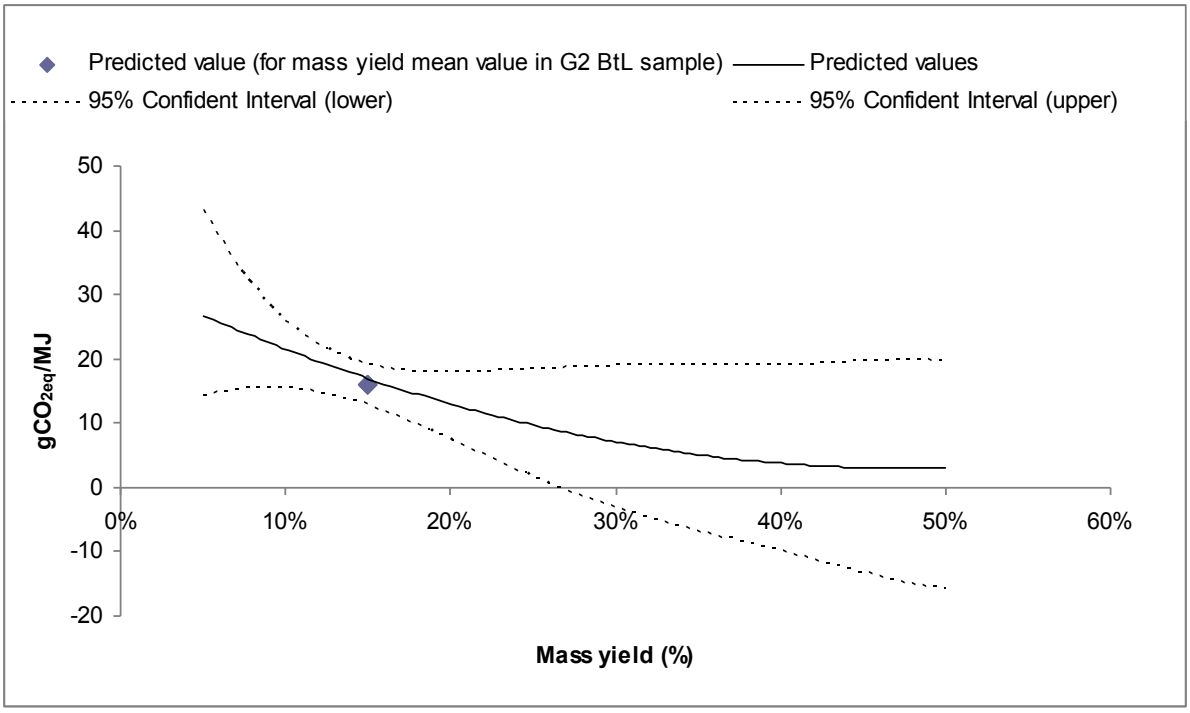


Figure 30 - Influence du rendement massique sur les valeurs prédites de l'*effect-size* pour l'échantillon BTL (méta-modèle 1aBTL)

4.5 Remarques de conclusion et analyse

Cette partie de la thèse (Chapitres 3 et 4) vise à synthétiser la littérature des études ACV qui ont estimé les émissions de GES des biocarburants avancés. Notre revue de la littérature a montré une grande variation entre les résultats (Figure 20). On peut donc se demander *i)* s'il existe un consensus sur les avantages en termes de réduction des émissions de GES des biocarburants avancés et *ii)* pourquoi il y a tellement d'écart entre les résultats. Pour ce faire, il a été choisi d'appliquer une méthodologie particulière de *méta-analyse*, *l'analyse de méta-régression,* à la place d'une approche plus classique de revue narrative de la littérature. Cela permet de fournir une analyse statistique des résultats des estimations précédentes afin de synthétiser les informations disponibles. Cette évaluation apporte une vue d'ensemble complète et contribue à une meilleure compréhension des principaux facteurs induisant des variations entre les émissions GES dans le cycle de vie d'un biocarburant. En utilisant ce cadre de recherche quantitative original, le présent travail tente de pousser un peu plus loin l'analyse des émissions de GES des biocarburants avancés en complétant les enquêtes qualitatives qui ont déjà été publiées (Menichetti and Otto, 2008; Cherubini et al., 2009; Gnansounou et al., 2009; Sunde et al., 2011; Borrion et al., 2012; Wiloso et al., 2012). Nous étudions – par le biais d'une application – la capacité de l'analyse de méta-régression à synthétiser la littérature sur les ACV en mettant en évidence les principaux déterminants de la variabilité du résultat afin de réaliser une harmonisation.

Notre but principal était d'identifier et de quantifier les facteurs qui, parmi les suivants, *i)* données/caractéristiques techniques, *ii)* choix méthodologiques auteur et *iii)* typologie de l'étude examinée, ont un impact sur les variations des estimations des émissions de GES. Nos résultats indiquent une hiérarchie entre les biocarburants G2 et G3 : les émissions de GES des biocarburants G3 sont statistiquement plus élevées que celles de l'éthanol qui, à leur tour, sont supérieures à celles du BTL. En outre, quel que soit le type de biocarburant avancé étudié, les estimations nord-américaines sont statistiquement plus élevées que celles de l'Europe. En ce qui concerne les choix méthodologiques des auteurs, nous avons montré que certaines variables peuvent influencer les résultats de l'ACV, comme le type d'approche ACV (ACV-A ou ACV-C), la méthode de prise en compte des coproduits et la prise en compte ou non des changements d'affectation des sols indirects. Certaines variables techniques semblent

avoir une influence sur les estimations des émissions de GES. En ce qui concerne les biocarburants G2, le rendement massique a un effet négatif et non linéaire à la fois pour l'éthanol et pour le BTL alors que le type de procédé n'a un effet statistiquement significatif que pour le BTL. Pour les biocarburants G3, la productivité des algues et leur teneur en huile ont systématiquement un effet négatif et non linéaire. Enfin, des conclusions peuvent également être établies à partir de certaines variables qui n'ont pas été identifiées comme des variables qui influent sur le résultat final de l'ACV, comme le type de prétraitement de la biomasse dans le processus de conversion de l'éthanol et l'utilisation de la capture et stockage du carbone dans le procédé de conversion du BTL. La première n'est pas statistiquement significative probablement car la plupart des données techniques sur l'éthanol utilisées dans les différentes études sont dérivées d'une seule étude (Aden et al., 2002). La deuxième est une variable pour laquelle on s'attendait à avoir un impact négatif dans le résultat des émissions de GES, mais qui n'a pas pu être testée parce que toutes les observations avec l'utilisation de capture et stockage de carbone tombaient dans la catégorie des *outliers*.

Le deuxième objectif de cette étude était de traiter la question de l'harmonisation dans le domaine des émissions de GES des biocarburants avancés grâce à la technique de *transfert de bénéfices utilisant des modèles de méta-régression.* Nos résultats peuvent être résumés comme suit. Pour chaque type de biocarburant, une valeur moyenne des émissions de GES (exprimée en gCO2éq./MJ de biocarburant) pondérée en fonction de l'influence de ses principaux facteurs et son intervalle de confiance correspondant, est fournie (Tableau 10) : environ 60,0 (entre 43,3 et 76,7) pour les biocarburants G3 ; 19,7 (entre 17,4 et 22,0) pour l'éthanol et 19,5 (entre 16,7 et 22,2) pour le BTL. Dernier point, ces valeurs apparaissent systématiquement plus élevées pour les estimations nord-américaines que pour les estimations européennes, toutes choses étant égales par ailleurs (Figure 26). Il faut noter que cette plage de valeurs est inférieure à la référence fossile (environ 83,8 gCO2éq./MJ). Cependant, seul l'éthanol et BTL respectent les seuils de réduction des émissions de GES définis à la fois dans les directives américaine et européenne.

Certains résultats présentés dans cette analyse de méta-régression ont révélé de nouvelles informations non encore évaluées dans cette littérature, comme l'existence de certains effets non linéaires sur les variables techniques. De plus, l'*analyse de méta-régression* fournit une mesure de la valeur d'*effect-size* moyenne et une mesure de la

précision de cette estimation de la valeur moyenne, telle que fournie par les intervalles de confiance correspondants.

Les analyses systématiques d'études ACV suscitent un intérêt croissant en raison de leur capacité à clarifier les impacts de produits ou de services particuliers, en produisant des résultats plus robustes et pertinents (Brandão et al., 2012). La plupart de ce que l'on appelle les *méta-analyses ACV* s'appuient sur une procédure d'« harmonisation » qui ajuste les estimations d'autres études en se basant sur « des méthodes et des hypothèses plus cohérentes » (Heath and Mann, 2012). Ces études harmonisent généralement les paramètres techniques et les choix méthodologiques tels que les limites du système, les procédures d'allocation, la méthode de calcul de l'impact, etc. (par exemple : Farrell et al., 2006; Whittaker et al., 2011; Burkhardt et al., 2012; Dolan and Heath, 2012; Hsu et al., 2012; Kim et al., 2012; Liu et al., 2012; Warner and Heath, 2012). Toutes les études citées sont capables de réduire la variabilité des résultats calculés ce qui représente un point de départ utile pour des estimations plus précises des résultats d'ACV. Toutefois, cela ne signifie pas que cette procédure d'« harmonisation », que nous appellerons « normalisation », produit des résultats plus précis, dans la mesure où les « méthodes et hypothèses plus cohérentes » appliquées sont subjectives et dépendent du choix de l'auteur (des auteurs différents peuvent considérer que des méthodes et hypothèses différentes sont plus cohérentes).

L'approche de la méta-analyse appliquée dans cette étude est tout à fait différente et suit la pratique traditionnelle en sciences biomédicales ou en économie, qui est basée sur une application approfondie de méthodes et d'analyse statistiques. À notre connaissance, Bureau et al. (2010), sont les seuls auteurs à avoir utilisé ce type d'approche dans les revues systématiques des études ACV. Comme dans leur étude, nos résultats montrent que cette méthodologie peut être appliquée de façon cohérente pour l'identification des paramètres qui influencent un résultat d'ACV sur les biocarburants. De plus, nous sommes allés plus loin en proposant une méthode pour prédire les résultats d'ACV à l'aide d'un *méta-modèle*. Cela peut être considéré comme une méthode d'harmonisation alternative à celle appliquée aujourd'hui dans la méta-analyse ACV (« normalisation »).

Notre *méta-modèle* est obtenu à partir d'une *méta-régression* ; par conséquent, il contient les paramètres pour lesquels il a été démontré statistiquement qu'ils influencent les résultats d'ACV dans un échantillon donné. Nos résultats montrent que,

avec cette approche, nous pouvons fournir plus qu'une valeur moyenne et un écart interquartile pour l'*effect-size* comme cela se fait dans les études de « normalisation ». Nous pouvons calculer un intervalle de confiance réel pour nos prévisions.

Parmi les études ACV examinées par la méta-analyse, le seul *méta-modèle* construit à l'aide de techniques de régression est tenté dans un travail de Padey et al. (Padey et al., 2012). Cependant, leur *méta-modèle* d'ACV sur les éoliennes est basé sur un nombre de paramètres très limité (durée de vie et vitesse du vent) et leur méthode de régression ne peut pas prendre en compte les paramètres qualitatifs (variables *dummies* utilisées dans cette étude). Par conséquent, nous constatons que c'est un domaine où des progrès importants peuvent être accomplis, et nous recommandons que les milieux de recherche sur l'ACV travaillent plus étroitement avec les acteurs de l'économétrie afin que d'autres études de ce type soient menées.

Il y a, cependant, de nombreuses limites généralement associées aux méta-analyses. Dans la construction de la base de données, par exemple, il existe toujours des informations exogènes qui doivent être fournies. Même si on les évite autant que possible, dans certains cas, elles sont nécessaires. Cela s'est produit surtout dans le calcul de l'*effect-size*, lorsque les données requises pour la conversion d'unités (PCI, densité, performances du moteur, etc.) n'ont pas toujours été fournies par l'étude en question.

De plus, un compromis doit être trouvé entre le nombre d'études qui réussissent le processus de sélection et le nombre de variables indépendantes qui sont utilisées dans la description d'une observation. Dans une base de base de données de méta-analyse, toutes les observations dans un échantillon donné doivent être décrites avec la même quantité de variables indépendantes. Théoriquement, tous les paramètres susceptibles d'influencer l'*effect-size* doivent être inclus. Toutefois, dans les ACV, les résultats sont influencés par des centaines d'entrées et de choix méthodologiques, ce qui implique qu'il est impossible d'expliquer en détail tous les résultats d'un grand nombre d'observations, étant donné l'hétérogénéité dans les rapports des ACV. Ce sont notre jugement et notre expérience dans la conduite des études ACV qui ont déterminé les variables explicatives incluses dans la base de données.

Enfin, il peut exister certaines limites concernant la population statistique de l'échantillon de méta-analyse. Heath et Mann (Heath and Mann, 2012) soulignent le fait que la *méta-analyse* ne permet pas de compenser un manque d'études sur une certaine

technologie ou une question d'ordre méthodologique. Dans notre cas, par exemple, il n'y a que 3 observations pour le BTL incluant le capture et stockage de carbone dans sa voie de production et celles-ci ont été rejetées par coïncidence de l'échantillon de méta-régression comme des *outliers*. Par conséquent, aucune conclusion n'a pu être tirée de ce paramètre technologique. Un autre exemple est le nombre limité d'ACV conséquentielles, qui limite aussi les conclusions que nous pouvons formuler au sujet de ce choix méthodologique.

Partie III – ACV conséquentielle et prospective

« *Dans la sphère économique, un acte, une habitude, une institution, une loi, n'engendrent pas seulement un effet, mais une série d'effets. De ces effets, le premier seul est immédiat ; il se manifeste simultanément avec sa cause, on le voit. Les autres ne se déroulent que successivement, on ne les voit pas ; heureux si on les prévoit.* »

Frédéric Bastiat, « Ce qu'on voit et ce qu'on ne voit pas » (1863).

Dans cette partie de la thèse nous traitons la question de la pertinence de l'ACV pour l'évaluation des conséquences globales associées au développement des biocarburants avancés notamment en termes de réduction d'émissions de GES. Nous discutons, ainsi, l'intérêt (bénéfices et limites) de l'utilisation d'un modèle *bottom-up* de prospective énergétique pour ce type d'évaluation. Les apports méthodologiques de ce travail sont illustrés par une étude de cas concernant l'introduction du BTL dans le secteur énergétique français. De cette façon, nous contribuons au développement d'une approche d'évaluation environnementale adaptée aux besoins des décideurs publics : l'ACV conséquentielle et prospective.

5 Méthodes et définition de l'étude de cas

Comme nous avons constaté dans le chapitre précédent, la plupart des études ACV de biocarburants avancés utilisent l'approche attributionnelle (voir le Tableau 4) qui prend en compte les impacts environnementaux associés aux étapes physiquement liées dans la chaîne d'approvisionnement des produits. La communauté scientifique soulève des interrogations sur la capacité de cette approche à représenter des effets sur des systèmes complexes (voir la note de bas de page [1] pour la définition de système complexe) et à étayer des décisions relatives au secteur énergétique (politique publique, planification stratégique sectorielle, etc.).

La RED est une illustration de l'emploi de l'ACV dans des politiques énergétiques. Elle définit une méthodologie pour calculer les émissions de GES au cours du cycle de vie des biocarburants en se fondant sur l'ACV-A et fixe des seuils obligatoires de réduction des émissions pour les biocarburants. Delucchi (2010) soutient que l'ACV-A n'est pas adaptée à l'élaboration de la politique énergétique en raison de son caractère « généralement linéaire, statique, simplifié à l'extrême et étroitement circonscrit dont le monde réel qu'elle s'efforce de représenter diffère ». En réalité, quand on utilise l'ACV-A pour comparer les émissions de CO_2 équivalent au cours du cycle de vie des différents carburants, nous répondons à la question suivante : « Quel serait le gain en termes de forçage radiatif à 100 ans si nous nous contentions de remplacer l'ensemble des activités liées au cycle de vie de l'essence (ou du gazole) par celles inhérentes au cycle de vie des biocarburants en l'absence de tout autre changement dans le monde ? » (adaptation de (Delucchi, 2010)).

La réponse à cette question ne nous donne pas plus d'informations sur les effets réels du changement climatique associés à l'introduction des biocarburants sur le marché des carburants liquides car l'absence de tout autre changement dans le monde est une hypothèse trop forte. Son utilisation pour définir la politique énergétique peut donc être trompeuse. Il est notoire que des politiques souvent bien intentionnées se révèlent inefficaces en raison de l'étroitesse des modèles qui ont été utilisés pour leur définition (Sterman, 2002). Par conséquent, le défi consiste à développer des instruments (modèles formels et méthodes de simulation) qui nous aident à comprendre la complexité des systèmes (notamment les marchés de l'énergie, de

l'agriculture et du transport dans l'économie mondiale) et nous permettent ensuite de concevoir de meilleures politiques opérationnelles.

Un grand collectif de chercheurs travaille au développement de ces instruments pour mieux évaluer les impacts environnementaux des biocarburants. Nous pouvons en citer les récents travaux sur *system-wide accounting* (e.g. Feng et al., 2010; DeCicco, 2011), sur *l'ACV conséquentielle* (e.g. Reinhard and Zah, 2011; Smyth and Murphy, 2011) et sur *Environmental Input Output LCA* (EIO LCA – utilisation de tableau entrée-sortie dans le cadre de l'ACV) (e.g. Acquaye et al., 2012). Ces travaux ont pour trait commun de recourir à des modèles élargis d'évaluation pour l'ACV-A. Ils sont principalement axés sur l'intégration de mécanismes économiques dans les modèles afin d'observer les retombées sous-jacentes. La présente étude s'efforce donc d'intégrer clairement des modèles économiques dans les principes d'évaluation d'impact environnemental.

Dans les chapitres 5 et 6, nous décrivons l'usage d'un modèle économique pour l'évaluation d'impacts environnementaux dans le cadre de l'ACV (c'est-à-dire en suivant les directives ISO 14044 pour la définition des limites du système, de l'unité fonctionnelle, etc.). Cette approche intégrée permet de dépasser certaines limites des méthodologies couramment appliquées aujourd'hui (ACV-A). Le modèle dynamique utilisé rend compte des effets non linéaires et est adapté aux études prospectives en prenant en considération l'environnement politique, caractéristiques rarement présentes conjointement dans les méthodes conventionnelles.

Le modèle adopté dans cette étude se dénomme MIRET et a été développé avec le générateur de modèles économiques TIMES (The Integrated MARKAL EFOM System) (Loulou et al., 2005) à l'IFP Énergies nouvelles (IFPEN). C'est un modèle d'optimisation qui représente les secteurs français de la production d'énergie et du transport (le secteur agricole est en partie inclus en raison de la présence des biocarburants, bien que de manière simpliste). Ce type de modèle sert généralement aux études prospectives (e.g. Blesl et al., 2007; Vaillancourt et al., 2008; Rout et al., 2011; Lorne and Tchung-Ming, 2012), mais il a déjà été utilisé pour les évaluations environnementales notamment dans le projet européen NEEDS (*New Energy Externalities Developments for Sustainability*) (Van Regemorter, 2006).

Ce travail s'inscrit dans le cadre des développements méthodologiques autour des modèles d'évaluation environnementale des actions dans le secteur de l'énergie. L'emploi d'un modèle d'optimisation prospective pour l'évaluation environnementale

peut fournir des informations pour la planification stratégique (aux industriels, décideurs politiques, etc.). Les mécanismes de notre modèle d'évaluation intégrée sont illustrés par une étude de cas sur l'impact de la production de BTL en France.

Ce chapitre est dédié à la présentation des procédures méthodologiques de l'étude de cas. Dans la section 5.1 nous expliquons pourquoi une approche conséquentielle et prospective est nécessaire pour cette étude de cas. Nous présentons des justificatives pour le choix de la filière étudiée dans l'étude de cas dans la section 5.2. Nous précisons la structure et les mécanismes du modèle dans la section 5.3 et nous expliquons comment il a été adapté pour l'évaluation environnementale dans la section 5.4. L'UF et les frontières du système étudié sont définies dans la section 5.5. Dans la section 5.6, l'inclusion d'aspects dynamiques dans l'évaluation environnementale est décrite. Finalement, nous décrivons l'élaboration de scénarios représentant différents contextes politiques dans la section 5.7.

Les principaux résultats de cette étude de cas sont présentés dans le Chapitre 6 et sont étayés d'une discussion méthodologique suivie par une analyse de sensibilité. Les conclusions de l'étude de cas et les recommandations méthodologiques sont aussi présentées dans ce chapitre.

5.1 Approche conséquentielle et prospective

Notre étude s'appuie principalement sur les récentes avancées de l'ACV-C qui est reconnue comme une méthode adaptée à l'analyse des changements (politiques ou actions spécifiques) au cours d'un cycle de vie (Curran et al., 2005). L'ACV-C vise à identifier et quantifier les impacts éventuels susceptibles de se produire à la suite d'une décision antérieure (par ex. mise en œuvre d'une nouvelle technologie ou d'une politique énergétique) (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). Elle devrait être plus représentative des systèmes complexes en tenant compte des effets économiquement induits au-delà des relations plus directes prises en considération dans l'ACV-A. Par exemple, l'introduction d'une nouvelle technologie pour la production de biocarburants pourrait avoir des conséquences sur le marché des carburants liquides, sur le marché des produits

agricoles et sur tout autre marché associé aux coproduits de cette nouvelle technologie. L'ACV-C est donc conçue pour répondre aux questions suivantes : comment ces marchés vont-ils faire face à la hausse de l'offre ou de la demande des produits issus de cette nouvelle technologie et quel sera éventuellement l'impact environnemental des changements sur ces marchés ?

En outre, cette étude repose sur une approche prospective en raison de la spécificité de notre étude de cas : la production de BTL à grande échelle n'est pas attendue avant 2020. L'évaluation de ses conséquences doit donc aller au-delà de 2020 (jusqu'en 2030 dans notre cas). Cela signifie que nous devons comprendre le comportement des marchés qui seront affectés à long terme afin de tenir compte des conséquences de manière efficace. La description du modèle (section 5.3) fournit de plus amples précisions sur le caractère prospectif du modèle. La nature du système évalué nous amène donc à suivre les recommandations de l'ILCD pour traiter les questions dans la Situation B (décisions stratégiques à mi ou long-terme – voir la section 2.2.3).

L'intégration des aspects du marché dans les modèles d'ACV a été suggérée par Weidema (1993) pour éviter d'allocation d'impacts entre produits et coproduits et, par conséquent, à mieux refléter la réalité des systèmes étudiés. Elle requiert un élargissement des limites du système pour inclure des données environnementales sur les technologies affectées. Les charges qui leur sont associées sont soustraites du résultat final de l'ACV. C'est ce qu'on appelle la « méthode de substitution » (voir la section 2.2).

Néanmoins, l'identification des technologies affectées lors de l'application de la méthode de substitution a posé problème. Weidema et al. (1999) ont introduit une nouvelle méthode pour justifier systématiquement le choix du système affecté. Cette méthode, qui peut être considérée comme une « approche par étapes » (Earles and Halog, 2011), a été formalisée dans le rapport du projet Calcas (*Co-ordiantion Action for innovation in LCA Sustainability*) intitulé « *Guidelines for application of deepened and broadened LCA »* (Directives pour l'application d'une ACV approfondie et élargie) (Weidema et al., 2009). Les auteurs qui appliquent l'approche par étapes analysent un grand volume de données pour déterminer :

- l'échelle et l'horizon temporel du changement potentiel étudié,
- la délimitation du marché,
- les changements de l'offre et de la demande,

- les contraintes du marché,
- les tendances en volume du marché.

Ce travail est généralement effectué lors de l'examen des données historiques (Schmidt, 2008; Fagnen, 2009; Reinhard and Zah, 2009, 2011; Silalertruksa et al., 2009). Cette étude montre qu'une approche plus systémique est mieux adaptée aux études prospectives qu'une approche par étapes. L'emploi d'un modèle prospectif permet d'observer un plus grand nombre d'effets qui se produisent simultanément. De plus, nous pouvons garantir que ces changements sont tous plus cohérents entre eux car ce sont les résultats de simulations effectuées à l'aide d'un seul modèle.

L'autre lacune de l'approche par étapes est la difficulté à représenter les changements non marginaux (et non linéaires) (Dandres et al., 2011). La littérature montre que l'ACV passe progressivement de l'approche heuristique de Weidema à l'usage de modèles économiques plus adaptés au traitement de grands changements (Earles and Halog, 2011). L'étude de Ekvall et Andrae (2005) est l'un des premiers travaux associant des modèles d'ACV avec de simples modèles d'équilibre partiel avec leur étude sur la pratique de la soudure sans plomb. Au lieu de procéder à l'analyse ponctuelle des statistiques du marché du plomb et des déchets de plomb, ils ont utilisé un modèle d'équilibre partiel qui leur a permis d'identifier les technologies affectées. Effectuant des recherches sur l'impact environnemental des différents combustibles pour le chauffage urbain en Suède, Eriksson et al. (2007) ont utilisé un modèle d'optimisation dynamique de la production d'électricité et de chaleur dans les pays nordiques. Ils ont montré que ce modèle d'équilibre partiel plus complexe, fondé sur des modèles de systèmes d'énergie en amont comme MARKAL (Fishbone and Abilock, 1981), pouvait être efficacement utilisé dans l'ACV-C. À l'aide de ce modèle, ils ont identifié une variété de technologies qui représentaient l'électricité marginale dans les pays nordiques plutôt qu'une seule technologie identifiée par l'approche par étapes. Ces résultats sont confirmés par les travaux de Pehnt et al. (2008) et Mathiesen et al. (2009) qui soulignent les difficultés rencontrées par l'application de l'approche par étapes aux systèmes d'énergétiques.

Récemment, des modèles élargis qui intègrent plusieurs secteurs économiques et/ou régions du monde ont été utilisés dans les ACV (Earles and Halog, 2011). Ces modèles sont notamment utilisés dans des études sur les biocarburants car leur

production peut avoir des effets à l'échelle mondiale sur les produits agricoles (marchés des produits alimentaires), mais aussi sur les marchés de l'énergie (carburants liquides, électricité et chaleur) et entrainer des conséquences comme le CAS indirect. Par exemple:

- Un modèle d'équilibre partiel pour l'ensemble du secteur agricole mondial FAPRI-CARD[37] a été utilisé par Searchinger et al. (2008) pour évaluer les effets de la production croissante d'éthanol aux États-Unis.
- Un modèle d'équilibre général GTAP[38] a été utilisé par Kløverpris et al. (2009) pour évaluer les effets de la hausse de la demande de blé au Brésil, en Chine, au Danemark et aux États-Unis.

Dans toutes les études ACV auxquelles nous avons fait référence, les mécanismes du marché ne sont pas des paramètres endogènes du modèle d'évaluation environnementale. Ils sont issus d'observations sur des secteurs spécifiques (approche par étapes) ou de modèles économiques et sont ensuite intégrés dans le modèle d'ACV (Zamagni et al., 2012). Dans cette étude, les données environnementales sur le cycle de vie des commodités et produits de notre système sont directement intégrées au modèle économique pour assurer une meilleure cohérence des résultats (voir section 5.4).

5.2 Définition de l'étude de cas

Le but de cette étude de cas est d'identifier et d'apprécier l'importance de l'impact environnemental lié à la décision de produire BTL[39] en France. En Europe, les projets relatifs aux biocarburants 2G font actuellement l'objet d'investissements en R&D de la part du secteur public et privé. Il est donc important d'informer les parties

[37] Food and Agricultural Policy Research Institute : Développé par l'université d'État de l'Iowa et l'université du Missouri-Columbia, FAPRI est un système de modèles économétriques qui couvrent plusieurs produits issus de l'agriculture (céréales, oléagineux, biocarburants, sucre, coton, produits laitiers et bétail) (EPA, 2010).

[38] Global Trade Analysis Project : Développé par l'université Purdue, GTAP est un modèle d'équilibre général qui simule l'économie mondiale dans 57 secteurs et 113 régions (Hertel, 1997).

[39] Dans cette étude de cas, nous appelons BTL le mélange de diesel de synthèse, naphta et kérosène

prenantes de l'impact sur l'environnement de leurs investissements. Ces projets sont généralement soutenus par des initiatives classiques d'éco-conception (afin de réduire la consommation de matières premières et d'énergie dans la chaîne logistique du produit). En utilisant un modèle économique pour l'évaluation environnementale, nous proposons une approche complémentaire dans cette étude de cas et donnons une vision élargie des conséquences de la production de BTL.

Nous avons vu dans la section 2.1.3 que plusieurs choix technologiques sont possibles pour ce procédé car il n'est pas encore parvenu à maturité. Un choix technologique critique est le moyen de production d'utilités dans ces installations (électricité et chaleur). Nous mettons l'accent dans cette étude sur le mode autothermique où la biomasse satisfait tous les besoins énergétiques du procédé de conversion et où l'électricité peut être coproduite (schéma du procédé illustré dans la Figure 31)[40].

[40] Nous réalisons des analyses de sensibilité sur le mode allothermique qui fait appel à des sources externes de gaz ou d'électricité (voir section 2.1.3). Grâce à l'amélioration du rendement massique (masse de carburant liquide / masse de biomasse sèche), il est possible de réduire considérablement la consommation des matières lignocellulosiques avec le mode allothermique. Ce facteur revêt de l'importance si la disponibilité de la biomasse lignocellulosique est limitée dans une région donnée (Seiler et al., 2010; Hohwiller, 2011). En outre, comme la densité énergétique de la biomasse est relativement faible, le transport à longue distance de ces ressources peut être trop coûteux.

