



HAL
open science

Eléments d'adaptation de la méthodologie d'analyse de cycle de vie aux carburants végétaux : cas de la première génération

Anthony Benoist

► To cite this version:

Anthony Benoist. Eléments d'adaptation de la méthodologie d'analyse de cycle de vie aux carburants végétaux : cas de la première génération. Sciences de l'ingénieur [physics]. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2009. Français. NNT : . pastel-00005919

HAL Id: pastel-00005919

<https://pastel.hal.science/pastel-00005919>

Submitted on 24 Mar 2010

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.



ED n° 432 : « Sciences des Métiers de l'Ingénieur »

N° attribué par la bibliothèque

T H E S E

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'ECOLE NATIONALE SUPERIEURE DES MINES DE PARIS

Spécialité "Energétique"

présentée et soutenue publiquement par

Anthony BENOIST

le 1^{er} décembre 2009

**ELEMENTS D'ADAPTATION DE LA METHODOLOGIE D'ANALYSE
DE CYCLE DE VIE AUX CARBURANTS VEGETAUX :
CAS DE LA PREMIERE GENERATION**

**(ADAPTING LIFE-CYCLE ASSESSMENT TO BIOFUELS:
SOME ELEMENTS FROM THE FIRST GENERATION CASE)**

Directeur de thèse : Denis CLODIC

Jury :

M. Dominique MARCHIO - MINES ParisTech..... Président
M. Benoît GABRIELLE - AgroParisTech..... Rapporteur
M. Christian SALES - CIRAD..... Rapporteur
M. Denis CLODIC - MINES ParisTech..... Examineur
Mme Dominique DRON - MINES ParisTech..... Examinatrice
M. Gérard GAILLARD - Agroscope Reckenholz-Tänikon ART..... Examineur
M. Daniel THOMAS - Université Technologique de Compiègne..... Examineur

Remerciements

Au-delà des huit noms présents sur la couverture de cette thèse, si vous lisez aujourd'hui cette page, sur ce document entre vos mains, sur votre écran ou via je ne sais quel autre moyen technique existant ou à venir, c'est grâce à de nombreuses autres personnes. Je profite donc de ces premières pages pour transmettre vingt "Merci", pour ce manuscrit et, plus globalement, pour ces années de doctorat.

Merci tout d'abord à mes deux encadrants, Dominique Dron et Denis Clodic, pour avoir su me faire confiance, me soutenir, me mener vers le particulier quand je mesurais le général, me rappeler le général quand j'étais plongé dans le particulier et, en résumé, me guider au cours de ces trois années.

Merci à tous les membres du jury d'avoir accepté de venir juger de mon travail. Parmi eux, merci à Benoît Gabrielle et Christian Sales d'avoir endossé le rôle de rapporteurs de cette thèse, à Dominique Marchio d'avoir assumé la présidence du jury, et à Gérard Gaillard et Daniel Thomas d'avoir apporté leurs éclairages en tant qu'examineurs.

Je tiens également à remercier l'ensemble des membres de la chaire *Nouvelles Stratégies Énergétiques*, tant les chercheurs (des Mines ParisTech, de l'ENS, de l'AgroParisTech, de l'INRA, du CIRAD et du CIRED) que les industriels (d'EdF, de GdF-Suez, de Keolis, de Natixis, de Safran et de Total), pour leurs réflexions sur ces sujets, et leur intérêt et leurs commentaires sur ce travail.

Merci aux professeurs et autres responsables de formations qui m'ont permis de découvrir l'enseignement. Merci donc, dans l'ordre chronologique, à mes deux encadrants sus-cités, Jérôme Gosset, Alain Gaunand et Chakib Bouallou, Dominique Marchio, Philippe Rivière, Jérôme Adnot et Émeric Fortin.

Les uns n'allant pas sans les autres, merci aux étudiants, de toutes formations et de tous pays, que j'ai pu rencontrer. Leur intérêt, leurs interrogations et leurs points de vue sont tout autant sources de motivation que de réflexion.

Merci à Michel Jacob et à travers lui aux membres de l'*Association des Régions de France* que j'ai pu rencontrer ; les échanges avec eux et la compréhension de leurs problématiques ont été essentiels pour saisir les enjeux qui gravitent autour des carburants végétaux, de l'Analyse de Cycle de Vie et de la décision publique.

Merci à Philippe Petit, aux membres du comité de pilotage de l'étude *Aménités 2025* du Nord-Pas de Calais et aux différents intervenants des réunions qui ont eu lieu ; leurs discussions, leurs exposés et, d'une façon générale, la complémentarité de leurs points de vue ont réellement été très enrichissants.

Merci à Philippe Roux, Catherine Macombe, Franck Jolibert, Jean Roger-Estrade et, plus globalement puisqu'il ne me sera pas possible de tous les citer sans en oublier, aux personnes que j'ai pu rencontrer lors de conférences, de séminaires, de journées techniques ou d'enseignements ; chacune de nos conversations ont contribué à la construction de cette thèse.

Merci à Martine Decloux, de l'AgroParisTech, qui m'a très gentiment consacré du temps pour la réalisation du travail lié aux procédés de production d'éthanol.

Merci à Ana Rengel, Anne-Lise Gautier, Cécile Bessou et Jérémie Mercier, doctorants aux sujets qui gravitaient également autour des carburants végétaux et / ou de l'Analyse de Cycle de Vie et avec qui j'ai souvent pu partager au cours de ces années.

Merci à toutes les personnes du *Centre Énergétique et Procédés* des Mines ParisTech qui m'ont aidé et ont contribué à cette thèse de quelque façon que ce soit, des séances de travail aux conseils avisés. Aux noms cités plus haut, j'aimerais donc notamment ajouter ceux de Bachir Abou Khalil, d'Isabelle Blanc, de Christophe Coquelet, de Maroun Nemer, de Bruno Peuportier, d'Ari Rabl, de Pascal Stabat et d'Assaad Zoughaib.

Merci à Anne-Marie Pougin, Aline Garnier, Philippe Calvet, Michèle Dupuy, Maryvonne Nica, Chantal Martin, Marie-Astrid Krames et Joëlle Andrianarijaona qui font, ou ont fait, vivre le centre et m'ont permis d'effectuer cette thèse dans de très bonnes conditions.

Merci également à tous ces collègues qui ont rempli ces années de moments agréables. Je pense notamment à Ana, Daniela, Alain, les deux Bruno, David, Elias, Julien, Marcello, Mikael, Rodrigo, Stéphane, Pascal et Philippe. Et parmi ces noms je ne peux pas ne pas citer Laurent, que je remercie pour tout ce temps passé ensemble depuis trois ans, en espérant qu'il y en ait encore beaucoup à l'avenir.

Merci à ma famille et mes amis qui m'ont soutenu, qui ont essayé de comprendre quelles pouvaient être les activités d'un thésard ou qui me plongeaient dans l'embarras avec un simple « Et au final, les biocarburants, c'est bien ou pas ? ». Merci à tous ceux qui se sont déplacés lors de ma soutenance ou du pot qui a suivi, et notamment à l'imposante délégation familiale et / ou normande.

Histoire de faire dans l'original, je ne remercierai pas mes parents, sans quoi je ne serai rien comme le dit l'expression consacrée. Un "Merci" ne suffit pas pour expliquer ce qu'ils ont fait et m'ont apporté en me soutenant pendant toutes ces longues années d'étude. A la place, je dédicacerai à mon père la première citation de cette thèse, réveille-matin de mes jeunes années, et la dernière à ma mère, qui s'est échiné à me faire tenir un crayon correctement.

A travers cette citation qui clôturera cette thèse comme celle-ci clôturera ma carrière scolaire, je tiens également à remercier tous les instituteurs et professeurs qui m'ont appris et, plus important encore, donné l'envie d'apprendre au cours des vingt-quatre années qui viennent de s'achever.

Et enfin, merci à vous, lecteurs occasionnels ou assidus de ces pages.

Anthony

Table des matières

Remerciements.....	1
Introduction.....	9
Situation du secteur des transports.....	14
Intérêt des carburants liquides issus de la biomasse.....	15
Problématique et démarche de la thèse.....	16
Chapitre I – Méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie.....	17
I. Descriptif de la méthode.....	21
I.1. Définitions.....	21
I.2. Historique.....	22
I.3. Normalisation et phases d'une ACV.....	22
II. Définition des objectifs et du champ de l'étude.....	24
II.1. Objectifs et champ de l'étude.....	24
II.2. Typologie des ACV.....	27
III. Inventaire du cycle de vie.....	28
III.1. Qualité des données.....	28
III.2. Le problème d'affectation.....	29
III.3. Description des règles d'affectation.....	31
III.4. Lien entre méthodologie de l'inventaire et objectifs de l'ACV.....	34
IV. Évaluation de l'impact du cycle de vie.....	36
IV.1. Sélection des catégories d'impact.....	36
IV.2. Classification des résultats de l'inventaire.....	41
IV.3. Caractérisation des indicateurs d'impact.....	43
IV.4. Étapes optionnelles de l'évaluation de l'impact.....	48
V. Interprétation du cycle de vie.....	52
V.1. Identification des enjeux significatifs.....	52
V.2. Vérification de l'étude.....	52
V.3. Conclusions, limitations et recommandations.....	53
Conclusion.....	54
Chapitre II - Description et première analyse des filières de carburants végétaux de 1ère génération.....	57
I. Les carburants végétaux au sein de la biomasse énergie.....	61
I.1. La biomasse.....	61
I.2. La photosynthèse.....	61
I.3. Valorisation de la biomasse.....	65
I.4. Les filières de carburants liquides.....	68
I.5. Principaux acteurs des filières de carburants végétaux.....	69
II. Analyse de Cycle de Vie des filières de 1ère génération.....	71
II.1. État des lieux.....	71
II.2. Socle commun d'hypothèses des études.....	75
II.3. Méthodologie d'analyse.....	77
II.4. Résultats d'ACV médians des carburants végétaux.....	78
III. Origines des disparités des ACV des carburants végétaux.....	82
III.1. Méthodologie d'analyse.....	82
III.2. Influence des paramètres d'ACV sur les résultats finaux.....	83

III.3. Déterminants d'une application adéquate de l'ACV aux carburants végétaux.....	84
III.4. Utilisation pertinente de la bibliographie.....	87
Conclusion.....	89

Chapitre III - Analyse des procédés de première génération de transformation de la biomasse en carburants liquides.....91

I. Méthodologie d'analyse.....	99
I.1. Approche appliquée.....	99
I.2. Analyse Énergétique des Procédés.....	101
I.3. Variantes de procédés étudiées.....	103
II. Description des procédés.....	105
II.1. Filières de production d'éthanol.....	105
II.2. Filières de production d'EMHV.....	111
II.3. Voies de valorisation des co-produits.....	114
III. Données et bases théoriques de simulation des opérations unitaires et des calculs d'ACV. .	118
III.1. Hypothèses générales et données des corps purs.....	118
III.2. Hypothèses et données relatives aux calculs d'ACV.....	119
III.3. Chauffage et refroidissement.....	119
III.4. Compression de vapeur.....	120
III.5. Fermentation.....	120
III.6. Distillation.....	120
III.7. Évaporation.....	122
III.8. Séchage.....	123
IV. Résultats de simulation et d'ACV des procédés.....	125
IV.1. Production d'éthanol à partir de betterave.....	125
IV.2. Production d'éthanol à partir de blé.....	128
IV.3. Production d'éthanol à partir de canne à sucre.....	131
IV.4. Production d'EMHV à partir de colza.....	132
IV.5. Intérêt des variantes vis-à-vis des filières globales.....	133
V. Analyse des coûts de production des carburants végétaux.....	138
V.1. Structure des coûts de production.....	138
V.2. Marché de l'énergie.....	139
V.3. Marché des produits agricoles.....	140
V.4. Analyse des résultats de coûts de production.....	142
Conclusion.....	146

Chapitre IV - Intégration de composantes dynamiques à la pratique de l'ACV.....149

I. Stockage de carbone dans les sols et la biomasse.....	155
I.1. Définition et caractérisation des sols.....	155
I.2. Niveaux de stocks de carbone des sols.....	157
I.3. Dynamiques d'évolution des stocks de carbone des sols.....	158
I.4. Stockage de carbone dans la biomasse aérienne.....	160
I.5. Références d'émissions des filières de carburants végétaux.....	160
II. Intégration des dynamiques d'émissions de GES en ACV.....	161
II.1. Prise en compte classique des effets dynamiques en ACV.....	161
II.2. Effet et comptabilisation des émissions de GES.....	164
II.3. Méthodologie développée d'intégration des dynamiques d'émissions de GES en ACV. .	165
III. Applications des PRG dynamiques à l'évaluation de scénarios d'émissions.....	171
III.1. Méthode générale d'évaluation de scénarios d'émissions à l'aide des PRG dynamiques.....	171
III.2. Changements d'usages indirects liés aux co-produits.....	172

III.3. Effet du déstockage de carbone lié à un retournement de prairies sur les bilans d'ACV des carburants végétaux.....	174
III.4. Définition d'objectifs de réduction d'émissions de GES des carburants végétaux représentatifs d'un usage optimal des terres.....	178
Conclusion.....	183
Conclusion.....	185
Cadre d'analyse de la thèse.....	187
Adaptation de l'ACV aux valorisations de la biomasse.....	187
Intérêt des carburants végétaux pour le secteur des transports.....	188
Enjeux des carburants végétaux vis-à-vis de l'aménagement du territoire.....	189
Bibliographie.....	191
Annexes.....	205
Annexe A - Définitions relatives à l'Analyse de Cycle de Vie.....	209
Annexe B - Résolution du problème d'affectation selon la méthode de programmation linéaire d'Azapagic et Clift.....	213
I. Problème d'optimisation sous contraintes.....	213
II. Résolution du problème d'affectation.....	216
Annexe C - Éléments de calcul des Pouvoirs de Réchauffement Global définis par l'IPCC.....	217
I. Définition et calcul brut des PRG.....	217
II. Efficacités radiatives du CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O.....	218
III. Durées de vie du CH ₄ et du N ₂ O.....	219
Annexe D - Article 'Integrating GHG dynamics in biomass-based products LCA'.....	220
I. Traduction du résumé en français.....	220
II. Texte intégral de l'article.....	220

Introduction

*Debout les gars, réveillez-vous !
Il va falloir en mettre un coup !
Debout les gars, réveillez-vous !
On va au bout du monde ...*
Hugues Aufray, *Debout les gars*, 1964

Table des matières

Situation du secteur des transports.....	14
Intérêt des carburants liquides issus de la biomasse.....	15
Problématique et démarche de la thèse.....	16

Index des figures

Figure 1 - Principaux réservoirs et flux du cycle du carbone impliqués dans le changement climatique, état représentatif des années 1990.....	13
Figure 2 - Émissions de GES par secteurs, hors changement d'usage des sols.....	14

Index des tables

Tableau 1 - Exemples de moyens d'action liés aux problématiques du transport.....	15
-----------------------------------------------------------------------------------	----

L'apparition de la vie sur Terre est intimement liée à l'évolution de la composition de l'atmosphère terrestre. La concentration atmosphérique en dioxyde de carbone CO_2 notamment diminue de 30 à 40 %, en volume, il y a 4 milliards d'année à 0,03 à 0,04 % pour la période actuelle [1]. Cette transition, initiée par la précipitation du CO_2 sous forme de carbonates, s'est ensuite accompagnée d'un enrichissement en oxygène O_2 de l'atmosphère dû au début de l'activité photosynthétique des cyanobactéries. Cette étape est essentielle pour le vivant puisqu'elle permet la mise en place d'une couche d'ozone O_3 protégeant la surface terrestre d'une grande part du rayonnement ultraviolet issu du Soleil d'une part, et l'apparition d'organismes vivants plus complexes d'autre part.

Le carbone initial a ainsi été petit à petit stocké dans différents puits et la concentration atmosphérique en CO_2 s'est stabilisée à des niveaux compris entre 180 et 300 ppm volumique¹, en fonction des échanges entre l'atmosphère et l'océan, au cours des 650 derniers milliers d'années [1, 2]. Ces variations, infimes par rapport à celles qui ont eu lieu aux prémices de la formation de l'atmosphère, sont pourtant déterminantes du point de vue du climat puisqu'elles correspondent à des successions de périodes glaciaires et interglaciaires, associées respectivement aux teneurs minimales et maximales en CO_2 présentées ci-dessus.

Depuis le début de l'ère industrielle, classiquement représenté par l'année 1750, la concentration atmosphérique en CO_2 a augmenté de 277 ppm, valeur typique d'une période interglaciaire, à 379 ppm en 2005, ce qui est à l'origine d'un changement climatique, déjà observé et toujours en cours, le système climatique possédant une forte inertie. Cette évolution du CO_2 dans l'atmosphère, qui s'accompagne de l'accroissement des concentrations atmosphériques en d'autres gaz impactant le climat et notamment la température globale, les Gaz à Effet de Serre (GES), est attribuable aux transformations des activités humaines au cours de l'ère industrielle [3].

Ces activités ont donc notamment induit des modifications dans les stocks de carbone existants, provoquant des émissions de CO_2 vers l'atmosphère et augmentant sa concentration. La figure 1 représente les principaux réservoirs, en GtC, et flux, en GtC / an, du cycle du carbone impliqués dans le changement climatique ; les flux signalés en noir désignent les échanges existants au cours de la période pré-industrielle et ceux en rouge les modifications induites par l'homme représentatives de la décennie 1990-2000 [4].

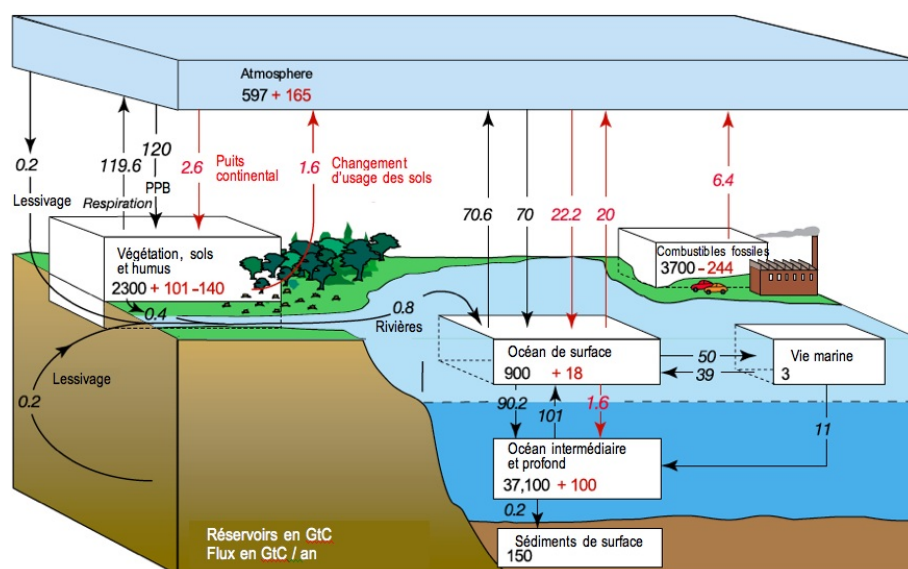


Figure 1 - Principaux réservoirs et flux du cycle du carbone impliqués dans le changement climatique, état représentatif des années 1990

1 Les différentes concentrations en ppm exprimées dans cette introduction sont des concentrations volumiques en gaz.

Des différents réservoirs de carbone représentés à la figure 1, deux présentent une perte nette en carbone. Le premier est le stock que représentent les combustibles fossiles, dont la consommation, à des fins énergétiques, a représenté en moyenne 6,4 GtC / an entre 1990 et 2000. Le second réservoir enregistrant une perte de carbone est l'ensemble constituant la biosphère terrestre, dont le stock a globalement diminué depuis 1750 dû aux effets des déforestations, partiellement compensés par une activité photosynthétique accrue, en lien avec l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO₂ ; toutefois au cours des années 1990 la biosphère terrestre a eu un rôle de puits net de carbone, les émissions liées aux changements d'usages des sols ayant été inférieures au flux lié à la production photosynthétique nette d'après la figure 1.

Du point de vue du bilan atmosphérique, les émissions liées à la combustion des énergies fossiles et au changement d'usage des sols ont représenté 8 GtC / an au cours des années 1990, flux partiellement compensé par l'absorption de 4,8 GtC / an par les puits océanique et terrestre, ceci aboutissant à un accroissement net du stock atmosphérique de 3,2 GtC / an. D'un point de vue global cependant, ces émissions anthropiques ne représentent que 3,8 % des quantités totales échangées, de 210,2 GtC / an, entre l'atmosphère et les autres réservoirs de carbone. Du strict point de vue de l'utilisation des combustibles fossiles, trois types de solutions peuvent donc être imaginés à partir de la figure 1 en vue d'atténuer le changement climatique :

- diminuer les besoins en combustibles, via notamment l'amélioration de l'efficacité énergétique des usages,
- réduire les émissions vers l'atmosphère en créant de nouveaux flux de carbone vers d'autres réservoirs, via la capture et le stockage du CO₂, ou
- substituer l'utilisation des énergies fossiles les plus émettrices par des sources induisant moins d'émissions de carbone supplémentaires, tel qu'en recourant par exemple à des énergies non carbonées ou en exploitant les échanges de carbone existants, le flux photosynthétique continental de 122,6 GtC / an étant alors, d'un point de vue quantitatif et d'accessibilité, le plus intéressant.

Situation du secteur des transports

Les émissions de GES associées à l'utilisation des combustibles fossiles se répartissent différemment selon les secteurs d'usages. La figure 2 présente de telles répartitions d'émissions pour le monde en 2000 et pour la France en 2007 [5, 6].

A l'échelle mondiale, les secteurs les plus émetteurs de GES sont, pour l'année 2000, les industries manufacturières, le résidentiel / tertiaire et l'agriculture / sylviculture.

Toutefois pour un pays tel que la France, en 2007, les transports routiers supplantent ces secteurs et représentent le quart des émissions nationales.

De plus les émissions des transports routiers sont en croissance, avec une augmentation de 17 % entre 1990 et 2007, derrière les autres transports à 22 % et devant le résidentiel / tertiaire à 6 % [6]. Le secteur des transports en général, et le transport routier en particulier, constitue donc pour les pays développés comme la France une clé incontournable de la réussite d'objectifs tels que

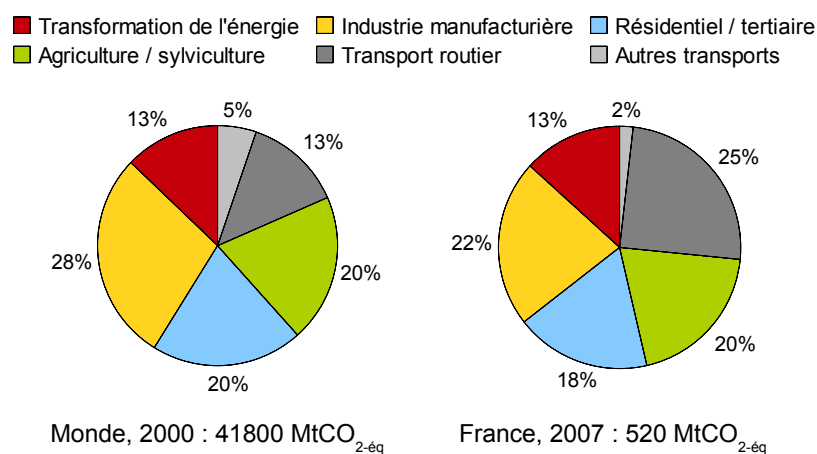


Figure 2 - Émissions de GES par secteurs, hors changement d'usage des sols

celui du facteur 4, puisqu'il représente à la fois la part la plus importante des émissions et celle qui connaît les plus fortes croissances.

Enfin les transports constituent un enjeu géopolitique majeur du fait de leur forte dépendance à un type d'énergie fourni par un nombre limité de zones géographiques. En effet, l'énergie consommée en France pour le transport est issu à 93 % du pétrole en 2007, cette valeur s'élevant encore à 97 % en 2005 [7].

Tableau 1 - Exemples de moyens d'action liés aux problématiques du transport

Niveau d'action	Moyens disponibles	Type de solution
Infrastructures	Améliorer l'accessibilité des services ²	Moyen et long terme
	Restructuration des réseaux de transport, notamment urbains	Court et moyen terme
Sensibilisation	Modification des habitudes de conduite	Court et moyen terme
Motorisations	Diminution de la consommation spécifique	Court et moyen terme
	Véhicule électrique, pile à combustible	Long terme
Carburants	Recours à des sources de carburants non fossiles	Court et moyen terme

Ainsi la problématique du transport est de pouvoir concilier la nécessité de réduire ses niveaux d'émissions de GES et de diversifier ses consommations d'énergie d'une part, et les besoins de mobilité d'autre part. Selon le niveau d'action, différents moyens sont disponibles afin d'atteindre ces objectifs ; le tableau 1 présente quelques exemples de tels moyens en spécifiant le caractère court, moyen ou long terme des solutions. Parmi les différents niveaux d'action, le sujet de la présente thèse concerne plus particulièrement la production de carburants.

Intérêt des carburants liquides issus de la biomasse

Lors de la recherche de sources non fossiles pour la production de carburants pour le transport, la biomasse apparaît rapidement comme un choix attractif pour plusieurs raisons :

- le caractère historique de cet usage et les besoins limités d'adaptation, puisque l'alcool dénaturé et l'huile végétale ont été utilisés comme carburants dès l'invention des premiers moteurs [8],
- sa capacité, contrairement à d'autres énergies renouvelables, à fournir un vecteur d'énergie matérialisé, présentant une densité énergétique relativement bonne, ce qui en fait une réponse pertinente aux besoins d'autonomie des véhicules, de manipulation et d'utilisation très décentralisée, et enfin,
- son potentiel global, la figure 1 ayant montré que chaque année, le flux photosynthèse-respiration lié à la biomasse terrestre est près de 20 fois plus important en termes de quantité de carbone échangée que les émissions totales de carbone liées à l'utilisation des combustibles fossiles.

La biomasse peut ainsi fournir immédiatement via des technologies agro-alimentaires bien connues, et dans le futur par des technologies plus spécifiques, des carburants liquides propres à être utilisés en moteurs directement ou au prix de modifications mineures.

De plus les filières immédiatement disponibles de production de carburants végétaux, dites de *première génération*, reposent sur l'exploitation des matières agricoles. Leur développement a donc été considéré comme pouvant représenter un débouché intéressant pour des agricultures inquiètes du devenir des politiques publiques de soutien³.

² Si la modification des infrastructures peut contribuer à améliorer l'accès aux services, il faut toutefois noter que cette problématique n'est pas du seul ressort des transports.

³ Pour les pays européens, la Politique Agricole Commune devrait notamment être revue en 2012.

Problématique et démarche de la thèse

Le développement des programmes de soutien des filières de carburants végétaux, qui s'est globalement accentué depuis le début des années 2000 [8, 9], s'est accompagné, de façon plus ou moins rapide selon l'ancienneté des programmes, de travaux de quantification de l'intérêt des carburants végétaux vis-à-vis de la réduction de la dépendance énergétique et de la diminution des émissions de GES. Or ces études, qui reposent toutes sur les principes et la méthodologie plus générale de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), dont l'objet est d'évaluer l'impact environnemental d'un bien en en considérant l'ensemble du cycle de vie, soit de l'extraction des matières premières nécessaires à son élimination, ont rapidement mené à des divergences importantes dans les résultats obtenus [10].

Dans ce contexte, l'objectif de cette thèse est donc tout d'abord de clarifier le panorama actuel très controversé des résultats d'ACV relatifs aux carburants végétaux, ce qui permettra d'identifier dans un second temps le potentiel et les marges de manœuvre quant aux performances, en termes de consommations d'énergie et d'émissions de GES, de ces filières. Pour cela le premier chapitre de cette thèse visera à *décrire précisément la méthodologie de l'ACV* afin de fournir les éléments théoriques indispensables à la compréhension et à l'analyse critique des études existantes, effectuée au chapitre II. Le travail de ce deuxième chapitre permettra d'une part de *formuler des recommandations pratiques* pour la réalisation d'ACV appliquées aux carburants végétaux, et d'autre part *d'identifier les points lacunaires* faisant obstacle à une évaluation pertinente et transparente du potentiel des carburants végétaux de première génération.

Ces éléments font l'objet des chapitres III et IV. Ainsi le chapitre III détaillera la structure des *procédés de production de ces carburants* afin d'en identifier, par un travail de simulation et d'analyse économique, les variantes les plus performantes et leurs conditions de développement. Enfin le chapitre IV présentera les *enjeux liés à l'occupation des sols* pour les filières de carburants végétaux et visera à intégrer ces éléments, essentiellement du point de vue des émissions de GES et de leur distribution dans le temps, à la pratique de l'ACV. Cet apport méthodologique permettra notamment de définir une méthode plus pertinente que la pratique actuelle d'évaluation des phénomènes induisant des modifications de stocks de carbone dans les sols et dans la biomasse, et de définir des conditions d'usage efficace des sols pour les filières de carburants végétaux.

Chapitre I

Méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie

C'est l'histoire de la vie
Le cycle éternel
Le Roi Lion, *L'histoire de la vie*, 1994

Table des matières

I. Descriptif de la méthode.....	21
I.1. Définitions.....	21
I.2. Historique.....	22
I.3. Normalisation et phases d'une ACV.....	22
II. Définition des objectifs et du champ de l'étude.....	24
II.1. Objectifs et champ de l'étude.....	24
a) <i>Système d'étude</i>	24
b) <i>Unité fonctionnelle</i>	26
II.2. Typologie des ACV.....	27
III. Inventaire du cycle de vie.....	28
III.1. Qualité des données.....	28
III.2. Le problème d'affectation.....	29
a) <i>Procédés multifonctionnels</i>	29
b) <i>Subdivision d'un processus</i>	30
c) <i>Mise en œuvre d'une méthode de résolution</i>	31
III.3. Description des règles d'affectation.....	31
a) <i>Règles d'affectation fondées sur un paramètre physique</i>	31
b) <i>Règles d'affectation fondées sur un paramètre socio-économique</i>	32
c) <i>Règle d'affectation par impacts évités - élargissement du système</i>	33
d) <i>Autres règles d'affectation</i>	34
e) <i>Recommandations d'utilisation</i>	34
III.4. Lien entre méthodologie de l'inventaire et objectifs de l'ACV.....	34
a) <i>Qualité des données</i>	34
b) <i>Règle d'affectation</i>	35
IV. Évaluation de l'impact du cycle de vie.....	36
IV.1. Sélection des catégories d'impact.....	36
a) <i>Critères de sélection</i>	36
b) <i>Description des catégories, indicateurs et modèles de caractérisation</i>	37
c) <i>Définition des catégories d'impact</i>	37
IV.2. Classification des résultats de l'inventaire.....	41
a) <i>Attribution des résultats de l'inventaire aux catégories d'impact</i>	41
b) <i>Principaux contributeurs aux catégories d'impact</i>	42
IV.3. Caractérisation des indicateurs d'impact.....	43
a) <i>Mécanisme environnemental et niveau d'effet des indicateurs</i>	43
b) <i>Principe général de la caractérisation</i>	44
c) <i>Modélisation de la caractérisation</i>	45
d) <i>Limites et difficultés de la caractérisation des impacts</i>	47
IV.4. Étapes optionnelles de l'évaluation de l'impact.....	48
a) <i>Normalisation</i>	49
b) <i>Regroupement</i>	50
c) <i>Pondération et agrégation</i>	50

V. Interprétation du cycle de vie.....	52
V.1. Identification des enjeux significatifs.....	52
V.2. Vérification de l'étude.....	52
a) <i>Contrôle de sensibilité</i>	53
b) <i>Contrôle de complétude</i>	53
c) <i>Contrôle de cohérence</i>	53
V.3. Conclusions, limitations et recommandations.....	53
Conclusion.....	54

Index des figures

Figure I.1 - Exemples de cycle de vie : carburant (bien) et transport individuel (service).....	21
Figure I.2 - Phases d'une ACV.....	23
Figure I.3 - Système d'étude simplifié et ses frontières : exemple de l'essence.....	25
Figure I.4 - Illustration de l'application de la subdivision à un site industriel.....	30
Figure I.5 - Principe d'application d'une affectation massique.....	32
Figure I.6 - Résolution d'un problème d'affectation via un élargissement des frontières de l'étude.....	33
Figure I.7 - Cascade d'effets partielle du SO ₂	41
Figure I.8 - Catégorie d'impact et mécanisme environnemental.....	43
Figure I.9 - Exemple de courbe dose-réponse d'un impact en fonction de la concentration du milieu en une substance donnée.....	47
Figure I.10 - Linéarisation du modèle de caractérisation autour d'une dose initiale.....	47
Figure I.11 - Effet de l'affectation sur la caractérisation des impacts.....	48

Index des tables

Tableau I.1 - Catégories d'impact couramment utilisées en évaluation d'impact de cycle de vie.....	38
Tableau I.2 - Principaux contributeurs recensés aux catégories d'impact.....	42
Tableau I.3 - Échelle géographique des différentes catégories d'impact.....	46

Ce premier chapitre est consacré à la méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie, ou ACV. Ainsi après un court descriptif du principe et de l'historique de la méthode à la section I, les sections II à V, distingués selon les phases de réalisation d'une étude d'ACV, exposeront les différentes difficultés méthodologiques que rencontrera le praticien.

Ainsi l'objectif de ce chapitre est de disposer de l'ensemble des éléments nécessaires à la revue critique d'une étude d'ACV, et non de constituer un nouveau guide pratique de réalisation présentant toutes les données nécessaires. De telles références sont néanmoins disponibles dans la bibliographie.

I. Descriptif de la méthode

I.1. Définitions

L'ACV est une technique d'évaluation de performance environnementale d'un produit, cette dénomination étant utilisée pour désigner un bien ou un service. Pour ce faire, cette technique s'intéresse au **cycle de vie** de ce produit, c'est-à-dire à l'ensemble des étapes consécutives menant de l'extraction des matières premières, ou ressources, nécessaires à la constitution du produit, à l'élimination finale de celui-ci, ou selon l'expression consacrée, *du berceau à la tombe*.

Exemples de cycle de vie : la figure I.1 présente deux exemples simplifiés de cycle de vie :

- celui d'un bien, délimité par la ligne bleue sur la figure : un carburant liquide pétrolier tel que l'essence ou le gazole. Le cycle de vie du produit est alors constitué de l'extraction du pétrole, de son raffinage, de sa mise à disposition en tant que carburant, ainsi que des éventuelles étapes de transports entre chacune de ces phases. Ici, la fin de vie du produit n'induit pas d'éléments à recycler ou stocker, mais le devenir des polluants induits par la combustion du carburant est une part intégrante de son cycle de vie.
- celui d'un service, délimité par la ligne rouge sur la figure : le transport de personnes via un véhicule possédant un moteur à explosion. Le cycle de vie du produit est alors constitué de toutes les étapes de celui du carburant nécessaire, vues dans l'exemple précédent, mais également de celles relatives au véhicule utilisé : extraction des matières premières, assemblage, entretien puis fin de vie, par mise en décharge ou recyclage.

L'ACV va alors consister en la compilation et l'évaluation des intrants et extrants, c'est-à-dire de flux de produits, de matière ou d'énergie, et des impacts environnementaux induits du système au cours des différentes étapes du cycle de vie. Cette approche permet d'examiner un produit d'un point de vue global, et donc non uniquement limité à un site ou une institution spécifique, mais aussi de considérer différents aspects d'un impact environnemental, et ainsi identifier les éventuels transferts de pollution.

Une liste complétant ces définitions de base sur l'ACV, tirée de la norme NF EN ISO 14040/2006, est donnée en annexe A [11].

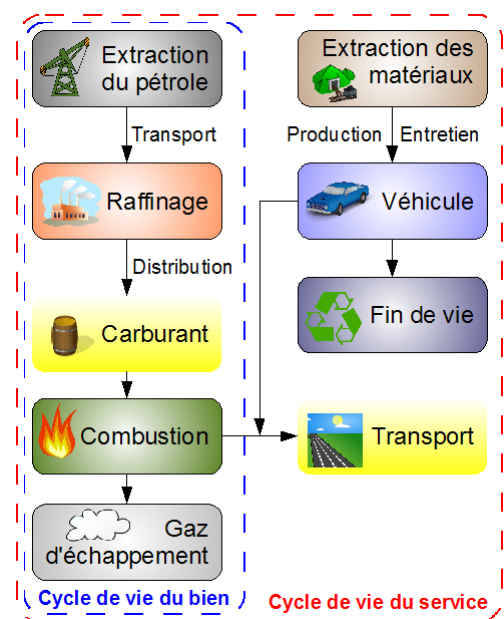


Figure I.1 - Exemples de cycle de vie : carburant (bien) et transport individuel (service)

I.2. Historique

Les prémices de l'ACV datent de la fin des années 1960 - début des années 1970, marquées par le rapport *Meadows*, commandé par le Club de Rome et publié en 1972, et le premier choc pétrolier de 1973 [12, 13, 14, 15]. Les préoccupations portent alors essentiellement sur l'énergie nécessaire et les matières premières consommées.

Dès lors, l'intérêt pour cet outil va grandissant jusqu'à la fin des années 1980, où les premières controverses font leur apparition. Celles-ci naissent de la confrontation d'études obtenant des résultats différents pour un même produit. Plusieurs travaux débutent alors avec pour but une homogénéisation des méthodes de réalisation des ACV. Les discussions scientifiques ont alors lieu sous l'égide du SETAC (*Society of Environmental Toxicology And Chemistry*), premier organisme international organisant un atelier sur le sujet en 1989.

Au cours des années 1990, les travaux s'intensifient ; ceci se traduit par :

- l'apparition d'organisations dédiées à l'ACV, telles que le SPOLD (*Society for Promotion Of Life-cycle assessment Development*) en 1992,
- la rédaction de nombreux guides de pratique de l'ACV par différents instituts tels que le Centre of Environmental Science - Leiden University (CML) en 1992 [16], ou le SETAC en 1993,
- la création de journaux scientifiques dédiés, tels que *The International Journal of Life Cycle Assessment* en 1996 par Walter Klöpffer et al., et enfin,
- la normalisation de la méthodologie par l'ISO via les quatre normes NF EN ISO 14040/1997, 14041/1998, 14042/2000 et 14043/2000.

Les 30 premières années de l'ACV ont donc constitué en quelque sorte sa première jeunesse, et se sont conclues par la constitution d'une première bibliothèque de documents de référence. Par la suite, les discussions autour des thématiques de l'ACV se sont poursuivies et ont conduit à la révision d'un certain nombre de ces documents, guides ou normes. La suite de ce chapitre détaillera plus avant les travaux et réflexions plus récents sur la méthodologie de l'ACV.