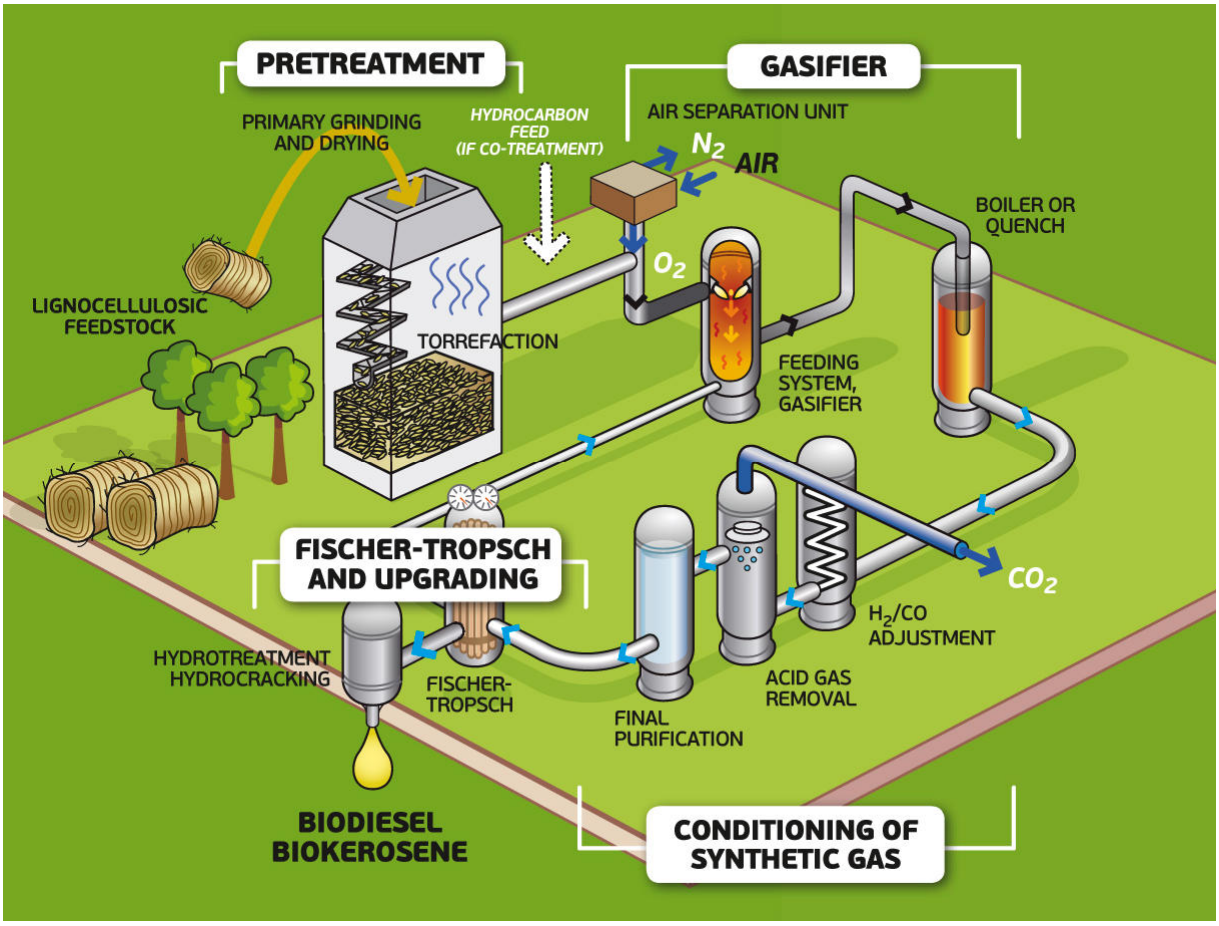


Figure 31 – Étapes simplifiées de la production autothermique de BTL (source : IFPEN)

L'ACV-C semble particulièrement intéressante pour l'évaluation des biocarburants car leur impact sur d'autres secteurs (agriculture, sylviculture, production de chaleur/électricité) peut être important. La production de BTL est un bon exemple de système aux multiples effets (*multi-input, multi-output*). C'est la raison pour laquelle elle a été choisi pour cette étude de cas. Les *conséquences primaires* attendues (technologies directement affectées voir la section 2.2.3) de l'introduction de ce produit sur le marché sont :

- Une hausse de la demande de biomasse lignocellulosique et d'utilités (dans les cas allothermiques). En d'autres termes, l'introduction du BTL engendrera une concurrence avec d'autres technologies qui utilisent ces ressources limitées en France.
- Une hausse de l'offre de diesel de synthèse sur le marché des carburants liquides du transport routier, du kérosène sur le marché des carburants d'aviation et du naphta sur le marché pétrochimique. Pour le mode autothermique envisagé dans

notre étude de cas, nous pouvons aussi nous attendre à une hausse de l'offre l'électricité qui est coproduite par ce procédé.

Comme nous allons voir dans la section suivante, MIRET est un instrument approprié pour quantifier les impacts environnementaux associés à ces conséquences. Avec ce modèle, nous pouvons identifier et quantifier les substitutions technologiques dans le système étudié et, donc, estimer les impacts environnementaux potentiels. Les données utilisées dans le modèle pour décrire la technologie BTL proviennent des études technico-économiques internes IFPEN sur la production autothermique de BTL à l'aide de la torréfaction comme prétraitement de la biomasse. Les principales informations intégrées dans le modèle sont présentées dans le Tableau 12. L'année de départ du modèle est 2007 et l'horizon temporel de l'étude a été fixé en 2030[41] car, ainsi que nous l'avons déjà souligné, nous estimons que la production de BTL à l'échelle industrielle commencera en 2020 et que l'analyse des conséquences à long terme est donc nécessaire. Le périmètre géographique de ce type d'étude est généralement difficile à déterminer au préalable en raison des importations et exportations susceptibles d'intervenir sur les marchés en question (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). Comme nous le verrons dans les résultats présentés dans le Chapitre 6, les impacts sur l'environnement en France sont plus précisément déterminés que ceux hors des frontières.

Une autre raison pour le choix de centrer cette étude de cas sur le BTL est l'indisponibilité des données technico-économiques sur les autres filières étudiées dans cette thèse. L'accès aux données de ce type est restreint notamment par des accords de confidentialité, courants dans les projets de développement de nouvelles technologies dans un secteur stratégique comme celui de l'énergie. Pour l'éthanol lignocellulosique, par exemple, nous n'avons pas de données d'inventaire sur la production d'enzymes et sur les impacts associés à l'exception d'une étude du NREL datant de 1999 (Wooley et al., 1999). Compte tenu du stade de développement des filières basées sur la culture de microalgues, nous avons considéré que l'incertitude sur les données extrapolées pour une production à échelle industrielle était trop importante.

[41] En réalité jusqu'à 2032. Le modèle a une année de départ, 2007, et cinq pas de temps de 5 années (2010 correspond à la période 2008-2012, 2015 correspond à la période 2013-2017, … , 2030 correspond à la période 2028-2032.

Tableau 12 – Informations utilisées pour la production d'un kg de BTL en mode autothermique (source : IFPEN)

Inputs	Biomasse (26% humidité) (kg)	10.23
Outputs	Electricité (MJ)	8.65
	Gazole (kg)	0.50
	Naphta (kg)	0.30
	Kérosène (kg)	0.20

5.3 Description du modèle

Les modèles générés avec TIMES ont une même structure mathématique. Dans ce cas, le modèle se compose d'un ensemble de fichiers de données qui décrit intégralement le système d'énergie d'une région dans un format compatible avec le générateur de modèles TIMES. Un modèle de type TIMES peut être considéré comme un modèle *bottom-up* car il dispose d'une représentation bien étayée des technologies pour répondre aux besoins énergétiques définis de manière exogène.

Une structure simplifiée du modèle est présentée dans la Figure 32. Le schéma montre les cinq principales sources d'information qui sont intégrées dans le modèle :

A) Demande d'énergie et de services énergétiques

Les ménages et industries ne sont pas modélisés mais sont représentés par la demande d'électricité et de chaleur. Les services énergétiques du secteur du transport sont représentés par la mobilité à longue et à courte distance et par la demande de fret.

B) Disponibilité et prix des ressources énergétiques primaires

Dans le modèle, les ressources naturelles (pétrole brut, gaz naturel, charbon et uranium) sont tous importés en France aux prix indiqués par les Scénarios prospectifs sur l'énergie mondiale de l'AIE (CPS, NPS, 450S) (voir la note de bas de page [7] dans la section 1.1 pour une description succinte de ces scénarios). La production de biomasse en France se caractérise par le volume disponible de chaque culture utilisable par le secteur de l'énergie (blé, maïs, betterave à sucre, colza, tournesol, bois, résidus agricoles, cultures énergétiques dédiées). Il est aussi possible d'importer de la biomasse lignocellulosique sous la forme de

copeaux de bois (*wood chips*). Ainsi le prix n'est-il pas le seul élément important dans cette description – la disponibilité limitée de la biomasse est également prise en compte.

C) Technologies

Les technologies transforment les ressources énergétiques primaires en vecteurs d'énergie (chaleur, électricité et carburants) ou représentent procédés de conversion des vecteurs d'énergie en services énergétiques dans le cas du secteur du transport. Toutes les technologies se caractérisent par des rendements, des émissions, des coûts d'investissement, des coûts d'exploitation et d'entretien, une date de disponibilité etc. Le modèle comprend une unité simplifiée de raffinage de pétrole, des unités de conversion en biocarburants (1G : éthanol, EMHV et HVO ; 2G : éthanol cellulosique et BTL), la production d'électricité (toutes les technologies de centrales électriques ; cogénération de chaleur et d'électricité), la production de chaleur, la préparation des carburants pour le transport à base de mélanges (diesel, biodiesel B30, essence E5, E10 et E85, carburant d'aviation d'origine fossile ou bio) et technologies destinées à l'utilisateur final pour la mobilité routière (véhicules de tourisme et utilitaires légers – thermique, hybride, hybride rechargeable/essence, diesel, gaz naturel, *flexfuel* ou électrique ; bus et camions – thermique, hybride/essence, diesel, biodiesel).

D) Contraintes

Le modèle prend en compte les contraintes techniques (capacités, disponibilité des ressources, etc.) et les contraintes politiques (consommation obligatoire d'énergies renouvelables, plafond des émissions de GES, etc.).

Les principales sources d'information pour les données intégrées dans le modèle sont présentées dans le Tableau 13.

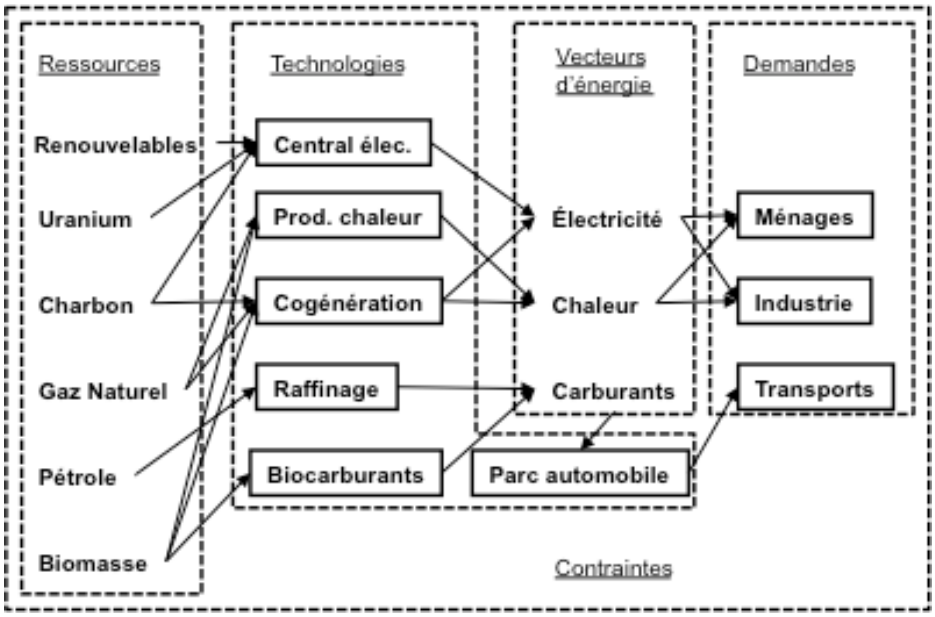


Figure 32 – Structure simplifiée du modèle MIRET

Tableau 13 – Principales sources d'information pour les données intégrées dans le modèle (Source: Lorne & Tchung-Ming (2012)**)**

Éléments du scénario	*Secteur*	*Sources de données*
Énergie primaire	Énergie fossile	Agence internationale de l'énergie (AIE)
	Biomasse agricole	Institut national de recherche agronomique (INRA)
	Biomasse ligneuse	Institut technologique français Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement (FCBA)
Technologies appliquées à l'énergie	Raffinage	IFPEN (interne)
	Production de biocarburants	IFPEN (interne)
	Mobilité routière (voyageurs et fret)	IFPEN (interne)
	Centrales électriques	Électricité de France (EDF), IEA, Ministère de l'Économie et des Finances (MINEFI)
Scénarios de demande	Autres produits pétroliers	IFPEN/Économie du Développement Durable et de l'Énergie (EDDEN, ex-LEPII)
	Mobilité des voyageurs et du fret	Centre d'Analyse Stratégique (CAS)
	Électricité	Réseau de Transport d'Électricité (RTE)
Politiques	Prix du carbone	Commission européenne (CE)
	Biocarburants	CE

À l'aide des données intégrées, le modèle prend simultanément des décisions pour trouver la meilleure solution (mélange optimal de technologies) afin de satisfaire la demande d'énergie pour un coût total minimum. Les décisions concernent principalement les investissements et l'opération de technologies, l'offre d'énergie primaire et le commerce des matières premières énergétiques. Fondé sur les principes de la programmation linéaire, le modèle calcule les flux d'énergie et de matières ainsi que leurs *shadow prices*[42] de telle façon que les fournisseurs d'énergie produisent à ces prix le volume exact que les consommateurs veulent acheter [20]. La fonction objective minimisée dans le modèle est représentée dans l'Équation 5.1 :

$$OBJ = \sum_{t \in periods} DISCOUNT(t) \begin{bmatrix} INVCOST(t) + INVTAXSUB(t) + INVDECOM(t) \\ + FIXCOST(t) + FIXTAXSUB(t) + VARCOST(t) \end{bmatrix} - SALVAGE \quad (5.1)$$

où : *OBJ* est la valeur actuelle nette du coût global (actualisée pour l'année de base sélectionnée) ; *t* est l'ensemble des années/périodes pour lesquelles il y a des coûts associés ; *ACTUALISATION (t)* est la fonction d'actualisation ; *INVCOST (t) et INVTAXSUB (t*) sont liés aux coûts d'investissement (par ex. construction d'installations) ; *INVDECOM (t)* représente les dépenses engagées pour la mise hors service (démantèlement) ; *FIXCOST (t) et FIXTAXSUB (t)* sont liés aux charges annuelles fixes (par ex. fonctionnement des installations) ; *VARCOST (t)* représente les coûts variables (proportionnels à une certaine activité) ; *SALVAGE* représente la tranche de vie technique inutilisée des investissements (installations) dont la vie technique dépasse l'horizon du modèle.[43]

En minimisant les coûts avec les contraintes de la demande, la solution optimale contient des courbes d'offre croissantes et graduelles (*step-wise*). C'est ce qu'on appelle la théorie de la dualité (Loulou et al., 2005). Les résultats fondamentaux de la

[42] L'expression « *shadow price* » indique un prix dérivé de la valeur marginale d'une commodité. Elle est utilisée pour distinguer les prix du marché concurrentiel des prix observés dans le monde réel (Loulou et al., 2005).

[43] Pour obtenir plus de précisions sur la structure du modèle (programmes linéaires, contraintes, etc.), se reporter à Lorne et Tchung-Ming (Lorne and Tchung-Ming, 2012).

programmation linéaire sont expliqués ici afin de clarifier comment les modèles de type TIMES peuvent être utilisés pour identifier les technologies affectées.

Les courbes d'offre sont établies pour (i) les produits intermédiaires et (ii) la demande finale d'énergie/de services énergétiques. On dit souvent que les courbes d'offre classent les technologies par ordre de mérite économique. La Figure 33a représente une courbe de ce genre avec la demande exogène *d* (ligne bleue) à satisfaire. Nous pouvons l'interpréter de la façon suivante : la technologie la moins chère (T1) est d'abord utilisée jusqu'à l'épuisement de ses capacités ou l'indisponibilité de la matière première ; la deuxième technologie (T2) se substitue ensuite à elle et ainsi de suite jusqu'à la satisfaction de la demande. Les technologies T1 à T5 représentent le *mix* des technologies utilisées pour produire le bien en quantité *d*. Dans la Figure 33a, la technologie T5 (en rouge) est dite marginale ; par ailleurs, T6 n'est pas compétitive (non utilisée).

Le *mix* optimal de technologies pour fournir le bien en quantité *d* peut changer pour l'une de ces deux raisons : (i) une technologie compétitive T4b devient disponible (par ex. en raison d'une disponibilité accrue des matières premières, représentée dans la Figure 33b) ou (ii) la technologie T6 doit obligatoirement faire partie du *mix* (par ex. en raison d'une politique qui impose son usage et est représentée dans la Figure 33c). Dans les deux cas présentés dans la Figure 33b et la Figure 33c, T5 reste une technologie marginale.

Dans cette étude, le niveau de pénétration des technologies BTL sera contrôlé. Voici ce qui se produit en conséquence :

- du côté de l'offre, les courbes de l'offre de carburants diesel, de kérosène et de naphta (et de l'électricité coproduite avec la technologie autothermique) sont affectées des deux manières présentées dans la Figure 33b et la Figure 33c. Ces modifications peuvent se propager, notamment en raison des limites des ressources. Bien que les technologies soient utilisées différemment dans le nouvel équilibre, les émissions associées en amont vont elles-mêmes changer (voir la section 5.4 pour comprendre comment les émissions en amont sont associées aux technologies et matières premières) ;
- l'introduction d'un nouveau mode de production modifie le coût total de l'offre des vecteurs énergétiques donnés. Ces produits étant intermédiaires, des adaptations du côté de la demande sont susceptibles de se produire, notamment

du fait des changements du parc automobile. Dans ce cas, la demande pour le bien (représentée par *d* dans les schémas ci-dessous) peut changer.

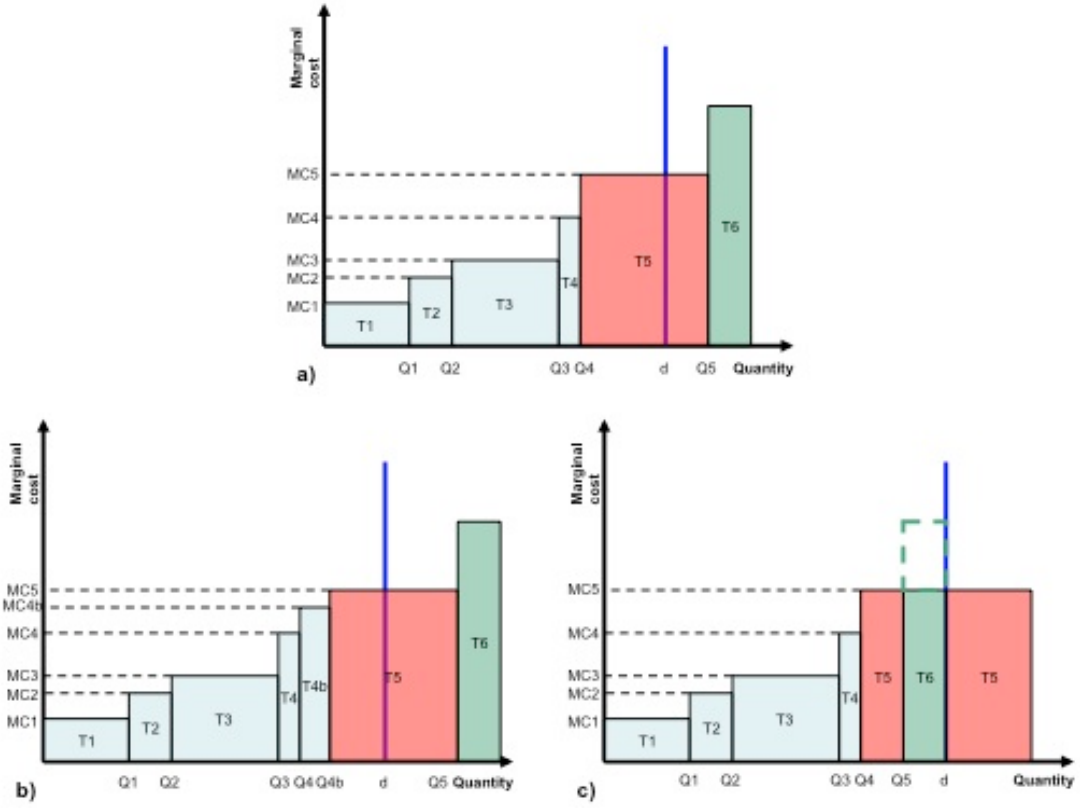


Figure 33 – a) Exemple de courbe d'offre implicitement établie avec TIMES; b) Effet de l'introduction d'une technologie compétitive (T4b); c) Effet de l'usage obligatoire d'une technologie (T6) dans le *mix* technologique.

Quelques autres propriétés du modèle sont à noter pour une meilleure compréhension des résultats de l'étude de cas :

- Linéarité : les produits (outputs) d'une technologie sont les fonctions linéaires de ses facteurs de production (inputs). Cela permet de calculer l'équilibre à l'aide de la programmation linéaire. Cela signifie également que la capacité d'une technologie est disponible pour toute proportion de la taille d'une unité donnée plutôt que les valeurs discrètes qui refléteraient mieux la réalité (les économies d'échelle sont ignorées).
- Agents économiques atomiques : cette propriété garantit que les marchés sont compétitifs et qu'aucun fournisseur ou consommateur ne peut affecter l'équilibre des prix. C'est une pure hypothèse car elle néglige toutes les sortes

d'imperfections du marché qui font partie des marchés actuels et futurs de l'énergie. Elle reste cependant intéressante pour la compréhension normative.

- Les agents économiques font preuve de parfaite prévoyance (*perfect foresight*). Les agents sont supposés posséder des informations parfaites sur les paramètres présents et futurs du marché. Cela permet de calculer le coût total minimum en une seule étape.

La dernière caractéristique importante de ce modèle est sa nature prospective. Certaines études ont souligné la nécessité de prendre en compte les innovations technologiques dans l'ACV (Contadini et al., 2002; Uyterlinde et al., 2007; Dandres et al., 2012). C'est particulièrement pertinent pour une nouvelle technologie dans l'horizon temporel 2007-2030. Dans MIRET, l'innovation technologique a été introduite en renseignant l'année à partir de laquelle une certaine technologie serait disponible et en indiquant l'évolution des données technologiques (rendement, coûts, etc.) au cours de la période considérée. Par exemple, les véhicules électriques seront disponibles dans le parc automobile à partir de 2020 et les moteurs à combustion interne augmenteront en permanence le rendement de la consommation de carburant entre 2007 et 2030.

5.4 Adaptation du modèle pour pratiquer l'ACV-C

Le modèle d'optimisation prospective a dû être adapté pour procéder à l'ACV-C. Cette section décrit le processus d'intégration des informations sur le cycle de vie des commodités dans le modèle d'optimisation. Ce travail d'adaptation consiste principalement à intégrer les facteurs d'émissions et les consommations d'énergie au cours du cycle de vie de l'ensemble des technologies et matières premières décrites dans le modèle (cette version du modèle intègre 192 technologies). À l'origine, le modèle contenait que les émissions de GES « produites » en France (émissions de la combustion de ressources fossiles pour délivrer l'énergie et les services énergétiques modélisés) sans s'intéresser à l'empreinte carbone du système modélisé[44].

[44] Nous avons constaté que les émissions du système modélisé avec l'inclusion de données ACV sont de l'ordre de 20% supérieures à celles du modèle original.

Comme le principal objectif de cette étude est méthodologique, on a choisi le potentiel de réchauffement global (PRG) comme seul indicateur d'impact pour cette première phase de développement. Pour ce faire, les trois principaux GES ont été suivis tout au long du système : CO_2, CH_4 et N_2O. Deux sortes de matières premières ont été distinguées et traitées différemment :

- Matières premières produites en France : principalement produits agricoles (colza, tournesol, betterave, etc.), mais aussi certains produits intermédiaires comme l'oxygène et l'hydrogène. Leur consommation de chaleur, d'électricité et de diesel au cours du cycle de vie a été associée à la production de ces matières premières. Elle correspond non seulement à la consommation d'énergie pour leur production en soi mais aussi à celle de la production des matières premières utilisées. Pour l'agriculture, par exemple, nous avons inclus la consommation d'énergie cumulée qui est liée aux pratiques de culture (tracteurs, irrigation, etc.) et à la production d'engrais et de pesticides, etc. Dans le cas des cultures, il est également indispensable d'intégrer dans le modèle les émissions de N_2O des champs.
- Matières premières importées : principalement des sources d'énergie primaires (charbon, uranium, pétrole brut, gaz naturel, etc.), mais aussi certains produits manufacturés comme les huiles végétales sont éventuellement importés en France dans le modèle. Les facteurs d'émission au cours du cycle de vie pour le CO_2, CH_4 and N_2O ont été associés à ces matières premières. Dans le cas du gaz naturel, par exemple, ces facteurs d'émission correspondent à son extraction de la nature, son traitement et son transport jusqu'en France.

Certaines matières premières « exportées » reçoivent un traitement similaire à celui des matières premières importées. Ce sont des produits non consommés dans le système décrit dans MIRET, mais ils ne sont pas nécessairement exportés de France. Le tourteau de colza coproduit avec l'huile végétale (utilisé pour la production de EMHV et de HVO). Le tourteau de colza est habituellement utilisé en France comme fourrage pour les animaux et notre modèle ne comprend pas une description complète des secteurs de l'agriculture et de l'élevage. En conséquence, les matières premières comme le tourteau de colza qui ne sont pas consommées dans le cadre du modèle, sont exportées avec les

facteurs d'émission négatifs au cours du cycle de vie. C'est un traitement analogue à l'application de la méthode de substitution.

Les données sur les émissions et la consommation d'énergie proviennent principalement d'Ecoinvent (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010), l'une des bases de données d'ACV les plus complètes actuellement disponible en Europe. Cela permet de conserver une certaine homogénéité aux sources de données.

Distinguer et traiter différemment les matières premières produites en France à partir de matières premières importées est important pour maintenir la cohérence des calculs. Par exemple, l'électricité consommée pour la production de produits français est fournie par le *mix* de technologies tiré de la simulation du modèle et nous n'avons pas besoin d'utiliser un *mix* électrique générique de la base de données ACV. Les facteurs d'émission cumulés pertinents comme ceux liés à la production d'électricité sont établis de manière endogène dans le modèle.

Cependant, cette intégration peut poser le problème du double comptage (Van Regemorter, 2006). La consommation d'électricité, de chaleur et de diesel associée aux produits français est déjà comptabilisée dans la demande d'énergie du secteur industriel. Dans notre cas, les variations de la demande sont minimes (moins de 0,3 %), mais nous pouvons seulement supposer que le double comptage n'affecte pas notre évaluation car les résultats de l'impact environnemental présentés dans cette étude sont des *résultats relatifs*. Ils sont calculés à partir de la différence entre les scénarios (voir section 5.5) et, par conséquent, la surestimation de la demande est annulée.

5.5 Unité fonctionnelle et frontières du système

Dans une récente revue de la littérature, Zamagni et al. (2012) soulignent le fait que la définition d'une unité fonctionnelle pour un système aux limites élargies (pour inclure les processus affectés) nécessite plus de compréhension et de recherche. En réalité, nous observons que, dans certaines études d'ACV-C, l'unité fonctionnelle est simplement définie comme elle le serait dans une ACV classique. Ce choix est probablement fait dans l'intention de présenter des résultats qui soient comparables avec ceux des ACV classiques. Par exemple :

- Reinhard & Zah (2011) évaluent les effets de la substitution de 1 % de la consommation annuelle de carburants diesel en Suisse par la production nationale de biodiesel à base de colza (EMHV). Ils présentent leurs résultats par MJ de biocarburants produits.
- Searchinger et al. (2008) évaluent les effets de la production de 56 milliards de litres d'éthanol de maïs aux États-Unis au-dessus des niveaux prévus pour 2016. Ils présentent aussi leurs résultats par mégajoule de biocarburants produits même s'ils montrent que les émissions de GES dues au CAS seraient inférieures de 10% pour une plus petite hausse de production d'éthanol (30,6 milliards de litres au lieu de 56 milliards de litres).

Cette unité fonctionnelle (MJ ou unité de biocarburant produit) est adaptée aux ACV classiques où les valeurs des impacts potentiels sont modélisées de façon linéaire pour la quantité de produit analysé (voir l'équation 2.6 dans la section 2.2). Toutefois, dans l'ACV-C, la linéarité ne s'applique pas et présenter les résultats par unité du produit évalué pourrait être trompeur. Nous suggérons donc que l'unité fonctionnelle soit davantage liée aux questions posées au début de l'étude. En effet, Rebitzer et al. (2004) affirment que « les conséquences à grande échelle n'évoluent pas linéairement avec l'ampleur du changement et que les résultats d'un inventaire du cycle de vie sont plus faciles à interpréter si l'unité fonctionnelle reflète l'ampleur du changement étudié ».

Dans notre cas, notre objectif est d'observer les conséquences de l'introduction de la technologie BTL dans les secteurs français de l'énergie et du transport à l'horizon 2030. Nous définissons donc une unité fonctionnelle qui implique l'intégralité du système évalué. La fonction de ce système est de *satisfaire la demande d'énergie et de services énergétiques (demande industrielle et domestique de chaleur/électricité, demande de mobilité de la population) de 2007 à 2030*. Les unités fonctionnelles associées (*FU* dans les graphiques présentés dans cette étude) sont les quantités d'énergie et la mobilité demandées en France pour la période considérée (fournis de manière exogène au modèle).

Il faut noter que cette définition d'unité fonctionnelle suit les recommandations de l'ILCD (voir la section 2.2.3) : elle inclut la fonction (quoi : satisfaire la demande d'énergie et de services énergétiques) fournie par le système étudié (secteurs français de l'énergie et du transport), les quantités impliquées (combien : énergie nécessaire

pour satisfaire la demande d'énergie et de services énergétiques en France) et la durée (pendant combien de temps : de 2007 à 2030). Cependant, elle n'intègre pas les informations qualitatives sur l'unité fonctionnelle (c'est-à-dire la manière dont cette fonction est remplie). L'objectif de l'étude est de comparer les différents façons (*mix* technologique) de pourvoir à cette fonction du système.

Le modèle d'ACV-C élaboré pour cette étude génère des résultats sur le PRG associé aux émissions de GES au cours du cycle de vie pour tous les processus décrits dans le modèle dans la période considérée. En comparant un scénario où la décision en question a été prise avec un scénario « sans aucune action », on évalue la conséquence de la décision de « produire du BTL en France » (comme dans (EPA, 2010; Feng et al., 2010)). En d'autres termes, en soustrayant les résultats PRG pour un scénario dans lequel le BTL est produit du résultat PRG d'un scénario où le BTL n'est pas produit, nous obtenons une valeur qui représente les conséquences de la décision prise en matière d'impact environnemental potentiel.