I.3. Normalisation et phases d'une ACV

Comme indiqué précédemment, la méthodologie à employer lors de la réalisation d'une ACV a été normalisée à la fin des années 1990. Les quatre normes alors réalisées ont été révisées au cours de l'année 2006, et intégralement remplacées par une révision de la norme NF EN ISO 14040/2006 et une seconde norme nouvellement créée, NF EN ISO 14044/2006 [11, 17]. Ces deux normes, constituant la nouvelle référence, ne remettent pas en cause la majeure partie du contenu technique des quatre précédentes, mais apportent une organisation plus pertinente du contenu, des améliorations et quelques corrections [18]. Cette nouvelle structuration est telle que la norme NF EN ISO 14040 expose les principes généraux de l'ACV et se destine à toutes sortes de public tandis que la norme NF EN ISO 14044 regroupe le contenu technique destiné aux praticiens des ACV. Par conséquent, cette dernière sera plus particulièrement l'objet des descriptions de ce chapitre.

Cette normalisation liste les définitions du vocabulaire dédié à la pratique de l'ACV, en fixe les phases de réalisation et décrit les éléments constitutifs de chacune d'elles. Elle formule également des recommandations pour la communication des conclusions d'une étude par ACV et la réalisation de la revue critique d'une telle étude.

Les définitions propres à l'ACV, comme signalé à la section I.1, sont regroupées en annexe A pour une meilleure compréhension de ce chapitre.

Le cadre des phases constitutives d'une ACV, tel que décrit par le document, ne souffre pas de controverses majeures au sein de la communauté scientifique – contrairement à certains éléments de contenu de celles-ci ; ces phases et leur description sont les suivantes :

- *définition des objectifs et du champ de l'étude* : cette phase consiste à préciser un certain nombre de points préalables à la lecture de l'étude, tels que les raisons ayant amené à la

réalisation de l'ACV ou la frontière du système, l'objectif étant de fournir la base de réflexion et les hypothèses nécessaires à la réalisation des trois autres étapes ; la section II décrit plus précisément les éléments constitutifs de cette phase,

- *inventaire du cycle de vie* : cette phase regroupe les étapes de recueil, de validation et de traitement des données de l'étude selon les conventions énoncées lors de la phase de définition des objectifs et du champ de l'étude ; les enjeux relatifs à cette phase sont exposés de façon plus précise à la section III,
- *évaluation de l'impact du cycle de vie* : au cours de cette phase, l'objectif essentiel est de définir des catégories d'impact et leurs indicateurs, et d'y associer les résultats de l'inventaire du cycle de vie afin de calculer les valeurs de ces indicateurs ; les problèmes soulevés lors de cette étape sont abordés plus en détails à la section IV,
- *interprétation du cycle de vie* : l'ambition de cette phase essentielle est d'établir, à partir des éléments des trois autres phases, les conclusions, limitations et recommandations de l'étude d'ACV ; le détail de cette étape est présenté à la section V.

Il est important de noter que ces quatre phases ne sont pas simplement consécutives, et qu'au-delà du cheminement logique de l'ordre donné ci-dessus, il existe de multiples connexions entre celles-ci. En ce sens, la réalisation d'une étude d'ACV est un travail très souvent itératif. La façon la plus répandue de représenter ces relations est donnée à la figure I.2 [11].

Exemples d'interconnexions entre phases :

- lors de l'interprétation du cycle de vie, il peut être observé que la quantité d'indicateurs retenus au cours de l'évaluation de l'impact soit trop importante et nécessite d'être réduite pour en améliorer la lisibilité, ou qu'un impact, qui avait été supposé comme négligeable et donc n'avait été que peu renseigné, ne le soit pas en réalité, et qu'il soit nécessaire de détailler plus avant l'inventaire sur ce point, ou que la méthode qu'est l'ACV ne soit pas pertinente pour répondre à la question posée au démarrage de l'étude et qu'il faut ainsi préciser ou réduire les objectifs,
- lors de l'évaluation de l'impact du cycle de vie, certains flux nécessaires pour renseigner les catégories d'impact sélectionnées peuvent apparaître manquants, impliquant donc une révision de l'inventaire de cycle de vie,
- lors de l'inventaire de cycle de vie, certaines étapes peuvent se révéler mal connues, ce qui sera un point à prendre en compte lors de l'interprétation du cycle de vie, ou certaines hypothèses peuvent s'avérer manquantes, telles que celles relatives au choix d'une règle d'affectation (voir section III.3), nécessitant un approfondissement des réflexions propres à la définition du champ de l'étude, voire d'un élargissement des frontières, et enfin,
- la phase de définition des objectifs de l'étude influence directement sur la phase d'interprétation du cycle de vie dans le sens où elle définit la question d'intérêt à traiter.

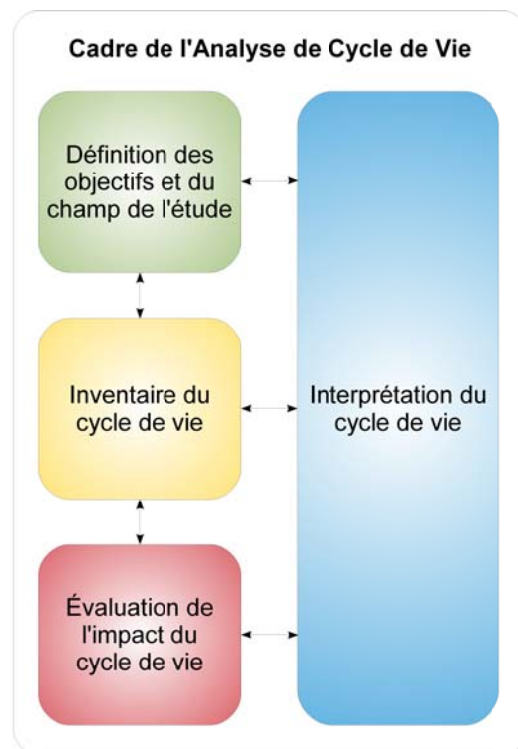


Figure I.2 - Phases d'une ACV

Enfin, les recommandations formulées dans la norme NF EN ISO 14044 quant à la communication des conclusions d'une étude par ACV rappellent les éléments à expliciter afin de garantir la transparence de l'étude, tels que l'ensemble des hypothèses et leurs justifications, les frontières choisies ou les données utilisées [17]. Les recommandations quant aux revues critiques précisent les points de l'étude d'ACV à valider ou réfuter, tels que la cohérence de la méthodologie employée avec la norme ou la transparence du rapport d'étude.

II. Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première phase est essentielle à la cohérence de l'ensemble de l'étude. Les éléments à définir au cours de cette étape, même s'ils peuvent être revus au cours des phases suivantes en cas de difficultés ou d'inadéquations, déterminent les choix et les options à prendre par la suite.

La norme ISO 14044/2006 dresse la liste des points à définir au cours de cette phase, notamment dans un souci de transparence dans la communication [17]. Cependant, certains de ces éléments font référence à des notions liées aux autres phases d'une ACV, tels que le choix d'une règle d'affectation ou de méthodes d'évaluation des impacts. Afin de faciliter la lecture de ce chapitre, ces éléments à définir seront cités au sein de la présente section mais détaillés dans les suivants.

II.1. Objectifs et champ de l'étude

Par définition des objectifs d'une ACV, la norme ISO 14044/2006 entend les éléments suivants [17] :

- les raisons à l'origine de la réalisation de l'étude,
- l'application envisagée des résultats de l'étude,
- le public visé lors de la communication des résultats, et,
- la forme de cette communication, notamment en cas d'utilisation des résultats à des fins comparatives.

Le renseignement de ces points, de façon complète, est essentiel afin de garantir que les objectifs visés et la profondeur des travaux réalisés lors de l'étude sont bien compatibles, et que la réponse formulée lors de l'interprétation du cycle de vie ne souffre pas d'insuffisances.

La définition du champ d'une ACV concerne plus spécifiquement la réalisation pratique de l'étude d'ACV ; parmi ses éléments constitutifs, il doit notamment être cité [11, 17] :

- le système de produits à étudier, dont ses fonctions et ses frontières (voir section II.1.a ci-dessous),
- l'unité fonctionnelle retenue (voir section II.1.b ci-dessous),
- les exigences initiales et effectives relatives à la qualité des données (voir section III.1), ce qui inclut notamment la définition de la portée géographique et de l'horizon temporel visés,
- les règles d'affectation choisies (voir section III.3),
- les catégories d'impact sélectionnées ainsi que leurs méthodes d'évaluation (sections IV.1 à IV.3),
- les différentes hypothèses et limitations de l'étude,
- le cas échéant, le type de revue critique, et enfin,
- les spécification de type et de format propres au rapport de l'étude.

a) Système d'étude

Le cycle de vie d'un produit a été défini, à la section I.1, comme l'ensemble des étapes consécutives menant de l'extraction des ressources nécessaires à la réalisation de ce produit, à son élimination finale. En pratique cependant, le détail des étapes prises en compte au sein d'un cycle de vie peut varier selon les objectifs ou les choix de méthode réalisés au cours de l'étude.

Exemples :

- d'un cycle de vie 'partiel' : une direction d'usine, souhaitant modifier un équipement au sein de son procédé industriel, décide de mener une étude d'ACV afin d'évaluer les différences, en termes d'impact environnemental, induites par les différentes possibilités. Si le fonctionnement en amont de l'équipement ne sera pas modifié car répondant à d'autres contraintes, ne pas prendre en compte ces étapes ne constitue pas une perte d'informations quant à la réponse à l'objectif de l'étude. Le cycle de vie étudié sera donc l'ensemble des étapes de fabrication du produit, de l'équipement à modifier jusqu'à l'élimination finale de ce produit.
- d'un cycle de vie 'élargi' : afin de répondre aux limites de l'ACV vis-à-vis de l'affectation des impacts à différents produits issus du cycle de vie étudié, celui-ci peut être élargi pour y intégrer d'autres produits. Cette méthode particulière de résolution des cas d'affectation dite par impacts évités, ou par élargissement du système, sera présentée plus en détails à la section III.3.c.

Il convient donc, afin de retirer toute ambiguïté, de citer explicitement l'ensemble des étapes prises en compte au sein du cycle de vie. Le système à étudier se dote donc de la notion de **frontières** : l'ensemble des étapes ou processus élémentaires au sein de celles-ci, et seulement cet ensemble, sera étudié au cours de l'ACV.

La norme ISO 14044/2006 recommande une représentation du système, de ses frontières, des processus qui le composent et de leurs connexions sous forme de diagramme [17]. La figure I.3 présente un exemple d'un tel diagramme, dans le cas d'un produit de type essence.

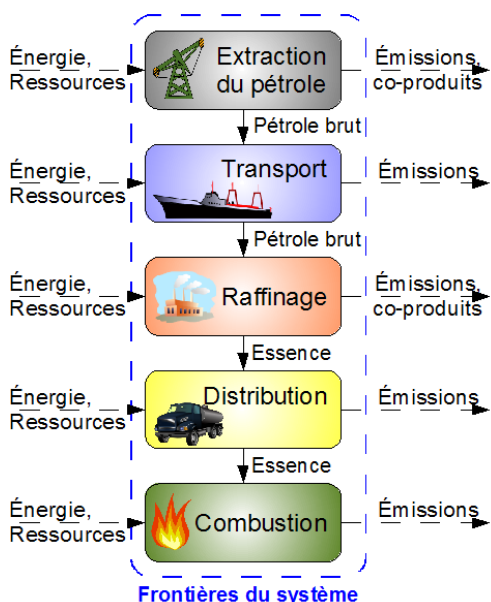


Figure I.3 - Système d'étude simplifié et ses frontières : exemple de l'essence

Afin de servir de réel outil de travail à la réalisation pratique de l'ACV, ce type de diagramme se doit d'être plus détaillé que cet exemple, et donc représenter les processus et flux élémentaires du cycle de vie. L'intérêt est d'alors pouvoir immédiatement identifier les intrants et extrants du système, les boucles internes, ainsi que les points délicats de procédés multifonctionnels (voir section III.2.a).

Exemple : l'extraction du pétrole brut, première étape du cycle de vie présenté en figure I.3, s'accompagne généralement d'émissions de gaz naturel, dont l'utilisation diffère selon les sites d'exploitation :

- si le gaz est brûlé sans valorisation, il ne constitue pas à proprement parler un co-produit et l'extrait associé du système concernera les émissions de polluants liés à ce torchage,
- si le gaz est ré-injecté dans le gisement afin d'être conservé et de faciliter l'extraction du pétrole, ou s'il est brûlé afin de fournir l'énergie nécessaire au site, son usage constitue une boucle interne au système d'étude, ou enfin,
- si ce gaz est exporté, directement ou après transformation, il constitue alors réellement un co-produit ; graphiquement sur la figure I.3, ceci sera mis en valeur par le franchissement des frontières du système par le flux de matière.

L'ensemble des flux entrant ou sortant du système tel que défini par ses frontières, doit être pris en compte pour l'établissement du bilan environnemental réel du cycle de vie étudié. Cependant, dans un souci de simplification du travail à effectuer par le praticien de l'ACV, la norme ISO 14044/2006 autorise l'exclusion de certains flux sous certains critères, dits **critères de coupure** [17].

Le principe de l'exclusion est qu'un flux peut ne pas être pris en compte au sein de l'étude d'ACV s'il répond simultanément à chacun des critères de coupure. Relativement aux intrants du système, la norme ISO 14044/2006 définit trois critères de coupure minimaux [17] :

- la *masse* : peut être exclu de l'étude un intrant dont la masse est en deçà d'un pourcentage défini de la masse totale des intrants,
- l'*énergie* : de façon similaire, peut être exclu de l'étude un intrant dont la contribution énergétique est en deçà d'un pourcentage défini des contributions énergétiques des intrants, et

- la *portée environnementale* : par extension, peut être exclu de l'étude un intrant dont la contribution pour chacune des données environnementales d'intérêt (teneur en un certain élément rare, ou nocif, occupation de sols, etc) est en deçà d'un pourcentage défini du total estimé pour chacune de ces données.

Des critères de coupure similaires peuvent être définis pour les extrants du système.

Application : selon les principes de l'ACV, l'ensemble des éléments apparaissant au sein du système d'étude devrait en théorie y être complètement intégré, du berceau à la tombe. Par conséquent la fabrication et la fin de vie de tous les équipements et appareils utilisés, et de toutes les infrastructures, tels que les réseaux de transport, devraient être intégrées. Les critères de coupure constituent le seul moyen de limiter le système d'étude et de ne pas devoir intégrer l'ensemble des activités mondiales à toute étude d'ACV.

En pratique, les critères de coupure sont rarement explicités sous cette forme et l'exclusion des éléments négligeables se fait généralement *a priori*, sur la base de conventions ou de similitudes avec des études déjà réalisées. Le chapitre II montrera que cela peut conduire à ne pas prendre en compte des éléments non négligeables (voir chapitre II, section III.3.b).

Enfin, le système d'étude distingue deux niveaux d'analyse : le **premier plan** et l'**arrière-plan**, selon lesquels se répartit l'ensemble des processus impliqués par le cycle de vie [15, 19]. Le traitement de ces deux groupes peut différer dans leur approche et dans les règles appliquées, telles que concernant la qualité des données (voir section III.1).

Exemples d'éléments :

- du premier plan : les processus de premier intérêt de l'étude, sur lesquels le commanditaire de l'étude peut généralement agir, tels que les processus de la raffinerie pour l'exemple de la figure I.3,
- d'arrière-plan : les systèmes de production et de fourniture des matériaux et énergies utilisés, tels que les centrales de production de l'électricité disponible sur le réseau.

Du point de vue de l'analyse et de l'interprétation des résultats, la distinction entre premier et arrière-plan peut prendre toute son importance. La pertinence d'une comparaison entre deux systèmes différant dans leurs processus d'arrière-plan peut par exemple être remise en cause, sauf si ces différences d'arrière-plan sont, tel que dans le cas du choix de l'implantation d'un site industriel, tout l'objet de la comparaison.

Note : l'exemple précédent a souligné que les processus d'arrière-plan varient généralement dans l'espace. Il est important de signaler que ceux-ci varient également dans le temps, ce qui implique que les résultats d'ACV d'un système évolueront dans le temps même en l'absence d'une modification du système d'intérêt.

b) Unité fonctionnelle

La définition du champ de l'étude d'ACV inclut la description des fonctions du système à étudier. Parmi celles-ci, une ou plusieurs seront d'intérêt vis-à-vis des objectifs de l'étude.

L'intérêt de l'**unité fonctionnelle** est de fournir une référence selon laquelle chaque flux du système est, en quelque sorte, normalisé [17]. Cette grandeur se doit de traduire au mieux la fonction étudiée, afin de permettre une dématérialisation du besoin, et ainsi garantir une base convenable de comparaison entre systèmes. Cependant la pertinence de l'unité fonctionnelle dépend de sa représentativité vis-à-vis de la, ou des fonctions d'intérêt, de la précision de sa définition et de sa mesurabilité.

Exemples d'unités fonctionnelles relatives au secteur des transports :

- pour une fonction du type 'Production d'un carburant', qui permet de comparer différents carburants, le mégajoule MJ d'énergie contenu dans le carburant est l'unité fonctionnelle la plus couramment utilisée, puisque le carburant a vocation à être un vecteur d'énergie,
- pour une fonction du type 'Utilisation d'un carburant pour le transport', qui permet de comparer différents systèmes motorisation-carburant, le kilomètre km parcouru est l'unité communément employée, puisque l'objectif de l'utilisation du carburant est un déplacement,
- pour une fonction du type 'Transport de personnes', qui permet de comparer différents systèmes véhicule-moteur-carburant, l'unité fonctionnelle est généralement le passager-kilomètre passager.km, puisque la fonction vise à assurer le déplacement d'individus, et
- pour une fonction du type 'Accès aux services', qui permet de comparer différents réseaux de transport, soit des systèmes infrastructure-véhicule-motorisation-carburant, l'unité fonctionnelle, qui intuitivement ferait intervenir

le besoin en mobilité, reste à définir ; une telle unité serait très pertinente du point de vue des problématiques du secteur des transports mais poserait très probablement des problèmes de mesurabilité.

II.2. Typologie des ACV

Afin de répondre aux polémiques apparues lors de la confrontation des résultats de plusieurs études d'ACV sur un même produit (voir section I.2), et surtout, lors de l'opposition des justifications des différentes méthodologies ayant mené à ces résultats, des travaux de recherches ont débuté pour tenter d'expliquer la cause de ces problèmes. Il en a résulté la naissance d'une typologie des études d'ACV [20, 21, 22, 23, 24, 25, 15]. Une des conclusions est qu'une grande part des controverses est injustifiée, ces méthodologies différentes ayant la *même validité*, en regard de leurs *objectifs différents*.

Deux catégories de types d'ACV ont ainsi été distinguées ; les dénominations de chacune ont varié suivant les auteurs mais leur caractérisation, donnée ci-après, est commune :

- une première catégorie désignée en anglais sous les noms de 'Attributional LCA', 'Retrospective LCA', 'Accounting LCA' ou 'LCA with an accounting perspective', que l'on désignera ici sous le nom d'ACV **attributives** : le souci principal de telles ACV est d'établir un bilan exhaustif d'un système,
- une seconde catégorie désignée en anglais sous les noms de 'Consequential LCA', 'Prospective LCA', 'Change-oriented LCA' ou 'LCA modelling the effects of changes', et que l'on désignera ici sous le nom d'ACV **consécutives** : de telles études d'ACV ont pour ambition de décrire les effets que pourra avoir un changement au sein du système étudié.

Si la norme ISO 14044/2006 fait apparaître que le choix de la méthodologie d'ACV à appliquer pour une étude donnée dépend de la question posée, cette distinction plus précise de deux familles d'objectifs en est absente. Ce point est pourtant essentiel dans le sens où lors de la réalisation d'une ACV, identifier le type auquel elle se réfère permet de disposer de recommandations plus précises que le cadre général fourni par la norme quant à la méthodologie à employer. La section III.4 exposera notamment les différences de recommandations quant à la réalisation de l'inventaire du cycle de vie.

De par sa nature, l'ACV attributive présente un point de vue généralement global, particulièrement utile à l'identification des points potentiels d'amélioration d'un système par exemple. L'ACV consécutive complète cette approche en visant à mesurer les effets occasionnés par tel ou tel choix de modification afin de les comparer et d'identifier l'option la plus pertinente. Ainsi, une démarche classique d'amélioration d'un système est de mener une ACV attributive pour identifier les éléments les plus propices à une diminution d'impact, d'étudier les possibilités d'optimisation ou d'amélioration de ces processus, et enfin de comparer ces modifications potentielles via une ACV consécutive.

III. Inventaire du cycle de vie

Après la définition des objectifs et du champ de l'étude à réaliser, la seconde phase de l'ACV, l'inventaire du cycle de vie, concerne tout ce qui relève du recueil et du traitement des données.

Le recueil des données, s'il constitue une étape de travail très gourmande en temps, ne pose pas de problème méthodologique majeur. L'élément essentiel auquel doit être portée une attention toute particulière touche à la qualité des données, dont les enjeux seront exposés à la section III.1.

Les sections III.2 et III.3 traiteront respectivement du problème d'affectation et de sa résolution. Cette difficulté de traitement des données, purement méthodologique, représente en effet un sujet très controversé au sein des praticiens de l'ACV.

Pour finir, la section III.4 présentera les liens existants entre les objectifs de l'étude et ces points de méthodologie.

III.1. Qualité des données

La **qualité des données** récoltées lors de l'inventaire du cycle de vie est un enjeu essentiel, dans le sens où elle influe directement sur la qualité des résultats obtenus, et donc sur la pertinence de la réponse de l'étude à la question initialement posée. Cependant, l'évaluation de cette qualité ne se réfère pas à une unique échelle de valeurs et les paramètres impliqués par cette notion sont nombreux et variés [13, 15, 26, 27, 19]. Ceux-ci, et, plus généralement, l'ensemble des caractéristiques des données à renseigner, sont :

- la *précision des données*, qui peut prendre la forme d'une gamme de variabilité ou d'une incertitude de mesure par exemple,
- leur *origine*, qui peut être spécifique à un site ou générale, via une base de données, une publication scientifique ou un rapport annuel par exemple, ponctuelle ou moyennée à partir de plusieurs relevés, dont il faut alors préciser le nombre et la fréquence,
- leur *date d'acquisition*,
- leur *exhaustivité*, en termes de sites, si possible sous la forme du pourcentage des sources de données utilisées sur leur nombre potentiel existant,
- leur *méthode d'acquisition* : issues d'une mesure, d'un calcul ou d'une estimation,
- leur *représentativité*, en termes d'espace, de temps et de technologies prises en compte, par rapport au champ de l'étude défini au cours de la première phase de l'ACV,
- la *cohérence* entre la méthodologie employée pour obtenir les données, notamment si celles-ci sont issues de bases, et la méthodologie générale définie pour l'étude d'ACV, et enfin,
- leur *vérification*, via des recoupements de sources ou des avis d'experts du domaine, ou leur *reproductibilité*, par un tiers, dans le cas de mesures.

Le renseignement de ces différents paramètres pour chacune des données employées, mais également la disponibilité constatée, doivent alors permettre de justifier le choix des différentes sources utilisées, mais également d'évaluer la qualité de chaque donnée en particulier. Cependant, ces caractéristiques étant principalement d'ordre qualitatif, une évaluation simple de leur qualité est parfois difficile. La méthode de qualification généralement employée est un système de notation de 1 à 5, chaque note correspondant à des critères d'exigence fixés au préalable [26, 19]. Si la solution reste relativement subjective, elle présente néanmoins l'avantage de pouvoir identifier rapidement des différences de qualité de données entre les étapes du cycle de vie.

Cependant les critères fixés concernant la qualité des données varient généralement selon que les processus correspondants sont de premier ou d'arrière-plan (voir section II.1.a). En effet, une

donnée d'arrière-plan aura plus généralement une origine nationale ou régionale, sous forme de moyenne, avec une représentativité spatiale dépassant celle du champ de l'étude d'ACV.

Enfin, si les différentes caractéristiques listées ci-dessus permettent d'évaluer donnée par donnée la qualité de celle-ci, il est également nécessaire d'évaluer cette qualité de façon globale. En effet, la réalisation d'une étude d'ACV nécessitera très souvent le recours à différentes sources, dont l'utilisation conjointe se doit alors d'être pertinente et cohérente. La mise en regard des caractéristiques précédemment citées de chacune des sources est un bon moyen d'évaluation de la qualité globale des données utilisées.

Exemples : des défauts de qualité globale des données peuvent notamment apparaître lors de :

- l'utilisation de données ne possédant pas la même représentativité temporelle ou spatiale,
- l'utilisation de données spécifiques à un site conjointement à des moyennes nationales, ou encore,
- l'utilisation, pour différentes étapes du cycle de vie étudié, de données issues de différents sites spécifiques qui ne constituent pas une filière réelle de production.

III.2. Le problème d'affectation

a) Procédés multifonctionnels

Lors de la mise en œuvre d'études d'ACV, il n'est pas rare d'avoir à traiter des processus possédant plusieurs fonctions, qui sont alors dits multifonctionnels. Un problème d'**affectation** apparaît lorsqu'une seule fonction délivrée par un tel processus apparaît dans le cycle de vie considéré : le praticien de l'ACV cherche alors à ne déterminer que la part des impacts du processus imputable à la fonction à laquelle il s'intéresse.

Exemples de processus multifonctionnels :

- les procédés de traitements de déchets sont généralement multifonctionnels ; lors de l'étude d'ACV d'un produit en carton, l'étape de fin de vie peut correspondre à un traitement en incinérateur, site auquel on ne va donc s'intéresser que pour un seul flux de déchets, traité cependant parmi d'autres,
- de nombreux procédés de production industriels ne fabriquent pas qu'un seul produit : on parle alors de co-produits ; les raffineries présentent plusieurs exemples de tels procédés, ce qui se traduit par une grande diversité dans leur production : essence, diesel, kérosène, naphte, etc [28].

Tout processus multifonctionnel ne conduit cependant pas obligatoirement à un problème d'affectation. Tout d'abord, il convient d'analyser plus finement le processus mis en cause afin d'observer s'il peut éventuellement être divisé en sous-processus où ses différentes fonctions deviennent distinctes [11, 29] ; ce point de méthode sera détaillé plus avant à la section b suivante.

Ensuite doit être étudiée la possibilité d'implications physiques entre les fonctions du processus et les impacts à répartir. Dans un tel cas, celles-ci sont à prendre en compte dans la résolution du problème d'affectation si cela s'avère pertinent. La prise en compte de ces implications ne doit toutefois pas être réalisée au détriment d'interactions peu ou mal connues, ce qui en supprimerait la pertinence.

Ces deux étapes, si elles ne permettent généralement pas de résoudre le problème d'affectation, contribuent à le simplifier, ce qui n'est pas négligeable.

Exemple d'implications physiques entre fonctions et impacts : un incinérateur peut traiter conjointement différents types de déchets, ce qui, on l'a vu, peut correspondre à des fonctions différentes ; dans ce cas, repérer et prendre en compte les implications physiques entre fonctions de l'incinérateur et impacts consistera, par exemple, à ne répartir les impacts dus aux rejets soufrés des fumées qu'entre les fonctions de traitement de déchets contenant du soufre.

Cependant, le fonctionnement de l'incinérateur est également un exemple d'interactions mal connues. En effet, en prolongement de l'exemple précédent, des réactions de réduction de certains polluants par les éléments soufrés des fumées pourraient être mises en valeur ; dans ce cas doit se poser la question de considérer, ou non, ces rejets soufrés pour les produits auxquels ils ne sont pas dus physiquement, mais dont ils ont permis de réduire certaines émissions de polluants.

Enfin, sont distingués deux types de procédés, dont les approches pour la résolution du problème d'affectation sont différentes : un premier type de procédés, dits *combinés*, où les volumes

de production des différentes fonctions sont indépendants entre eux, et un second, de procédés dits *joint*s, ou *communs*, où le ratio entre ces volumes est fixé [21, 24, 19, 30, 26, 31].

Exemples :

- de procédés combinés : l'incinération de déchets, le transport par un même moyen de plusieurs produits.
- de procédés joints : un procédé dont la production est déterminée par la stœchiométrie d'une réaction chimique, la séparation des différents composants d'un élément dont la composition est fixée.

Dans le cas de procédés combinés, le problème d'affectation peut être traité de façon pertinente dans de nombreux cas, notamment lorsque l'objectif de l'étude d'ACV est de modéliser les effets d'un changement au sein du procédé du système [21, 24].

Par exemple, dans ce cas, et sous la condition supplémentaire que l'échelle de ce changement soit marginale, Azapagic et Clift proposent une résolution d'affectation selon une modélisation mathématique de programmation linéaire [32, 33, 34]. Cette théorie, exposée plus en détail dans l'annexe B, consiste en la résolution d'un problème d'optimisation sous contraintes, la fonction objectif à optimiser ainsi que les contraintes étant exprimées sous une forme linéaire. Le raisonnement mathématique permet d'obtenir l'influence de la modification marginale des paramètres du système, tels que les volumes de production des produits, sur les impacts environnementaux. Le problème d'affectation est alors résolu en allouant à chaque co-produit une part des impacts calculée à partir de l'influence relative de leur volume de production sur l'impact.

Remarque : les procédés multifonctionnels, qu'ils soient à plusieurs entrées, comme dans le cas de traitement de déchets, ou à plusieurs sorties, comme dans le cas de co-production, ne sont pas l'unique origine de problèmes d'affectation [19, 35] ; la seconde source de tels problèmes est le recyclage, ou la revalorisation, en boucle ouverte, c'est-à-dire qu'un matériau issu du cycle de vie étudié est ré-utilisé, parfois en cascade, dans d'autres systèmes que celui d'intérêt. Les particularités propres à ce phénomène n'ont pas été détaillées plus avant ici compte tenu de leur absence dans notre application.

A l'opposé des revalorisations en boucle ouverte, les revalorisations en boucle fermée ne constituent pas un problème d'affectation puisque ce flux ne franchit pas les frontières du système (voir section II.1.a).

Exemples :

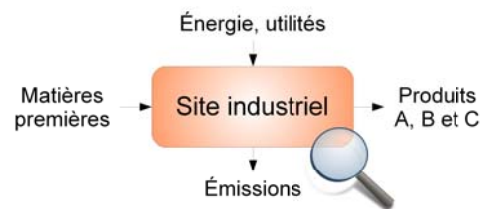
- de revalorisation en boucle ouverte : recyclage de papier pour la fabrication de carton ondulé, traitement d'huiles de friture usagées en vue d'une production de carburant, ...
- de revalorisation en boucle fermée : assainissement des eaux usées issues d'une utilisation domestique et redistribution de l'eau ainsi traitée dans les réseaux d'eau potable, recyclage de bouteilles en verre ou de boîtes de conserve afin de produire des bouteilles ou boîtes de conserve neuves, ...

b) Subdivision d'un processus

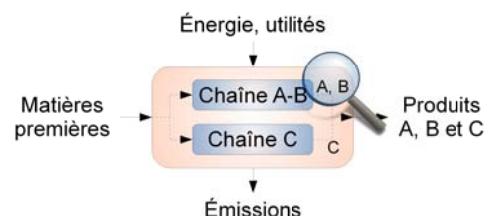
Il a été mentionné, à la section a précédente, que la subdivision d'un processus peut constituer une simplification, voire, en de très rares cas, une résolution, du problème d'affectation.

Exemple : une analyse de cycle de vie est réalisée sur un produit A. Plusieurs étapes de son cycle de vie ont lieu sur un site industriel sur lequel sont également fabriqués les produits B et C. La première approche et le premier niveau de détail, consistant à considérer le site industriel dans son ensemble et donné en figure I.4a, conduit donc à un problème d'affectation, où les consommations et les impacts du site sont à répartir entre les produits A, B et C.

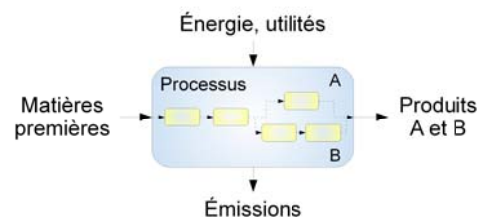
En cherchant à subdiviser le processus industriel en sous-processus, il sera par exemple possible d'identifier, tel que représenté sur la figure I.4b, le produit C comme issu d'une chaîne de production indépendante de celle conduisant aux produits A et B, d'un point de vue tant technique qu'économique,



(a) Premier niveau de détail : le site industriel



(b) Deuxième niveau de détail : les chaînes de production



(c) Troisième niveau de détail : les processus élémentaires

Figure I.4 - Illustration de l'application de la subdivision à un site industriel

traduisant une diversification du site. Les consommations et impacts peuvent alors être aisément réparties entre les deux lignes de production, ce qui simplifie le problème d'affectation.

Une seconde subdivision, relative à la chaîne de production des produits A et B (voir figure I.4c) pourra ensuite simplifier de nouveau le problème d'affectation en identifiant l'étape unitaire de production amenant à cette production conjointe, ce qui permettra de déterminer le caractère combiné ou joint du procédé de production, et de mettre en valeur d'éventuelles implications physiques ou paramètres pertinents à prendre en compte pour la résolution finale du problème d'affectation.

Si la prise en compte détaillée des processus de production peut généralement conduire à une simplification des problèmes d'affectation, sa pertinence n'est cependant pas garantie dans tous les cas [13, 24] ; plusieurs auteurs, dont Ekvall et Finnveden, ont déjà soulevé ce problème [29, 19]. Selon ces auteurs, la subdivision d'un processus n'est pertinente qu'à la condition que les sous-processus ainsi distingués soient indépendants d'un point de vue à la fois technique et économique. Ceci n'est notamment pas le cas des co-produits industriels nécessitant un traitement avant leur valorisation.

De plus, ces auteurs relèvent que la mise en œuvre de la subdivision possède une influence sur les raisonnements à tenir pour la résolution des problèmes d'affectation résiduels. En effet, afin de garantir la cohérence de l'approche de résolution du problème d'affectation, la méthode de résolution choisie après application de la subdivision sur le système devrait être fondée sur une implication ou un paramètre physique [29].

c) Mise en œuvre d'une méthode de résolution

Si aucune des solutions évoquées ci-dessus (sections III.2.a et b) n'est applicable ou ne résout entièrement le problème d'affectation, celui-ci ne pourra être résolu qu'en appliquant une des méthodes décrites à la section III.3 suivante. Dans ce cas, le choix de la méthode de résolution ainsi que de ses composantes devra être explicité et justifié. En effet, différentes études ont déjà montré que l'application de différentes méthodes ou de différents paramètres au sein d'une même méthode influencent grandement les résultats obtenus lors de l'évaluation de l'impact du cycle de vie (voir également chapitre II) [10, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43].

Le choix d'une méthode peut ne pas être unique pour l'ensemble des cas rencontrés au cours d'un cycle de vie. En effet, il est important de noter que l'application de différentes méthodologies de résolution au sein d'une même étude d'ACV n'est pas synonyme d'incohérence ; les incohérences possibles sur le sujet tiennent plutôt à la perte de vue des objectifs au sein de la justification des méthodes, via notamment une tentative de généralisation d'une unique méthode de résolution du problème d'affectation à l'ensemble des affectations rencontrées lors d'une étude d'un ou plusieurs systèmes.

III.3. Description des règles d'affectation

a) Règles d'affectation fondées sur un paramètre physique

Dans le cas de l'application d'une méthode fondée sur un *paramètre physique*, tel que, par exemple, la masse, le contenu énergétique, le volume ou le nombre de moles, le problème d'affectation est résolu en répartissant les impacts entre les produits au prorata du paramètre choisi. Chaque impact du cycle de vie est alors alloué de la même façon. Le principe d'une telle affectation fondée sur la masse des produits, dite affectation massique, est schématisé à la figure I.5.

Exemple : un procédé, auquel on s'intéresse dans le cadre d'une étude d'analyse de cycle de vie, produit de façon commune un bien A et un bien B. On décide de résoudre le problème d'affectation qui se pose alors en se fondant sur la masse de ces biens : pour chaque unité de masse de bien A sont produites trois unités du bien B, on va donc allouer les trois quarts des impacts calculés au bien B, tandis que le bien A supportera le quart restant. On parle alors d'affectation massique.

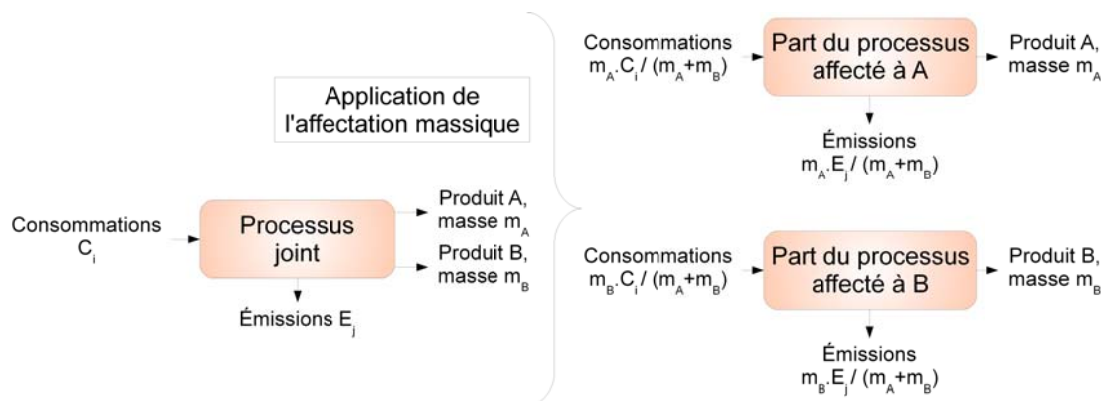


Figure I.5 - Principe d'application d'une affectation massique

Cette méthode présente l'avantage de la simplicité d'emploi. L'évaluation du paramètre choisi peut être réalisée assez facilement, voire être déjà effectuée au cours de l'inventaire de cycle de vie pour d'autres raisons, comme la vérification des bilans de masse ou d'énergie.

Cependant, la première limitation de cette méthode, inhérente à sa définition même, est qu'elle ne peut s'appliquer qu'à la production de biens concrets et non de services.

Exemple : à la suite de l'acquisition d'un espace de terrain important, une collectivité locale souhaite comparer, à l'aide de l'outil d'ACV, les différences en termes d'impact environnemental de sa mise à disposition et de son agrément pour la population sous différentes formes : parc, parc floral, forêt gérée, etc. Certains de ces systèmes comparés seront multifonctionnels : l'entretien d'une forêt gérée par exemple pourra susciter, en plus de l'agrément pour le public étudié, une activité économique due aux résidus ; dans ces cas, une affectation fondée sur un paramètre physique ne pourra pas être appliquée.

Enfin, cette méthode peut paraître arbitraire du fait que le paramètre d'affectation, à l'exception, généralement, des cas où il constitue un facteur limitant du processus, ne porte en lui-même ni raisonnement logique, ni lien de causalité justifiant les ratios d'affectation appliqués.