Afin d'être cohérent avec le choix de l'unité fonctionnelle, les limites de notre système coïncident avec les limites du modèle utilisé pour l'évaluation environnementale : le *mix* complet des technologies étayé d'informations sur le cycle de vie que décrit notre modèle est inclus. Cette approche diffère de la plupart des ACV-Cs où la définition des limites du système correspond à l'identification des technologies affectées. Toutes les informations, qui peuvent être rassemblées en suivant l'approche par étapes, sont implicites à la structure du modèle. Élaborer le modèle et l'adapter à la demande de l'ACV-C requiert donc un travail considérable, mais une fois accompli, l'identification des technologies concernées est plus simple. Par conséquent, le modèle idéal devrait inclure toutes les technologies susceptibles d'être concernées par la décision en question. Les technologies concernées sont identifiées à l'aide de simulations avec le modèle et de la comparaison entre les scénarios avec « action » et « sans aucune action ».

En choisissant d'inclure le *mix* complet des technologies dans les limites du système, nous évitons les éventuels problèmes susceptibles de découler de la multifonctionnalité et de la difficulté à comparer deux systèmes au service de fonctions différentes (Zamagni et al., 2012). Nos systèmes servent toujours la même fonction, qu'ils produisent ou non du BTL, qu'ils procèdent d'un scénario de référence ou d'un

scénario de politiques publiques dans le secteur énergétique (voir la section 5.7 pour la description des scénarios REFERENCE et POLICY respectivement).

5.6 Intégration des aspects dynamiques dans l'évaluation des résultats

Le modèle d'ACV-C élaboré calcule les émissions entre 2007 et 2030. Autrement dit, l'inventaire du cycle de vie de notre système (contenant des GES) est dressé pour cette période. Traditionnellement, dans l'étape d'évaluation d'impact au cours d'une étude ACV, les valeurs de masse prises en compte dans l'inventaire de cycle de vie sont associées aux impacts potentiels qu'ils sont susceptibles d'avoir à travers des facteurs de caractérisation linéaires (voir l'équation 2.6 dans la section 2.2). Cependant, la précision de ces facteurs de caractérisation linéaires soulève des questions lorsque les émissions se produisent sur une longue période (Reap et al., 2008). L'émission immédiate d'un polluant n'a pas le même impact que l'émission à faible taux du même volume de polluant étalée sur plusieurs années (Levasseur et al., 2010).

Afin de traiter cette question (c'est-à-dire pour synthétiser l'impact des émissions étalées sur une longue période), nous utilisons les facteurs de caractérisation dynamiques du GIEC pour chaque GES en vue de calculer le PRG (IPCC, 2007). Par conséquent, le profil temporel des émissions est pris en considération de façon cohérente. Nous nous sommes inspirés largement des travaux de Levasseur et al. (2010) pour cette étape de l'élaboration de notre modèle. Cela signifie que pour chaque scénario, nous obtenons en conséquence une courbe représentant le forçage radiatif cumulé qui est lié aux émissions de l'inventaire de cycle de vie. Néanmoins, pour simplifier l'analyse des résultats, l'horizon temporel de l'évaluation a été fixé à 100 ans et, à la lecture du résultat, il n'y a qu'un seul chiffre en w/m2 converti en kt de CO_2 équivalent.

La Figure 34 illustre l'effet de la comptabilisation des effets dynamiques des émissions de GES dans l'un de nos scénarios. Nous constatons que l'impact des émissions survenant plus près de la fin de l'horizon temporel pris en considération sont inférieures à l'impact traditionnellement calculé. De ce point de vue, nous pouvons conclure qu'une action précoce de réduction d'émissions a un effet plus accentué sur la

diminution du réchauffement climatique global. Nous estimons qu'il est scientifiquement plus logique de traiter l'inventaire de cycle de vie de manière dynamique lorsque notre travail a un caractère prospectif à long-terme.

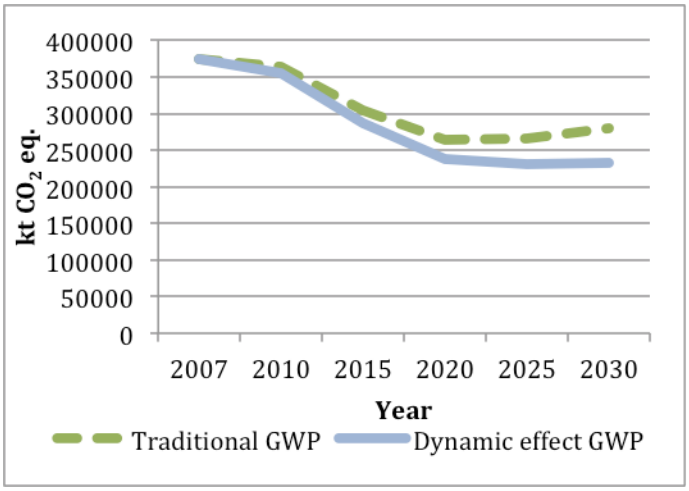


Figure 34 – Effet de l'introduction de facteurs de caractérisation en fonction du temps pour les GES pris en compte dans le PRG (*Global Warming Potentiel, GWP* dans le graphique).

5.7 Construction des scénarios

Il est notoire que les modèles prospectifs à long terme comportent une grande incertitude. La plupart des incertitudes épistémologiques (telles que définies dans (Spielmann et al., 2004)) de l'étude proviennent de la méconnaissance des contraintes futures du marché. Dans l'ACV-C, il est important d'avoir des informations sur les contraintes du marché afin de quantifier précisément les variations de l'offre et de la demande des technologies affectées. Des contraintes de différente nature peuvent être intégrées dans MIRET : contraintes physiques (disponibilité de la biomasse, capacités de production, etc.) et contraintes politiques (utilisation minimale ou maximale d'une technologie donnée, quotas d'émission, etc.). Les incertitudes sur les contraintes politiques à long terme sont très grandes. C'est pourquoi les résultats de notre étude de cas ont été analysés dans différents contextes politiques. Le recours à des scénarios pour faire face au problème d'incertitude des études prospectives est considéré dans la littérature comme un mécanisme intéressant qui devrait contribuer à renforcer la

cohérence de l'ACV-C (Mathiesen et al., 2009; Weidema et al., 2009; Zamagni et al., 2012).

Deux scénarios contrastés ont été élaborés. Un scénario de référence (*REFERENCE*) où le modèle ne tient pas compte des contraintes politiques et un scénario politique (*POLICY*) qui intègre la RED avec le Plan d'action national en faveur des énergies renouvelables (NREAP) et la FQD (voir la section 1.3 pour une description plus approfondie de ces directives). Ces contraintes politiques interfèrent beaucoup dans le secteur de l'énergie. Concrètement, les points de ces textes réglementaires qui ont été convertis en équations dans le modèle d'optimisation sont les suivants :

- La RED fixe à 10 % les sources d'énergie renouvelable à intégrer dans le secteur du transport d'ici 2020. Pour atteindre ce quota de 10 %, la directive établit en outre que la part des biocarburants produits à partir des déchets, résidus, matières cellulosiques non alimentaires et matières lignocellulosiques (biocarburants de seconde génération) doit être deux fois plus importante que celle des biocarburants classiques.
- Chaque État-membre de l'UE a établi un plan d'action national en faveur des énergies renouvelables qui décrit de quelle manière il atteindra la part obligatoire d'énergies renouvelables dans la consommation globale d'énergie d'ici 2020. En France, l'objectif est d'intégrer 23 % d'énergies renouvelables dans la consommation globale. Le *mix* technologique attendu chaque année au cours de la période considérée (feuille de route) a aussi été inclus.
- La FQD impose également aux fournisseurs de carburants de réduire progressivement les émissions de GES au cours du cycle de vie de leurs produits d'ici 2020. Elle oblige à réduire d'au moins 6 % d'ici 2020 le niveau des émissions de GES au cours du cycle de vie des carburants consommés par rapport au niveau des émissions des carburants fossiles consommés en 2010 dans l'UE.

Tous ces objectifs doivent être atteints en 2020. Nous avons donc été obligés d'émettre des hypothèses sur leur évolution jusqu'en 2030 qui est la fin de l'horizon temporel de notre modèle. Nous faisons l'hypothèse que ces objectifs restent constants après 2020 à l'exception de la double comptabilisation de la part des biocarburants 2G dans le quota de 10 % d'énergies renouvelables à intégrer dans les transports. Nous estimons qu'il s'agit d'une incitation à investir dans les nouvelles technologies de

production des biocarburants et qu'une fois la maturité atteinte, la mesure devrait être graduellement assouplie. Nous avons donc fixé la part des biocarburants 2G à 1,5 fois celle des biocarburants classiques en 2025 et à 1 fois en 2030.

6 Résultats et discussion

Les résultats présentés dans cette section concernent le BTL produit en mode autothermique comme décrit dans la section 5.2 (Figure 31 et Tableau 12), avec les données fournies par l'IFPEN (seulement dans la section 6.3, nous réalisons des analyses de sensibilité pour des cas allothermiques avec des données techniques provenant d'autres sources). Dans la section 6.1, nous montrons comment le contexte politique peut influer sur les résultats globaux de l'étude de cas. Dans la section 6.2, nous expliquons comment le modèle permet l'identification des technologies affectées et comment nous pouvons intégralement justifier nos résultats chiffrés en analysant précisément les données de la simulation sur les processus impactés. La section 6.3 est consacrée à la présentation de l'analyse de la sensibilité des résultats pour différents scénarios de prix, de rendement de la conversion en BTL et des choix technologiques dans le procédé. Dans les sections suivantes, nous débattons des limites du modèle (section 6.4) et du choix de l'unité fonctionnelle (section 6.5). Pour finir, la section 6.6 est consacrée aux remarques finales de cette partie de la thèse et aux recommandations méthodologiques pour la pratique de l'ACV-C et prospective.

6.1 Résultats du PRG pour la production de BTL

L'un des buts de cet exercice est d'observer comment le contexte politique peut influer sur les résultats du modèle. Pour ce faire, nous analysons les conséquences de l'introduction d'une unité de production à l'échelle commerciale de BTL en mode autothermique en France en 2020. Nous considérons que la capacité de cette unité de production est de 100 kt de BTL/an (ce qui représente environ 0,2% de la consommation annuelle de carburants liquides en France) et que cette unité tourne à plein régime jusqu'à la fin de la période analysée.

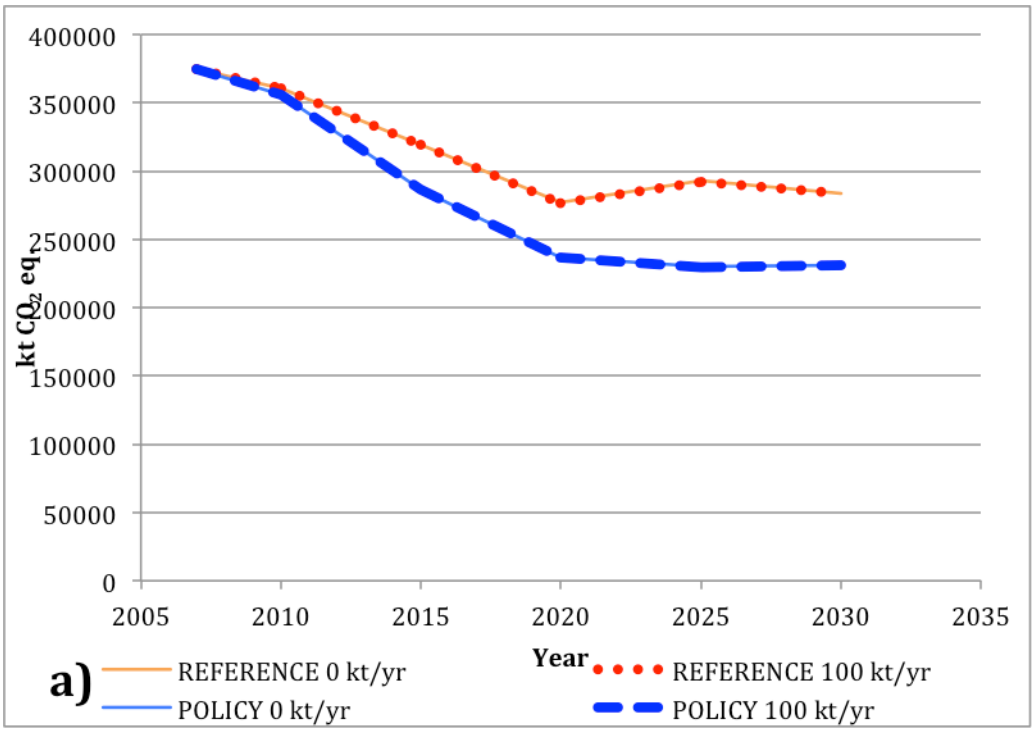
Cette décision n'entraîne pas de conséquences à grande échelle[45] sur le système d'arrière-plan, c'est-à-dire de changements dans la capacité installée. L'ILCD recommande l'application de l'ACV-A (Situation A : aide à la décision à l'échelle *micro*) pour ces cas-là. Nous estimons toutefois que cette approche n'est pas adaptée aux décisions relatives au secteur de l'énergie en raison de sa nature particulière. Par exemple, dans la production d'électricité, les centrales électriques à combustion ne peuvent être utilisées que lorsque la demande atteint un pic au cours de la journée et la capacité installée ne change pas en raison des variations quotidiennes de la demande. Lorsqu'une décision à relativement petite échelle (production de 100 kt de BTL/an) est donc prise, même si elle ne cause aucun changement dans la capacité installée de production d'énergie, l'impact environnemental associé à la décision peut varier[46]. Une approche conséquentielle (Situation B : aide à la décision à l'échelle *méso/macro*) est nécessaire pour ce type d'évaluation. Les mécanismes du marché doivent être intégrés dans le modèle d'évaluation afin d'apprécier les variations de l'impact environnemental.

La Figure 35 représente les émissions annuelles de GES pour l'ensemble du système représenté par MIRET (unité fonctionnelle : *demande d'énergie et de services énergétiques en France de 2007 à 2030*) pour les scénarios de REFERENCE et POLICY avec et sans unité de production de BTL installée en 2020. Il faut noter que la baisse importante au cours du temps des émissions de GES observée dans ces courbes est due à l'intégration des aspects dynamiques dans l'évaluation des résultats (section 5.6). En raison de l'échelle de la Figure 39a, nous ne constatons pas de différence causée par la production de BTL dans le PRG. Nous présentons donc la Figure 39b représentant une petite parcelle de la Figure 39a pour montrer que jusqu'en 2020, les émissions de GES sont exactement les mêmes pour les cas avec et sans production de BTL et divergent un peu à partir de cette date. La différence entre les courbes (pour un même contexte politique) est exclusivement due à l'introduction de BTL dans le système (*ceteris*

[45] « Des conséquences à grande échelle (importantes) doivent en général être prises en compte si la demande ou l'offre annuelle supplémentaire déclenchée par la décision analysée dépasse les possibilités de la capacité installée annuellement remplacée qui permet le surcroît de production demandé » (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

[46] Ceci est également dû au caractère linéaire du modèle : les investissements technologiques sont décrits avec des valeurs continues permettant l'observation de « petits » changements (voir la section 5.3 pour plus de précisions).

paribus). Cette différence était -5853 et -2115 ktCO$_2$éq.[47] pour les scénarios de REFERENCE et POLICY respectivement (Figure 36).



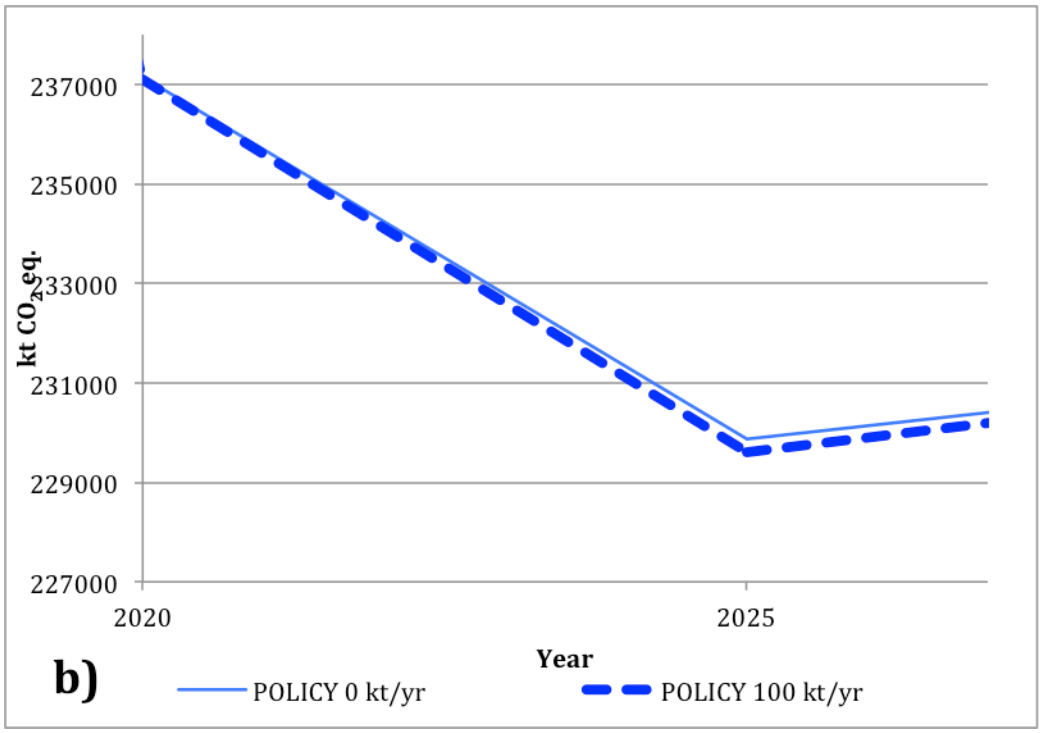


Figure 35 – PRG annuel pour les scénarios REFERENCE et POLICY avec et sans unité de production de BTL (100 kt/an) installée en 2020

[47] Valeurs calculées pour l'ensemble de la période considérée. L'effet global est très petit. À titre de comparaison, le PRG calculé pour l'ensemble du système en 2007 était de 375 075 ktCO$_2$éq.

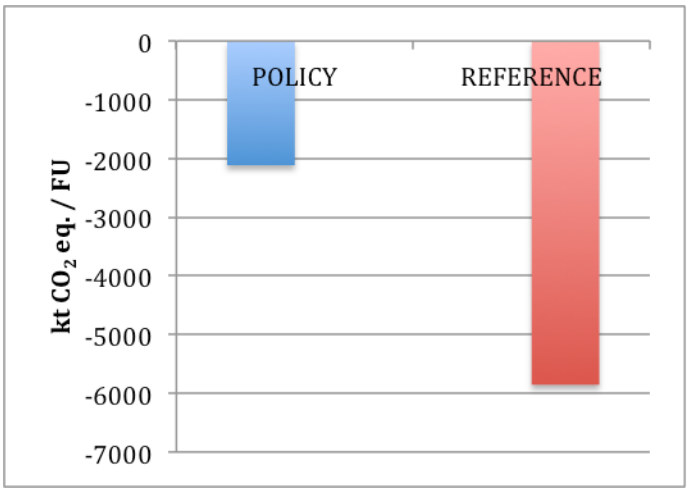


Figure 36 – PRG associé à la décision de produire du BTL pour les scénarios REFERENCE et POLICY

Les valeurs de cette évaluation doivent être interprétées avec précaution. Il est plus important de comprendre comment les résultats globaux de cette étude de cas ont été obtenus que de s'intéresser à leur valeur quantitative. La force de cette méthodologie est la possibilité d'expliquer ces résultats par l'observation précise des processus affectés. L'importante conclusion tirée de la Figure 36 est que le contexte politique influe effectivement beaucoup sur l'évaluation environnementale parce que les technologies concernées par la décision de produire de la BTL ne sont pas les mêmes pour les scénarios REFERENCE et POLICY. Sans une approche prospective systémique (comme celle du modèle MIRET), il devient très difficile de décrire ces contextes politiques et leurs effets sur le choix des technologies et des ressources. Si le contexte politique n'est pas bien décrit, les conséquences environnementales correspondantes ne peuvent pas être effectivement détectées.

6.2 Identification des technologies affectées pour la production de BTL

Comme indiqué précédemment, les modèles *bottom-up* possèdent une riche représentation de technologies et se fondent sur des mécanismes économiques qui favorisent l'observation des technologies affectées après une perturbation du système (section 5.3). L'impact de chaque technologie affectée sur les résultats finaux du PRG peut être examiné avec une grande précision comme le montrent la Figure 37 et la

Figure 38 pour les scénarios REFERENCE et POLICY respectivement. Ces figures représentent la différence entre les cas avec « action » et « sans aucune action » pour le rôle joué dans le PRG par chaque technologie du système affectée.

Ces schémas illustrent la grande différence entre les approches par étapes et modélisées de l'ACV-C. Un petit changement du système peut affecter non seulement un processus des marchés concernés mais aussi un ensemble de processus (certaines technologies affectées ne sont pas représentées dans ces schémas car leur impact est trop faible pour l'échelle des figures). De plus, les changements sont susceptibles d'affecter plusieurs marchés ; les contraintes comme la sécurité de l'approvisionnement ou des ressources et celles des politiques publiques peuvent affecter d'autres processus. Dans un sens, des petits changements peuvent se propager dans un système et une analyse systémique est donc à même de donner des résultats plus cohérents que l'approche par étapes.

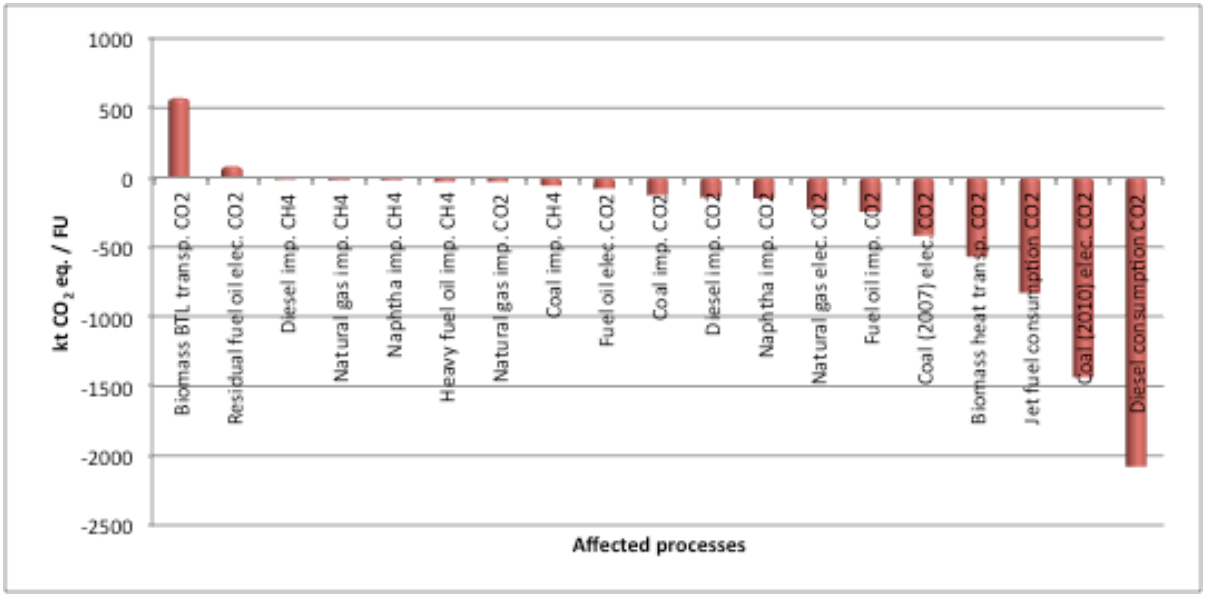


Figure 37 – Contribution pour le PRG total des technologies affectées dans le scénario REFERENCE

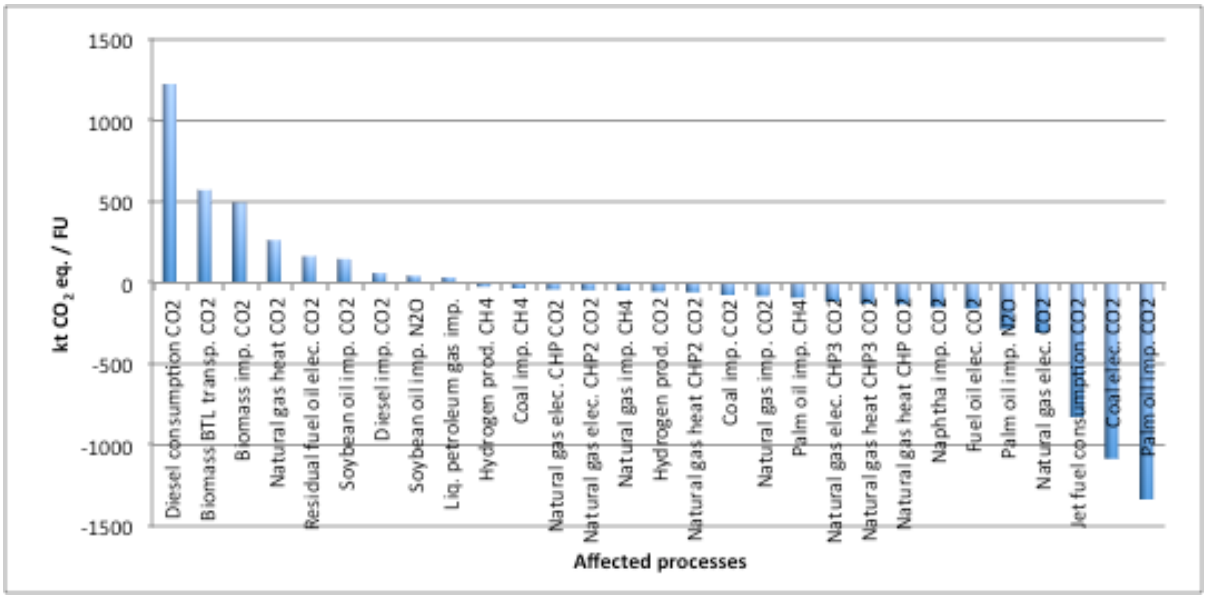


Figure 38 - Contribution pour le PRG total des technologies affectées dans le scénario POLICY

Une première analyse de la Figure 37 et de la Figure 38 donne un aperçu des conséquences de la production de BTL en France. Il est néanmoins plus facile d'expliquer les résultats lorsque les parts du PRG sont groupées par secteur et que chaque secteur est analysé séparément : agriculture, production d'électricité, production de chaleur, processus de conversion (raffineries, unités de production de biocarburants, etc.), transport, importations et exportations.

Dans la Figure 39, nous observons qu'il ne se produit aucun changement dans le secteur agricole dû à l'introduction d'une usine de production de BTL en France. Les émissions de GES sont exactement les mêmes avec ou sans production de BTL. Des changements relativement petits sont observés dans les secteurs des processus de conversion et de la chaleur. Une baisse des émissions dans le secteur de l'électricité était attendue compte tenu du fait que, en mode autothermique, l'électricité est coproduite mais la réduction n'est pas la même pour le scénario de REFERENCE et le scénario POLICY. Dans les secteurs restants, (transport, import/export), nous observons des comportements différents entre les scénarios de REFERENCE et POLICY.

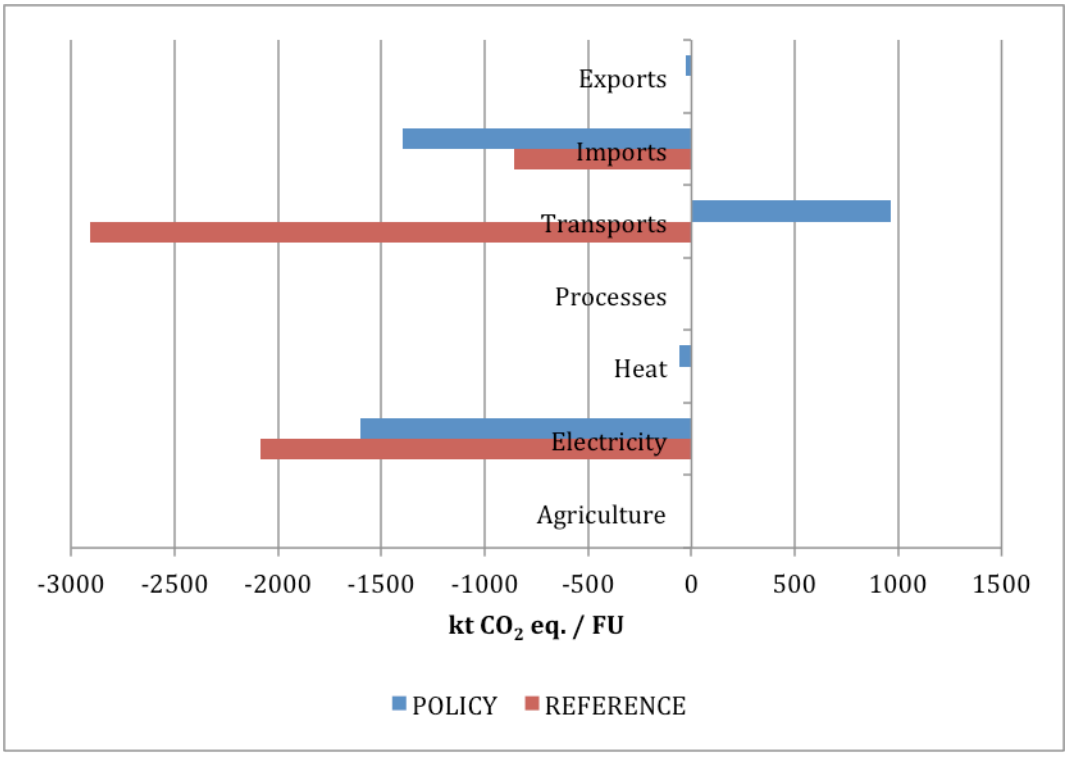


Figure 39 - Contribution pour le PRG total de chaque secteur du système modélisé

Dans les sous-sections suivantes (6.2.1 à 6.2.4), le niveau d'activité de chaque technologie dans les secteurs les plus affectés sera comparé pour expliquer pleinement ces différences. Les graphiques présentés sont obtenus par la soustraction de l'activité de chaque technologie dans le secteur concerné pour les cas avec ou sans BTL. Les valeurs positives représentent les technologies qui ont un niveau plus élevé d'activité à la suite de la production de BTL et les valeurs négatives représentent les technologies qui ont été remplacées ou dont le niveau d'activité s'est réduit.

6.2.1 Effets de substitution dans la production d'électricité

Au cours de l'ensemble de la période considérée, près de 13 PJ d'électricité sont coproduits à l'unité autothermique de BTL. Dans la Figure 40 et la Figure 41, nous constatons que l'électricité a été introduite dans le réseau électrique pour remplacer celle produite par la combustion de ressources fossiles, charbon et gaz naturel. Le CO_2 émis par la combustion de la biomasse (CO_2 biogénique) n'est pas comptabilisé étant donné qu'il a préalablement été capturé dans l'atmosphère par les plantes (hypothèse de la neutralité carbone – défini dans la section 3.3.3). Ceci explique pourquoi le PRG du secteur de l'électricité diminue dans les deux scénarios.