Exemple : l'exploitation d'une mine de diamant produit de façon commune le diamant en lui-même et des gravats, qui, selon le contexte local, peuvent être valorisés (construction d'une digue, etc). Une résolution du problème d'affectation selon un paramètre physique, tel que la masse, qui conduirait à n'allouer qu'une partie infime des impacts de la mine à la production de diamant, ne serait alors que difficilement justifiable.

b) Règles d'affectation fondées sur un paramètre socio-économique

Dans le cas de l'application d'une méthode d'affectation fondée sur un *paramètre socio-économique*, les impacts sont répartis entre les différents produits suivant un tel paramètre. Il peut alors être d'un ressort plutôt économique, comme le prix de marché du produit ou le coût de production, ou plutôt social, comme le nombre d'utilisateurs du produit ou un certain degré de satisfaction. A l'instar des méthodes fondées sur un paramètre physique, chacun des impacts du cycle de vie est alors alloué de la même façon.

Le principal avantage de la méthode est qu'un tel paramètre peut refléter, s'il est bien choisi, la raison d'être du produit et/ou du procédé, qui est effectivement généralement d'ordre socio-économique, dans le sens où celle-ci est de répondre à une demande ou d'être source de rémunération.

Cependant, contrairement au paramètre physique, ce type de méthode fait appel à des données généralement plus fluctuantes et moins mesurables compte tenu de leur dépendance avec un marché ou avec une échelle de valeur difficilement mesurable telle que le degré de satisfaction [35]. De plus, dans le cas d'une affectation selon un paramètre économique, certaines difficultés, telles que des distorsions de marchés, peuvent apparaître suivant les fonctions considérées ; néanmoins, plusieurs travaux traitent de la résolution de ces cas particuliers [26, 31]. Enfin, des paramètres tels que le prix de marché des produits dépendent de nombreux facteurs, dont certains peuvent ne dépendre ni des propriétés du produit ni de son impact environnemental.

Exemples : parmi les facteurs influant sur le prix d'un produit sans être liés à ses propriétés ou à son impact, il est possible de citer la spéculation, le contexte géopolitique ou les externalités dont l'évaluation économique est à ce jour encore incomplète.

c) Règle d'affectation par impacts évités - élargissement du système

La méthode dite "par substitution des impacts évités", ou plus simplement "par impacts évités", ou "par élargissement du système" n'est pas, à proprement parler, une méthode d'affectation dans le sens où son objectif est d'éviter le problème rencontré [17]. Le principe de celle-ci est que toute quantité de produit du système auquel on s'intéresse dans le cadre de l'étude d'ACV mise à disposition sur le marché vient se substituer à une quantité équivalente d'un autre produit assurant la même fonction. Les impacts qu'auraient engendrés ce produit alternatif sont donc autant d'impacts évités par le premier système, que l'on peut donc soustraire au total des impacts de celui-ci.

Cette méthode de substitution s'accompagne donc obligatoirement d'un élargissement des frontières du système de l'étude d'ACV. Cette extension ainsi que le principe de fonctionnement de la méthode sont schématisés sur la figure I.6 suivante. Sur celle-ci, l'étude d'ACV porte sur le produit P_0 réalisé au moyen du système A. Or, ce système A produit, conjointement à P_0 , un produit P_1 qui vient remplacer sur le marché un produit équivalent P_1' . Afin de résoudre le problème d'affectation qui se pose alors, le système B est intégré au système d'étude. Les impacts de cycle de vie relatifs au produit P_1' alors calculés sont soustraits à ceux du système A selon une règle d'équivalence entre les produits P_1 et P_1' afin d'obtenir les impacts de cycle de vie du produit P_0 .

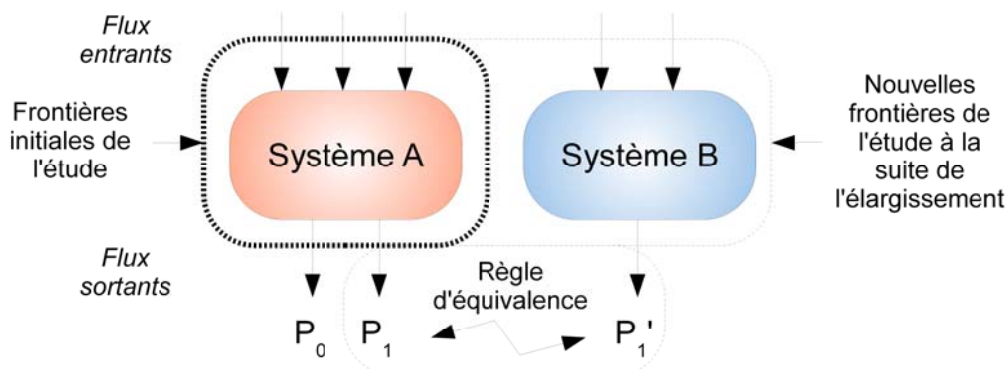


Figure I.6 - Résolution d'un problème d'affectation via un élargissement des frontières de l'étude

Au contraire des deux précédentes méthodes, la méthode d'affectation par substitution ne modifie pas le total calculé de chaque impact du cycle de vie dans la même mesure ; ces différences entre impacts dépendent du produit alternatif considéré.

Exemple : une étude d'ACV s'intéresse à différents systèmes de production de grains de blé. L'un de ces systèmes suppose l'export des pailles de céréales vers une centrale à biomasse de production d'électricité. La méthode de substitution des impacts évités est retenue, et il est identifié que cet export de pailles permet au final un moindre recours à des centrales à charbon en période de pointe de la demande électrique.

Lors du calcul de la différence entre les impacts du système d'étude, la production de blé, et ceux du système substitué, la centrale à charbon, l'impact sur le changement climatique sera diminué de façon bien plus importante que celui sur l'usage des sols compte tenu des fortes émissions de gaz à effet de serre et de la faible emprise au sol de la production d'électricité via une centrale à charbon.

Cette méthode présente l'avantage, idéalement, de refléter au mieux la réalité en modélisant le devenir des co-produits et leurs conséquences, et est donc plus pertinente dans sa démarche que l'affectation des impacts suivant un paramètre physique ou socio-économique.

Cependant, de par sa définition même, cette méthode ne peut être appliquée qu'aux problèmes d'affectation où les co-produits mis en jeu se substituent réellement à d'autres produits : sa mise en œuvre n'est donc pas systématiquement possible. Une règle d'équivalence doit également pouvoir être établie de façon pertinente entre produit et produit substitué, et son choix doit être clairement défini et justifié.

Exemple : si les produit et produit substitué relèvent du domaine de l'alimentaire, l'équivalence entre eux peut être établie selon leur contenu en calories ou leur teneur en un certain élément nutritif (protéine, sucres, etc).

De plus, l'application de la méthode suppose une élasticité totale du marché, c'est-à-dire que ce supplément de produit par le système d'intérêt est supposé aboutir effectivement à une diminution de la production par d'autres systèmes dans une proportion équivalente. Toutefois, il est possible de

pallier ce problème en tenant compte d'un coefficient de substitution, modélisant l'élasticité réelle du marché, mais dont la difficulté majeure sera l'estimation pertinente.

Enfin, en agrandissant les frontières du système d'étude, celui-ci se complexifie. En effet, il est alors nécessaire de rechercher plus de données, voire de traiter de nouveaux problèmes d'affectation introduits lors de cet élargissement.

d) Autres règles d'affectation

Ces trois méthodes d'affectation, fondées sur un paramètre physique ou socio-économique, ou par impacts évités, bien que les plus courantes, ne constituent pas le seul choix possible. Il est par exemple possible d'imaginer toutes sortes de méthodes d'affectation arbitraires, telles qu'une répartition égale des impacts entre chaque fonction.

Parmi ces autres méthodes, la plus simple d'emploi est l'affectation à la fonction d'intérêt. En effet, son principe est d'allouer la totalité des impacts calculés à la fonction étudiée dans le cadre de l'étude d'ACV. Outre son extrême simplicité d'utilisation, son intérêt est de fournir un résultat représentant, par rapport aux méthodes fondées sur un quelconque critère ou paramètre, la borne supérieure.

Note : ceci n'est pas vrai pour une affectation par impacts évités compte tenu du fait qu'il est possible d'imaginer qu'un co-produit se substitue à un système vertueux sur quelques catégories d'impact, ce qui aurait pour conséquence d'alourdir le bilan de celles-ci pour le produit étudié.

Cependant, cette méthode d'affectation est fortement arbitraire et ne sera préférentiellement utilisée que dans le cadre d'analyses de sensibilité sur une étude d'ACV, ou dans le cas où il est connu, grâce à des études préalables par exemple, que le choix d'une méthode d'affectation particulière n'aura que peu d'influence sur les conclusions de l'étude.

e) Recommandations d'utilisation

Outre la norme NF EN ISO 14044/2006, de nombreuses recommandations quant à la résolution des problèmes d'affectation mais aussi, de façon plus générale, sur la mise en œuvre de l'ACV, sont disponibles dans la littérature [17, 26, 24, 13, 12, 20, 25, 29, 30, 33, 35, 27], très fournie sur le sujet et dont la liste exhaustive de références serait longue et difficile à tenir. Toutefois, l'analyse de l'influence de l'application d'une méthode d'affectation particulière préférentiellement aux autres reste, lorsque le cadre de l'étude d'ACV le permet, préconisée (voir section V.2.a) [17, 26, 27].

Enfin, ces références ont généralement été établies dans une optique de généralisation ou relativement à un domaine d'activité précis [26, 24, 13, 12, 14, 28, 27, 44]. La section III.4 suivante traitera donc plus spécifiquement du choix d'une méthode d'application et, plus généralement, de la méthodologie d'inventaire de cycle de vie à mettre en œuvre, en lien avec la typologie des études d'ACV telle que définie à la section II.2.

III.4. Lien entre méthodologie de l'inventaire et objectifs de l'ACV

Il a été vu à la section II.2 qu'il est possible de distinguer deux familles d'études d'ACV en fonction de l'objectif posé, et il a ainsi été défini les ACV de types attributif et consécutif. La présente section expose les principales recommandations en termes de méthodologie de l'inventaire du cycle de vie en fonction de cette typologie.

a) Qualité des données

Tout d'abord, le type de l'étude d'ACV réalisée peut avoir une influence sur le choix des frontières du système, et donc sur la quantité ou le type de données à recueillir. Dans le cadre d'une ACV attributive, l'ensemble des processus du système d'intérêt sera généralement considéré selon un même niveau de détail. Lors de la réalisation d'une ACV consécutive, effectuée en vue de comparer plusieurs variantes d'un même système, l'attention sera portée principalement sur les processus modifiés par le ou les changements étudiés ; ceci pourra à la fois permettre de restreindre

les frontières par rapport au système initial, et nécessiter de les élargir afin d'intégrer des processus extérieurs impactés par les variantes étudiées (voir section b suivante).

Ensuite, concernant la qualité des données proprement dite, la principale distinction entre les types attributif et consécutif touche à l'origine et la représentativité des données considérées. Puisque son objet est généralement de décrire le fonctionnement standard d'un système, une étude d'ACV attributive utilisera couramment des valeurs moyennes, spatiales ou temporelles. L'objectif d'une ACV consécutive étant usuellement d'évaluer un impact marginal, les données auxquelles elle fera appel seront plus souvent spécifiques à un site ou à une technologie particulière.

b) Règle d'affectation

Concernant le lien entre typologie des études d'ACV et problématique de l'affectation, les tendances générales peuvent être exprimées de la façon suivante [20, 22] :

- puisqu'une ACV de type consécutif vise à refléter les conséquences environnementales d'une modification ou d'une décision nouvelle, le problème d'affectation sera préférentiellement résolu par la méthode par impacts évités, qui permet de modéliser les effets réels d'une modification de volume des fonctions associées à la fonction d'intérêt,
- une ACV de type attributif ayant pour objectif la réalisation du bilan d'un système, la méthode par impacts évités n'est généralement pas applicable, la notion de substitution n'ayant que peu de sens dans la description d'une situation fixée ; l'affectation sera alors réalisée selon un paramètre pertinent des différents co-produits. Celui-ci pourra être un facteur limitant de l'étape, tel que la masse ou le volume lors d'un transport commun, ou un paramètre reflétant l'intérêt porté aux différents produits, tel que le contenu énergétique ou la valeur économique. Le choix de ce paramètre dépend très fortement du cas d'affectation rencontrée ; par conséquent, celui-ci se doit d'être explicitement présenté et justifié.

IV. Évaluation de l'impact du cycle de vie

Au terme de l'inventaire du cycle de vie, le praticien de l'ACV dispose d'une quantification de l'ensemble des flux, émissions et consommations, du système étudié. Le rôle essentiel de l'évaluation de l'impact du cycle de vie est de traduire ces flux, dont le nombre peut atteindre plusieurs centaines, en un nombre restreint d'indicateurs, afin d'en faciliter la compréhension et l'analyse.

La norme ISO 14044/2006 définit, au cours de cette phase, différentes étapes successives, dont la définition bénéficie d'un large consensus au sein de la communauté scientifique [17, 13, 15, 26, 45, 46, 47, 48, 49]. Trois de ces étapes sont considérées comme obligatoires :

- la *sélection des catégories d'impact* : il s'agit de choisir, en accord avec l'objectif et le champ de l'étude définis, les catégories, et éventuellement sous-catégories, d'impact considérées, les indicateurs d'impact associés et les modèles de caractérisation de ces indicateurs ; les détails de cette étape seront exposés à la section IV.1,
- la *classification* : lors de cette étape, les différents résultats de l'inventaire de cycle de vie sont assignés aux catégories d'impact définis précédemment ; cette étape sera abordée plus précisément à la section IV.2, et
- la *caractérisation* : le résultat de chacun des indicateurs est calculé en accord avec le modèle de caractérisation choisi et les flux d'inventaire retenus ; les enjeux relatifs à cette étape seront présentés à la section IV.3.

Puis, ce travail peut être complété par, essentiellement, trois étapes considérées comme optionnelles, dont la pertinence dépend en partie de l'objectif de l'étude : la normalisation, le regroupement et la pondération des résultats. La section IV.4 traitera de ces options.

IV.1. Sélection des catégories d'impact

a) Critères de sélection

Afin d'établir une sélection de catégories et d'indicateurs d'impact pertinente, il est nécessaire, ce qui n'implique toutefois pas qu'il soit suffisant, de respecter trois critères principaux [17, 13, 47, 48] :

- la *complétude* : l'ensemble des problèmes environnementaux d'intérêt vis-à-vis de l'objectif défini de l'étude d'ACV doit être pris en compte,
- la *non-redondance* : les catégories, entre elles, ainsi que les indicateurs, entre eux, se doivent, dans la mesure où l'objectif de l'étude ne le requiert pas, d'être indépendants, afin d'éviter les doubles comptages ; le respect de ce critère peut alors conduire à l'adoption de sous-catégories afin de préserver la lisibilité des résultats, qui pourrait pâtir d'un nombre trop conséquent de catégories [45],

Exemples :

- l'*utilisation conjointe de catégories 'Acidification' et 'Acidification des eaux' est redondante, celle de 'Acidification des eaux' et 'Acidification des sols' ne l'est pas,*
- *de la même façon, les catégories 'Impacts sur la santé humaine' et 'Effets cancérigènes' sont redondantes, mais une catégorie d'impact 'Santé humaine' au sein de laquelle sont par exemple regroupées les sous-catégories 'Effets cancérigènes', 'Effets respiratoires' et 'Effets des radiations ionisantes' ne constitue pas un système redondant.*
- la *validité* : le mécanisme environnemental (voir annexe A) auquel se réfère un indicateur au sein de sa catégorie doit être distinctement identifiable, et les modèles de caractérisation sélectionnés doivent être acceptés et reconnus tant scientifiquement que techniquement, et si possible à l'échelle internationale.

b) Description des catégories, indicateurs et modèles de caractérisation

Au-delà de l'utilisation de dénominations explicites quant à la désignation des catégories et indicateurs choisis, un certain nombre de caractéristiques devra être décrit lors de l'établissement de la liste de catégories et d'indicateurs d'impact, ainsi que du modèle de caractérisation associé à chaque indicateur [17] :

- *l'impact final par catégorie* (annexe A) : l'aspect de l'environnement affecté par la catégorie d'impact décrit doit être identifié. Ceci a induit à distinguer principalement trois *domaines de protection* : l'environnement naturel, la santé humaine et les ressources [17, 15, 45, 46] ; en 1999, Udo de Haes et al. proposent, dans le cadre du SETAC un quatrième domaine, l'environnement artificiel, au sein duquel sont considérés des composantes telles que les cultures agricoles ou les monuments historiques [45],
- *la définition de la catégorie d'impact et de l'indicateur de catégorie*, notamment en termes de *mécanisme environnemental* (voir section IV.3.a) décrit pour la catégorie d'impact,
- *l'identification des flux de l'inventaire de cycle de vie* attribués à chaque catégorie d'impact et chaque indicateur, et
- *l'identification du modèle et des facteurs de caractérisation* choisis.

Au terme de cette première étape de sélection des catégories d'impact, celles-ci doivent être clairement définies et l'impact final par catégorie identifié. L'identification des flux d'inventaire attribués à chaque catégorie ainsi que la définition de l'indicateur de catégorie, du modèle et des facteurs de caractérisation ne se fait qu'aux termes des étapes de classification (voir section IV.2) et de caractérisation (voir section IV.3). Néanmoins, l'ensemble doit être renseigné lors de la description des différentes catégories d'impact, élément nécessaire à la bonne communication d'une étude d'ACV.

c) Définition des catégories d'impact

Sans toutefois constituer une norme absolue, il existe au sein des guides de bonnes pratiques et des méthodes fonctionnelles existantes un relatif consensus autour des catégories d'impact couramment utilisées en évaluation d'impact du cycle de vie [12, 13, 15, 26, 45, 46, 47, 50, 49, 51, 52, 53, 54]. Il est donc intéressant d'identifier celles-ci, de les définir et d'y associer leur impact final par catégorie sous la forme des domaines de protection, selon la liste précédemment définie (voir section b précédente).

Le tableau I.1 synthétise les catégories d'impact courantes et, le cas échéant, les sous-catégories associées, ainsi que les domaines de protection concernés. Chacune de ces catégories et les enjeux qui y sont liés sont définis plus précisément dans les sections suivantes.

Tableau I.1 - Catégories d'impact couramment utilisées en évaluation d'impact de cycle de vie

Catégories	Sous-catégories possibles	Domaines de protection			
		Ressources naturelles	Santé humaine	Environnement naturel	Environnement artificiel
Épuisement des ressources abiotiques	Consommation des dépôts	X			
	Consommation des fonds				
	Consommation des écoulements				
Épuisement des ressources biotiques	-	X		X	
Utilisation des sols	Compétition des sols	X			X
	Perte de biodiversité			X	
	Dégradation des fonctions de subsistance du vivant		X	X	X
Changement climatique	-		X	X	X
Diminution d'ozone stratosphérique	-	X	X	X	X
Toxicité humaine	-		X		
Écotoxicité	Aquatique d'eau douce	X		X	
	Aquatique marine				
	Terrestre				
	Sédimentaire d'eau douce				
	Sédimentaire marine				
Formation de photo-oxydants	-	X	X	X	X
Acidification	-	X	X	X	X
Eutrophisation	Aquatique	X		X	X
	Terrestre				
Nuisances	Odeurs		X		
	Bruit			X	
	Impact visuel				X
Impact des radiations ionisantes	-	X	X	X	

Épuisement des ressources abiotiques

Les ressources abiotiques sont les ressources naturelles qui ne constituent pas un milieu vivant. Cette catégorie d'impact couvre les consommations de telles ressources. On peut en distinguer trois types, auxquels peuvent alors correspondre autant de sous-catégories :

- les *dépôts* : un dépôt est une ressource dont le temps de régénération se situe au-delà de l'échelle humaine,

Exemples de dépôts : les ressources fossiles, les minerais, etc.

- les *fonds* : un fonds est une ressource dont le temps de régénération est du même ordre de grandeur qu'une vie humaine, et

Exemples de fonds : les eaux des nappes phréatiques, le sable, le sol, etc.

- les *écoulements* : un écoulement est une ressource qui est considérée comme se régénérant constamment.

Exemples d'écoulements : le vent, le rayonnement solaire, l'eau des rivières, etc.

Épuisement des ressources biotiques

Les ressources biotiques sont les ressources naturelles vivantes ou issues du vivant. Cette catégorie d'impact couvre les consommations de telles ressources.

Exemples de ressources biotiques : l'éléphant d'Asie, le peuplier, la forêt tropicale, etc.

Remarque : la catégorie d'impact 'Consommation énergétique', transversale à celles de l'épuisement des ressources abiotiques et biotiques, est également couramment utilisée. Elle se limite alors généralement aux ressources fossiles (dépôts abiotiques), et aux sources dites d'énergie renouvelable (fonds et écoulements abiotiques et biotiques). Le domaine de protection associé est celui des ressources naturelles.

Utilisation des sols

Cette catégorie d'impact couvre les conséquences de l'utilisation du sol faite par l'homme. Ces conséquences pouvant prendre plusieurs formes, il est généralement défini plusieurs sous-catégories, telles que la compétition pour les sols, la perte de biodiversité ou la dégradation des fonctions de subsistance du vivant.

Si la première de ces sous-catégories traduit l'utilisation des sols en termes d'occupation de surface, considérant celle-ci comme une ressource, les deux suivantes apprécient les impacts de l'utilisation des sols sur les espèces vivantes (biodiversité) et sur les écosystèmes dans leur ensemble (fonctions de subsistance du vivant). Toutefois, si ces deux dernières sous-catégories sont proposées dans la bibliographie, il faut noter qu'elles sont extrêmement proches : chaque espèce vivante est part intégrante d'un écosystème et porter atteinte au premier est donc modifier le second, et à l'inverse, toute perturbation d'un mécanisme d'un écosystème, tel que le cycle de l'eau, aura bien souvent des répercussions sur la biodiversité [26, 45, 46].

Changement climatique

Cette catégorie d'impact couvre les effets des émissions anthropiques de gaz à effet de serre sur le fonctionnement du climat. En effet, l'effet de serre, qui désigne le processus naturel de maintien de la température à la surface de la Terre, dû à un bilan radiatif du système Terre-atmosphère globalement positif, est la conséquence de la présence de certains gaz dans la troposphère, c'est-à-dire la plus basse couche de l'atmosphère. Suivant la concentration de ces gaz, parmi lesquels sont notamment comptés la vapeur d'eau H₂O, le dioxyde de carbone CO₂, le méthane CH₄ ou le protoxyde d'azote N₂O, l'intensité du phénomène d'effet de serre varie [55].

Par conséquent, un niveau trop important d'émissions anthropiques de tels gaz conduit à un réchauffement de la surface de la Terre, qui lui-même possède de nombreuses conséquences [3]. En parallèle, la modification de la concentration de certains de ces gaz dans l'atmosphère peut avoir un effet propre ; c'est le cas notamment du dioxyde de carbone CO₂, qui modifie certains comportements des végétaux.

Diminution d'ozone stratosphérique

Cette catégorie d'impact couvre les effets des émissions anthropiques sur la couche d'ozone O₃ stratosphérique. La principale conséquence d'une diminution de cette couche d'ozone est l'augmentation de la part d'ultraviolets B, ou UV-B, venant du Soleil et atteignant la surface de la Terre, ce qui provoque des impacts, tels que des cancers de la peau, pouvant être importants sur les êtres vivants.

Note : cette catégorie couvre notamment le phénomène plus connu sous le nom de "trou de la couche d'ozone", identifié au cours des années 1970.

Toxicité humaine

Cette catégorie d'impact couvre les effets des substances toxiques sur la santé humaine. Ces substances peuvent être présentes aussi bien dans l'environnement que sur un lieu de travail.

Écotoxicité

Cette catégorie d'impact couvre les effets des substances toxiques sur les espèces naturelles autres que l'homme, et sur les écosystèmes. Compte tenu de l'importance de la gamme d'impacts mesurables au sein de cette catégorie, celle-ci peut être divisée suivant de grands types d'écosystèmes : terrestre, aquatique ou sédimentaire, d'eau douce ou marin.

Formation de photo-oxydants

Cette catégorie d'impact prend en compte la formation dans la troposphère de certains composés réactifs chimiques appelés photo-oxydants, dont fait notamment partie l'ozone O₃, par action du soleil sur certains polluants primaires.

De façon plus détaillée, les photo-oxydants peuvent apparaître dans la troposphère sous l'action des ultraviolets, par oxydation photochimique des composés organiques volatils, ou CO_v, et de monoxyde de carbone CO, en présence d'oxydes d'azote, ou NO_x. L'ozone O₃ et, dans une moindre mesure, le nitrate de peroxyacétyle, ou PAN, sont considérés comme les principaux composés photo-oxydants.

La totalité des effets que peut potentiellement avoir ce type de polluants est relativement mal connue, cependant, à titre d'exemple, son constituant principal, l'ozone O₃, possède des effets sur la santé humaine d'irritation des yeux, des voies respiratoires et des muqueuses. Ces problèmes peuvent fortement s'aggraver auprès d'individus souffrant de problèmes respiratoires.

Cette catégorie d'impact est également connue sous le nom de 'Formation de smog' ou 'Smog d'été'.

Acidification

Cette catégorie d'impact couvre les effets des polluants acidifiants. En effet, des composés chimiques tels que le dioxyde de soufre SO₂ ou les oxydes d'azote NO_x, vont réagir avec l'humidité de l'air ambiant pour former des acides.

La forme la plus connue que peut prendre ce type de pollution est la retombée de ces composés sous forme de pluies acides. Celles-ci ont un effet sur l'ensemble des domaines de protection préalablement définis ; en effet, elles peuvent avoir un effet direct sur les êtres vivants, ou indirect via l'altération des écosystèmes, sous la forme d'acidification des eaux ou de destruction de végétation, mais également corroder les métaux ou dégrader les édifices en pierre.

Eutrophisation

Cette catégorie d'impact couvre les effets dus à de trop hauts niveaux de nutriments dans les écosystèmes. Il peut alors être distingué deux sous-catégories, relatives au type d'écosystèmes : aquatique ou terrestre.

Remarque : le terme d' 'eutrophisation terrestre', s'il est pratique, n'est pas exact ; en effet, le terme 'eutrophisation' se réfère, par définition, au milieu aquatique.

La première conséquence de l'eutrophisation, dans son sens premier, c'est-à-dire affectant un milieu aquatique, est le développement conséquent d'algues, généralement au détriment de certaines variétés moins résistantes. Puis, ce développement de matière organique peut limiter fortement l'oxygène dissout dans l'eau ou bloquer l'accès à la lumière pour les espèces vivant plus en profondeur.

Les conséquences exactes de l'eutrophisation pour les milieux terrestres sont moins bien connues. Cependant, on peut relever parmi celles-ci, à l'instar de l'eutrophisation aquatique, que

l'élévation du niveau de nutriments dans les sols peut occasionner des bouleversements dans la dominance des espèces.

Nuisances

Cette catégorie d'impact couvre les impacts sur les être vivants des odeurs, du bruit et de l'impact visuel.

Impact des radiations ionisantes

Cette catégorie d'impact couvre les effets des rejets de substances radioactives ainsi que des expositions directes aux radiations.

IV.2. Classification des résultats de l'inventaire

a) Attribution des résultats de l'inventaire aux catégories d'impact

Chaque composé comptabilisé lors de l'inventaire du cycle de vie possède une **cascade d'effets**. Cette cascade représente l'ensemble des effets sur l'environnement qu'un composé peut avoir, en distinguant les effets successifs des effets parallèles. Un exemple partiel d'une telle cascade, relatif au dioxyde de soufre SO_2 , est présenté à la figure I.7 [56].

En effet, et la figure I.7 en est un exemple, chaque substance peut contribuer à plusieurs impacts, et ceci de trois façons [47] :

- en *parallèle* : une substance peut contribuer à plusieurs impacts selon des mécanismes différents ; les effets parallèles ainsi définis s'excluent alors généralement entre eux, mais il existe certains cas, tels que lors d'un effet de catalyse, où cette règle ne s'applique pas,

Exemple : sur la figure I.7, la molécule de SO_2 émise peut, soit par contact avec l'humidité de l'air, former de l'acide sulfurique, qui sera une cause d'acidification via les pluies, soit par inhalation, contribuer à la toxicité humaine. Dans ce cas, la molécule de SO_2 ne pouvant pas à la fois être inhalée et réagir pour former de l'acide, les effets décrits sont exclusifs.

- en *série, directement* : les impacts dus à une même molécule de la substance considérée peuvent apparaître l'un après l'autre, et

Exemple : une pollution par des éléments tels que le mercure Hg, le plomb Pb ou le cadmium Cd peut posséder un effet relevant tout d'abord d'écotoxicité, via un empoisonnement des sols et de bétail, puis de toxicité humaine, à travers la chaîne alimentaire.

- en *série, indirectement* : les impacts dus à la substance considérée peuvent apparaître l'un après l'autre mais sans que la molécule initiale soit impliquée dans le deuxième effet.

Exemple : le méthane peut contribuer à la formation de photo-oxydants, ce qui constitue un premier impact [56]. L'ozone ainsi formé possédant un impact sur l'effet de serre, le méthane a eu un effet indirect, en plus de son effet direct, sur l'effet de serre.

Suivant la cascade d'effets, un double comptage des substances est possible lors de la classification des résultats de l'inventaire ; c'est notamment le cas des chaînes d'effets parallèles. Cependant, ce double comptage n'est pas recommandé dans le cas d'effets en série [13].

Note : la chaîne d'effet est définie comme une branche, de la substance à l'impact, d'une cascade d'effets.

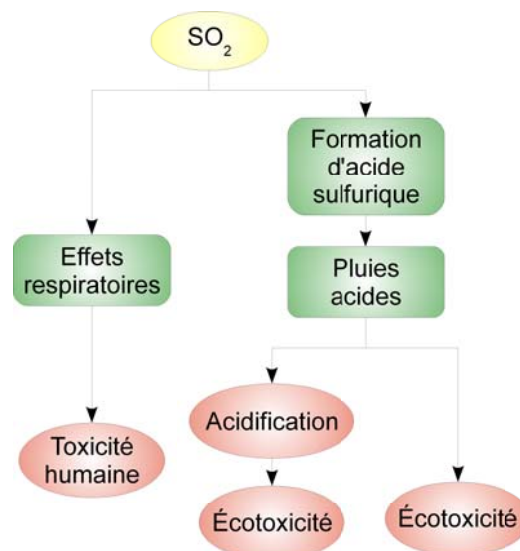


Figure I.7 - Cascade d'effets partielle du SO_2

b) Principaux contributeurs aux catégories d'impact

Sur la base de la liste de catégories d'impact définie à la section IV.1.c, il est intéressant de déterminer les principaux contributeurs à ces catégories pris en compte dans les guides de bonnes pratiques et les méthodes fonctionnelles existantes [26, 15, 47, 50, 12, 51, 57, 54, 58, 53]. Les substances ou espèces chimiques ainsi identifiées constituent autant de flux de l'inventaire du cycle de vie à considérer pour une bonne évaluation des impacts. Néanmoins il est à noter que la notion de principal contributeur n'est pas uniquement relative au potentiel d'effet des substances mais également aux quantités généralement émises.

La synthèse de cette revue est donnée dans le tableau I.2.

Tableau I.2 - Principaux contributeurs recensés aux catégories d'impact

Catégories d'impact	Principales substances ou espèces chimiques recensées
Épuisement des ressources abiotiques	Ressources minérales et fossiles (charbon, gaz naturel, pétrole)
Changement climatique	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC ⁴ , HCFC ⁵
Diminution d'ozone stratosphérique	CFC, HCFC, Halon ⁶
Toxicité humaine	Nombreux composés chimiques (dont notamment NO _x ⁷ , SO _x ⁸ , NH ₃ , CO, HAP ⁹ , COV ¹⁰ , métaux lourds), pesticides, particules
Écotoxicité	
Formation de photo-oxydants	CO _v , NO _x
Acidification	SO _x , NO _x , NH ₃ , HCl, HF
Eutrophisation	Composés azotés (dont NO _x , NH ₄ ⁺) et phosphorés (dont PO ₄ ³⁻)
Impact des radiations ionisantes	Ensemble des isotopes radioactifs

Afin de conserver une homogénéité entre les différentes sources étudiées, les sous-catégories d'impact définies dans le tableau I.1 (section IV.1.c) ont été supprimées pour cette synthèse. Ceci n'a pas d'effet sur les espèces recensées dans le tableau I.2 ; seuls Brenttrup et al. notent que dans le cadre de la distinction de la sous-catégorie 'Eutrophisation terrestre', l'azote est un nutriment limitant des sols important, ce qui permet de ne considérer que les composés azotés [53].

De plus, l'ensemble des catégories de la section IV.1.c n'est pas représenté dans le tableau I.2 ; les catégories d'impact n'apparaissant pas dans le tableau I.2 sont :

- 'Épuisement des ressources biotiques' : cette catégorie d'impact n'a été, jusqu'à présent, que peu considérée dans les guides et méthodes existants, à défaut de méthodes de caractérisation satisfaisantes,
- 'Utilisation des sols' : cette catégorie d'impact est quelque peu à part quant à la classification des résultats de l'inventaire. Il ne s'agit pas de considérer des substances consommées ou émises mais d'évaluer l'impact impliqué par une certaine occupation de terrain ; ceci implique,

4 CFC : ChloroFluoroCarbures, sous-famille des haloalcanes, c'est-à-dire les alcanes dont un ou plusieurs atomes d'hydrogène ont été substitués par des atomes d'halogène. Pour les CFC, la totalité des atomes d'hydrogène de l'alcane initial ont été remplacés par des atomes de chlore et de fluor.

5 HCFC : HydroChloroFluoroCarbures, sous-famille des haloalcanes. Pour les HCFC, les halogènes impliqués sont le chlore et le fluor mais ceux-ci ne se substituent pas à la totalité des atomes d'hydrogène.

6 Halon : Sous-famille des haloalcanes pour laquelle au moins un des halogènes impliqués est un atome de brome.

7 NO_x : Oxydes d'azote.

8 SO_x : Oxydes de soufre.

9 HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, c'est-à-dire possédant au moins deux cycles aromatiques.

10 CO_v : Composés organiques volatils, c'est-à-dire pouvant être rencontrés aisément dans l'atmosphère sous forme gazeuse. Il est à noter que les listes exactes des composés regroupés sous la dénomination de CO_v peut varier selon les pays.

généralement, de distinguer cette occupation par grandes catégories d'utilisation : zone urbaine, zone industrielle ou commerciale, zone routière, terres arables en culture conventionnelle, intégrée ou biologique, prairies en gestion conventionnelle, intégrée ou biologique, etc [51, 57, 54, 58, 53],

- 'Nuisances' : parmi les sous-catégories possibles de cette catégorie d'impact, seule celle relative aux odeurs a été considérée plus en détails, et ce uniquement dans un guide et une méthode d'évaluation [26, 54, 58].

IV.3. Caractérisation des indicateurs d'impact

a) Mécanisme environnemental et niveau d'effet des indicateurs

La section IV.2.a a défini ce que représente, pour chaque substance de l'inventaire de cycle de vie, le concept de cascade d'effets, qui lie cette substance à une ou plusieurs catégories d'impact. Cette notion est complémentaire de celle de **mécanisme environnemental**.

Chaque catégorie d'impact, ou sous-catégorie le cas échéant, possède son mécanisme environnemental, qui lie celle-ci aux impacts finaux par catégorie, ou domaines de protection, impliqués. En ce sens, l'ensemble des chaînes d'effets dans lesquelles apparaît la catégorie d'impact considérée est une part intégrante du mécanisme environnemental associé.

L'ensemble des concepts relatifs aux catégories d'impact et de leur mécanisme environnemental est représenté sur la figure I.8, issue de la norme 14044/2006 [17].

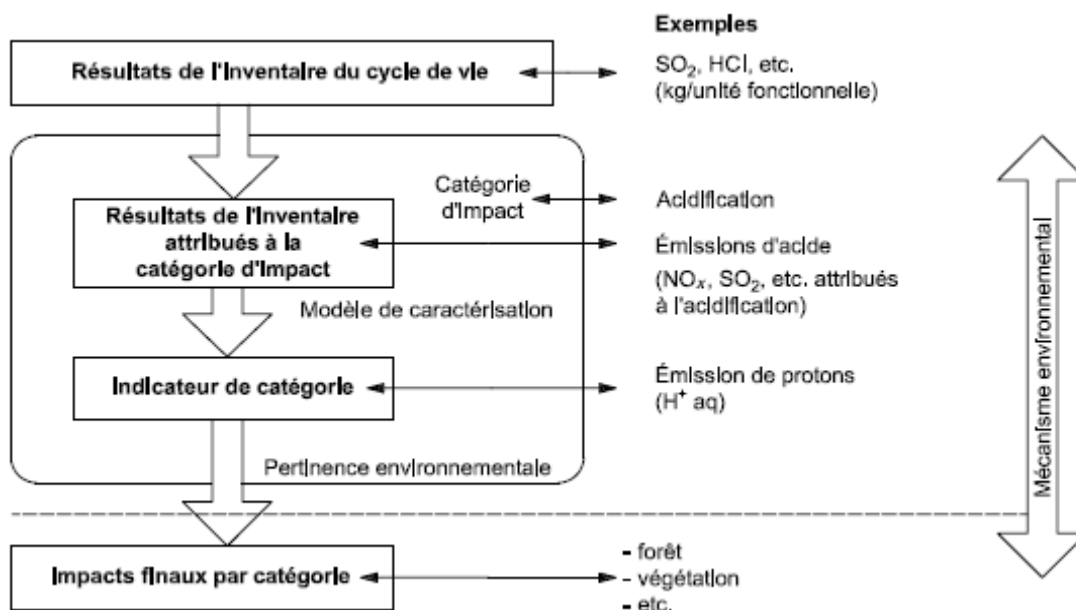


Figure I.8 - Catégorie d'impact et mécanisme environnemental

Si l'indicateur de catégorie, à partir des résultats de l'inventaire et via le modèle de caractérisation, doit représenter l'impact du système sur les domaines de protection, celui-ci peut être choisi plutôt en amont ou en aval du mécanisme environnemental. Un choix d'indicateur en aval du mécanisme environnemental sera très pertinent d'un point de vue environnemental mais sera généralement soumis à des incertitudes, parfois importantes, dans sa modélisation. Un choix d'indicateur en amont présentera les caractéristiques inverses.

Exemple pour la catégorie d'impact 'Acidification' : la figure I.8 présente une possibilité d'indicateur pour cette catégorie, l'émission de protons. Celui-ci ne fournit pas de renseignements quant aux effets réels de l'acidification sur l'environnement mais il traduit le potentiel d'acidification des différentes substances en termes de protons H⁺. Ce type d'indicateur est dit au niveau moyen du mécanisme environnemental.

Un indicateur aval pourrait être la différence de pH, des eaux ou des sols, due aux émissions du système.

Exemple pour la catégorie d'impact 'Changement climatique' : un indicateur traduisant le forçage radiatif infrarouge induit par les émissions de gaz à effet de serre, généralement exprimé en W/m^2 , se situe plutôt en amont du mécanisme environnemental. Le modèle de caractérisation généralement utilisé est celui fourni par les études de l'IPCC qui bénéficient d'un large consensus [59] ; cet indicateur n'exprime pas exactement le forçage radiatif des substances en W/m^2 mais utilise cette caractéristique afin de donner un équivalent en masse pour chacune des substances en fonction d'une référence choisie, le dioxyde de carbone CO_2 .