On observe une plus forte baisse des émissions de GES dans le scénario REFERENCE que dans le scénario POLICY (voir la Figure 39). La raison en est que les technologies marginales du scénario POLICY ont un meilleur rendement et émettent moins de GES que celles du scénario REFERENCE. Dans le scénario REFERENCE, l'électricité de substitution est principalement produite à partir de charbon tandis que dans le scénario POLICY, les technologies de substitution consomment du gaz naturel (~2,83 et ~2,54 kg de CO_2 sont respectivement émis par la combustion d'un kg de charbon et de gaz naturel). Comme dans les précédentes études d'Eriksson et al. (2007), Pehnt et al. (2008) et Mathiesen et al. (2009), ces résultats reposent sur l'identification d'un *mix* de technologies pour représenter l'électricité marginale. C'est l'usage d'un modèle capable de déterminer cette variété au cours du temps et dans différents contextes politiques qui le permet.

Il faut noter que la baisse de la demande de charbon et de gaz naturel dans la production d'électricité se reflète aussi dans le secteur des importations (voir section 6.2.4). Ces conséquences ne sont pas prises en compte dans les précédentes études que nous venons de mentionner.

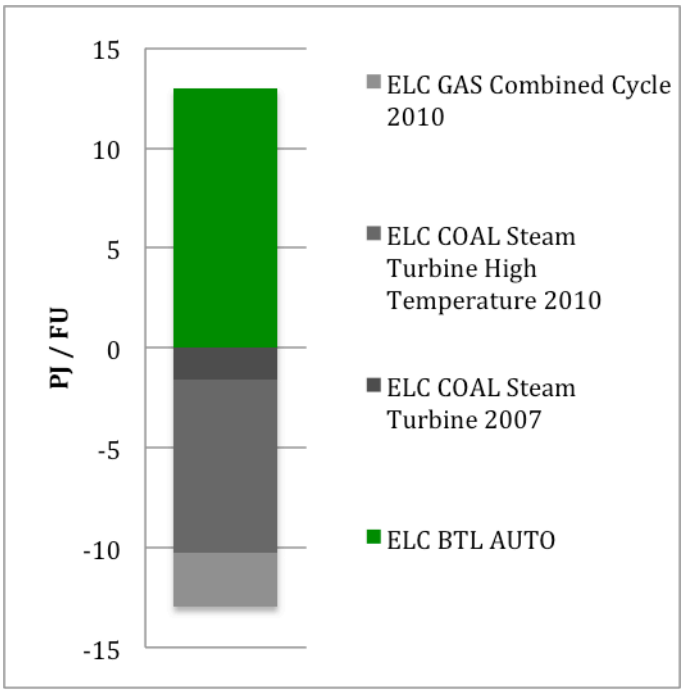


Figure 40 – Effets du remplacement des technologies de production d'électricité dans le scénario REFERENCE

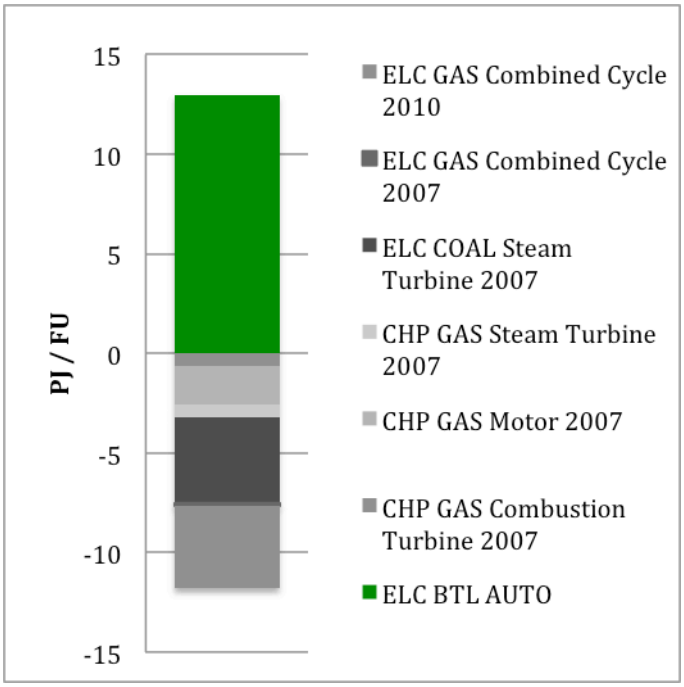


Figure 41 – Effets du remplacement des technologies de production d'électricité dans le scénario POLICY

6.2.2 Effets de substitution dans la production de chaleur

Même si les émissions restent les mêmes avec l'introduction du BTL dans le secteur de la production de chaleur dans le scénario REFERENCE (voir la Figure 39), on remarque un important changement technologique. Dans la Figure 42 représentant les technologies affectées dans le secteur de la production de chaleur, nous observons que la chaleur produite à partir de la combustion de biomasse est remplacée par la chaleur produite par le biogaz. Nous considérons que les émissions de CO_2 issues de la combustion de la biomasse et du biogaz ont un effet neutre sur le changement climatique et c'est la raison pour laquelle le secteur de la production de chaleur ne semble pas affecté.

Ce peut être interprété de la façon suivante. La biomasse lignocellulosique est consommée pour la production de chaleur lorsqu'il n'y a pas de production de BTL. Dans le scénario de REFERENCE, il n'y aucune contrainte qui impose l'usage de la biomasse dans ce secteur. Lors de l'introduction de l'usine de production de BTL dans le système, la biomasse qui servait auparavant de source de chaleur est dirigée à la production de carburants liquides. Par conséquent, le secteur du chauffage « choisit » de produire de la

chaleur avec du biogaz ce qui correspond à la prochaine technologie disponible intégrée dans la courbe de l'offre construite lors de la simulation de MIRET (voir la section 5.3).

Même si notre modèle comporte une représentation peu étayée des technologies de production de chaleur (problème traité dans la section 6.4), ce résultat met en évidence une éventuelle concurrence pour les ressources dans le secteur de la production de chaleur.

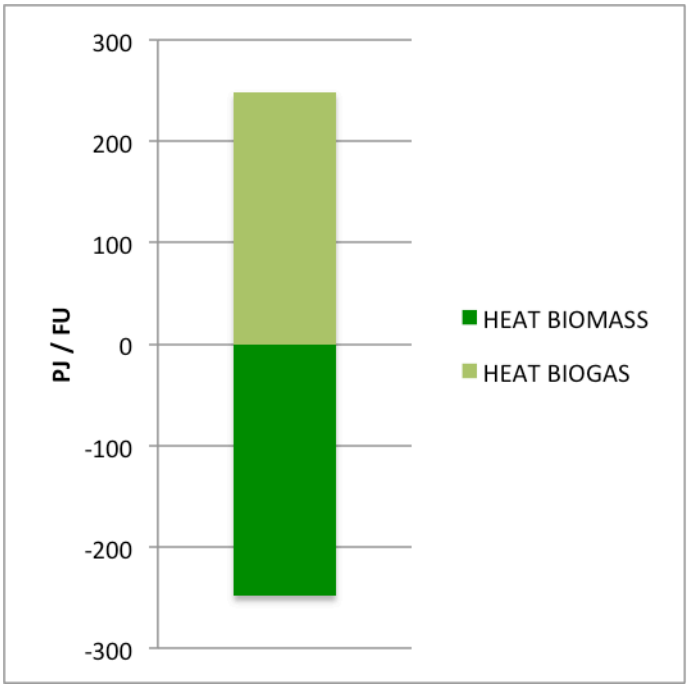


Figure 42 – Effets du remplacement des technologies de production de chaleur dans le scénario REFERENCE

Dans la Figure 41, nous avons observé que certaines technologies de cogénération (de chaleur et d'électricité) à base de gaz naturel étaient remplacées dans le scénario POLICY. Elles sont simplement remplacées par des technologies de production de chaleur plus récentes qui utilisent également le gaz naturel et, par conséquent, on ne constate qu'une faible baisse des émissions dans le secteur du chauffage (voir la Figure 39).

6.2.3 Effets de substitution dans le secteur du transport

La plupart des impacts dans le secteur du transport peuvent être expliqués par un examen attentif de la consommation de carburants liquides. Intuitivement, on

s'attendrait à une réduction des émissions de GES due à la production de BTL. Cependant, on ne l'observe que dans le scénario REFERENCE (Figure 43) : le diesel et le kérosène de synthèse (d'origine « bio ») coproduits dans l'unité BTL remplacent le diesel et le kérosène (utilisé comme carburant d'aviation) fossiles.

Contrairement à l'intuition, dans le scénario POLICY, le diesel de synthèse (produits par l'unité BTL), l'EMHV et le diesel classique remplacent le HVO (Figure 44). Cela se produit en raison des contraintes de la directive européenne sur les énergies renouvelables (voir la section 5.7). L'obligation d'intégrer 10% d'énergies renouvelables dans les transports d'ici 2020 a pour conséquence que les carburants liquides marginaux sont les biocarburants 1G. Pour cette raison, le HVO est le carburant remplacé. Toutefois, la part des biocarburants 2G pour atteindre l'objectif d'intégration des énergies renouvelables est comptabilisé comme étant le double de celle constituée par les biocarburants conventionnels ce qui « permet » une consommation plus élevée de diesel fossile lors de l'introduction de BTL dans le système.

C'est un nouvel exemple des informations importantes qui peuvent être communiquées aux décideurs politiques à partir de l'utilisation d'un modèle tel que le nôtre pour l'évaluation environnementale. Ce point particulier de la RED (les biocarburants 2G comptent pour le double) a été introduit dans l'intention de stimuler les investissements dans la production de biocarburants moins polluants. Néanmoins, on observe une conséquence contraire : la hausse de la consommation des carburants fossiles.

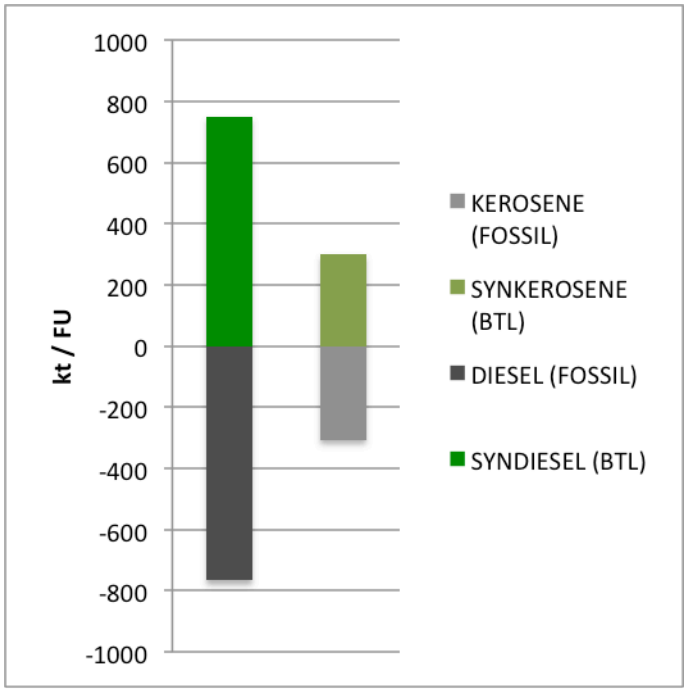


Figure 43 – Effets du remplacement des carburants liquides dans le scénario REFERENCE

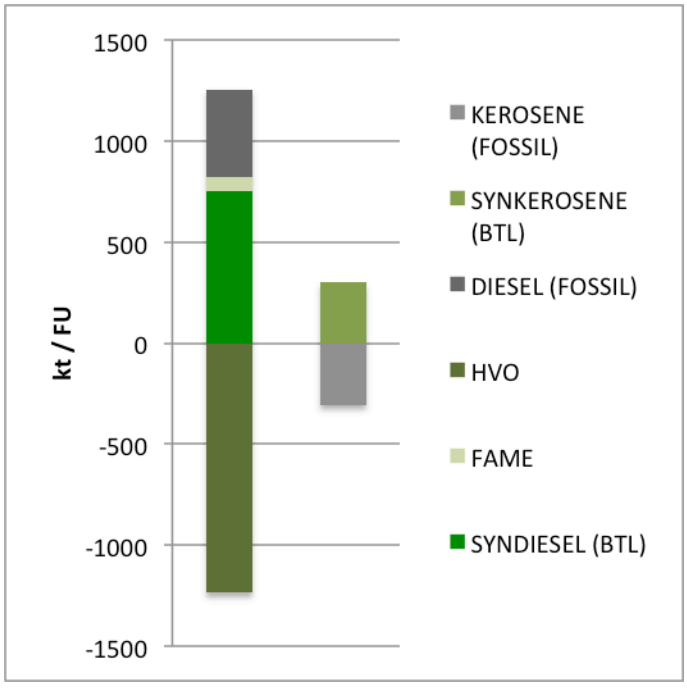


Figure 44 – Effets du remplacement des carburants liquides dans le scénario POLICY

Le transport de la biomasse a aussi des effets dans le secteur du transport. Dans le scénario de REFERENCE, les matières lignocellulosiques qui étaient transportées pour la production de chaleur et d'électricité sont transportées pour la production de BTL avec l'introduction de cette technologie dans le système. Cela signifie que la quantité de

biomasse transportée est la même que BTL soit produit ou non. On n'observe que de petites différences dans les distances parcourues qui n'ont pas d'effets notables sur les résultats. Dans le scénario POLICY, cependant, une quantité supplémentaire de biomasse est importée en France pour la production de BTL. Ces copeaux de bois sont transportés dans des camions à l'usine de transformation et leur transport a un fort impact de 570 kt de CO_2 éq. dans le résultat final.

6.2.4 Effets de substitution dans les imports et exports

Les impacts du secteur de l'import/export sont les conséquences des effets de substitution présentés dans les précédentes sections. Par exemple, dans le scénario REFERENCE (Figure 45), on importe moins de charbon et de gaz naturel en raison d'une plus faible consommation de ces ressources pour la production d'électricité (section 6.2.1), et aussi moins de diesel en raison de la baisse de consommation de ce carburant remplacé par du diesel de synthèse issu de la biomasse (section 6.2.3). De même, on constate une baisse des importations de naphta en raison de la production de naphta de synthèse dans l'usine de BTL bien que cet effet de substitution n'apparaisse pas plus tôt dans le texte car les étapes d'usage et de fin de vie du cycle de vie du naphta ne sont pas inclues dans MIRET. Tous ces facteurs expliquent que le PRG soit inférieur dans le secteur de l'import en cas de production de BTL (voir Figure 39).

On fait le même constat dans le scénario POLICY. Le PRG est inférieur dans le secteur de l'import avec l'introduction de la BTL dans le système (voir Figure 46). Le processus concerné qui contribue le plus à cette baisse est l'importation d'huile de palme. Comme l'introduction de la BTL engendre une baisse de la production de HVO (section 6.2.3), il est nécessaire d'importer moins d'huile de palme en France. Nous rappelons ici que les facteurs d'émission d'Ecoinvent ont été directement associés aux produits importés et les émissions de GES au cours du cycle de vie de l'huile de palme sont particulièrement élevées en raison du CAS direct (déforestation), des émissions de N_2O des champs ainsi que des émissions de méthane dues à la décomposition des grappes de fruits vides mises en décharge.

Comme expliqué dans la section 6.2.2, dans le scénario de REFERENCE, la biomasse qui était utilisée pour la production de chaleur est déviée vers la production de BTL. Dans le scénario POLICY, les ressources lignocellulosiques nationales sont toujours

utilisées par le secteur de la production de chaleur en raison du NREAP. Il devient donc nécessaire d'importer des copeaux de bois pour la production de BTL. Dans la Figure 46, nous observons qu'une relativement grande quantité de copeaux de bois est importée mais les facteurs d'émission de GES au cours du cycle de vie d'Ecoinvent associés à la production des copeaux de bois sont nettement inférieurs à ceux de l'huile de palme. Il faut noter que l'impact dû au CAS en raison de la hausse de la demande en copeaux de bois n'a pas été évalué dans cette étude. Cela est une importante limite de MIRET.

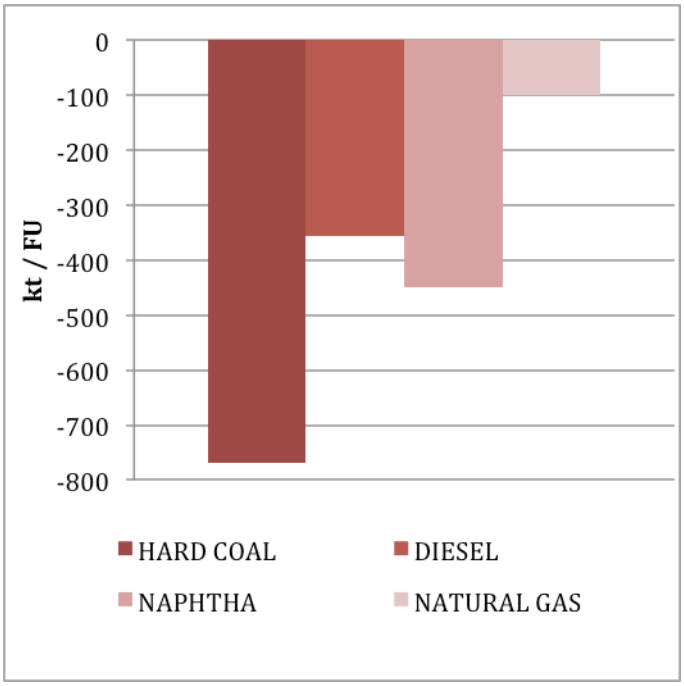


Figure 45 – Importations dans le scénario REFERENCE

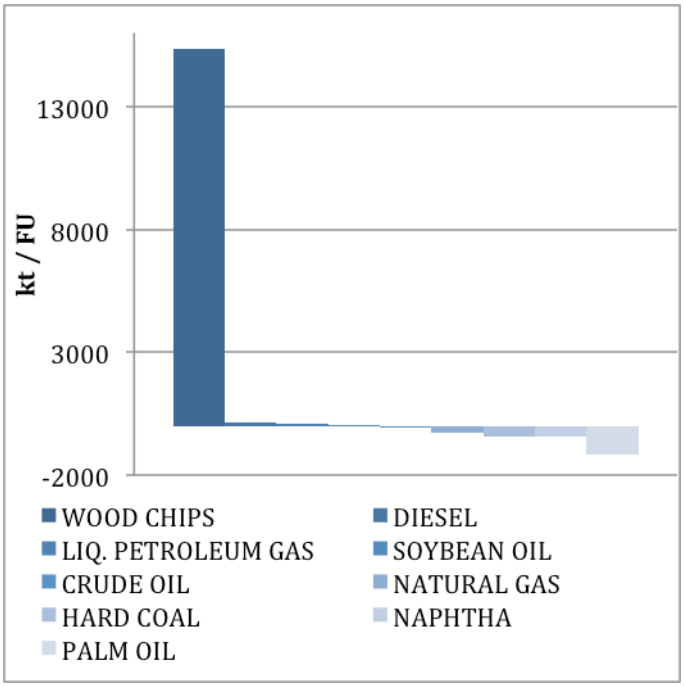


Figure 46 – Importations dans le scénario POLICY

Dans la Figure 39, on constate aussi une petite baisse des émissions dans le secteur de l'export dans le scénario politique en raison de l'introduction du BTL dans le système. C'est une conséquence de la hausse des exportations de glycérine (hausse de 8,6 kt au cours de l'ensemble de la période considérée). La glycérine est coproduite avec l'EMHV et on constate une consommation accrue de ce biocarburant (74,7 kt) lors de l'introduction du BTL dans le scénario POLICY (section 6.2.3). Comme expliqué dans la section 5.4, les matières premières, qui ne sont pas consommées dans le cadre du modèle, sont exportées avec les facteurs d'émission négatifs au cours du cycle de vie provenant d'Ecoinvent.

6.3 Analyses de sensibilité

Dans les ACV, les analyses de sensibilité sont effectuées pour évaluer la fiabilité des résultats finaux (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). Dans les ACV des biocarburants, les incertitudes sont relatives à la qualité des données de l'inventaire du cycle de vie (concernant la représentativité technologique, géographique et temporelle des processus du système)

ainsi qu'aux choix méthodologiques, comme par exemple la procédure d'allocation d'impacts entre produits et coproduits. Les résultats de l'ACV-C ont, en plus, d'importantes incertitudes sur les mécanismes du marché (en matière de substitutions sur les marchés concurrentiels) influencés par les prix, les coûts et les politiques publiques. L'estimation de l'incertitude globale s'effectue par l'analyse de scénarios – analyse de sensibilité classique – (e.g. Koponen et al., 2009; Kaufman et al., 2010; Stratton et al., 2010) et par la simulation de Monte Carlo (e.g. Choudhury et al., 2002; Edwards et al., 2008; Hsu et al., 2010).

Dans un premier temps, nous présentons ici quelques analyses classiques de sensibilité menées sur certains paramètres du modèle : scénarios des prix et rendement de la conversion en BTL. Nous avons choisi de ne pas présenter les résultats de l'analyse de sensibilité sur les facteurs d'émission individuels car leur influence sur les résultats est linéaire et, par conséquent, prévisible. Par exemple, dans le scénario POLICY, les importations d'huile de palme ont une influence négative sur les résultats finaux de notre évaluation (-1337 $ktCO_2éq.$, volume directement proportionnel à la quantité d'huile de palme importée, Figure 38). Il y a une incertitude relativement forte sur les émissions de l'huile de palme de Malaisie au cours de son cycle de vie dans Ecoivent (par exemple, l'intervalle de confiance pour les émissions de CO_2 dû à la transformation des terres est de ±30% environ), mais on ne peut pas tirer de conclusions significatives sur les résultats en faisant varier ces facteurs d'émission dans leur intervalle de confiance. On ne devrait observer que des impacts linéaires dans les résultats.

Tous les résultats présentés dans ce chapitre jusqu'ici ont été obtenus à partir de simulations des prix du NPS (voir la note de bas de page [7] dans la section 1.1). C'est notre cas de BASE. La Figure 47 représente la variation des résultats pour les autres scénarios du *World Energy Outlook* de l'AIE : CPS et 450S. Pour chacun de ces scénarios, les prix des ressources naturelles (charbon, pétrole brut, gaz naturel, etc.) et du CO_2 (sous la forme de taxe sur les émissions) évoluent de façon différente entre 2007 et 2030. L'analyse de nos résultats montre que le prix du CO_2 exerce l'influence majeure sur les résultats. Des changements relativement modestes se produisent dans le scénario de REFERENCE qui sont principalement dus aux substitutions dans le secteur de l'électricité. Cependant, dans le scénario POLICY, le gain dans les émissions de GES tiré de l'introduction de l'unité BTL est réduit quand on utilise les prix du 450S (-573 $ktCO_2éq.$ contre -2115 $ktCO_2éq.$ dans le cas de BASE). C'est surtout parce que les

technologies marginales d'électricité (qui sont remplacées par l'électricité coproduite dans l'unité BTL) sont des technologies à « faible émission » dans un scénario où les prix du CO_2 sont élevés (comme dans le 450S où la limite de concentration 450 ppm de CO_2 dans l'atmosphère est respectée).

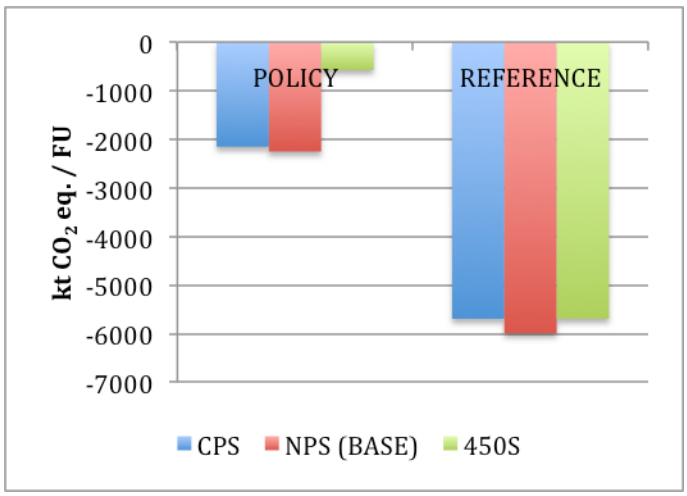


Figure 47 – Analyse de sensibilité pour les scénarios de prix

Hohwiller (2011) a montré que les rendements peuvent varier d'environ 10 % en fonction du pouvoir calorifique inférieur (PCI) de la biomasse entrant dans le processus. Nous présentons donc les résultats pour l'analyse de sensibilité du rendement de la conversion en BTL (+10 % en cas de biomasse à PCI élevé et -10 % en cas de biomasse à PCI plus petit – ce sont les cas à fort et à faible rendement respectivement) dans la Figure 48. Il ne survient aucun changement significatif dans le scénario de REFERENCE. Les émissions diminuent en fonction du rendement dans le scénario POLICY. Cette réduction se produit car il faut importer et transporter moins de biomasse pour un rendement plus élevé de l'unité BTL. Comme expliqué dans la section 6.2.2, la même quantité de biomasse est transportée dans le scénario de REFERENCE qu'on produise ou non de BTL.

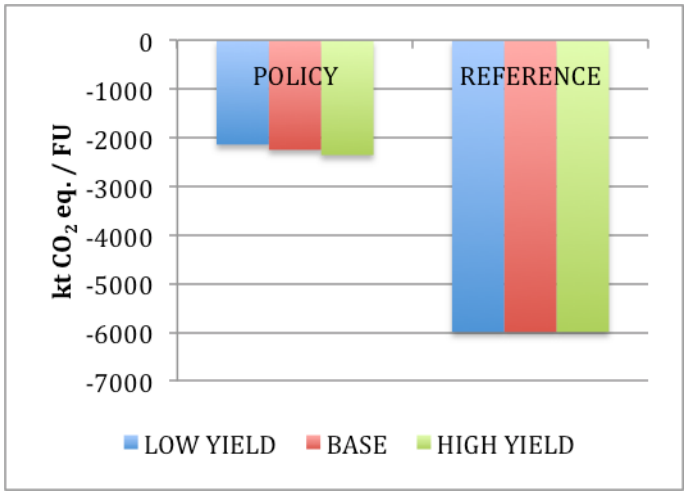


Figure 48 – Analyse de sensibilité pour le rendement de conversion du BTL

La dernière analyse de sensibilité que nous présentons est sur les choix technologiques de la production de BTL. Nous comparons les résultats obtenus pour une unité BTL décrite avec des données de l'IFPEN avec les résultats obtenus pour d'autres configurations des procédés. Le Tableau 14 résume les différentes configurations des procédés traitées dans cette analyse de sensibilité. Les données des unités A à S proviennent de la thèse « La production de carburants liquides par thermoconversion de biomasse lignocellulosique : évaluation pour le système énergétique français futur » (Hohwiller, 2011). Les données des unités T à V, proviennent de ce même travail mais représentent des procédés CHOREN[48]. La lettre W correspond au cas de base présenté avant où des données IFPEN sont utilisées. Dans cette analyse de sensibilité les procédés diffèrent selon (i) le prétraitement de la biomasse (torréfaction ou pyrolyse), (ii) le mode opératoire de la gazéification (autothermique ou allothermique alimenté avec de l'électricité, du gaz naturel ou de l'hydrogène), (iii) le mode d'ajustement du niveau de H_2 (*Water Gas Shift (WGS)* ou alimentation de H_2 provenant de l'électrolyse de l'eau ou du reformage du gaz naturel), (iv) l'application des gaz de tête de la synthèse FT (production d'électricité ou recyclage dans le gazéifieur) et (v) les moyens de refroidissement du gaz de synthèse (trempe à l'eau ou échangeur haute température, HT).

[48] Un des groupes précurseurs dans la gazéification de la biomasse et production de BTL. Leur unité de démonstration (14 kt/an) de production de BTL était en construction quand le groupe a fait faillite en juillet 2011.

Les simulations pour l'analyse de différentes configurations de procédés ont été réalisées sous le scenario POLICY. Les résultats de PRG pour chaque cas sont présentés dans la Figure 49 (voir l'Annexe D pour une figure représentant l'impact sur les différents secteurs du modèle selon la configuration du procédé).