Cependant, il pourrait être choisi un autre indicateur de catégorie, plus en aval du mécanisme environnemental, tel que l'élévation du niveau de la mer due aux émissions de gaz à effet de serre à un horizon temporel fixé ; cet indicateur, quoique plus pertinent d'un point de vue environnemental, présenterait néanmoins de plus fortes incertitudes que celui du forçage radiatif infrarouge.

Udo de Haes et al. proposent trois classes de niveaux d'effet des indicateurs [45] :

- le *niveau amont* : l'indicateur choisi quantifie les émissions ou les consommations ; son apport est d'agréger l'ensemble des substances identifiées comme contribuant à la catégorie considérée selon une unité commune, généralement en masse équivalente d'une substance représentative,

Exemples : masse de CO_2 équivalent pour la catégorie 'Changement climatique' [26, 47, 57, 53, 15], de SO_2 équivalent pour la catégorie 'Acidification' [26, 47, 57, 53], ou d'antimoine Sb équivalent pour la catégorie 'Épuisement des ressources abiotiques' [26].

- le *niveau moyen* : l'indicateur choisi exprime un paramètre caractéristique de la catégorie d'impact considérée, et

Exemples : l'émission de protons H^+ , pour la catégorie 'Acidification' [15], ou le volume d'air affecté pour la sous-catégorie 'Odeurs' de la catégorie 'Nuisances' [26].

- le *niveau aval* : l'indicateur choisi traduit l'effet réel de la catégorie d'impact considérée sur les domaines de protection associés.

Exemples : diminution de l'espérance de vie humaine [26, 51, 57], ou quantification des espèces vivantes menacées ou disparues [51, 57], dues à un ensemble de catégories d'impact.

Ce choix du niveau d'effet des indicateurs d'impact au sein des mécanismes environnementaux est à réaliser en fonction de l'objectif de l'étude d'ACV réalisée mais également des connaissances scientifiques disponibles. Ainsi, l'ensemble des indicateurs d'impact sélectionnés lors d'une étude d'ACV peut ne pas être homogène de ce point de vue. Une attention particulière doit être portée à ces possibles différences entre indicateurs lors de l'interprétation du cycle de vie.

b) Principe général de la caractérisation

Chaque catégorie d'impact, ou sous-catégorie le cas échéant, possède sa propre méthode de caractérisation. Cette dénomination désigne le lien existant entre l'indicateur de catégorie, le modèle de caractérisation et les facteurs de caractérisation [26, 46].

En effet, et de façon générale, le modèle de caractérisation fournit les facteurs de caractérisation, qui permettent d'écrire l'indicateur de catégorie sous la forme donnée par l'équation (1) [26, 46, 48, 50, 53].

$$I_i = \sum_j FC_{i,j} \cdot R_j$$

avec : I_i , indicateur d'impact de la catégorie i

$FC_{i,j}$, facteur de caractérisation associée au flux d'inventaire j pour la catégorie i

R_j , résultats de l'inventaire de cycle de vie pour le flux d'inventaire j

(1)

Il est à noter que dans l'équation (1), les résultats d'inventaire concernent aussi bien les émissions du cycle de vie que les consommations.

Toute la difficulté de l'étape de caractérisation tient en une modélisation correcte, et donc en la détermination de facteurs de caractérisation pertinents.

c) Modélisation de la caractérisation

Le modèle de caractérisation, propre à une catégorie d'impact donnée, doit tenir compte, pour chaque résultat de l'inventaire, de l'*effet* potentiel de la substance, mais également de son *devenir*, vis-à-vis du, ou des, domaines de protection concernés [45, 46, 48]. La notion de devenir couvre ici l'ensemble des processus relatifs à l'émission, au transport et à la transformation de la substance considérée, et est donc intrinsèquement liée à son caractère persistant ; quant au potentiel d'effet de la substance, il s'exprimera de façon différente le long de ce parcours.

Ainsi il apparaît que la prise en compte des dimensions spatiale et temporelle est un point essentiel à l'obtention d'un modèle de caractérisation pertinent. En effet, l'un des objets de la caractérisation étant notamment d'agrèger de nombreux flux d'inventaire au sein d'un même indicateur, l'enjeu de la caractérisation est de réaliser cette opération en perdant un minimum d'informations sur ces flux, qui expriment des émissions ou des consommations localisées et dont l'échelle de temps peut être très variable d'un flux à l'autre.

Dimension spatiale

Chaque résultat de l'inventaire de cycle de vie est étroitement lié à un lieu particulier, que celui-ci soit explicité ou non lors de l'étude d'ACV, suivant la qualité des données (voir section III.1) ; il s'agit du lieu d'extraction dans le cas de la consommation d'une ressource ou de l'origine d'émission dans le cas d'un rejet de substance. La prise en compte de cette localisation peut alors prendre différentes formes au sein du modèle de caractérisation, suivant les caractéristiques du lieu influant sur les mécanismes du devenir de la substance.

Exemples de différenciations :

- *la région : les impacts de l'acidification ou de l'eutrophisation dépendent fortement de la sensibilité et de l'état du milieu environnant [45, 53],*
- *l'aspect urbain ou rural, arctique ou tropical, etc : la formation de photo-oxydants dépend fortement de la composition de la troposphère au lieu d'émission,*
- *le milieu récepteur : l'écotoxicité d'un élément ne se quantifie pas de la même façon selon que celui-ci est rejeté dans l'air, l'eau ou le sol,*
- *l'aspect intérieur ou extérieur d'une émission : l'impact sur la santé humaine de substances toxiques dépend de ce caractère, ou encore,*
- *l'appartenance ou non à la zone géographique d'intérêt selon le champ et les objectifs de l'étude d'ACV : il peut être décidé, de façon arbitraire, de négliger, ou atténuer, les impacts locaux ayant lieu en dehors de la zone définie par la portée géographique de l'étude.*

Cependant, il apparaît que l'importance de la prise en compte de la localisation d'une émission ou d'une consommation, dans le cadre de l'évaluation des impacts du cycle de vie, diffère selon les catégories d'impact. En effet, cette localisation est d'autant moins importante que l'échelle d'effet de la catégorie d'impact considérée est globale, et inversement, la localisation devient essentielle lorsque l'impact de la catégorie considérée possède une signification principalement locale.

Le tableau I.3 synthétise, à partir des propositions de plusieurs sources bibliographiques, l'échelle géographique généralement admise pour les différentes catégories d'impact définies à la section IV.1.c [47, 48, 49, 15, 13]. Trois niveaux d'échelle sont utilisés :

- l'échelle *globale* : l'impact considéré a une portée mondiale, et touche l'ensemble de la planète,
- l'échelle *régionale* : l'impact touche une zone géographique étendue, dont la portée peut varier de façon importante, de quelques centaines à quelques milliers de kilomètres, et
- l'échelle *locale* : l'impact est spécifique à une zone restreinte, soit d'une échelle de quelques dizaines de kilomètres.

Tableau I.3 - Échelle géographique des différentes catégories d'impact

Catégories d'impact	Échelle géographique
Épuisement des ressources abiotiques	Globale / Régionale
Épuisement des ressources biotiques	Globale / Régionale
Utilisation des sols	Régionale / Locale
Changement climatique	Globale
Diminution d'ozone stratosphérique	Globale
Toxicité humaine	Globale / Régionale / Locale
Écotoxicité	Régionale / Locale
Formation de photo-oxydants	Régionale / Locale
Acidification	Régionale / Locale
Eutrophisation	Régionale / Locale
Nuisances	Locale
Impact des radiations ionisantes	Régionale / Locale

Ce tableau I.3 donne donc une indication quant à l'importance de la dimension spatiale pour les catégories d'impact usuelles ; ainsi, les catégories 'Changement climatique' et 'Diminution d'ozone stratosphérique' auront généralement un comportement satisfaisant vis-à-vis de l'agrégation spatiale de résultats d'inventaire. Enfin, il est à noter, tel que pour la catégorie 'Toxicité humaine', que les impacts peuvent intervenir à différentes échelles.

Dimension temporelle

De la même façon que la localisation d'un résultat de l'inventaire du cycle de vie peut être déterminant pour sa caractérisation, sa durée est également un facteur essentiel. En effet, un impact est généralement instantané, répété ou continu, et ce caractère peut être fondamental pour l'évaluation environnementale.

Exemple : une étude d'ACV identifie lors de son inventaire du cycle de vie une émission de monoxyde de carbone CO due à une conduite de gaz sur un site industriel. Pour une même quantité d'émissions relevée, l'effet environnemental de celle-ci, tel que par exemple concernant la toxicité humaine, dépend de son caractère instantané, répété ou continue puisque :

- *si l'émission est continue, tel qu'en cas d'un léger problème d'étanchéité de la conduite, les quantités absorbées par le personnel industriel seront bien réparties dans le temps et donc de faible intensité, ce qui pourra n'avoir aucun effet toxique détectable,*
- *si l'émission est répétée, tel qu'en cas d'accidents mineurs fréquents, les quantités absorbées pourront devenir suffisantes pour être perceptibles par l'homme, et ainsi l'effet toxique de l'émission de monoxyde de carbone CO pourra être des maux de têtes chroniques de l'équipe industrielle,*
- *si enfin l'émission est instantanée, tel qu'en cas d'un accident ponctuel majeur, les quantités rejetées de monoxyde de carbone CO pourront être suffisantes pour être la cause de décès au sein du personnel du site.*

Là encore ce caractère temporel sera d'autant plus important que la catégorie d'impact associée est locale (voir tableau I.3), mais également d'autant moins important que la substance considérée sera persistante dans le milieu.

d) Limites et difficultés de la caractérisation des impacts

Non-linéarités et effets de seuil

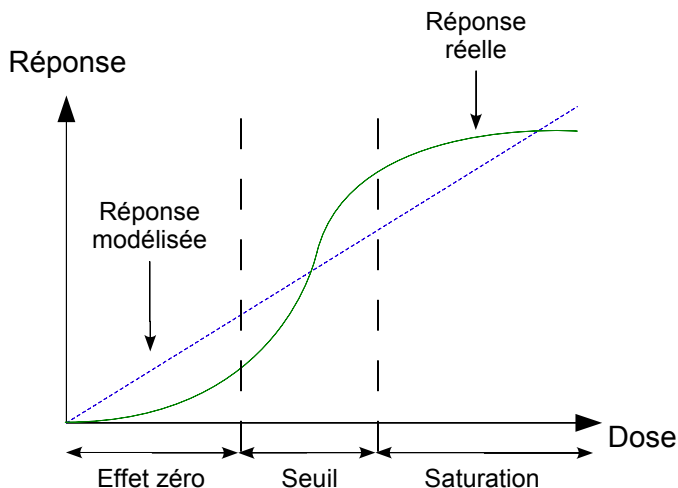


Figure I.9 - Exemple de courbe dose-réponse d'un impact en fonction de la concentration du milieu en une substance donnée

L'équation (1) traduit chaque indicateur sous une forme linéaire, non pas néanmoins selon les substances mais selon les flux d'inventaire, ce qui permet, en théorie, de prendre effectivement en compte les caractéristiques spatiale et temporelle de chacun de ces flux, via l'utilisation de facteurs de caractérisation différenciés. En réalité cependant, cette pratique se confronte à un besoin accru de données alors que l'évaluation de l'impact du cycle de vie tire très couramment ses facteurs de caractérisation de bases de données générales [26]. Cette difficulté, déjà abordée par d'autres travaux, relève plus de la conduite d'ACV que de sa méthodologie et ne sera donc pas abordée plus avant ici [60].

L'approximation plus fondamentale induite par la forme même de l'équation (1) est illustrée par la figure I.9 : lors de l'application d'un modèle de caractérisation linéaire (courbe en pointillés), la réponse réelle du milieu est fréquemment sur- ou sous-estimée selon la dose.

Note : la courbe de la figure I.9 ne présente qu'une possibilité de courbe dose-réponse, se découpant en trois zones ; la réalité peut être bien plus complexe (seuils plus marqués et plus nombreux, effet de saturation plus tardif, etc).

Afin de conserver un modèle linéaire de caractérisation des impacts, tout en améliorant celui-ci en vue de mieux considérer l'existence des éventuels seuils et réponses non-linéaires, il est possible de non plus linéariser la fonction dose-réponse dans son ensemble mais plutôt autour d'une dose initiale [45, 46, 48]. Afin de choisir de façon pertinente cette dose initiale, celle-ci doit correspondre à l'évaluation de l'état du milieu environnant, à l'horizon fixé par le champ et les objectifs de l'ACV et pour chacun des sites d'émissions du cycle de vie. La figure I.10 présente un exemple d'une telle linéarisation.

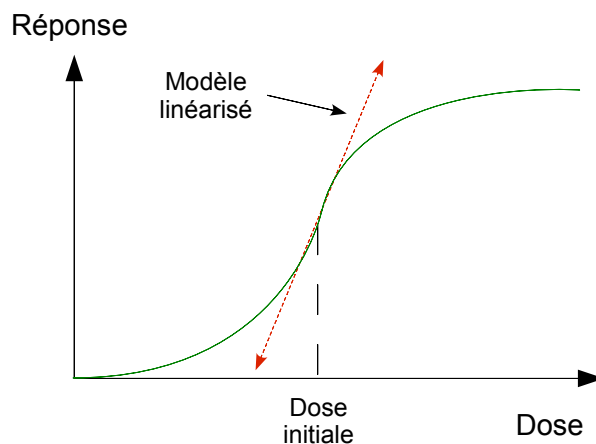


Figure I.10 - Linéarisation du modèle de caractérisation autour d'une dose initiale

Remarque : dans ce cas de linéarisation du modèle de caractérisation autour d'une dose initiale, les facteurs de caractérisation obtenus dépendent de cette dose. Ainsi il est généralement nécessaire de réviser ces facteurs de caractérisation en fonction de l'évolution de la dose du milieu.

Ceci explique notamment pourquoi les facteurs de caractérisation relatifs au changement climatique proposés par l'IPCC ont été révisés à chaque nouveau rapport, en 1991, 1995, 2001 et 2007 [59].

Cette méthode est généralement satisfaisante pour les impacts globaux ou régionaux, mais peut se révéler inadaptée pour les impacts locaux [61]. En effet, plus l'échelle de l'impact est grande, plus l'état du milieu est déterminé par une quantité importante de sites et d'activités. Ainsi la contribution d'un résultat donné de l'inventaire du cycle de vie peut être supposée marginale par rapport à la dose relevée, ce qui donne un sens à la linéarisation effectuée. A l'inverse, plus l'impact

considéré est local, plus le niveau d'émission de la source étudiée peut se révéler déterminant pour la dose du milieu ; une linéarisation autour d'un point particulier est alors moins pertinente qu'une linéarisation sur l'ensemble de la courbe dose-réponse.

Limites inhérentes aux principes de l'analyse de cycle de vie

La mise en place de modèles de caractérisation non-linéaires peut ainsi apparaître, malgré le surcroît de complexité induit, comme une solution pertinente pour évaluer correctement l'impact du cycle de vie. Cependant la démarche non-linéaire n'est pas compatible avec certains éléments de la logique de fonctionnement de l'ACV, dont notamment [48] :

- l'unité fonctionnelle (voir section II.1.b), qui considère implicitement que l'impact du cycle de vie d'un système est proportionnel au volume produit de la fonction d'intérêt ; les difficultés de l'évaluation de l'impact du cycle de vie ont montré les limites de cette hypothèse et il convient donc, lors de la comparaison des impacts environnementaux de deux systèmes différents, de tenir compte des éventuelles différences en termes de niveaux de production considérés lors de l'étude d'ACV, et

Remarque : ce point traduit l'importante différence dans l'évaluation environnementale d'un produit selon que l'activité correspondante est considérée comme étant marginale ou de masse.

- l'affectation (voir sections III.2 et III.3), qui suppose que la somme des effets environnementaux attribués à deux co-produits A et B est égale à l'effet total du système, ce qui est vrai dans le cadre d'un modèle linéaire (voir figure I.11a) mais pas dans celui d'un modèle non-linéaire (voir figure I.11b).

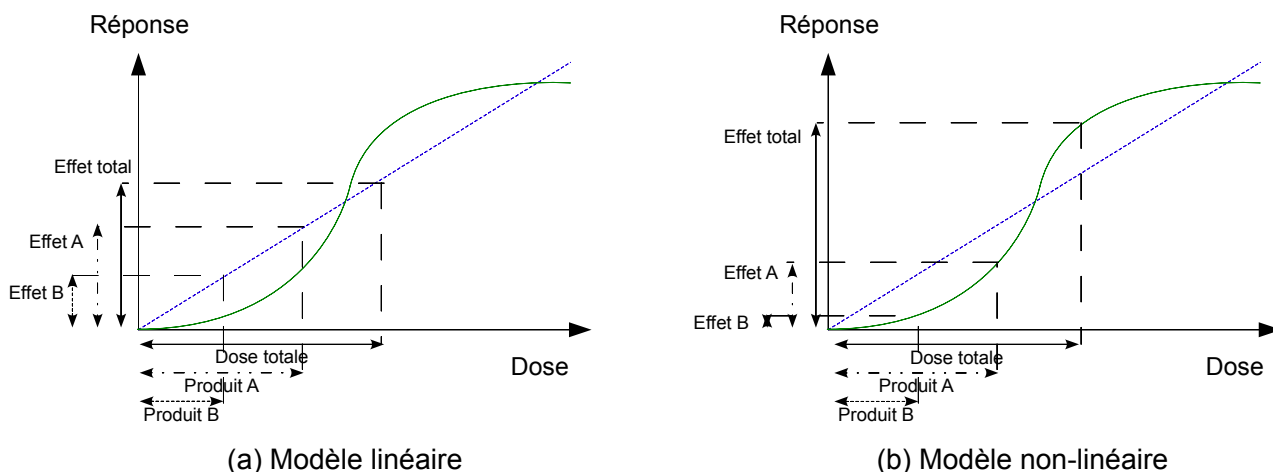


Figure I.11 - Effet de l'affectation sur la caractérisation des impacts

IV.4. Étapes optionnelles de l'évaluation de l'impact

Au terme des étapes de sélection, classification et caractérisation, le praticien de l'ACV dispose d'un profil d'évaluation de l'impact du cycle de vie. Celui-ci a permis de traduire les nombreux flux issus de l'inventaire du cycle de vie selon quelques catégories d'impact, et constitue un bon compromis entre lisibilité des résultats d'une part, et subjectivité et spécificité de l'analyse d'autre part. Ces deux caractéristiques ne sont en effet généralement pas compatibles, l'augmentation de la lisibilité nécessitant très souvent des choix de méthodes ou de références particulières.

Cependant, il peut être souhaité, selon le champ et les objectifs de l'étude, d'augmenter encore la lisibilité de ce profil ; c'est ce que permettent les étapes optionnelles de l'évaluation de l'impact du cycle de vie. Selon la norme ISO 14040/2006, il existe principalement trois étapes facultatives de la phase de l'évaluation de l'impact du cycle de vie [11] ; une quatrième, liée à l'évaluation des incertitudes affectant les résultats d'impacts, peut y être associée mais elle sera ici étudiée plus avant à la section V, consacré à l'interprétation du cycle de vie (voir section V.2.a).