Tableau 14 – Différentes configurations des procédés de l'analyse de sensibilité

	Prétraitement	*Gazéification*	*Refroidissement*	*Alimentation H2*	*Utilisation des gaz de tête*
W	torréfaction	autothermique	trempe à l'eau	WGS	électricité
A	pyrolyse	autothermique	trempe à l'eau	WGS	électricité
B	pyrolyse	autothermique	trempe à l'eau	électrolyse	électricité
C	pyrolyse	autothermique	trempe à l'eau	gaz naturel	électricité
D	pyrolyse	autothermique	trempe à l'eau	WGS	recyclage
E	pyrolyse	autothermique	trempe à l'eau	électrolyse	recyclage
F	pyrolyse	autothermique	trempe à l'eau	gaz naturel	recyclage
G	pyrolyse	autothermique	échangeur HT	électrolyse	recyclage
H	pyrolyse	autothermique	échangeur HT	gaz naturel	recyclage
I	pyrolyse	allothermique hydrogène	échangeur HT	électrolyse	recyclage
J	pyrolyse	allothermique gaz naturel	échangeur HT	électrolyse	recyclage
K	pyrolyse	allothermique gaz naturel	échangeur HT	gaz naturel	recyclage
L	pyrolyse	allothermique électricité	échangeur HT	électrolyse	recyclage
M	pyrolyse	allothermique électricité	échangeur HT	gaz naturel	recyclage
N	torréfaction	autothermique	échangeur HT	électrolyse	recyclage
O	torréfaction	autothermique	échangeur HT	gaz naturel	recyclage
P	torréfaction	allothermique gaz naturel	échangeur HT	électrolyse	recyclage
Q	torréfaction	allothermique gaz naturel	échangeur HT	gaz naturel	recyclage
R	torréfaction	allothermique électricité	échangeur HT	électrolyse	recyclage
S	torréfaction	allothermique électricité	échangeur HT	gaz naturel	recyclage
T	pyrolyse	autothermique	échangeur HT	WGS	électricité
U	pyrolyse	autothermique	échangeur HT	électrolyse	recyclage
V	pyrolyse	autothermique	échangeur HT	gaz naturel	recyclage

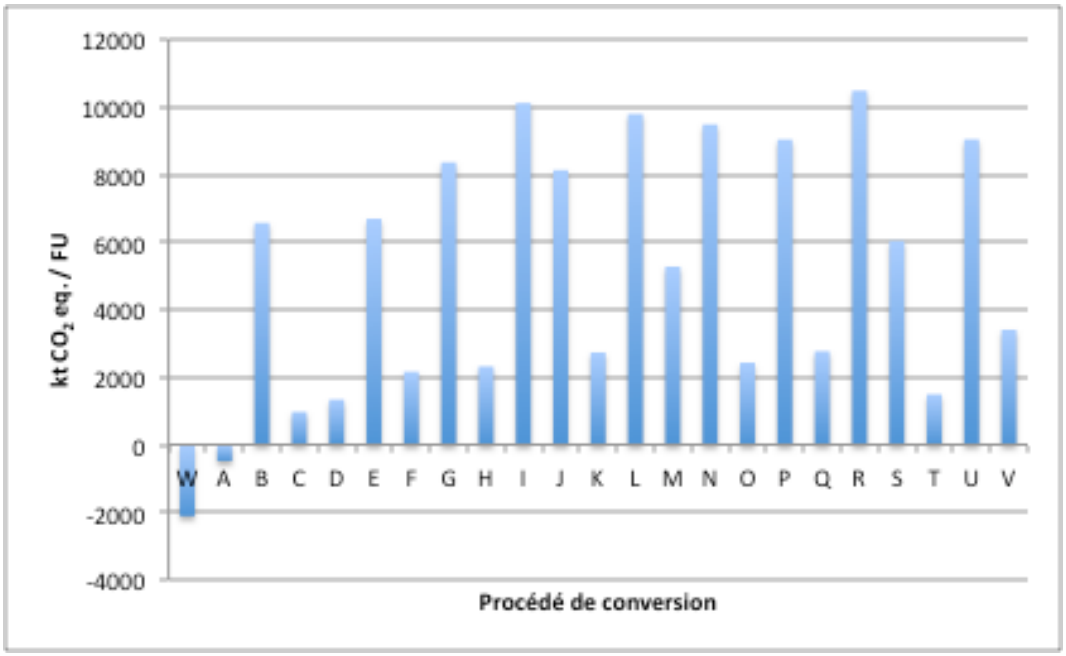


Figure 49 – Analyse de sensibilité pour différentes configurations des procédés

Le premier constat de l'analyse de ces résultats est que l'introduction de BTL en France aura des bénéfices par rapport aux émissions de GES seulement pour les configurations W et A. Ce sont des procédés autothermiques et sans alimentation externe de H_2. Parmi les procédés allothermiques ou avec alimentation externe de H_2, ceux qui utilisent de l'électricité ont les performances les plus mauvaises (B, E, G, I, J, L, M, N, P, R, S et U). Comme nous avons déjà démontré, l'électricité marginale est produite à partir de ressources fossiles. Nous présentons la Figure 50 (qui porte sur le schéma de procédé R, cas extrême de demande supplémentaire d'électricité) pour montrer que les technologies affectées par la demande supplémentaire d'électricité des unités allothermiques sont les mêmes technologies affectées par la coproduction d'électricité dans l'unité autothermique (voir la Figure 41). De plus, les technologies sont affectées dans les mêmes proportions. Nous devons souligner, néanmoins, que l'idée derrière l'alimentation d'une unité BTL avec de l'électricité externe est de produire cette électricité à partir d'une technologie à faible émissions de GES (e.g. nucléaire). De cette façon, le bilan GES du système serait beaucoup plus favorable.

Nous avons aussi réalisé des comparaisons de performance en terme d'émissions de GES pour les autres choix techniques (utilisation des gaz de tête, prétraitement et refroidissement du gaz de synthèse) mais les conclusions de ces analyses ne sont pas

généralisables vu que les différentes configurations possibles ont été testées seulement sous les conditions spécifiques du scénario POLICY[49].

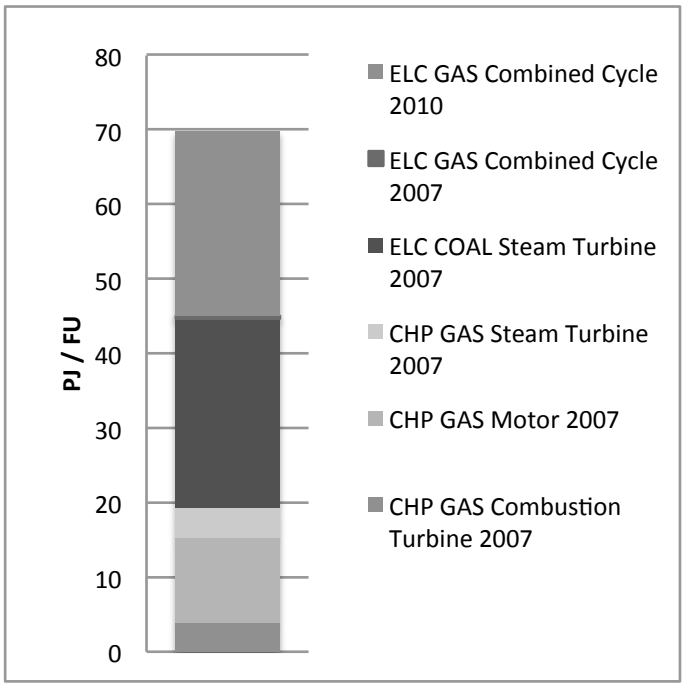


Figure 50 – Activité supplémentaire des technologies de production d'électricité en raison de la demande supplémentaire de l'unité R de production de BLT allothermique

6.4 Exploration des limites du modèle

Dans cette section, nous adoptons une approche assez différente de l'analyse de sensibilité. Les résultats d'un modèle sont en général beaucoup plus sensibles aux limites de ce modèle qu'aux variations des paramètres (Sterman, 2002) comme ceux qui ont été présentés dans la précédente section 6.3. Nous cherchons donc à établir comment les limites du modèle affectent les résultats de l'évaluation environnementale.

Le premier problème traité ici est le fait que MIRET n'intègre pas de description du secteur industriel, notamment des industries pétrochimiques et chimiques. En conséquence, le modèle ne fournit pas d'informations sur la valorisation et la fin de vie

[49] Nous observons, par exemple, que le PRG des systèmes où les gaz de tête sont utilisés pour la production d'électricité est inférieur à celui des systèmes où les gaz de tête sont recyclés (comparaison des configurations B avec E et C avec F). D'autres simulations sous différents scénarios seraient nécessaires pour confirmer cette tendance.

du naphta. Le naphta de synthèse (bionaphta) est l'un des produits des unités BTL et il remplace le naphta produit dans les raffineries françaises ou importées en France (sous la contrainte d'une demande fixe de naphta, exogène au modèle). La variation du PRG associée à la réduction de la production/des importations de naphta fossile en raison de l'introduction du BTL est prise en compte dans le modèle. Néanmoins, l'usage du naphta et les étapes de fin de vie des produits issus du naphta ne sont pas inclus dans les limites du modèle. Comme le carbone du bionaphta est biogénique et n'est pas pris en compte dans le calcul du PRG, il est important de savoir si la teneur en carbone du naphta (bio ou fossile) utilisé dans le secteur pétrochimique est émise ou non dans l'atmosphère.

En France, la plupart du naphta disponible est utilisé dans la production d'oléfines qui entrent dans la fabrication du plastique. Dans ces polymères, la teneur en carbone du naphta est « stockée » et peut ne pas être émise sous forme de CO_2 à l'horizon temporel de cette étude. Les résultats présentés dans la section 6.1 restent inchangés si cette hypothèse est vraie. Les plastiques peuvent toutefois être éliminés avec les déchets solides urbains et être incinérés pour récupérer son énergie en émettant du CO_2. En France, l'incinération correspond à la fin de vie d'environ 40 % des plastiques. Dans la Figure 51, nous observons ce que devraient être les résultats pour les scénarios de REFERENCE et POLICY pour le BTL produit en mode autothermique en fonction de la quantité de plastiques issus du naphta brûlée pour récupérer de l'énergie à l'horizon temporel de cette étude. Nos résultats originels présentés dans la section 6.1 correspondent aux points où 0 % de plastique à base de bionaphta est incinéré. Pour ces calculs, nous avons considéré que les émissions relatives à la phase d'utilisation du naphta (étapes de conversion en produit final) étaient négligeables par rapport aux émissions de fin de vie (incinération).

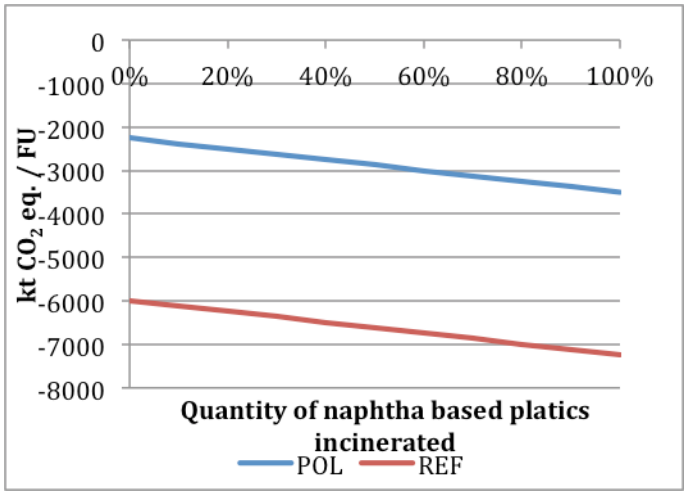


Figure 51 – PRG affecté à la décision de produire du BTL en fonction de la quantité de plastiques à base de naphta incinérés pour récupération d'énergie

La fin de vie du naphta a en effet un grand impact sur les résultats finaux. Les émissions de GES pourraient y connaître une baisse supplémentaire jusqu'à 1248 $ktCO_2$éq. en fonction de l'hypothèse choisie pour l'émission de carbone dans l'atmosphère due à la récupération de l'énergie des plastiques incinérés à l'horizon temporel de cette étude. Ceci démontre qu'il est important de remettre en question les limites du système comme une analyse de sensibilité alternative.

L'absence de description complète du secteur de la chaleur dans MIRET est une autre limite du modèle abordée dans cette section. Par l'observation précise des technologies affectées, nous constatons que la production de chaleur est susceptible d'influer grandement sur les résultats du scénario de REFERENCE (section 6.2.2). Comme ce secteur n'est pas entièrement modélisé, nous ne pouvons pas compter que la technologie marginale de production de chaleur soit le biogaz. Dans la Figure 52, nous observons ce que, dans le scénario REFERENCE, les résultats de la production de BTL en mode autothermique pourraient être pour les diverses technologies marginales de chaleur. Un cas extrême et un cas intermédiaire ont été choisis pour illustrer toutes les variations des résultats : chaleur produite à partir de la combustion de lignite et de gaz naturel.

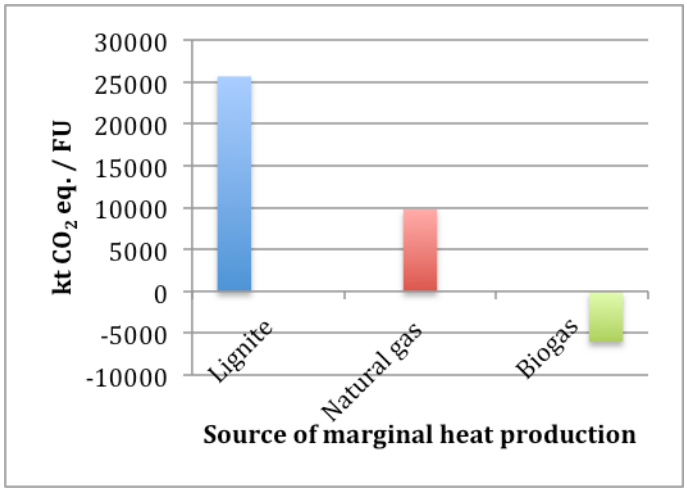


Figure 52 – PRG affecté à la décision de produire du BTL pour le scénario REFERENCE en fonction de la source de production de chaleur marginale

Une nouvelle fois, cela démontre que les limites du modèle exercent une grande influence sur les résultats globaux. Si la chaleur qui était produite par la combustion de biomasse lignocellulosique est remplacée par celle produite par la combustion de lignite ou de gaz naturel, le PRG du système s'accroît respectivement de 25 665 $ktCO_2$éq. et 9804 $ktCO_2$éq. pour satisfaire la demande française d'énergie et de services énergétiques entre 2007 et 2030.

Les très grandes incertitudes sur les résultats ne compromettent pas l'usage de cette méthodologie pour l'évaluation environnementale des technologies futures. Elles renforcent le fait que nous devons nous concentrer sur les leçons que ce modèle de prospective économique nous fournit plutôt que sur les résultats chiffrés.

La production de BTL peut affecter le secteur de l'énergie de telle sorte qu'elle est susceptible de remettre en cause les avantages de cette technologie en matière de réduction de GES. Les ACV-C sur les biocarburants sont généralement axées sur les CAS et leur impact sur le système d'énergie est négligé. Par exemple, le « *Renewable Fuel Standard Program Regulatory Impact Analysis* » de l'EPA (EPA, 2010) est une étude globale très complète qui évalue l'impact du réchauffement climatique et des autres polluants de l'atmosphère associé à l'obligation de produire des biocarburants aux États-Unis d'ici 2022 (plus de 136 milliards de litres de biocarburants sont requis). Cette étude utilise de nombreux modèles[50] pour l'évaluation de l'impact de la production de

[50] *Forestry and Agriculture Sector Optimization Model* (FASOM) pour les changements dans l'agriculture nationale et l'usage des engrais ; *Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy*

biocarburants, y compris le CAS indirect, mais elle ne prend pas en considération les conséquences sur le secteur de l'énergie. Ces conséquences sont potentiellement importantes compte tenu de l'ampleur des contraintes réglementaires et de la consommation des autres énergies nécessaires pour la production de ces biocarburants. Par exemple, les nouvelles installations de production d'éthanol de maïs consomment environ 0,5 MJ de gaz naturel pour produire 1 MJ de carburant (Wang, Han, et al., 2011). Comme l'éthanol de maïs est le biocarburant le plus représentatif aux États-Unis, les conséquences de la hausse de la demande de gaz naturel devraient être évaluées comme nous le faisons dans cette étude.

D'autres limites de notre modèle devraient encore être traitées afin d'obtenir des résultats plus fiables. L'ILCD établit clairement que toutes les technologies affectées pertinentes doivent être incluses dans les limites du système dans une ACV-C (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). Le modèle utilisé dans notre étude de cas ne comprend pas intégralement toutes les technologies affectées dans ses limites. MIRET est un modèle d'équilibre partiel qui intègre une description complète du secteur du transport et de l'énergie (les secteurs de la chaleur et de l'agriculture ne sont que partiellement décrits) pour une seule région, à savoir la France. Il est évident que notre vision des processus affectés en dehors de ces limites est restreinte car il y a des importations de pétrole, de charbon, de gaz naturel, d'uranium, de copeaux de bois, d'huile de palme, d'huile de soja, etc.

Nous avons observé, par exemple, qu'en certains cas, l'importation de copeaux de bois est nécessaire pour la production de BTL en France. Il est impossible de déterminer précisément les impacts liés à ces importations avec MIRET. Ce modèle ne donne aucune information sur les régions dans lesquelles le bois est produit ni sur CAS qui surviennent à la suite de la hausse de la demande de ressources lignocellulosiques dans ces régions particulières. Les changements de mode d'exploitation des terres directs et indirects sont mieux évalués à l'aide de modèles d'équilibre partiel sur les secteurs mondiaux de

---

Use in Transportation Model (GREET) pour les facteurs d'émission de GES pour la production de carburants et d'engrais; CENTURY et DAYCENT pour l'estimation des émissions de N_2O dues à l'usage d'engrais ; FAPRI-CARD pour l'impact sur la production internationale de produits agricoles et de bétail ; les données de Winrock International pour l'estimation des types de terres transformés en terres cultivées et des émissions de GES associées ; GTAP pour tester la robustesse des résultats de FASOM, FAPRI-CARD et Winrock.

l'agriculture, de la sylviculture et de l'élevage ou de modèles d'équilibre général (Edwards et al., 2010; Tyner et al., 2010; Britz and Hertel, 2011).

Notre inventaire de cycle de vie contient donc les procédés affectés par les *conséquences primaires* dans les secteurs français décrits dans le modèle (voir la section 2.2.2 pour la description des types de conséquences). Des *conséquences sécondaires* peuvent être observés avec MIRET mais elles ne jouent pas un rôle important dans notre étude de cas. Nous n'avons pas observés, par exemple, des changements dans le parc automobile dû à la production de 100 kt/an de BTL. Néanmoins, pour des changements plus accentués comme ceux observés lors de la comparaison du scénario POLICY avec le scénario REFERENCE[51], plusieurs *conséquences secondaires* sont observés comme par exemple : augmentation de l'efficacité des diverses technologies (génération d'électricité, moteurs automobiles, etc.), changement de comportement des consommateurs dans leur choix pour les moyens de transport, etc.

En outre, la liste des processus unitaires affectés par une décision comme celle envisagée dans cette étude de cas pourrait être beaucoup plus élargie si nous prenions en considération les effets de rebond (les *autres conséquences* mentionnées dans l'ILCD). Les effets de rebond ne peuvent être appréhendés que si les élasticités des prix pour la demande d'énergie et de services énergétiques sont intégrées dans le modèle. Nous devons souligner que les modèles de type TIMES permettent l'incorporation de ces élasticités de prix.

6.5 Discussion sur l'unité fonctionnelle

Le choix de l'unité fonctionnelle est un autre point qui devrait entrer dans la discussion sur les résultats de l'étude de cas. Comme souligné dans la section 5.5, nous estimons que présenter les résultats par MJ de BTL produit n'est pas adapté à la présentation des impacts environnementaux, la relation n'étant pas linéaire avec la quantité de produit analysée. Nous avons en outre constaté dans notre étude de cas que le PRG dépend aussi *du moment où* le BTL est produit. Aux seules fins d'illustration de

[51] C'est à dire, l'évaluation des conséquences associées à l'introduction des politiques publiques du scenario POLICY dans une situation initiale REFERENCE.

cette question, la Figure 53 est présenté avec les résultats en gCO_2éq./MJ pour des différentes quantités de BTL produites (0, 0,66E+11, 1,98E+11, 3,30E+11 et 4,62E+11 MJ – équivalent à la production de 0, 100, 300, 500 et 700 kt/an de BTL respectivement) au cours de l'ensemble de la période considérée et pour des différentes distributions annuelles pour l'installation des unités de production de BTL : la courbe A représente la production régulière de BTL pendant toute la période, la courbe B représente la production croissante de BTL entre 2020 et 2030 et la courbe C représente la production de BTL commençant seulement en 2025. Les effets non linéaires deviennent évidents à l'observation de ce graphique. Ce n'est pas simplement dû à l'utilisation de facteurs de caractérisation dynamiques pour l'évaluation des impacts GES. Les processus affectés ne sont pas les mêmes en fonction de l'année où les usines de BTL sont installées.

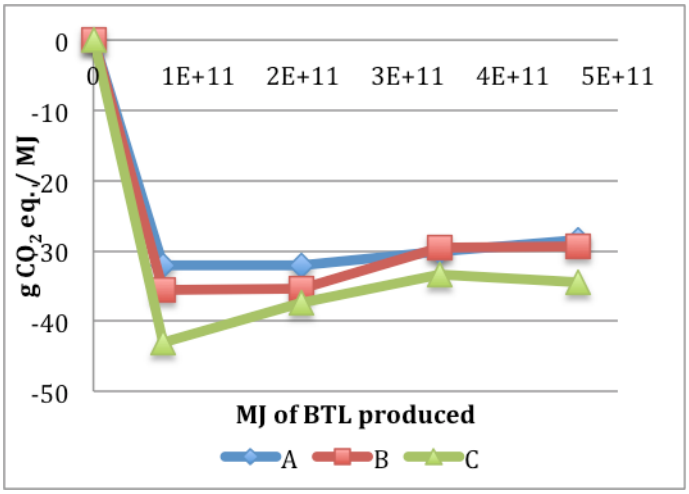


Figure 53 – PRG par MJ de BTL produit en fonction des diverses distributions annuelles d'introduction d'unités BTL dans le système. A – représente la production régulière de BTL entre 2020 et 2030. B – représente la production croissante de BTL entre 2020 et 2030. C – représente la production de BTL entre 2025 et 2030.

De plus, ces résultats ne sont pas comparables à ceux d'une ACV-A même si la grandeur des valeurs peut nous inciter à penser différemment. Dans une ACV-A, les *valeurs absolues* pour l'évaluation environnementale sont présentées pour un produit donné. Pour la production de BTL en mode autothermique, ces valeurs sont généralement faibles par rapport à la référence en carburants fossiles : les valeurs de la RED sont 4 – 6 gCO_2éq./MJ pour le BTL contre 83,8 g de CO_2 éq./MJ pour le gazole. Les résultats de l'ACV-C dans la Figure 53 ne sont pas des valeurs *absolues*. Ils représentent

la différence entre les impacts dans une situation où la décision étudiée a été prise et une situation où elle n'a pas été prise (valeurs *relatives*). Ils doivent être interprétés différemment : pour tout MJ de BTL produit, le PRG de l'ensemble du système diminue de 28,5 – 43,1 gCO_2éq.

6.6 Remarques finales et recommandations méthodologiques

Dans cette étude, nous apportons notre contribution à l'élaboration de méthodologies pour l'évaluation environnementale des technologies futures, notamment dans le secteur de l'énergie. La nature de la question initiale posée dans notre étude de cas (« Quel est l'impact environnemental associé à la décision de produire du BTL en France ? ») nous conduit à adopter une approche conséquentielle et prospective. L'approche conséquentielle est adaptée à l'identification des changements qui se produisent à la suite d'une décision antérieure (« investir dans la production de BTL »). L'approche prospective est nécessaire pour traiter les technologies qui ne sont pas encore produites à l'échelle commerciale aujourd'hui (biocarburants 2G). Il est indispensable de choisir un instrument d'évaluation qui soit bien adapté pour répondre à la question posée. Nous montrons dans cette étude que les modèles d'énergie de type *bottom-up* sont adaptés à ce type de tâche bien que nous ne puissions pas répondre précisément à la très large question initiale en raison de certaines limitations de MIRET.

La capacité de modéliser des systèmes complexes (comme les marchés de l'énergie et du transport) est importante pour mieux estimer les impacts environnementaux liés aux changements de ces systèmes. Ces changements, qui peuvent ne pas être marginaux, se caractérisent par des non-linéarités susceptibles d'être observées à l'aide des modèles. Nous accompagnons notre étude des arguments qui expliquent pourquoi et comment les mécanismes du marché doivent être intégrés dans le cadre de l'ACV.

Les précédentes études conséquentielles manquent de systématisation (Zamagni et al., 2012) et nous formulons dans ce travail des recommandations sur la définition des unités fonctionnelles et des limites du système. Lors de l'évaluation des conséquences dans un système, l'unité fonctionnelle doit englober la totalité du système. Dans notre

étude de cas, il était approprié de définir l'unité fonctionnelle (conformément aux dispositions de l'ILCD) comme *la demande d'énergie et de services énergétiques en France de 2007 à 2030*.

Les limites du système doivent être en phase avec l'unité fonctionnelle et, par conséquent, être liées à la question étudiée. Les différences entre les scénarios avec et sans la décision évaluée (obtenues par la soustraction des résultats d'impact des deux) correspondent aux impacts environnementaux qui peuvent être attribués à la décision. Il est plus cohérent d'associer ces résultats à une décision qu'à une unité de production (1 kg, 1 MJ, etc.) en raison des relations non linéaires du système. Il faut noter que la soustraction des impacts calculés pour un système avec et sans la décision évaluée ne peut se faire que parce que les systèmes exercent exactement les mêmes fonctions.

L'une des principales caractéristiques de l'ACV-C est l'identification des technologies affectées. Dans la méthodologie appliquée, les processus influencés par la décision sont identifiés au cours de l'analyse des résultats et ne sont pas déterminés à l'avance. Nous soulignons la possibilité d'expliquer avec une grande précision les effets de substitution sur le système. Comme le nombre de technologies affectées peut être élevé, une approche systématique (telle que l'usage d'un modèle *bottom-up* peut nous offrir) est nécessaire pour garantir que les différentes conséquences soient réciproquement *cohérentes*.

Pour l'étude des technologies futures comme les biocarburants 2G, une approche prospective est nécessaire. Les innovations technologiques et les contextes politiques éventuels doivent donc être inclus dans l'évaluation. L'utilisation d'un modèle est fortement recommandée afin de conserver la *cohérence* entre tous les futurs possibles évalués.

Le temps est un paramètre important dans les ACV-C et il est rarement traité de façon cohérente. Il s'avère nécessaire définir clairement l'horizon temporel dans lequel les conséquences de la décision étudiée doivent être prises en compte (construction de l'inventaire du cycle de vie). L'horizon temporel pour les impacts associés aux conséquences identifiées peut être différent et doit aussi être clairement défini (dans notre étude de cas, les conséquences ont été analysées jusqu'en 2030 et les effets du réchauffement global jusqu'en 2107). L'utilisation de facteurs dynamiques de caractérisation d'impact est recommandée quand ils sont disponibles.

Nous mettons de même l'accent sur l'importance de l'adaptation du modèle d'optimisation MIRET pour l'évaluation environnementale en intégrant (*hardlinking*) les informations sur le cycle de vie dans les matières premières et technologies décrites. En suivant la méthodologie décrite dans la section 5.4, les facteurs d'émission sont endogènes au modèle. En effet, Ekvall (2002) a fait valoir que le *hardlinking* des modèles économiques et d'informations sur le cycle de vie accélère l'obtention de résultats et constitue une solution unique et complètement *cohérente* tandis que les itérations du *softlinking* dépendent de choix subjectifs et peuvent déboucher sur des solutions qui ne sont pas pleinement cohérentes. De plus, l'endogénéisation des facteurs d'émission donne la possibilité de changer la fonction objective du modèle pour une optimisation environnementale plutôt qu'économique.

Nous soulignons enfin que l'ACV est une approche itérative, qu'elle dépend des informations rassemblées au cours de ses différentes étapes (élaboration de l'inventaire, évaluation de l'impact et interprétation) et qu'il peut être nécessaire de redéfinir la question initiale (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). Dans notre étude de cas, par exemple, il est impossible de garantir que MIRET donne une réponse précise à la vaste question « quel est l'impact environnemental associé à la décision de produire de la BTL en France ? ». En fait, nous évaluons les effets du réchauffement global d'ici 2107 comme une conséquence de la production de BTL en France jusqu'en 2030 et répondons à une question beaucoup plus étroite. De plus, les conséquences primaires observées concernent principalement les secteurs français de l'énergie et du transport et les effets sur les autres régions du monde ne peuvent qu'être partiellement inclus dans l'évaluation. C'est pourquoi les praticiens doivent toujours répertorier précisément les limites du modèle utilisé (voir section 6.4).

La recherche sur l'estimation des incertitudes des modèles prospectifs pourrait apporter une importante contribution à ce type d'évaluation environnementale. L'application de la simulation Monte Carlo serait intéressante mais nécessiterait des ressources informatiques beaucoup plus importantes en raison du grand nombre de paramètres de ces modèles et du temps requis pour chaque simulation. D'autres procédures devraient être étudiées pour déterminer l'impact des prix, des facteurs d'émission, du rendement technologique sur l'incertitude du modèle.

Cette étude contribue en outre au débat lancé par Zamagni et al. (2012) sur la façon de mieux relier les questions et les modèles. Il est clair qu'il faudrait consacrer une attention particulière à la formulation exacte des questions de recherche et au choix des modèles utilisés pour répondre à ces questions dans les futures ACV conséquentielles et prospectives.

Conclusions et perspectives

"Everybody, soon or late, sits down to a banquet of consequences"
Robert Louis Stevenson

Les pouvoirs publics favorisent l'innovation technologique pour réduire les externalités des activités humaines par le biais de financements de programmes de R&D, de subventions aux technologies propres et de l'imposition de normes de qualité restrictives. Le développement d'outils permettant aux décideurs publics et aux industriels de mieux prendre en compte les enjeux environnementaux associés à leurs choix d'investissement est indispensable. Cette thèse contribue à l'estimation d'impacts environnementaux liés à l'introduction de nouvelles technologies de production de biocarburants, que constituent les biocarburants avancés : éthanol lignocellulosique, BTL, EMHV/HVO à partir de microalgues.

Cela a été réalisé par l'association de compétences provenant de différentes disciplines, en particulier l'analyse statistique provenant de l'économétrie et l'utilisation de modèles économiques, avec l'ACV. Cette approche globale d'évaluation environnementale (ACV) a été explicitement employée, dans le cadre législatif en Europe (RED) et aux Etats-Unis (RFS2) afin de quantifier les bénéfices de filières biocarburants vis-à-vis des objectifs de réduction d'émissions de GES et d'indépendance énergétique. Nous investiguons au cours de cette thèse la concordance du développement des biocarburants avancés avec ces objectifs.

L'apport scientifique de cette thèse s'articule autour de deux travaux indépendants. Le premier est une *méta-analyse* des études ACV appliquées aux filières de biocarburants avancés. Le deuxième est une ACV conséquentielle et prospective illustrée par une étude de cas. Les considérations finales et les perspectives de travail sur les deux parties sont présentées dans les pages suivantes.

Intérêt et perspectives de la *méta-analyse* des ACV

Nous avons démontré, par le biais d'une application sur les études concernant les biocarburants avancés, qu'il est possible de synthétiser la « littérature ACV » par l'application de **méthodes économétriques**. Cette pratique, très récente dans le domaine des ACV, n'est pas toujours accompagnée du formalisme nécessaire. Nous décrivons en détail la méthodologie appliquée couramment dans les *méta-analyses* (définitions, traduction des résultats de la littérature en modèle de régression linéaire, traitement de l'hétéroscédasticité) et les étapes à suivre pour la construction d'une base de données contenant les résultats des ACV concernés (calcul de l'*effect-size* et description des facteurs qui ont potentiellement un impact sur l'*effect-size*).

À notre connaissance, une seule étude (Bureau et al., 2010) a été publiée précédemment sur l'utilisation de la *méta-régression* – une méthode spécifique de la *méta-analyse* – pour l'identification et la quantification des facteurs qui ont un impact sur les résultats d'une ACV. Nous nous appuyons sur cette étude pour aller plus loin en proposant une méthode pour prédire les résultats d'ACV à l'aide d'un *méta-modèle*, c'est-à-dire une équation dérivée de la régression linéaire qui capte les principaux facteurs qui influent sur le résultat d'une ACV. Grâce à la technique de *transfert de bénéfices utilisant un méta-modèle*, nous contribuons à la discussion de l'harmonisation (Heath and Mann, 2012) des résultats des ACV de biocarburants. Nous avons donc calculé des valeurs moyennes pour les émissions de GES au long du cycle de vie des biocarburants avancés et son intervalle de confiance à 95% (exprimée en gCO2éq./MJ de biocarburant) :

- Éthanol lignocellulosique : 19,7 (entre 17,4 et 22,0)
- BTL : 19,5 (entre 16,7 et 22,2)
- Biocarburants à partir de microalgues : 60,0 (entre 43,3 et 76,7)

Comparé à la référence fossile (83,8 gCO2éq./MJ selon la RED), nous pouvons conclure que seuls l'éthanol et le BTL respectent les seuils de réduction d'émissions de GES des directives européennes et américaines (60% de réduction à partir de 2018 pour tous les biocarburants dans la RED et 60% de réduction dans la RFS2 pour qu'un biocarburant rentre dans la catégorie « *cellulosic* »).

Notons, cependant, que ces résultats synthétisent l'ensemble de la littérature disponible jusqu'à mi-2011 et que nous n'avons apporté aucun jugement quant aux méthodes et données utilisées. De ce fait, les résultats de ce travail paraissent plus facilement reproductibles que ceux obtenus par d'autres méthodes d'harmonisation observées dans la littérature basées sur les travaux de Farrell et al. (2006). Une importante remarque sur l'ensemble d'études de cette revue de littérature est que la plupart utilisent l'approche attributionnelle que nous considérons insuffisante pour garantir une estimation précise de l'impact sur le réchauffement climatique lié à la consommation de biocarburants.

Nous suggérons l'application de l'analyse de *méta-régression* sur des études de cas plus diversifiées – y compris hors du champ des biocarburants – pour une consolidation des techniques proposées dans cette thèse. Nous jugeons que la communauté ACV a beaucoup à apprendre, au sens des techniques statistiques, de la communauté d'économètres et que l'interaction entre les deux est primordiale pour le succès de ce genre de travail.

Dans le cadre de la méta-analyse des ACV, des développements méthodologiques sont attendus autour de l'identification des biais de publication. Nous avons observé, par exemple, que les résultats pour les études publiées en Amérique du Nord sont statistiquement inférieurs aux résultats des études européennes mais nous n'avons pas pu expliquer la raison dans le cadre de cette thèse. Nous devons également rappeler que, si les techniques statistiques s'avèrent fiables et performantes, les résultats finaux dépendent de l'hétérogénéité des données initiales utilisées par les différents auteurs, potentiellement source d'incertitudes significatives.

Intérêt et perspectives de l'ACV conséquentielle et prospective

Nous argumentons, dans cette thèse, que l'ACV attributionnelle (linéaire, statique, prenant en compte seulement les étapes physiquement reliées du cycle de vie d'un produit) n'est pas suffisante pour garantir que l'utilisation de biocarburants résulte en une réduction globale d'émissions de GES (Delucchi, 2010), dès lors que le développement prend une certaine ampleur. Nous avons donc travaillé sur l'élargissement du cadre traité par l'ACV conventionnelle pour prendre en compte les

mécanismes économiques à l'origine des impacts de la production de biocarburants sur d'autres systèmes.

La méthodologie développée a été illustrée par une étude de cas sur l'introduction d'une unité de production de BTL en France. Pour cela, nous avons adapté un modèle prospectif de type TIMES (MIRET – un modèle d'équilibre partiel sur le système énergie-transports français développé à l'IFPEN) pour réaliser une évaluation environnementale. En présentant les résultats de cette étude de cas, nous mettons en évidence les bénéfices et les limites de cette approche conséquentielle et prospective.

En vue des nombreuses limites du modèle utilisé (en particulier, description partielle du secteur agricole et impossibilité de calculer des changements indirects d'affectation des sols), nos résultats ne permettent pas de conclure par rapport aux bénéfices du BTL quant à la réduction d'émissions de GES. Néanmoins, nous soulignons que l'intérêt de l'utilisation de ce type de modèle repose sur les enseignements que nous pouvons en tirer sur les processus impactés et l'échelle de l'impact potentiel correspondant. Nous démontrons que l'introduction du BTL en France peut avoir des impacts significatifs notamment sur la production de chaleur et l'importation de biomasse lignocellulosique. De plus, nous observons une variation considérable des résultats selon le contexte de politique énergétique ce qui souligne l'importance de la construction de scénarios dans ce type d'analyse.

Comparée aux pratiques actuelles de l'ACV conséquentielle (approche « par étapes » originellement décrite par Weidema et al. (1999)), notre approche est mieux adaptée à l'analyse des changements non marginaux avec des conséquences non linéaires. De plus, l'utilisation d'un modèle nous oblige d'expliciter toutes les hypothèses prises, ce qui contribue à la cohérence des analyses et à la reproductibilité des résultats, difficilement obtenus avec l'approche « par étapes ». La contribution de ce travail est surtout méthodologique, avec des discussions sur les définitions de l'unité fonctionnelle et des frontières du système adaptées à l'évaluation des conséquences, souvent non-linéaires, d'une décision. Toujours dans le souci de mieux adapter le modèle aux questions posées initialement, nous avons inclus des aspects dynamiques dans l'étape de caractérisation d'impacts des émissions de GES. Nous soulignons aussi l'importance de la réalisation des analyses de sensibilité sur les frontières du système pour mettre en évidence les limites du modèle utilisé.

Par rapport à des objectifs initiaux de la thèse plus larges (« Développement de méthodologies adaptées à l'évaluation environnementale de biocarburants de 2ème et 3ème générations »), nous avons choisi de présenter des résultats seulement pour le BTL dans la Partie III. Cela peut se justifier par diverses raisons. La première est la disponibilité très limitée de données technico-économiques pour les différentes filières (notamment en raison des accords de confidentialité autour du développement de nouvelles technologies). Pour le BTL, en revanche, nous avons pu utiliser des données internes de l'IFPEN, ainsi que des données publiques provenant d'une thèse publiée en France en 2011 (Hohwiller, 2011). En outre, l'intérêt d'étudier le BTL est renforcé par le fait que les produits d'une unité BTL impactent surtout le système énergétique (électricité, gazole et kérosène) ; le naphta, quant à lui, impacte le secteur de la pétrochimie et ce problème est traité dans une analyse de sensibilité sur les frontières du système. Le modèle de prospective énergétique disponible et adaptable à nos besoins permet de traiter ces interactions.

Afin d'évaluer les impacts environnementaux de la production d'autres biocarburants, le modèle nécessiterait d'avantage d'adaptations. À ce stade de développement, le modèle n'est pas adapté à l'évaluation des biocarburants de première génération ayant des coproduits valorisés dans l'alimentation animale (e.g. tourteaux, glycérine). Dans ces cas, une description plus fine du secteur agricole serait indispensable. Des modifications moins importantes seraient nécessaires, a priori, pour une éventuelle évaluation des filières BXTL (production de carburants de synthèse à partir de mélanges de biomasse et produits fossiles comme par exemple le coke de pétrole). Une description plus fine des usages alternatifs du coke serait cependant requise.

Enfin, nous pouvons conclure que ce travail contribue à l'adaptation de l'ACV aux besoins de pouvoirs publics, soucieux d'anticiper à long-terme les conséquences environnementales de décisions sur un secteur. En particulier, sur le secteur énergétique, l'utilisation d'un modèle d'évaluation environnementale intégré à un modèle économique est essentielle pour traiter des questions d'actualité :

- La construction du Keystone XL pipeline, pour apporter le brut extrait des sables bitumineux de l'Alberta (Canada) aux raffineries du Texas (Etats-Unis) dans le Golfe du Mexique. Des groupes environnementalistes se sont opposés à la construction du pipeline, afin de freiner le développement de l'exploitation des

sables bitumineux et d'accélerer une transition vers l'utilisation des ressources renouvelables. Mais le gouvernement Canadien peut décider de ne pas ralentir l'extraction du pétrole non conventionnel pour le vendre à d'autres pays, la Chine par exemple, via d'autres moyens de transport. Les Etats-unis peuvent également décider d'accroître les importations de pétrole provenant de régions plus lointaines, le Moyen Orient par exemple. Dans ce cas, les émissions de GES liés au transport du pétrole ne seraient donc pas nécessairement inférieures dans une situation sans pipeline. L'utilisation d'un modèle d'ACV conséquentielle et prospective permettrait d'estimer les impacts de cette prise de décision en prenant en compte des équilibres globaux de marché.

- Le développement de la mobilité électrique en Europe, caractérisé par d'importants investissements en termes d'infrastructure pour la distribution de l'électricité, pour l'adaptation du réseau aux nouvelles dynamiques de consommation, pour la production de batteries, pour la construction de bornes de récharge pour les véhicules, etc. En considérant les objectifs de l'UE de réduction d'émissions de GES, l'augmentation de l'usage de véhicules électriques ou hybrides, doit s'accompagner du développement de technologies « propres » de production d'électricité. L'utilisation d'un modèle du type de celui qui a été utilisé dans la thèse peut contribuer à la définition des conditions pour que le développement de la mobilité électrique apporte des bénéfices environnementaux.

Références

Abreu, M., De Groot, H.L.F.M., Florax, R.J.G.M., 2005. A meta-analysis of β-convergence: The legendary two-percent. The Journal of Economic Surveys 19, 389–420.

Acquaye, A.A., Sherwen, T., Genovese, A., Kuylenstierna, J., Lenny Koh, S., McQueen-Mason, S., 2012. Biofuels and their potential to aid the UK towards achieving emissions reduction policy targets. Renewable and Sustainable Energy Reviews 16, 5414–5422.

Aden, A., Ruth, M., Ibsen, K., Jechura, J., Neeves, K., Sheehan, J., Wallace, B., 2002. Lignocellulosic Biomass to Ethanol Process Design and Economics Utilizing Co-Current Dilute Acid Prehydrolysis and Enzymatic Hydrolysis for Corn Stover. National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado.

Amaral, L.A.N., Ottino, J.M., 2004. Complex systems and networks: challenges and opportunities for chemical and biological engineers. Chemical Engineering Science 59, 1653–1666.

Bai, Y., Luo, L., Voet, E., 2010. Life cycle assessment of switchgrass-derived ethanol as transport fuel. The International Journal of Life Cycle Assessment 15, 468–477.

Ballerini, D., 2006. Le plein de biocarburants? - Enjeux et réalités. Editions Technip (IFP Publications), Paris.

Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P.A., Martinez, N.D., Mooers, A., Roopnarine, P., Vermeij, G., Williams, J.W., Gillespie, R., Kitzes, J., Marshall, C., Matzke, N., Mindell, D.P., Revilla, E., Smith, A.B., 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. Nature 486, 52–58.

Batan, L., Quinn, J., Willson, B., Bradley, T., 2010. Net energy and greenhouse gas emission evaluation of biodiesel derived from microalgae. Environmental Science & Technology 44, 7975–7980.

Benemann, J.R., 2009. Microalgae biofuels: a brief introduction. Benemann Associates and MicroBio Engineering, Walnut Creek, CA.

Bergman, P.C.A., Boersma, A.R., Kiel, J.H.A., Janssen, M.J., Prins, K.J., Ptasinski, F.J.J.G., 2004. Torrefaction for entrained-flow gasification of biomass. Energy Research Centre of the Netherlands, Petten.

BIO Intelligence Service, 2010. Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France – Rapport Final. ADEME, Paris.

Blesl, M., Das, A., Fahl, U., Remme, U., 2007. Role of energy efficiency standards in reducing CO2 emissions in Germany: An assessment with TIMES. Energy Policy 35, 772–785.

Borrion, A.L., McManus, M.C., Hammond, G.P., 2012. Environmental life cycle assessment of lignocellulosic conversion to ethanol: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 16, 4638–4650.

BP, 2012. BP Statistical Review of World Energy June 2012 [WWW Document]. URL bp.com/statisticalreview

Brandão, M., Canals, L.M., 2012. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. The International Journal of Life Cycle Assessment.

Brandão, M., Heath, G., Cooper, J., 2012. What Can Meta-Analyses Tell Us About the Reliability of Life Cycle Assessment for Decision Support? Journal of Industrial Ecology 16, S3–S7.

Brennan, L., Owende, P., 2010. Biofuels from microalgae—A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. Renewable and Sustainable Energy Reviews 14, 557–577.

Britz, W., Hertel, T.W., 2011. Impacts of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality: An integrated PE, global CGE analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 142, 102–109.

Bureau, J.-C., Disdier, A.-C., Gauroy, C., Tréguer, D., 2010. A quantitative assessment of the determinants of the net energy value of biofuels. Energy Policy 38, 2282–2290.

Burkhardt, J.J., Heath, G., Cohen, E., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Trough and Tower Concentrating Solar Power Electricity Generation. Journal of Industrial Ecology 16, S93–S109.

Campbell, P.K., Beer, T., Batten, D., 2011. Life cycle assessment of biodiesel production from microalgae in ponds. Bioresource technology 102, 50–56.

Capelle-Blancard, G., Couderc, N., 2007. How do shareholders respond to downsizing ? A meta-analysis.

Cheng, J.J., 2009. Biomass to Renewable Energy Processes. CRC Press/Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.

Cherubini, F., Bird, N.D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., Woess-Gallasch, S., 2009. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. Resources, Conservation and Recycling 53, 434–447.

Cherubini, F., Strømman, A.H., 2011. Life cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. Bioresource technology 102, 437–51.

Cherubini, F., Strømman, A.H., Ulgiati, S., 2011. Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products—A case study. Resources, Conservation and Recycling 55, 1070–1077.

Chevalier, J.-M., 2009. Les Nouveaux Défis de l'Énergie - Climat - Économie - Géopolitique. Ed. Economica, Paris.

Choudhury, R., Wurster, R., Weber, T., 2002. GM Well-to-Wheel Analysis of energy use and greenhouse gas emissions of advanced fuel/ vehicle systems - A European study.

Chouinard-Dussault, P., Bradt, L., Ponce-Ortega, J.M., El-Halwagi, M.M., 2010. Incorporation of process integration into life cycle analysis for the production of biofuels. Clean Technologies and Environmental Policy 13, 673–685.

Chèze, B., 2011. Pollutions locales et globales: évaluations de leurs impacts environnementaux et des politiques publiques visant a les réduire. Trois analyses empiriques. Thèse de doctorat - EconomiX - Université Paris Ouest, Nanterre – La Défense.

Commandré, J.-M., 2009. Cours : Prétraitements de la Biomasse. 10/09/2009 École de Mines d'Albi-Carmaux, Albi.

Contadini, J.F., Moore, R.M., Mokhtarian, P.L., 2002. Life cycle assessment of fuel cell vehicles a methodology example of input data treatment for future technologies. The International Journal of Life Cycle Assessment 7, 73–84.

Crutzen, P.J., 2010. Anthropocene man. Nature 467, S10.

Crutzen, P.J., Mosier, A.R., Smith, K.A., Winiwarter, W., 2007. N2O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 7, 11191–11205.

Curran, M.A., Mann, M., Norris, G., 2005. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. Journal of Cleaner Production 13, 853–862.

Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., Samson, R., 2011. Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. Renewable and Sustainable Energy Reviews 15, 3121–3132.

Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., Samson, R., 2012. Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. Renewable and Sustainable Energy Reviews 16, 1180–1192.

DeCicco, J.M., 2011. Biofuels and carbon management. Climatic Change 111, 627–640.

Delucchi, M.A., 2006. Lifecycle Analyses of Biofuels. Institue of transportation studies, University of California, Davis.

Delucchi, M.A., 2010. A conceptual framework for estimating the climate impacts of land-use change due to energy crop programs. Biomass and Bioenergy 35, 2337–2360.

DOE, 2009. Dilute Acid Hydrolysis [WWW Document]. US Department of Energy - Energy Efficiency and Renewable Energy. URL http://www1.eere.energy.gov/biomass/printable_versions/dilute_acid.html

Dolan, S.L., Heath, G.A., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Utility-Scale Wind Power. Journal of Industrial Ecology 16, S136–S154.

Dones, R., Bauer, C., Bolliger, R., Burger, B., Heck, T., Röder, A., Institut, P.S., Emmenegger, M.F., Frischknecht, R., Jungbluth, N., Tuchschmid, M., 2007. Life Cycle Inventories of Energy Systems : Results for Current Systems in Switzerland and other UCTE Countries Data v2.0 ecoinvent report No. 5.

Dry, M.E., 2002. The Fischer–Tropsch process: 1950–2000. Catalysis Today 71, 227–241.

Dwivedi, P., Alavalapati, J.R.R., Lal, P., 2009. Cellulosic ethanol production in the United States: Conversion technologies, current production status, economics, and emerging developments. Energy for Sustainable Development 13, 174–182.

Earles, J.M., Halog, A., 2011. Consequential life cycle assessment: a review. The International Journal of Life Cycle Assessment 16, 445–453.

Edwards, R., Larivé, J.-F., Beziat, J.-C., 2008. Well-to-Wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context – Version 3. JRC/EUCAR/CONCAWE European Commission Joint Research Center.

Edwards, R., Mulligan, D., Marelli, L., 2010. Indirect Land Use Change from increased biofuels demand. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Ekvall, T., 2002. Cleaner production tools: LCA and beyond. Journal of Cleaner Production 10, 403–406.

Ekvall, T., Andrae, A., 2005. Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders. The International Journal of Life Cycle Assessment 11, 344–353.

Elsayed, M.A., Matthews, R., Mortimer, N.D., 2003. Carbon and Energy Balances for a Range of Biofuels Options. Resources Research Unit of Sheffield Hallam University.

EPA, 2010. Renewable Fuel Standard Program (RFS2) Regulatory Impact Analysis. United States Environmental Protection Agency.

Eriksson, O., Finnveden, G., Ekvall, T., Björklund, A., 2007. Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass and natural gas combustion. Energy Policy 35, 1346–1362.

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

European Union, 2009a. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources. Official Journal of the European Union 5.6.2009, L 140/16-62.

European Union, 2009b. Directive 2009/30/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 amending Directive 98/70/EC as regards the specification of petrol, diesel and gas-oil and introducing a mechanism to monitor and reduce greenhouse gas emissions and amend. Official Journal of the European Union 5.6.2009, L 140/16-62.

Fagnen, S., 2009. Analyse du cycle de vie axée sur les conséquences d'un biocarburant de deuxième génération à base de saule. Thèse de Master - École Polytechnique de Montréal, Montréal.

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. Science 319, 1235–8.

Farrell, A.E., Plevin, R.J., Turner, B.T., Jones, A.D., O'Hare, M., Kammen, D.M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. Science 311, 506–8.

Fazio, S., Monti, A., 2011. Life cycle assessment of different bioenergy production systems including perennial and annual crops. Biomass and Bioenergy 35, 4868–4878.

Feng, H., Rubin, O.D., Babcock, B.A., 2010. Greenhouse gas impacts of ethanol from Iowa corn: Life cycle assessment versus system wide approach. Biomass and Bioenergy 34, 912–921.

Fishbone, L.G., Abilock, H., 1981. MARKAL, a linear-programming model for energy systems analysis: technical description of the BNL version. Energy Research 5, 353–375.

Florax, R.J.G.M., Poot, J., 2005. Learning from the flood of numbers: Meta-analysis in economics (Working Paper). Free University, Amsterdam.

GBC, 2012. Biofuel Production Capacity Database [WWW Document]. URL www.globalbiofuelscenter.com

Glass, G. V, 1976. Primary, secondary, and meta-analysis of research. Educational Researcher 5, 3–8.

Glass, G. V, 1977. Integrating findings: the meta-analysis of research. Review of Research in Education 5, 351–379.

Glass, G. V, McGaw, B., Smith, M.L., 1981. Meta-analysis in social research. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.

Gnansounou, E., Dauriat, A., Villegas, J., Panichelli, L., 2009. Life cycle assessment of biofuels: energy and greenhouse gas balances. Bioresource technology 100, 4919–30.

González-García, S., Gasol, C.M., Gabarrell, X., Rieradevall, J., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010. Environmental profile of ethanol from poplar biomass as transport fuel in Southern Europe. Renewable Energy 35, 1014–1023.

González-García, S., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2010. Environmental performance of lignocellulosic bioethanol production from Alfalfa stems. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 4, 118–131.

Groode, T.A., Heywood, J.B., 2007. Ethanol : A Look Ahead. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA.

Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. Environmental science & technology 45, 90–6.

Gujarati, D.N., 2004. Basic Econometrics, Fourth. ed. The McGraw-Hill Companies Inc., New York, NY.

Haase, M., Skott, S., Fröhling, M., 2010. Ecological Evaluation of Selected 1st and 2nd Generation Biofuels – FT Fuel from Wood and Ethanol from Sugar Beets, in: Hiete, M., Ludwig, J., Bidart, C., Schultmann, F.H. (Eds.), Challenges for Sustainable Biomass Utilisation : Proceedings of the Chilean-German Biociclo Workshop (Karlsruhe, 26.03.2009). KIT Scientific Publishing.

Hamelinck, C.N., Faaij, A.P.C., 2006. Outlook for advanced biofuels. Energy Policy 34, 3268–3283.

Handler, R.M., Canter, C.E., Kalnes, T.N., Lupton, F.S., Kholiqov, O., Shonnard, D.R., Blowers, P., 2012. Evaluation of environmental impacts from microalgae cultivation in open-air raceway ponds: Analysis of the prior literature and investigation of wide variance in predicted impacts. Algal Research 1, 83–92.

Heath, G. a., Mann, M.K., 2012. Background and Reflections on the Life Cycle Assessment Harmonization Project. Journal of Industrial Ecology 16, S8–S11.

Hedal Kløverpris, J., Baltzer, K., Nielsen, P.H., 2009. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption. The International Journal of Life Cycle Assessment 15, 90–103.

Hedges, L. V, 1992. Meta-analysis. Journal of Educational Statistics 17, 279–296.

Hedges, L. V, 1994. Fixed effects models, in: Cooper, H., Hedges, L. V (Eds.), The Handbook of Research Synthesis. Russell Sage Foundation, New York, pp. 285–299.

Hedges, L. V, Olkin, I., 1985. Statistical Methods for Meta-Analysis. Academic Press, New York.

Hertel, T.W., 1997. Global trade analysis – modeling and applications. Cambridge University Press, Cambridge.

HLPE, 2011. Price volatility and food security. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security. Food and Agriculture Organization, Rome.

Hoefnagels, R., Smeets, E., Faaij, A., 2010. Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems. Renewable and Sustainable Energy Reviews 14, 1661–1694.

Hohwiller, C., 2011. La production de carburants liquides par thermoconversion de biomasse lignocellulosique : évaluation pour le système énergétique français futur. Thèse de doctorat - Mines ParisTech, Paris.

Hsu, D.D., Inman, D., Heath, G.A., Wolfrum, E.J., Mann, M.K., Aden, A., 2010. Life cycle environmental impacts of selected U.S. ethanol production and use pathways in 2022. Environmental science & technology 44, 5289–97.

Hsu, D.D., O'Donoughue, P., Fthenakis, V., Heath, G.A., Kim, H.C., Sawyer, P., Choi, J.-K., Turney, D.E., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Crystalline Silicon Photovoltaic Electricity Generation. Journal of Industrial Ecology 16, S122–S135.

IEA, 2010. Sustainable Production of Second-Generation Biofuels - Potential and perspectives in major economies and developing countries. Paris.

IEA, 2012. World Energy Outlook 2012. Paris.

IPCC, 1996. Revised 1996 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook - Module 24 Agriculture. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, 2012. Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.

ISO 14040, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.

ISO 14044, 2006. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.

Jarrell, S.B., Stanley, T.D., 1990. A meta-analysis of the union-nonunion wage gap. Industrial & Labor Relations Review 44, 54–67.

JEC - Joint Research Centre-EUCAR-CONCAWE collaboration, 2007. Well-to-wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context (Version 2c).

JEC - Joint Research Centre-EUCAR-CONCAWE collaboration, 2008. Well-to-Wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context (Version 3). JRC/EUCAR/CONCAWE European Commission Joint Research Center.

JEC - Joint Research Centre-EUCAR-CONCAWE collaboration, 2011. Well-to-wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context (Version 3c).

Jolliet, O., Crettaz, P., 2001. Analyse environnementale du cycle de vie: De la critique à la réalisation d'un écobilan. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne.

Jorquera, O., Kiperstok, A., Sales, E. a, Embiruçu, M., Ghirardi, M.L., 2010. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. Bioresource technology 101, 1406–1413.

Jungbluth, N., Büsser, S., Frischknecht, R., Tuchschmid, M., 2008. Life Cycle Assessment of Biomass-to-Liquid Fuels. Uster, Switzerland.

Jungbluth, N., Frischknecht, R., Emmenegger, M.F., Steiner, R., Tuchschmid, M., 2007. Life cycle assessment of BTL-fuel production: life cycle impact assessment and interpretation. Renewable Fuels for Advanced Powertrains (RENEW) Integrated Project. ESU-services, Uster, Switzerland.

Kaltschmitt, M., Reinhardt, G.A., Stelzer, T., 1997. Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects. Biomass and Bioenergy 12, 121–134.

Kaufman, A.S., Meier, P.J., Sinistore, J.C., Reinemann, D.J., 2010. Applying life-cycle assessment to low carbon fuel standards—How allocation choices influence carbon intensity for renewable transportation fuels. Energy Policy 38, 5229–5241.

Kersten, S.R.A., Van Swaaij, W.P.M., Lefferts, L., Seshan, K., 2007. Options for Catalysis in the Thermochemical Conversion of Biomass into Fuels, in: Centi, G., van Santen, R.A. (Eds.), Catalysis for Renewables. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp. 119–145.

Kim, H.C., Fthenakis, V., Choi, J.-K., Turney, D.E., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Thin-film Photovoltaic Electricity Generation. Journal of Industrial Ecology 16, S110–S121.

Koponen, K., Soimakallio, S., Sipilä, E., 2009. Assessing the greenhouse gas emissions of waste-derived ethanol in accordance with the EU RED methodology for biofuels. VTT Technical Research Center, Vuorimiehentie, Finland.

Lardon, L., Hélias, A., Sialve, B., Steyer, J.-P., Bernard, O., Heǀ①lias, A., 2009. Life-cycle assessment of biodiesel production from microalgae. Environmental Science & Technology 6475–6481.

Le Treut, H., Jancovici, J.-M., 2006. L'effet de serre - Allons-nous changer le climat. Flammarion, Paris.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., Samson, R., 2010. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. Environmental science & technology 44, 3169–3174.

Lipsey, M.W., Wilson, D.B., 2001. Practical Meta-Analysis. Sage Publications, Thousands Oaks, Ca.

Liu, X., Clarens, A.F., Colosi, L.M., 2012. Algae biodiesel has potential despite inconclusive results to date. Bioresource technology 104, 803–806.

Lorne, D., Tchung-Ming, S., 2012. The French biofuel mandates under cost uncertainty: combining climate and diversification objectives (Working Paper). IFPEN.

Loulou, R., Reme, U., Kanudia, A., Lehtila, A., Goldstein, G., 2005. Documentation for the TIMES Model. Energy Technology Systems Analysis Programme.

Luo, L., Voet, E., Huppes, G., Udo de Haes, H.A., 2009. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. The International Journal of Life Cycle Assessment 14, 529–539.

Mata, T.M., Martins, A. a., Caetano, N.S., 2010. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 14, 217–232.

Mathiesen, B.V., Münster, M., Fruergaard, T., 2009. Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. Journal of Cleaner Production 17, 1331–1338.

McKechnie, J., Zhang, Y., Ogino, A., Saville, B., Sleep, S., Turner, M., Pontius, R., MacLean, H.L., 2011. Impacts of co-location, co-production, and process energy source on life cycle energy use and greenhouse gas emissions of lignocellulosic ethanol. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 5, 279–292.

McLaughlin, S.., Walsh, M.., 1998. Evaluating environmental consequences of producing herbaceous crops for bioenergy. Biomass and Bioenergy 14, 317–324.

Meadows, D.H., Meadows, D.I., Randers, J., Behrens, W.W., Pestel, E., 1972. The Limits to Growth : A Report to The Club of Rome.

Mehlin, M., Reichmuth, M., Wacker, M., 2003. Renewable Fuels for Cross Border Transportation. German Aerospace Center, Institute for Energy and Environment, University of Stuttgart, Stuttgart.

Melamu, R., Von Blottnitz, H., 2011. 2nd Generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong. Journal of Cleaner Production 19, 138–144.

Menichetti, E., Otto, M., 2008. Energy balance and greenhouse gas emissions of biofuels from a life-cycle perspective, in: Howarth, R.W., Bringezu, S. (Eds.), Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment. University of Cornell, Ithaca NY, pp. 81–109.

Mu, D., Seager, T., Rao, P.S., Zhao, F., 2010. Comparative life cycle assessment of lignocellulosic ethanol production: biochemical versus thermochemical conversion. Environmental management 46, 565–578.

Mullins, K.A., Griffin, W.M., Matthews, H.S., States, U., 2011. Policy implications of uncertainty in modeled life-cycle greenhouse gas emissions of biofuels. Environmental science & technology 45, 132–138.

Nelson, J.P., Kennedy, P.E., 2008. The Use (and Abuse) of Meta-Analysis in Environmental and Natural Resource Economics: An Assessment. Environmental and Resource Economics 42, 345–377.

NREL, 2012. Biomass Feedstock Composition and Property Database [WWW Document]. URL www.nrel.gov/biomass/data_resources.html

Pacala, S., Socolow, R., 2004. Stabilization wedges: solving the climate problem for the next 50 years with current technologies. Science 305, 968–72.

Padey, P., Blanc, I., Le Boulch, D., Xiusheng, Z., 2012. A Simplified Life Cycle Approach for Assessing Greenhouse Gas Emissions of Wind Electricity. Journal of Industrial Ecology 16, S28–S38.

Parry, M., Canziani, O., Palutikof, J., Van der Linden, P., Hanson, C. (Eds.), 2007. Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Pehnt, M., Oeser, M., Swider, D., 2008. Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production in Germany. Energy 33, 747–759.

Petit, J.R., Jouzel, J., Raynaud, D., Barkov, N.I., Barnola, J.-M., Basile, I., Bender, M., Chappellaz, J., Davis, M., Delaygue, G., Delmotte, M., Kotlyakov, V.M., Legrand, M., Lipenkov, V.Y., Lorius, C., Pepin, L., Ritz, C., Saltzman, E., AU - Stievenard, M., 1999. Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. Nature 399, 429–436.

Pienkos, P.T., Darzins, A., 2009. The promise and challenges of microalgal-derived biofuels. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 3, 431–440.

Rapier, R., 2010. Broken promises from Range Fuels [WWW Document]. URL www.consumerenergyreport.com

Rapier, R., 2011. Range Fuels out of Money? [WWW Document]. URL www.consumerenergyreport.com

Ready, R.C., 2005. Do landfills always depress nearby property values? (Working Paper). The Northeast Regional Center for Rural Development, The Pennsylvania State University.

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment 13, 290–300.

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W., 2004. Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environment international 30, 701–720.

Reinhard, J., Zah, R., 2009. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. Journal of Cleaner Production 17, S46–S56.

Reinhard, J., Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. Biomass and Bioenergy 35, 2361–2373.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., De Wit, C.A., Hughes, T., Van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. Nature 461, 472–475.

Rout, U.K., Voβ, A., Singh, A., Fahl, U., Blesl, M., Ó Gallachóir, B.P., 2011. Energy and emissions forecast of China over a long-time horizon. Energy 36, 1–11.

Sander, K., Murthy, G.S., 2010. Life cycle analysis of algae biodiesel. The International Journal of Life Cycle Assessment 15, 704–714.

Sanderson, K., 2011. A chewy problem. Nature 474, S12–S14.

Sarlos, G., Gnansounou, E., Dauriat, A., 2002. Etude comparative de carburants par analyse de leur cycle de vie. École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne.

Savage, N., 2011. The scum solution. Nature 474, S15–S16.

Scarlat, N., Dallemand, J.-F., 2011. Recent developments of biofuels/bioenergy sustainability certification: A global overview. Energy Policy 39, 1630–1646.

Schmidt, J.H., 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 13, 350–364.

Schmitt, E., Bura, R., Gustafson, R., Cooper, J., Vajzovic, A., 2012. Converting lignocellulosic solid waste into ethanol for the State of Washington: an investigation of treatment technologies and environmental impacts. Bioresource technology 104, 400–409.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. Science 319, 1238–1240.

Seiler, J., Hohwiller, C., Imbach, J., Luciani, J., 2010. Technical and economical evaluation of enhanced biomass to liquid fuel processes. Energy 35, 3587–3592.

Service, R.F., 2010. Is There a Road Ahead For Cellulosic Ethanol? Science 329, 784–785.

Sheehan, J., Aden, A., Paustian, K., Brenner, J., Walsh, M., Nelson, R., 2004. Energy and Environmental Aspects of Using Corn Stover for Fuel Ethanol. Journal of Industrial Ecology 7, 117–146.

Silalertruksa, T., Gheewala, S.H., Sagisaka, M., 2009. Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions. Applied Energy 86, S170–S177.

Smith, V.K., Kaoru, Y., 1990a. Signals or noise? Explaining the variation in recreation benefit estimates. American Journal of Agricultural Economics 72, 419–433.

Smith, V.K., Kaoru, Y., 1990b. What have we learned since Hotelling's letter? A meta-analysis. Economics Letters 32, 277–281.

Smyth, B.M., Murphy, J.D., 2011. The indirect effects of biofuels and what to do about them: the case of grass biomethane and its impact on livestock. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 5, 165–184.

Spatari, S., Bagley, D.M., MacLean, H.L., 2010. Life cycle evaluation of emerging lignocellulosic ethanol conversion technologies. Bioresource technology 101, 654–667.

Spatari, S., MacLean, H.L., 2010. Characterizing model uncertainties in the life cycle of lignocellulose-based ethanol fuels. Environmental science & technology 44, 8773–8780.

Spatari, S., Zhang, Y., MacLean, H., 2005. Life cycle assessment of switchgrass-and corn stover-derived ethanol-fueled automobiles. Environmental science & … 39, 9750–9758.

Spielmann, M., Scholz, R., Tietje, O., Haan, P. De, 2004. Scenario Modelling in Prospective LCA of Transport Systems. Application of Formative Scenario Analysis. The International Journal of Life Cycle Assessment 10, 325–335.

Stanley, T.D., 2001. Wheat from chaff: Meta-analysis as quantitative literature review. Journal of Economic Perspectives 15, 131–150.

Stanley, T.D., Jarrell, S.B., 1989. Meta-regression analysis: A quantitative method of literature surveys. The Journal of Economic Surveys 3, 161–170.

Stephenson, A.L., Dupree, P., Scott, S.A., Dennis, J.S., 2010. The environmental and economic sustainability of potential bioethanol from willow in the UK. Bioresource technology 101, 9612–9623.

Stephenson, A.L., Kazamia, E., Dennis, J.S., Howe, C.J., Scott, S.A., Smith, A.G., 2010. Life-Cycle Assessment of Potential Algal Biodiesel Production in the United Kingdom: A Comparison of Raceways and Air-Lift Tubular Bioreactors. Energy & Fuels 24, 4062–4077.

Sterman, J.D., 2002. All models are wrong: reflections on becoming a systems scientist. System Dynamics Review 18, 501–531.

Stichnothe, H., Azapagic, A., 2009. Bioethanol from waste: Life cycle estimation of the greenhouse gas saving potential. Resources, Conservation and Recycling 53, 624–630.

Stratton, R.W., Wong, H.M., Hileman, J.I., 2010. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from Alternative Jet Fuels, PARTNER Project 28 report Version 1.1. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA.

Sunde, K., Brekke, A., Solberg, B., 2011. Environmental Impacts and Costs of Hydrotreated Vegetable Oils, Transesterified Lipids and Woody BTL - A Review. Energies 4, 845–877.

Swanson, T., Ziegelhöfer, Z., 2011. Frameworks for thinking about growth, sustainability, and the role of state intervention: paths to green economies. The Graduate Institute - Centre for International Environmental Studies, Geneva.

Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010. Ecoinvent Database V2.2 [WWW Document]. URL www.ecoinvent.org/database/

Thompson, S.G., Sharp, S.J., 1999. Explaining heterogeneity in meta-analysis: A comparison of methods. Statistics in Medicine 18, 2693–2708.

Tillman, A.-M., Ekvall, T., Baumann, H., Rydberg, T., 1994. Choice of system boundaries in life cycle assessment. Journal of Cleaner Production 2, 21–29.

Tyner, W.E., Taheripour, F., Zhuang, Q., Birur, D., Baldos, U., 2010. Land Use Changes and Consequent CO2 Emissions due to US Corn Ethanol Production: A Comprehensive Analysis. Purdue University, West Lafayette, IN.

USAID, 2009. Biofuels in Asia - An Analysis of Sustainability Options. United States Agency for International Development, Bangkok.

Uyterlinde, M.A., Junginger, M., De Vries, H.J., Faaij, A.P.C., Turkenburg, W.C., 2007. Implications of technological learning on the prospects for renewable energy technologies in Europe. Energy Policy 35, 4072–4087.

Vaillancourt, K., Labriet, M., Loulou, R., Waaub, J., 2008. The role of nuclear energy in long-term climate scenarios: An analysis with the World-TIMES model. Energy Policy 36, 2296–2307.

Van Regemorter, D., 2006. Specification of the interface for linking LCA data, external cost specification and TIMES modeling framework. NEEDS Integrated Project – Sixth Framework Programme, European Commission.

Van Vliet, O.P.R., Faaij, A.P.C., Turkenburg, W.C., 2009. Fischer–Tropsch diesel production in a well-to-wheel perspective: A carbon, energy flow and cost analysis. Energy Conversion and Management 50, 855–876.

Vera-morales, M., Schäfer, A., 2009. Final Report : Fuel-Cycle Assessment of Alternative Aviation Fuels. University of Cambridge Institute for Aviation and the Environment.

Vigon, B.W., Tolle, D.A., Cornaby, B.W., Latham, H.C., Harrison, C.L., Boguski, T.L., Hunt, R.G., Sellers, J.D., 1993. Life-cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles, EPA/600/R- ed. USEPA Office of Research and Development, Washington, DC.

Walsh, R.G., Johnson, D.M., McKean, J.R., 1989. Issues in nonmarket valuation and policy applications: A retrospective glance. Western Journal of Agricultural Economics 14, 178–188.

Wang, M., Huo, H., Arora, S., 2011. Methods of dealing with co-products of biofuels in life-cycle analysis and consequent results within the U.S. context. Energy Policy 39, 5726–5736.

Wang, M.Q., Han, J., Haq, Z., Tyner, W.E., Wu, M., Elgowainy, A., 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes. Biomass and Bioenergy 35, 1885–1896.

Warner, E.S., Heath, G.A., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Nuclear Electricity Generation. Journal of Industrial Ecology 16, S73–S92.

Weidema, B.P., 1993. Market aspects in product life cycle inventory methodology. Journal of Cleaner Production 1, 161–166.

Weidema, B.P., Ekvall, T., Heijungs, R., 2009. Guidelines for application of deepened and broadened LCA. CALCAS Report - ENEA, The Italian National Agency on new Technologies, Energy and the Environment.

Weidema, B.P., Frees, N., Nielsen, A.-M., 1999. Marginal production technologies for life cycle inventories. The International Journal of Life Cycle Assessment 4, 48–56.

Weitzman, M.L., Kruse, D.L., 1990. Profit sharing and productivity, in: Blinder, A. (Ed.), Paying for Productivity: A Look at the Evidence. Brookings Institution, Washington, DC, pp. 95–140.

Whitaker, M., Heath, G.A., O'Donoughue, P., Vorum, M., 2012. Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Coal-Fired Electricity Generation. Journal of Industrial Ecology 16, S53–S72.

Whittaker, C., McManus, M.C., Hammond, G.P., 2011. Greenhouse gas reporting for biofuels: A comparison between the RED, RTFO and PAS2050 methodologies. Energy Policy 39, 5950–5960.

Williams, P.R.D.P., Inman, D., Aden, A., Heath, G.A., 2009. Environmental and Sustainability Factors Associated With Next-Generation Biofuels in the U.S.: What Do We Really Know? Environmental Science & Technology 43, 4763–4775.

Wiloso, E.I., Heijungs, R., De Snoo, G.R., 2012. LCA of second generation bioethanol: A review and some issues to be resolved for good LCA practice. Renewable and Sustainable Energy Reviews 16, 5295–5308.

Wooley, R., Ruth, M., Sheehan, J., Ibsen, K., Majdeski, H., Galvez, A., 1999. Lignocellulosic Biomass to Ethanol Process Design and Economics Utilizing Co-Current Dilute Acid Prehydrolysis and Enzymatic Hydrolysis Current and Futuristic Scenarios. Renewable Energy NREL/TP-58, 132.

Wu, M., Wu, Y., Wang, M., 2005. Mobility Chains Analysis of Technologies for Passenger Cars and Light-Duty Vehicles Fueled with Biofuels: Application of the GREET Model to the Role of Biomass in America's Energy Future (RBAEF) Project.

Xie, X., Wang, M., Han, J., 2011. Assessment of fuel-cycle energy use and greenhouse gas emissions for Fischer-Tropsch diesel from coal and cellulosic biomass. Environmental science & technology 45, 3047–53.

Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P., Raggi, A., 2012. Lights and shadows in consequential LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 17, 904–918.

Annexe A

Tableau A. 1 – Valeurs typiques et par default pour la réduction des émissions des GES des biocarburants 1G en comparaison avec les carburants fossiles dans la RED

Biofuel production pathway	Typical greenhouse gas emission saving	Default greenhouse gas emission saving
sugar beet ethanol	61 %	52 %
wheat ethanol (process fuel not specified)	32 %	16 %
wheat ethanol (lignite as process fuel in CHP plant)	32 %	16 %
wheat ethanol (natural gas as process fuel in conventional boiler)	45 %	34 %
wheat ethanol (natural gas as process fuel in CHP plant)	53 %	47 %
wheat ethanol (straw as process fuel in CHP plant)	69 %	69 %
corn (maize) ethanol, Community produced (natural gas as process fuel in CHP plant)	56 %	49 %
sugar cane ethanol	71 %	71 %
the part from renewable sources of ethyl-tertio-butyl-ether (ETBE)	Equal to that of the ethanol production pathway used	
the part from renewable sources of tertiary-amyl-ethyl-ether (TAEE)	Equal to that of the ethanol production pathway used	
rape seed biodiesel	45 %	38 %
sunflower biodiesel	58 %	51 %
soybean biodiesel	40 %	31 %
palm oil biodiesel (process not specified)	36 %	19 %
palm oil biodiesel (process with methane capture at oil mill)	62 %	56 %
waste vegetable or animal (*) oil biodiesel	88 %	83 %
hydrotreated vegetable oil from rape seed	51 %	47 %
hydrotreated vegetable oil from sunflower	65 %	62 %
hydrotreated vegetable oil from palm oil (process not specified)	40 %	26 %
hydrotreated vegetable oil from palm oil (process with methane capture at oil mill)	68 %	65 %
pure vegetable oil from rape seed	58 %	57 %
biogas from municipal organic waste as compressed natural gas	80 %	73 %
biogas from wet manure as compressed natural gas	84 %	81 %
biogas from dry manure as compressed natural gas	86 %	82 %

(*) Not including animal oil produced from animal by-products classified as category 3 material in accordance with Regulation (EC) No 1774/2002 of the European Parliament and of the Council of 3 October 2002 laying down health rules on animal by-products not intended for human consumption ([1]).

Tableau A. 2 – Valeurs typiques et par default pour la réduction des émissions des GES des biocarburants 2G en comparaison avec les carburants fossiles dans la RED

Biofuel production pathway	Typical greenhouse gas emission saving	Default greenhouse gas emission saving
wheat straw ethanol	87 %	85 %
waste wood ethanol	80 %	74 %
farmed wood ethanol	76 %	70 %
waste wood Fischer-Tropsch diesel	95 %	95 %
farmed wood Fischer-Tropsch diesel	93 %	93 %
waste wood dimethylether (DME)	95 %	95 %
farmed wood DME	92 %	92 %
waste wood methanol	94 %	94 %
farmed wood methanol	91 %	91 %
the part from renewable sources of methyl-tertio-butyl-ether (MTBE)	Equal to that of the methanol production pathway used	

Tableau A. 3 – Quantités obligatoires de production de biocarburants selon la RFS2 (en milliards de gallons). Ce tableau concerne la règle de 2010, les valeurs pour *cellulosic biofuel* et *advanced biofuel* ont été revues à la baisse en 2011 et 2012.

Year				
	Cellulosic biofuel requirement	Biomass-based diesel requirement	Total Advanced biofuel requirement	Total renewable fuel requirement
2008	n/a	n/a	n/a	**9.0**
2009	n/a	0.5	0.6	**11.1**
2010	0.1	0.65	0.95	**12.95**
2011	0.25	0.80	1.35	**13.95**
2012	0.5	1.0	2.0	**15.2**
2013	1.0	a	2.75	**16.55**
2014	1.75	a	3.75	**18.15**
2015	3.0	a	5.5	**20.5**
2016	4.25	a	7.25	**22.25**
2017	5.5	a	9.0	**24.0**
2018	7.0	a	11.0	**26.0**
2019	8.5	a	13.0	**28.0**
2020	10.5	a	15.0	**30.0**
2021	13.5	a	18.0	**33.0**
2022	16.0	a	21.0	**36.0**
2023+	b	b	b	**b**

[a] *To be determined by EPA through a future rulemaking, but no less than 1.0 billion gallons.*

[b] *To be determined by EPA through a future rulemaking.*

Tableau A. 4 – Réduction des émissions de GES des biocarburants en comparaison avec les carburants fossiles selon la RFS2

Renewable fuel[a]	**20%**
Advanced biofuel	**50%**
Biomass-based diesel	**50%**
Cellulosic biofuel	**60%**

[a] *The 20% criterion generally applies to renewable fuel from new facilities that commenced construction after December 19, 2007.*

Annexe B

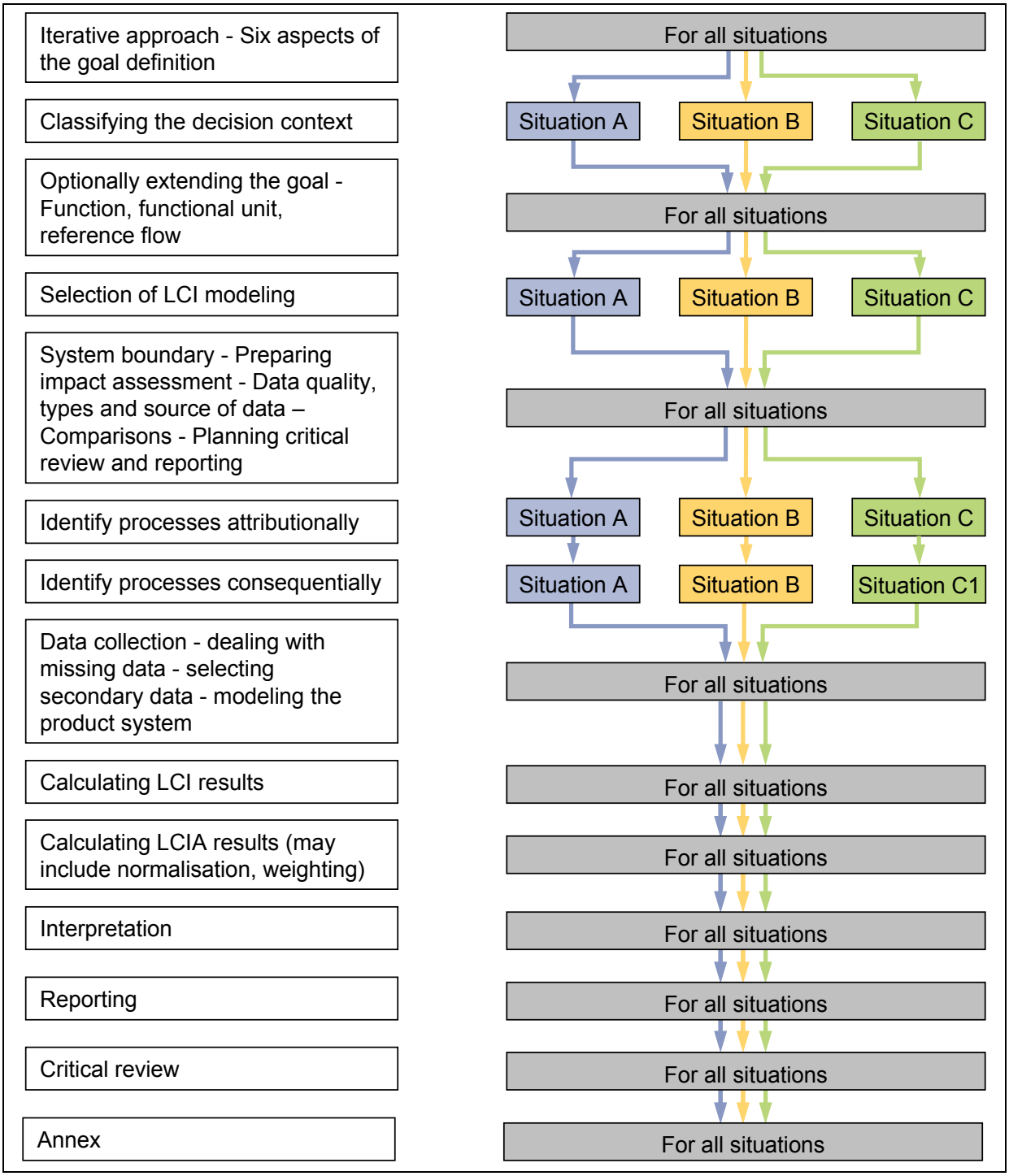


Figure B. 1 – Différentiation des recommandations de l'*ILCD Handbook* pour chaque étape de la réalisation d'une ACV selon les situations A. B ou C

Annexe C

Tableau C. 1 – Détail des études intégrées dans la base de données de la méta-analyse

Name	Authors	Title	Year
Bai et al. (2010)	Bai Y, Luo L, van der Voet E	Life cycle assessment of switchgrass derived ethanol as transport fuel	2010
Batan et al. (2010)	Batan L, Quinn J, Willson B, Bradley T	Net energy and greenhouse emission evaluation of biodiesel derived from microalgae	2010
Campbell et al. (2010)	Campbell PK, Beer T, Batten D	Life cycle assessment of biodiesel production from microalgae in ponds (submitted)	2010
Cherubini et al. (2011)	Cherubini F, Hammer Stromman A, Ulgiati S	Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products - A case study	2011
Choudhury et al. (2002)	Choudhury R, Weber T, Schindler J, Weindorf W, Wurster R	Well-to-wheel analysis of energy use and greenhouse gas emissions of advanced fuel/vehicle systems	2002
Delucchi (2006)	Delucchi M	Life Cycle Analysis of Biofuels	2006
Dussault et al. (2010)	Dussault P.C, Bradt L, Ponce-Ortega J.M, El-Halwagi M.M	Incorporation of process integration into life cycle analysis for the production of biofuels	2010
Elsayed et al. (2003)	Elsayed M.A, Matthews R, Mortimer N.D	Carbon and Energy Balances for a Range of Biofuels Options	2003
Fazio & Monti (2011)	Fazio S, Monti A	Life cycle assessment of different bioenergy production systems including perennial and annual crops	2011
Gonzales-Garcia et al. (2009a)	Gonzales Garcia S, Luo L, Moreira T, FeijooG, Huppes G	Life cycle assessment of flax shives derived second generation ethanol fueled automobiles in Spain (submitted)	2009
Gonzales-Garcia et al. (2009b)	Gonzales-Garcia S, Gasol C.M, Gabarrelle X, Rieradevall J, Moreira T, Feijoo G	Environmental profile of ethanol from poplar biomass as transport fuel in southern Europe (submitted)	2009
Gonzalez-Garcia et al. (2009c)	Gonzalez-Garcia S, Moreira M.T, Feijoo G	Environmental performance of lignocellulosic bioethanol production from Alfalfa stems(submitted)	2009
Groode et al. (2007)	Groode T.A, Heywood J.B	Ethanol a look ahead	2007
Haase et al. (2009)	Haase M, Skott S, Fröhling M	Ecological evaluation of selected 1st and 2nd generation biofuels- FT fuel from wood and ethanol from sugar beets (submitted)	2009
Hoefnagels et al. (2010)	Hoefnagels R, Smeet E, Faaij A	Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems	2010
Hsu et al. (2010)	Hsu DD, Inman D, Heath G, Wolfrum Ej, Mann MK, Aden A	Life Cycle Environmental Impacts of Selected U.S. Ethanol Productionand Use Pathways in 2022	2010
JEC (2007)	JEC - Joint Research Centre-EUCAR-CONCAWE collaboration	Well to Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European Context (version2c)	2007
JEC (2011)	JEC - Joint Research Centre-EUCAR-CONCAWE collaboration	Well to Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European Context (version3c)	2011

Jungbluth et al. (2007)	Jungbluth N, Frischtknecht R, Emmenegger MF, Steiner R, Tuschshmid M	Life cycle assessment of BTL-fuel production: life cycle impact assessment and interpretation. Renewable Fuels for Advanced Powertrains (RENEW) Project	2007
Jungbluth et al. (2008)	Jungbluth N, Busser S, Frischknecht R, Tuchschmid M	Life cycle assessment of biomass-to-liquid fuels	2008
Kaufman et al. (2010)	Kaufman A.S, Meier PJ, Sinistore JC, Reinemann DJ	Applying life -cylcle assessment to low carbon fuel standards -How allocation choices influence carbon intensity for renewable transportation fuels	2010
Koponen et al. (2009)	Koponen K, Soimakallio S, Sipilä E	Assessing greenhouse gas emissions of waste-derived ethanol in accordance with the EU RED methodology for biofuels	2009
Lardon et al. (2009)	Lardon L, Helias A, Sialve B, Steyer JP, Bernard O	Life cycle assessment of biodiesel from microalgae	2009
Luo et al. (2009)	Luo L, van der Voet E, Huppes G	Allocation issues in LCA methodology : a case study of corn-stover based fuel ethanol	2009
McKechnie et al. (2011)	McKechnie J, Zhang Y, Ogino A, Saville B, Sleep S, Turner M, Pontius R, MacLean H.L	Impact of co-location, co-porduction, and process energy source on life cycle energy use and greenhouse gas emissions of lignocellulosic ethanol	2011
Mehlin et al. (2003)	Mehlin M, Zauner M, Gühnemann A, Aoki R, Vance C	Renewable Fuels for Cross Border Transportation	2003
Mu et al. (2010)	Mu D, Seager T, Rao P.S	Comparative life cycle assessment of lignocellulosic ethanol production : Biochemical versus thermochemical conversion	2010
Mullins et al. (2010)	Mullins K.A, Griffin W.M, Matthews H.S	Policy implications of uncertainty in modeled life cycle greenhouse gas emissions of biofuels (submitted)	2010
RED (2009)	European Parlement	Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 On the promotion of the use of energy from renewable sources	2009
RFS2 (2010)	United States Environmental Protection Agency	Renewable fuel standard program (RFS2) regulatory impact analysis	2010
Sander et al. (2010)	Sander K, Murthy GS	Life cycle analysis of algae biodiesel	2010
Schmitt et al. (2011)	Schmitt E, Bura R, Gustafson R, Cooper J, Vajzovic A	Converting lignocellulosic solid waste into ethanol for the State of Washington: An investigation of treatment technologies and environmental impacts (submitted)	2011
Sheehan et al. (2004)	Sheehan J, Aden A, Paustian K, Killian K, Brenner J, Walsh M, Nelson R	Energy and environmental aspects of using corn stover for fuel ethanol	2004
Spatari et al. (2005)	Spatari S, Zhang Y, MacLean H.L	Life cycle assesment of switchgrass and corn-stover derived ethanol-fueled automobiles	2005
Spatari et al. (2009)	Spatari S, Bagley DM, MacLean HL	Life cycle evaluation of emerging lignocellulosic ethanol conversion technologies (submitted)	2009
Spatari et al. (2010)	Spatari S, MacLean H.L	Characterizing models uncertainties in the life cycle of lignocellulose-based ethanol fuels	2010
Stephenson et al. (2010a)	Stephenson A.L, Dupree P, Scott S.A, Dennis J.S	The environmental and economic sustainability of potential bioethanol from willow in the UK	2010

Stephenson et al. (2010b)	Stephenson A.L, Kazamia E, Dennis J.S, Howe C.J, Scott S.A, Smith A.G	Life cycle assesment of potential algal biodiesel production in the United Kingdom : A comparison of raceways and air-lift tubular bioreactors	2010
Stichnothe et al. (2009)	Stichnothe H, Azapagic A	Bioethanol from waste: life cycle estimation of the greehouse gas saving potential	2009
Stratton et al. (2010)	Stratton RW, Wong HM, Hilman JI	Life Cycle Greenhouse Gas emissions from alternative jet fuels	2010
van Vliet et al. (2009)	van Vliet O.P.R, Faaij A.P.C, Turkenburg W.C	Fischer-Tropsch disel production in a well-to wheel perspective : a carbon, energy flow and cost analysis	2009
Vera-Morales et al. (2009)	Vera-Morales M, Schäfer A	Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the european context	2009
Wang et al. (2010)	Wang M, Huo H, Arora S	Methods of dealing with co-products of biofuels in life cycle analysis and consequent results within the U.S context (submitted)	2010
Wang et al. (2011)	Wang M.Q, Han J, Haq Z, Tyner W.E, Wu M, Elgowainy A	Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes	2011
Whittaker et al. (2011)	Whittaker C, McManus M.C, Hammond G.P	Greenhouse gas reporting for biofuels : a comparison between RED, RFTO and PAS2050 methodologies	2011
Wu et al. (2005)	Wu M, Wu Y, Wang M	Mobility Chains Analysis of Technologies for Passenger Cars and Light-Duty Vehicles Fueled with Biofuels: Application of the GREET Model to the Role of Biomass in America's Energy Future (RBAEF) Project	2005
Xie et al. (2011)	Xie X, Wang M, Han J	Assessment of Fuel-Cycle Energy Use and Greenhouse Gas Emissions for Fischer-Tropsch Diesel from Coal and Cellulosic Biomass	2011

Tableau C. 2 – Détail des variables utilisées pour la description de l'*effect-size*

Variables Family	Description of variables	Variables	Type of variable (unit)
Technical data			
Type of biofuel	Second generation biofuel	*gen_2*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Third generation biofuel	*gen_3*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Ethanol	*etha*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Biomass to Liquid (BtL)	*btl*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Fatty Acid Methyl Ester (FAME)	*fame*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Hydrotreated Vegetable Oil (HVO)	*hvo*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Type of biomass feedstock	Microalgae	*mat_algae*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Agricultural residues	*mat_agrires*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Forestry residues	*mat_for*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Energy crop	*mat_enercult*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Farmed wood	*mat_farmwood*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Others	*mat_other*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Cultivated feedstock	*mat_cult*	Binary (=1 if 'Cultivated feedstock'; 0 if 'Waste feedstock')
Type of coproducts	Existence of coproduct	*coprod*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Glycerin as coproduct	*cop_gly*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Electricity as coproduct	*cop_elec*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Heat as coproduct	*cop_heat*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Algal meal as coproduct	*cop_algmeal*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Biogas as coproduct	*cop_biog*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Other coproduct	*cop_other*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Other coproduct than elelctricity	*cop_otherelec*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Number of coproducts	*coprod_num*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Type of technologies and associated yields	Mass yield provided	*mass_yield_exist*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Value of mass yield	*g2_mass_yield*	Quantitative (% mass)
	Steam explosion as biomass pretreatment for Ethanol technology	*eth_expl*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Dilute sulfuric acid as biomass pretreatment for Ethanol technology	*eth_ac*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Ammonia fibre explosion as biomass pretreatment for Ethanol technology	*eth_amm*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Other processes as biomass pretreatment for Ethanol technology	*eth_other*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Torrefaction as biomass pretreatment for BtL technology	*btl_pre_torr*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Pyrolyse as biomass pretreatment for BtL technology	*btl_pre_pyro*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	No biomass pretreatment for BtL technology	*btl_pre_none*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Autothermic BtL technology	*btl_pro_autoth*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Allothermic BtL technology with natural gas as fuel	*btl_pro_alng*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Allothermic BtL technology with imported electricity as fuel	*btl_pro_alelec*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)

	Allothermic BtL technology with renewable energy as fuel	*btl_pro_alrenew*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	BtL technology with tail gas recycled	*btl_gasrecycl*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	BtL technology with Carbon Capture and Storage	*btl_ccs*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Microalgae productivity for G3 biofuel	*g3_productivity*	Quantitative (g/(m^2.day))
	Oil content of microalage for G3 biofuel	*g3_oil*	Quantitative (% dry mass)
	Open Pond for microalgae cultivation for G3 biofuel	*g3_Oppond*	Binary (=1 if 'open pound'; 0 if "photobioreactor or hybrid")
Geographical location of the case study	North America	*zloc_us*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Europe	*zloc_eu*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Other	*zloc_other*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Methodological choices			
Type of LCA approach	Attributionnal LCA	*lca_att*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Consequential LCA	*lca_cons*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
System boundaries	Well To Tank	*wtt*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Well To Wheel	*wtw*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Infrastructures taken into account in boundaries	*infrastruct*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Method for taking into account coproducts	Energetic allocation	*copval_alloc_ener*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Mass allocation	*copval_alloc_mass*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Economic allocation	*copval_alloc_markval*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Exergetic allocation	*copval_alloc_exerg*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Allocation	*copval_alloc*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	System expansion	*copval_systexp*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Hybrid	*copval_hyb*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Carbon neutral	Carbon neutral hypotesis for WTW G3 biofuel studies	*wtw*g3_carbneut*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Characterization method for impact assessment	Number of greenhouse gases taken into account	*gas_num*	Binary (=1 if 'number >3'; 0 else)
Method for taking into account N2O emission from N input	Use of IPCC method	*ass_ipcc*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Method for taking into account Land Use Change	LUC taken into account	*luc*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Direct LUC taken into account	*luc_dir*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Indirect LUC taken into account	*luc_indir*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Method for taking into account uncertainties	No method for taking into account uncertainties	*uncer_ref*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Use of Monte Carlo analysis	*uncer_MC*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Use of sensitivity analysis	*uncer_SA*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Use of a method for taking into account uncertainties	*uncer_MCSA*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Number and type of environmental impact indicator assessed in the study	Net Energy Value assessed	*impcat_nev*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Non Renewable Energy Consumption assessed	*impcat_nrc*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Energetic indicator assessed	*impcat_nrcnev*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)

	Global Warming indicator assessed	*impcat_gwp*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Other environmental indicator assessed	*impcat_other*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Number of environmental indicator assessed	*impcat_all*	Quantitative (number)
Typology of the study			
Type of study	Peer review literature	*lit_pr*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Official report	*lit_or*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Directive or Standard	*lit_dir*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Official report or directive/standard	*lit_ordir*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Working paper	*lit_wp*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Year of publication	Year of publication	*year*	Quantitative (year)
	Year of publication after 2007	*year_07*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Year of publication after 2009	*year_09*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Year of publication after 2010	*year_10*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
Geographical location of authors	North America	*zlab_us*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Europe	*zlab_eu*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)
	Other	*zlab_other*	Binary (=1 if 'true'; 0 else)

Tableau C. 3 – Détail de la répartition géographique des études

Weighted by	Geographical location of the authors			Geographical location of assessed pathways		
	North America	Europe	Other	North America	Europe	Other
Studies (47)	45%	53%	2%	-	-	-
Observations (593)	32%	67%	1%	34%	64%	2%

Tableau C. 4 – Statistiques descriptives pour le *whole sample*

	# of values	mean	std dev	min	max
Descriptive statistics for the Effect Size					
Es	593	34.45	89.34	-142.18	1377.90
es_min	593	-11.25	70.81	-352.81	881.44
es_max	593	80.18	155.52	-127.01	1874.37
es_var	593	2264.65	9868.76	0.00	64159.87
es_et	593	23.37	41.49	0.03	253.30
Technical data					
gen_2	593	0.87	0.34	0	1
gen_3	593	0.13	0.34	0	1
Etha	593	0.61	0.49	0	1
Btl	593	0.26	0.44	0	1
Fame	593	0.11	0.31	0	1
Hvo	593	0.03	0.16	0	1
mat_algae	593	0.13	0.34	0	1
mat_agrires	593	0.22	0.41	0	1
mat_for	593	0.05	0.22	0	1
mat_enercult	593	0.28	0.45	0	1
mat_farmwood	593	0.10	0.30	0	1
mat_other	593	0.23	0.42	0	1
mat_cult	593	0.38	0.49	0	1
Coprod	593	0.91	0.29	0	1
cop_gly	593	0.09	0.29	0	1
cop_elec	593	0.63	0.48	0	1
cop_heat	593	0.12	0.32	0	1
cop_algmeal	593	0.10	0.30	0	1
cop_biog	593	0.18	0.39	0	1
cop_other	593	0.25	0.54	0	2
cop_otherelec	593	0.48	0.50	0	1
coprod_num	593	1.36	1.00	0	5
mass_yield_exist	593	0.64	0.48	0	1
g2_mass_yield	378	0.22	0.07	0.07	0.50
eth_expl	361	0.08	0.28	0	1
eth_ac	361	0.83	0.37	0	1
eth_amm	361	0.08	0.28	0	1
eth_other	361	0.00	0.00	0	0
btl_pre_torr	153	0.07	0.25	0	1
btl_pre_pyro	153	0.05	0.21	0	1
btl_pre_none	153	0.89	0.32	0	1
btl_pro_autoth	153	0.86	0.35	0	1
btl_pro_alng	153	0.08	0.27	0	1
btl_pro_alelec	153	0.03	0.18	0	1
btl_pro_alrenew	153	0.03	0.16	0	1
btl_gasrecycl	153	0.01	0.11	0	1
btl_ccs	153	0.02	0.14	0	1
g3_productivity	76	30.09	18.86	6.85	150.00
g3_oil	77	0.41	0.11	0.15	0.70
g3_Oppond	77	0.61	0.49	0	1
zloc_us	593	0.34	0.47	0	1

zloc_eu	593	0.64	0.48	0	1
zloc_other	593	0.02	0.15	0	1
Methodological choices					
lca_att	593	0.97	0.17	0	1
lca_cons	593	0.03	0.17	0	1
Wtt	593	0.38	0.49	0	1
Wtw	593	0.62	0.49	0	1
Infrastruct	593	0.44	0.50	0	1
copval_alloc_ener	593	0.26	0.44	0	1
copval_alloc_mass	593	0.04	0.20	0	1
copval_alloc_markval	593	0.12	0.32	0	1
copval_alloc_exerg	593	0.01	0.07	0	1
copval_alloc	593	0.42	0.49	0	1
copval_systexp	593	0.55	0.50	0	1
copval_hyb	593	0.07	0.26	0	1
wtw*g3_carbneut	77	0.00	0.00	0	0
gas_num	394	0.26	0.44	0	1
ass_ipcc	573	0.37	0.48	0	1
Luc	593	0.51	0.50	0	1
luc_dir	593	0.51	0.50	0	1
luc_indir	593	0.03	0.18	0	1
uncer_ref	593	0.57	0.50	0	1
uncer_MC	593	0.10	0.30	0	1
uncer_SA	593	0.38	0.49	0	1
uncer_MCSA	593	0.48	0.50	0	1
impcat_nev	593	0.31	0.46	0	1
impcat_nrc	593	0.41	0.49	0	1
impcat_nrcnev	593	0.50	0.50	0	1
impcat_gwp	593	1.00	0.00	1	1
impcat_other	593	1.09	2.28	0	9
impcat_all	593	2.81	2.43	1	12
Typology of the study					
lit_pr	593	0.63	0.48	0	1
lit_or	593	0.09	0.29	0	1
lit_dir	593	0.03	0.17	0	1
lit_ordir	593	0.12	0.32	0	1
lit_wp	593	0.25	0.44	0	1
Year	593	2009.38	1.31	2002	2011
year_07	593	0.97	0.17	0	1
year_09	593	0.90	0.30	0	1
year_10	593	0.56	0.50	0	1
zlab_us	593	0.32	0.47	0	1
zlab_eu	593	0.67	0.47	0	1
zlab_other	593	0.01	0.10	0	1

Tableau C. 5 – Statistiques descriptives pour l'échantillon G3

	# of values	mean	std dev	min	max
Descriptive statistics for the Effect Size					
Es	77	88.87	211.85	-96.47	1377.90
es_min	77	-46.68	146.41	-352.81	881.44
es_max	77	224.42	351.73	-7.55	1874.37
es_var	77	11898.53	23739.99	265.09	64159.87
es_et	77	69.16	84.91	16.28	253.30
Technical data					
gen_2	77	0.00	0.00	0	0
gen_3	77	1.00	0.00	1	1
Etha	77	0.00	0.00	0	0
Btl	77	0.00	0.00	0	0
Fame	77	0.82	0.39	0	1
Hvo	77	0.19	0.40	0	1
mat_algae	77	1.00	0.00	1	1
mat_agrires	77	0.00	0.00	0	0
mat_for	77	0.00	0.00	0	0
mat_enercult	77	0.00	0.00	0	0
mat_farmwood	77	0.00	0.00	0	0
mat_other	77	0.00	0.00	0	0
mat_cult	77	0.00	0.00	0	0
Coprod	77	1.00	0.00	1	1
cop_gly	77	0.71	0.45	0	1
cop_elec	77	0.27	0.45	0	1
cop_heat	77	0.40	0.49	0	1
cop_algmeal	77	0.79	0.41	0	1
cop_biog	77	0.00	0.00	0	0
cop_other	77	0.95	0.93	0	2
cop_otherelec	77	0.87	0.34	0	1
coprod_num	77	2.99	1.71	1	5
mass_yield_exist	77	0.05	0.22	0	1
g3_productivity	76	30.09	18.86	6.85	150.00
g3_oil	77	0.41	0.11	0.15	0.70
g3_Oppond	77	0.61	0.49	0	1
zloc_us	77	0.42	0.50	0	1
zloc_eu	77	0.51	0.50	0	1
zloc_other	77	0.08	0.27	0	1
Methodological choices					
lca_att	77	0.92	0.27	0	1
lca_cons	77	0.08	0.27	0	1
Wtt	77	0.65	0.48	0	1
Wtw	77	0.35	0.48	0	1
Infrastruct	77	0.51	0.50	0	1
copval_alloc_ener	77	0.08	0.27	0	1
copval_alloc_mass	77	0.00	0.00	0	0
copval_alloc_markval	77	0.03	0.16	0	1
copval_alloc_exerg	77	0.00	0.00	0	0
copval_alloc	77	0.10	0.31	0	1
copval_systexp	77	0.90	0.31	0	1

copval_hyb	77	0.55	0.50	0	1
wtw*g3_carbneut	77	0.00	0.00	0	0
gas_num	77	0.45	0.50	0	1
ass_ipcc	77	0.48	0.50	0	1
Luc	77	0.08	0.27	0	1
luc_dir	77	0.08	0.27	0	1
luc_indir	77	0.08	0.27	0	1
uncer_ref	77	0.39	0.49	0	1
uncer_MC	77	0.00	0.00	0	0
uncer_SA	77	0.61	0.49	0	1
uncer_MCSA	77	0.61	0.49	0	1
impcat_nev	77	0.30	0.46	0	1
impcat_nrc	77	0.40	0.49	0	1
impcat_nrcnev	77	0.70	0.46	0	1
impcat_gwp	77	1.00	0.00	1	1
impcat_other	77	0.66	1.13	0	5
impcat_all	77	2.36	1.38	1	7
Typology of the study					
lit_pr	77	0.73	0.45	0	1
lit_or	77	0.00	0.00	0	0
lit_dir	77	0.08	0.27	0	1
lit_ordir	77	0.08	0.27	0	1
lit_wp	77	0.19	0.40	0	1
Year	77	2009.88	0.32	2009	2010
year_07	77	1.00	0.00	1	1
year_09	77	1.00	0.00	1	1
year_10	77	0.88	0.32	0	1
zlab_us	77	0.42	0.50	0	1
zlab_eu	77	0.51	0.50	0	1
zlab_other	77	0.08	0.27	0	1

Tableau C. 6 – Statistiques descriptives pour l'échantillon G2

	# of values	mean	std dev	min	max
Descriptive statistics for the Effect Size					
Es	516	26.33	45.20	-142.18	518.40
es_min	516	-5.96	48.83	-307.59	195.45
es_max	516	58.65	77.27	-127.01	841.35
es_var	516	827.04	3582.78	0.00	27149.13
es_et	516	16.54	23.55	0.03	164.77
Technical data					
gen_2	516	1.00	0.00	1	1
gen_3	516	0.00	0.00	0	0
Etha	516	0.70	0.46	0	1
Btl	516	0.30	0.46	0	1
Fame	516	0.00	0.00	0	0
Hvo	516	0.00	0.00	0	0
mat_algae	516	0.00	0.00	0	0
mat_agrires	516	0.25	0.43	0	1
mat_for	516	0.06	0.23	0	1
mat_enercult	516	0.32	0.47	0	1
mat_farmwood	516	0.11	0.31	0	1
mat_other	516	0.26	0.44	0	1
mat_cult	516	0.43	0.50	0	1
Coprod	516	0.89	0.31	0	1
cop_gly	516	0.00	0.00	0	0
cop_elec	516	0.69	0.46	0	1
cop_heat	516	0.08	0.27	0	1
cop_algmeal	516	0.00	0.00	0	0
cop_biog	516	0.21	0.41	0	1
cop_other	516	0.15	0.35	0	1
cop_otherelec	516	0.42	0.49	0	1
coprod_num	516	1.12	0.52	0	3
mass_yield_exist	516	0.73	0.44	0	1
g2_mass_yield	378	0.22	0.07	0.07	0.50
eth_expl	361	0.08	0.28	0	1
eth_ac	361	0.83	0.37	0	1
eth_amm	361	0.08	0.28	0	1
eth_other	361	0.00	0.00	0	0
btl_pre_torr	153	0.07	0.25	0	1
btl_pre_pyro	153	0.05	0.21	0	1
btl_pre_none	153	0.89	0.32	0	1
btl_pro_autoth	153	0.86	0.35	0	1
btl_pro_alng	153	0.08	0.27	0	1
btl_pro_alelec	153	0.03	0.18	0	1
btl_pro_alrenew	153	0.03	0.16	0	1
btl_gasrecycl	153	0.01	0.11	0	1
btl_ccs	153	0.02	0.14	0	1
zloc_us	516	0.33	0.47	0	1
zloc_eu	516	0.66	0.48	0	1
zloc_other	516	0.02	0.12	0	1
Methodological choices					

lca_att	516	0.98	0.14	0	1
lca_cons	516	0.02	0.14	0	1
Wtt	516	0.34	0.47	0	1
Wtw	516	0.66	0.47	0	1
Infrastruct	516	0.43	0.50	0	1
copval_alloc_ener	516	0.28	0.45	0	1
copval_alloc_mass	516	0.05	0.21	0	1
copval_alloc_markval	516	0.13	0.34	0	1
copval_alloc_exerg	516	0.01	0.08	0	1
copval_alloc	516	0.47	0.50	0	1
copval_systexp	516	0.50	0.50	0	1
copval_hyb	516	0.00	0.04	0	1
gas_num	317	0.21	0.41	0	1
ass_ipcc	496	0.35	0.48	0	1
Luc	516	0.58	0.49	0	1
luc_dir	516	0.58	0.49	0	1
luc_indir	516	0.03	0.16	0	1
uncer_ref	516	0.60	0.49	0	1
uncer_MC	516	0.11	0.32	0	1
uncer_SA	516	0.34	0.48	0	1
uncer_MCSA	516	0.46	0.50	0	1
impcat_nev	516	0.31	0.46	0	1
impcat_nrc	516	0.41	0.49	0	1
impcat_nrcnev	516	0.47	0.50	0	1
impcat_gwp	516	1.00	0.00	1	1
impcat_other	516	1.16	2.40	0	9
impcat_all	516	2.87	2.55	1	12
Typology of the study					
lit_pr	516	0.61	0.49	0	1
lit_or	516	0.10	0.30	0	1
lit_dir	516	0.02	0.14	0	1
lit_ordir	516	0.12	0.33	0	1
lit_wp	516	0.26	0.44	0	1
Year	516	2009.30	1.38	2002	2011
year_07	516	0.97	0.18	0	1
year_09	516	0.89	0.32	0	1
year_10	516	0.51	0.50	0	1
zlab_us	516	0.31	0.46	0	1
zlab_eu	516	0.69	0.46	0	1
zlab_other	516	0.00	0.00	0	0

Tableau C. 7 – Statistiques descriptives pour l'échantillon éthanol

	# of values	mean	std dev	min	max
Descriptive statistics for the Effect Size					
Es	361	29.45	48.39	-113.60	518.40
es_min	361	-2.17	51.44	-307.59	195.45
es_max	361	61.12	85.31	-49.54	841.35
es_var	361	941.37	4232.25	0.00	27149.13
es_et	361	16.19	26.10	0.03	164.77
Technical data					
gen_2	361	1.00	0.00	1	1
gen_3	361	0.00	0.00	0	0
Etha	361	1.00	0.00	1	1
Btl	361	0.00	0.00	0	0
Fame	361	0.00	0.00	0	0
Hvo	361	0.00	0.00	0	0
mat_algae	361	0.00	0.00	0	0
mat_agrires	361	0.29	0.45	0	1
mat_for	361	0.02	0.13	0	1
mat_enercult	361	0.29	0.45	0	1
mat_farmwood	361	0.10	0.30	0	1
mat_other	361	0.31	0.46	0	1
mat_cult	361	0.39	0.49	0	1
Coprod	361	0.89	0.31	0	1
cop_gly	361	0.00	0.00	0	0
cop_elec	361	0.58	0.49	0	1
cop_heat	361	0.02	0.16	0	1
cop_algmeal	361	0.00	0.00	0	0
cop_biog	361	0.30	0.46	0	1
cop_other	361	0.15	0.36	0	1
cop_otherelec	361	0.46	0.50	0	1
coprod_num	361	1.06	0.49	0	3
mass_yield_exist	361	0.66	0.48	0	1
g2_mass_yield	237	0.25	0.05	0.11	0.50
eth_expl	361	0.08	0.28	0	1
eth_ac	361	0.83	0.37	0	1
eth_amm	361	0.08	0.28	0	1
eth_other	361	0.00	0.00	0	0
zloc_us	361	0.37	0.48	0	1
zloc_eu	361	0.61	0.49	0	1
zloc_other	361	0.02	0.15	0	1
Methodological choices					
lca_att	361	0.98	0.14	0	1
lca_cons	361	0.02	0.14	0	1
Wtt	361	0.37	0.48	0	1
Wtw	361	0.63	0.48	0	1
Infrastruct	361	0.45	0.50	0	1
copval_alloc_ener	361	0.34	0.48	0	1
copval_alloc_mass	361	0.04	0.21	0	1
copval_alloc_markval	361	0.07	0.25	0	1
copval_alloc_exerg	361	0.01	0.09	0	1

copval_alloc	361	0.47	0.50	0	1
copval_systexp	361	0.52	0.50	0	1
copval_hyb	361	0.00	0.05	0	1
gas_num	205	0.12	0.33	0	1
ass_ipcc	361	0.35	0.48	0	1
Luc	361	0.66	0.48	0	1
luc_dir	361	0.66	0.48	0	1
luc_indir	361	0.03	0.16	0	1
uncer_ref	361	0.54	0.50	0	1
uncer_MC	361	0.13	0.33	0	1
uncer_SA	361	0.38	0.49	0	1
uncer_MCSA	361	0.51	0.50	0	1
impcat_nev	361	0.20	0.40	0	1
impcat_nrc	361	0.34	0.47	0	1
impcat_nrcnev	361	0.37	0.48	0	1
impcat_gwp	361	1.00	0.00	1	1
impcat_other	361	0.89	2.04	0	9
impcat_all	361	2.43	2.11	1	11
Typology of the study					
lit_pr	361	0.62	0.49	0	1
lit_or	361	0.03	0.18	0	1
lit_dir	361	0.01	0.12	0	1
lit_ordir	361	0.05	0.21	0	1
lit_wp	361	0.33	0.47	0	1
Year	361	2009.42	1.25	2002	2011
year_07	361	0.96	0.19	0	1
year_09	361	0.94	0.23	0	1
year_10	361	0.48	0.50	0	1
zlab_us	361	0.34	0.48	0	1
zlab_eu	361	0.66	0.48	0	1
zlab_other	361	0.00	0.00	0	0

Tableau C. 8 – Statistiques descriptives pour l'échantillon BTL

	# of values	mean	std dev	min	max
Descriptive statistics for the Effect Size					
Es	155	19.04	35.78	-142.18	189.00
es_min	155	-14.77	40.94	-204.37	65.53
es_max	155	52.91	53.94	-127.01	334.35
es_var	155	560.76	975.95	0.21	5499.18
es_et	155	17.35	16.17	0.46	74.16
Technical data					
gen_2	155	1.00	0.00	1	1
gen_3	155	0.00	0.00	0	0
Etha	155	0.00	0.00	0	0
Btl	155	1.00	0.00	1	1
Fame	155	0.00	0.00	0	0
Hvo	155	0.00	0.00	0	0
mat_algae	155	0.00	0.00	0	0
mat_agrires	155	0.16	0.37	0	1
mat_for	155	0.15	0.36	0	1
mat_enercult	155	0.41	0.49	0	1
mat_farmwood	155	0.13	0.34	0	1
mat_other	155	0.15	0.36	0	1
mat_cult	155	0.54	0.50	0	1
Coprod	155	0.90	0.31	0	1
cop_gly	155	0.00	0.00	0	0
cop_elec	155	0.93	0.26	0	1
cop_heat	155	0.20	0.40	0	1
cop_algmeal	155	0.00	0.00	0	0
cop_biog	155	0.00	0.00	0	0
cop_other	155	0.13	0.34	0	1
cop_otherelec	155	0.33	0.47	0	1
coprod_num	155	1.26	0.56	0	2
mass_yield_exist	155	0.91	0.29	0	1
g2_mass_yield	141	0.16	0.06	0.07	0.42
btl_pre_torr	153	0.07	0.25	0	1
btl_pre_pyro	153	0.05	0.21	0	1
btl_pre_none	153	0.89	0.32	0	1
btl_pro_autoth	153	0.86	0.35	0	1
btl_pro_alng	153	0.08	0.27	0	1
btl_pro_alelec	153	0.03	0.18	0	1
btl_pro_alrenew	153	0.03	0.16	0	1
btl_gasrecycl	153	0.01	0.11	0	1
btl_ccs	153	0.02	0.14	0	1
zloc_us	155	0.23	0.42	0	1
zloc_eu	155	0.77	0.42	0	1
zloc_other	155	0.00	0.00	0	0
Methodological choices					
lca_att	155	0.97	0.16	0	1
lca_cons	155	0.03	0.16	0	1
Wtt	155	0.27	0.45	0	1
Wtw	155	0.73	0.45	0	1

Infrastruct	155	0.38	0.49	0	1
copval_alloc_ener	155	0.14	0.35	0	1
copval_alloc_mass	155	0.06	0.23	0	1
copval_alloc_markval	155	0.28	0.45	0	1
copval_alloc_exerg	155	0.00	0.00	0	0
copval_alloc	155	0.48	0.50	0	1
copval_systexp	155	0.46	0.50	0	1
copval_hyb	155	0.00	0.00	0	0
gas_num	112	0.38	0.49	0	1
ass_ipcc	135	0.34	0.48	0	1
Luc	155	0.39	0.49	0	1
luc_dir	155	0.39	0.49	0	1
luc_indir	155	0.03	0.16	0	1
uncer_ref	155	0.72	0.45	0	1
uncer_MC	155	0.08	0.27	0	1
uncer_SA	155	0.26	0.44	0	1
uncer_MCSA	155	0.34	0.47	0	1
impcat_nev	155	0.56	0.50	0	1
impcat_nrc	155	0.57	0.50	0	1
impcat_nrcnev	155	0.71	0.46	0	1
impcat_gwp	155	1.00	0.00	1	1
impcat_other	155	1.79	2.99	0	9
impcat_all	155	3.92	3.11	1	12
Typology of the study					
lit_pr	155	0.59	0.49	0	1
lit_or	155	0.26	0.44	0	1
lit_dir	155	0.04	0.19	0	1
lit_ordir	155	0.30	0.46	0	1
lit_wp	155	0.11	0.31	0	1
Year	155	2009.01	1.62	2002	2011
year_07	155	0.97	0.18	0	1
year_09	155	0.75	0.44	0	1
year_10	155	0.56	0.50	0	1
zlab_us	155	0.23	0.42	0	1
zlab_eu	155	0.77	0.42	0	1
zlab_other	155	0.00	0.00	0	0

Annexe D

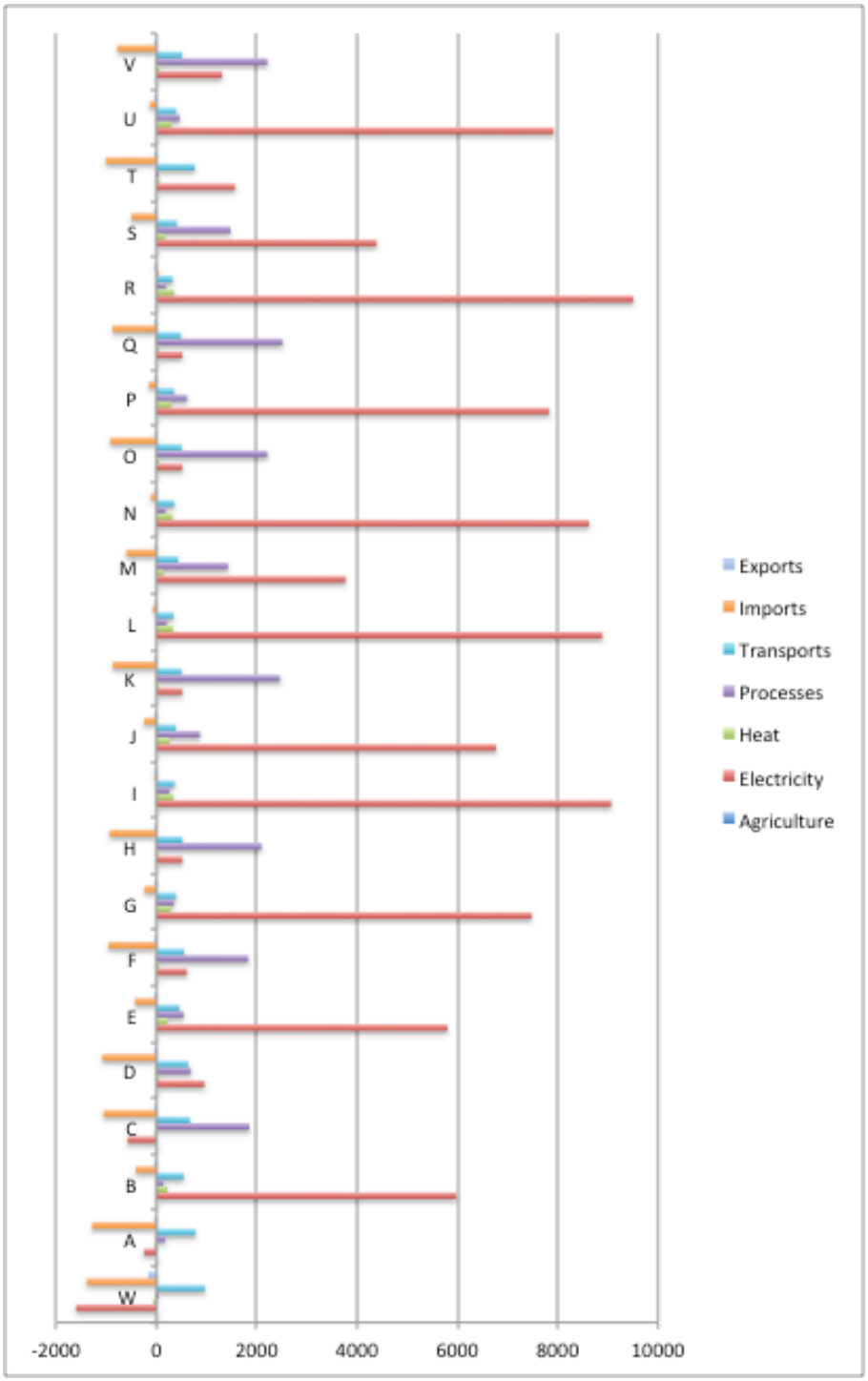


Figure D. 1 – Part dans le PRG sur chaque secteur modélisé selon la configuration des procédés

NOUVELLES APPROCHES POUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES BIOCARBURANTS AVANCÉS

RESUME : L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) a été explicitement employée, dans le cadre législatif en Europe et aux Etats-Unis afin de quantifier les bénéfices de filières biocarburants vis-à-vis des objectifs de réduction d'émissions des gaz à effet de serre (GES) et d'indépendance énergétique. Nous investiguons, au cours de cette thèse, la concordance du développement des biocarburants avancés (éthanol lignocellulosique, Biomass to Liquids - BTL, EMHV/HVO à partir de microalgues) avec ces objectifs par le biais de deux travaux indépendants. Le premier est une *méta-analyse* (synthèse de littérature) des études ACV appliquées aux filières de biocarburants avancés. Dans cette partie de la thèse, en utilisant des méthodes économétriques, nous identifions et quantifions les facteurs qui impactent le plus les résultats d'émissions de GES au long du cycle de vie des produits étudiés et calculons l'intervalle de confiance pour ces résultats. Le deuxième travail est une ACV conséquentielle et prospective illustrée par une étude de cas concernant l'introduction du BTL en France. Nous avons adapté un modèle prospectif de type TIMES pour la réalisation d'évaluations environnementales. De cette façon, nous prenons en compte des mécanismes économiques à l'origine d'impacts sur d'autres systèmes de la production de biocarburants. Ainsi, nous contribuons aux développements méthodologiques autour de l'ACV conséquentielle et prospective avec des discussions sur la définition de l'unité fonctionnelle, la définition des frontières du système, l'inclusion d'aspects dynamiques dans la caractérisation d'impacts, l'utilisation de scénarios (différents contextes politiques et économiques) et la réalisation des analyses de sensibilité sur les frontières du système pour mettre en évidence les limites du modèle utilisé.

Mots clés : Analyse de cycle de vie conséquentielle, biocarburants avancés, biomasse lignocellulosique, méta-analyse, méta-régression, prospective énergétique, TIMES

NEW APPROACHES FOR THE ENVIRONEMENTAL EVALUATION OF ADVANCED BIOFUELS

ABSTRACT: Life Cycle Assessment (LCA) has been used in legislative texts in Europe and in the United States to quantify the benefits of biofuel production in terms of greenhouse gas (GHG) emissions reductions and energy security. In this thesis, we propose two independent approaches to investigate the compliance of advanced biofuels (cellulosic ethanol, Biomass to liquids - BTL, microalgae FAME/HVO) production with these objectives. The first one is a meta-analysis (literature synthesis) of LCA studies concerning advanced biofuels. Using econometric methods, we are able to identify and quantify the main factors impacting GHG emission LCA results. Also, we estimate a confidence interval for these results for each type of advanced biofuel in question. The second part of this work is a consequential and prospective LCA illustrated by a case study about the introduction of BTL technology in France. A long-term TIMES-type energy model was adapted for environmental evaluations in order to capture impacts occurring in affected systems through economic mechanisms. We contribute, with this work, for a proper systematization of consequential and prospective LCA. We discuss the functional unit and system boundaries definitions, the use of dynamic impact characterization factors, the use of scenarios (different political and economical contexts) and the exploration of the system's boundaries to bring attention to the limits of the model employed.

Keywords: Consequential life cycle assessment, advanced biofuels, lignocellulosic biomass, meta-analysis, meta-regression, energy prospective, TIMES



ARTS ET MÉTIERS

ParisTech