Les trois étapes qui seront donc considérées dans la présente section sont :

- la *normalisation* : il s'agit de définir une référence, pour les différentes catégories d'impact considérées, par rapport à laquelle l'importance de l'impact du cycle de vie étudié sera mesurée (voir section a),
- le *regroupement* : il s'agit ici d'effectuer un tri des catégories d'impact (voir section b), et
- la *pondération* : l'importance accordée aux catégories d'impact est donnée quantitativement, ce qui peut permettre notamment une agrégation des résultats (voir section c).

a) Normalisation

Le principe de la normalisation est simple : il s'agit de diviser le résultat final de chacun des indicateurs d'impact, obtenu à l'issue de l'étape de caractérisation, par une valeur de référence, de la manière décrite par l'équation (2) [17, 46, 53].

$$N_i = \frac{I_i}{R_i}$$

avec : N_i , résultat normalisé pour la catégorie d'impact i (2)

I_i , résultat de l'indicateur d'impact de la catégorie i

R_i , valeur de référence pour la catégorie i

La réalisation de cette étape possède trois intérêts principaux :

- disposer d'informations plus propres à la communication que les résultats bruts issus de la caractérisation des impacts, car les valeurs normalisées traduisent l'importance relative de l'impact du cycle de vie par rapport à une référence,
- constituer un préalable en vue d'une pondération, et
- permettre une vérification des incohérences, dans le cas de l'obtention d'un ou plusieurs résultats normalisés anormalement hauts ou bas,

Cette étape contribue cependant à augmenter les incertitudes sur les résultats de l'évaluation de l'impact du cycle de vie. La cause principale est l'obtention même des valeurs de référence : celles-ci peuvent souffrir d'incertitudes de mesure, ou les flux pris en compte pour le calcul de la référence peuvent différer quelque peu de ceux considérés lors de l'étude d'ACV, notamment dans le cas de l'utilisation de résultats issus d'inventaires nationaux ou régionaux [62].

De plus, la normalisation peut posséder certaines limites ou contraintes. Celles-ci dépendent du choix de la référence, dont il existe principalement trois modes de définition [17, 46] :

- *l'impact du cycle de vie du même système dans un scénario donné* : dans le cas d'une étude d'ACV menée en vue de comparer différents scénarios ou possibilités, la référence servant de base à la normalisation peut être l'un de ces scénarios, correspondant généralement à la situation actuelle. Il n'y a alors pas d'incertitude supplémentaire due à l'étape de normalisation : si la réalisation des études des différentes possibilités a été menée de façon cohérente, les résultats issus de la normalisation font sens. Toutefois, lors de l'interprétation du cycle de vie, les résultats normalisés devront impérativement être mis en regard avec les résultats bruts du scénario de référence afin de ne pas accorder trop de crédit à une variation relative importante due à un impact du scénario de référence excessivement faible.
- *l'impact total dû aux activités humaines sur une zone géographique donnée*, que cet impact soit ramené au nombre d'habitants ou non. La signification du résultat normalisé est alors la contribution, pour chaque impact, du cycle de vie étudié, à la charge environnementale totale mesurée pour la zone. Le choix de cette zone induit deux difficultés :
 - la référence la plus immédiate est la portée géographique d'intérêt, définie lors de la première phase de l'étude d'ACV (voir section II.1) ; l'ensemble des impacts mesurés lors de l'évaluation de l'impact du cycle de vie ne relève cependant pas obligatoirement de cette zone, ce qui

introduit donc une distorsion dans la signification des résultats normalisés et donc dans leur interprétation, et

- la zone de référence et les différentes zones considérées, le cas échéant, lors de la caractérisation des impacts, peuvent être différentes ; s'il en découle des facteurs de caractérisation (voir sections IV.3.b et c) différents, une autre distorsion est introduite dans la signification des résultats, notamment si l'une des zones est particulièrement sensible ou peu sensible à un impact donné par comparaison aux autres.
- la *donnée d'objectifs environnementaux* [46]. La valeur de référence représente alors un objectif quantifié d'impact. Cette méthode souffre du défaut d'être spécifique à une situation et des objectifs donnés, mais ne présente pas de distorsion majeure.

b) Regroupement

Le regroupement constitue une étape qualitative de l'évaluation du cycle de vie, consistant en un tri, voire un classement, des catégories d'impact considérés lors de l'analyse. Son effet relève ainsi essentiellement de la présentation des résultats, mais ceci peut faciliter la mise en œuvre de l'étape de pondération (voir section c suivante).

Deux modes opératoires, qui peuvent être complémentaires, sont envisageables [17, 46] :

- le *tri* : le regroupement des catégories d'impact est réalisé selon une de leurs caractéristiques, tels que leur échelle géographique (voir section IV.3.c) ou leur domaine de protection principalement impliqué (voir section IV.1.c), et
- le *classement* : les catégories d'impact sont hiérarchisées, généralement selon les priorités définies par les commanditaires de l'étude ; cette forme de regroupement est donc subjective par définition.

Comme il a été mentionné, ces deux modes opératoires ne s'excluent pas l'un l'autre et peuvent être complémentaires : les catégories d'impact peuvent être triées selon une caractéristique donnée et les classes ainsi définies hiérarchisées.

c) Pondération et agrégation

La pondération consiste en la multiplication de chacun des résultats du profil environnemental, normalisé ou non, par un facteur de pondération. Cette opération permet notamment une agrégation de l'ensemble des résultats d'impact de l'ACV sous la forme d'une valeur unique, tel que l'indique l'équation (3) [46, 47, 53].

$$T = \sum_i p_i \cdot I_i, \text{ ou } T = \sum_i p_i \cdot N_i$$

avec : T, charge environnementale totale du cycle de vie

p_i , facteur de pondération de la catégorie i

I_i , résultat brut de l'indicateur d'impact de la catégorie i

N_i , résultat normalisé de l'indicateur d'impact de la catégorie i

(3)

Note : cette équation (3) est parfois utilisée sous forme multiplicative, soit $T = \prod_i (N_i)^{p_i}$ [47]. Le résultat total de charge environnementale diffère alors de la forme additive présentée par l'équation (3), mais les limites et choix possibles restent similaires.

Le mode d'obtention des facteurs de pondération dépend essentiellement de l'aspect normalisé ou non des résultats à pondérer. Toutefois dans les deux cas, la pondération et l'agrégation accentuent à la fois les avantages et les inconvénients déjà présentés pour la normalisation (voir section a précédente), dans le sens où ces étapes améliorent encore la lisibilité des résultats, notamment dans le cas d'un grand nombre de catégories d'impacts prises en compte, au détriment de l'information fournie.

Pondération d'un profil environnemental normalisé

Dans le cas de résultats normalisés, ceux-ci s'expriment sous la forme d'une unité commune, qui dépend du type de la référence retenue.

Exemples : parmi les éléments de l'équation (2), l'indicateur d'impact I_i s'exprime en 'unité spécifique à i ' / 'unité fonctionnelle' ; si la valeur de référence R_i s'exprime en :

- 'unité spécifique à i ' / 'unité fonctionnelle' (cas d'un objectif ou d'un scénario comme référence), tous les résultats normalisés sont sans unité,*
- 'unité spécifique à i ' (cas d'un objectif ou de l'impact global d'une zone comme référence), tous les résultats normalisés s'expriment en 'unité fonctionnelle'-1, ou encore*
- 'unité spécifique à i ' / 'habitant' (cas de l'impact global d'une zone ramené à l'habitant comme référence), tous les résultats normalisés s'expriment en 'habitant' / 'unité fonctionnelle'.*

Les facteurs de pondération sont alors généralement sans unité, et constituent l'expression quantifiée du classement, en termes de priorité, effectué au cours de l'étape de regroupement (voir section IV.3.b). La valeur de ces facteurs est généralement dérivée d'avis ou de sondage d'un panel, qu'il soit d'experts ou représentatif d'une population [46].

Pondération d'un profil environnemental non normalisé

Dans le cas de résultats non normalisés, chaque indicateur de l'évaluation de l'impact du cycle de vie s'exprime selon son unité spécifique. Une agrégation directe de ces résultats n'est alors pas possible, et le rôle premier de la pondération est d'établir une unité commune à toutes les catégories d'impact. Il est à noter cependant que si le niveau d'effet retenu pour les indicateurs d'impact est un niveau aval, la pondération est alors facilitée, certains indicateurs pouvant déjà s'exprimer selon une même unité [46].

Les facteurs de pondération utilisés pour un profil environnemental non normalisé ne sont généralement pas une expression de la priorité, mais ils ont pour but de traduire les impacts mesurés selon un concept transversal à toutes les catégories. La méthode la plus commune, quoique encore incomplète, est d'exprimer chaque impact sous une forme monétaire, reflétant le coût de ces impacts pour la société [46].

V. Interprétation du cycle de vie

Dernière phase d'une étude d'ACV, l'interprétation du cycle de vie va permettre de dégager les conclusions et les recommandations vis-à-vis de la question initialement posée au cours de la définition des objectifs et du champ de l'étude, tout en exposant les limitations. Cette phase est donc celle du traitement des informations fournies par les précédentes.

Pour ce faire, trois étapes sont distinguées au cours de l'interprétation du cycle de vie [17] :

- l'*identification des enjeux significatifs*, qui sera décrite plus avant à la section V.1,
- la *vérification* de l'étude, dont les détails seront exposés à la section V.2, et
- l'expression des *conclusions, limitations et recommandations* de l'étude d'ACV, dont les éléments généraux seront abordés à la section V.3.

Ces deux premières étapes peuvent être sources de nombreuses itérations sur l'ensemble de l'étude : la vérification des problèmes non négligeables identifiés peut conduire à mener des compléments ou des modifications sur les trois phases précédentes de l'ACV [17, 13, 15].

V.1. Identification des enjeux significatifs

L'étape d'identification des enjeux significatifs a pour objet de structurer l'ensemble des informations issues des trois phases précédentes de l'ACV. Ainsi, une partie du travail porte sur la formulation et la présentation, généralement sous forme de listes, de tableaux ou de diagrammes, des renseignements afin de rendre plus aisée leur analyse.

Trois principaux types d'informations doivent être traités dans le cadre de l'identification des enjeux significatifs [17, 13] :

- les résultats issus des phases d'inventaire et d'évaluation de l'impact du cycle de vie, avec une attention particulière à porter sur les éléments suivants :
- les contributions des différentes substances de l'inventaire, groupes de substances ou étapes du cycle de vie, à la valeur finale des indicateurs d'impact, et
- la qualité des données utilisées, mise en regard avec les exigences définies sur ce point lors de la définition des objectifs et du champ de l'étude (voir section III.1),
- les choix méthodologiques et hypothèses, réalisés au cours de l'étude, tels que la frontière du système et ses critères de coupure (voir section II.1.a), les règles d'affectation (voir sections III.2 et III.3), ou les catégories d'impact, leurs indicateurs et leurs modèles de caractérisation (voir sections IV.1 à IV.3), et
- les choix de références qui ont été nécessaires, tel que dans le cas de normalisation (voir section IV.4.a) et d'agrégation (voir section IV.4.c) des résultats de l'évaluation de l'impact du cycle de vie.

Un quatrième type d'information peut être défini, relatif au rôle et responsabilités des différentes parties prenantes de l'étude [17, 13].

V.2. Vérification de l'étude

L'objectif principal de l'étape de vérification est d'établir et d'améliorer la confiance et la fiabilité des résultats de l'étude d'ACV [17, 13, 15]. Pour ce faire, trois éléments essentiels sont à considérer : la sensibilité, la complétude et la cohérence de l'étude. Ces différents contrôles doivent être réalisés en conformité avec l'objectif et le champ de l'étude précédemment définis, dont notamment l'utilisation envisagée des résultats [17].

a) Contrôle de sensibilité

Le contrôle de sensibilité vise à évaluer la fiabilité des résultats finaux et la mesure dans laquelle ceux-ci sont affectés par les incertitudes accumulées au cours de l'étude [17]. Ce travail possède donc essentiellement deux composantes :

- *l'analyse d'incertitude* : l'ensemble des incertitudes de l'étude, tant dans les données recueillies que dans les hypothèses, est pris en compte afin d'évaluer leur impact sur les résultats finaux de l'étude ; au terme de cette analyse, les résultats ne se présentent plus sous la forme d'une valeur donnée mais d'une distribution, dans le sens mathématique de loi de probabilité, et
- *l'analyse de sensibilité* : l'impact des différents choix réalisés au cours de l'étude est évalué, c'est-à-dire que les résultats d'ACV obtenus dans le cas de choix de données ou de méthodologie différents du choix de référence, sont comparés aux résultats de cette référence ; cette analyse permet donc d'identifier les hypothèses et choix, réalisés au cours de l'étude, qui possèdent un impact important sur les résultats obtenus.

Il est néanmoins à noter que l'approche de ces analyses est quantitative : il est donc important de veiller à ne pas négliger l'influence potentielle des incertitudes non mesurables ou des choix méthodologiques réalisés faute d'alternative [48].

b) Contrôle de complétude

Le contrôle de complétude a pour but d'assurer que les informations pertinentes et les données requises pour l'interprétation sont disponibles et complètes [17].

Si sont identifiées des informations manquantes ou incomplètes, leur nécessité pour l'étude doit être analysée ; si celle-ci est confirmée, il existe deux possibilités : soit l'étape d'inventaire du cycle de vie doit être revue et celle d'évaluation de l'impact reprise, soit la définition de l'objectif et du champ de l'étude doit être ajustée [17, 13, 15, 26].

c) Contrôle de cohérence

Le contrôle de cohérence a pour but de vérifier la compatibilité entre l'ensemble des hypothèses, méthodes et données d'une part, et l'objectif et le champ de l'étude d'autre part [17, 13, 15]. Dans le cas d'une étude comparative, au-delà de l'évaluation de la cohérence d'un scénario vis-à-vis de l'objectif et du champ définis, les éventuelles différences de cohérence entre scénarios devront être analysées.

V.3. Conclusions, limitations et recommandations

Au terme de l'interprétation du cycle de vie, les conclusions générales de l'étude peuvent être dressées afin de répondre clairement au problème initialement posé. De plus, l'étape de vérification, menée au cours de cette phase, permet de fixer les limites de ces conclusions. Ainsi les recommandations finales peuvent être exprimées, en termes d'actions pour les parties prenantes, ou d'études complémentaires à réaliser.

Néanmoins, compte tenu de la forte spécificité de la réalisation d'une étude en fonction de l'objectif et du champ définis, il convient que les conclusions et recommandations formulées n'aillent pas au-delà de l'application envisagée initialement [17]. Le caractère attributif ou consécutif de l'étude (voir section II.2) doit notamment être respecté dans les réponses apportées.

Conclusion

Ce premier chapitre, consacré à la méthodologie générale de l'ACV, a permis de donner les éléments indispensables à connaître avant d'en aborder la réalisation pratique. De ce point de vue, la norme ISO 14044/2006 constitue un point de départ fondamental [17].

Les quatre phases d'une étude d'ACV : *définition des objectifs et du champ de l'étude, inventaire, évaluation de l'impact et interprétation du cycle de vie*, ont été décrites. Les difficultés méthodologiques que le praticien peut rencontrer au cours de celles-ci ont été abordées, ainsi que leurs moyens de résolution. Les éléments pratiques les plus délicats ainsi que les principaux choix à effectuer lors d'une étude peuvent être recensés de la façon suivante :

– *définition des objectifs et du champ de l'étude* :

- mise en place de critères de coupure et, plus généralement, la justification de l'exclusion des éléments considérés négligeables,
- choix de l'unité fonctionnelle,

– *inventaire du cycle de vie* :

- définition d'un objectif de qualité des données en adéquation avec le champ de l'étude, notamment en termes de portée géographique et d'horizon temporel, et
- résolution des problèmes d'affectation,

– *évaluation de l'impact du cycle de vie* :

- choix du niveau d'effets des indicateurs,
- modélisation de la caractérisation des impacts, notamment en termes de prise en compte des dimensions spatiale et temporelle, et de gestion des effets de seuil et des non-linéarités du comportement environnemental réel, et
- choix de référence de normalisation et de facteurs de pondération, le cas échéant,

– *interprétation du cycle de vie* :

- gestion des résultats des différents contrôles de vérification, dont notamment les analyses de sensibilité.

La description détaillée de ces différentes étapes a également permis de souligner l'importance de deux éléments particuliers, plus transversaux :

- les choix méthodologiques appropriés à une étude d'ACV dépendent de son champ et de ses objectifs ; de ce point de vue une **typologie** de l'ACV peut être définie, distinguant l'ACV *attributive* visant à établir un bilan exhaustif d'un système de l'ACV *consécutif*, établie afin de déterminer les conséquences d'une décision nouvelle, ce qui permet de préciser les recommandations et choix méthodologiques à mettre en œuvre dans chacun des cas, et
- les enjeux relatifs à l'évaluation de l'impact du cycle de vie varient fortement selon les catégories d'impact, et la pertinence de l'évaluation des *impacts locaux* se révèle, de plusieurs points de vue, bien plus difficile à assurer que celle des *impacts globaux*.

L'ensemble de cette méthodologie et des recommandations associées est le fruit de quarante années de pratique de l'ACV. Le chapitre II montrera que les divergences de résultats d'ACV observées dans le cas de l'application de la présente thèse, les carburants végétaux, peuvent en partie s'expliquer par certaines difficultés méthodologiques relevées dans ce chapitre, telles que la typologie de l'ACV, la règle d'affectation, le choix des frontières du système ou le non-respect des critères de coupure pour certains flux couramment négligés des systèmes d'étude. L'influence de ces éléments sur les résultats finaux sera quantifiée et des recommandations en vue de réduire les variations qui leur sont associées seront proposées.

Toutefois l'application de l'ACV au domaine du vivant, activité plus récente et dont les carburants végétaux en sont aujourd'hui un des exemples les plus répandus, soulève des difficultés spécifiques qui nécessitent de compléter la méthodologie actuelle. Un premier pan important de ce travail touche à l'expression et au calcul des indicateurs [63]. Certaines catégories d'impact, absentes ou peu renseignées jusqu'à présent en ACV, prennent toute leur importance dans ce type d'application ; c'est le cas notamment de l'évaluation des impacts sur la biodiversité. L'analyse d'activités agricoles forestières nécessite de plus de disposer de données qui peuvent s'avérer difficiles à obtenir de façon précise et localisée en l'état actuel des connaissances, telles que la toxicité et l'écotoxicité des produits phytosanitaires. Ces différents éléments, certes importants, ne seront pas abordés plus avant dans le cadre de cette thèse.

Le deuxième type de difficultés, pour le travail d'ACV, spécifiques au vivant est le lien plus étroit entre les résultats d'ACV et la portée géographique de l'étude. Le chapitre II quantifiera l'influence potentielle de la spécificité locale sur les résultats d'ACV dans le cas des carburants végétaux. Toutefois cette particularité ne constitue pas une difficulté à résoudre mais une contrainte inhérente à l'évaluation de systèmes vivants, qu'il est notamment important d'intégrer dans l'interprétation du cycle de vie et l'expression des conclusions.

Enfin le troisième élément de difficulté est l'intégration réelle du sol, au-delà de son rôle de support physique, au sein des frontières des études d'ACV. Ceci implique un besoin en indicateurs, tels que la fertilité des sols ou la biodiversité, déjà mentionné ci-dessus, mais nécessite également de compléter certains indicateurs existants afin d'intégrer au mieux les impacts des systèmes étudiés sur la qualité des sols. Le chapitre IV développera notamment une méthode d'intégration des dynamiques d'émissions de gaz à effet de serre en ACV, nécessaire à la prise en compte pertinente du rôle des sols en tant que puits de carbone.

Chapitre II

Description et première analyse des filières de carburants végétaux de 1^{ère} génération

On aime la nature et les hydrocarbures
Alain Souchon, *Sans queue ni tête*, 1993

Table des matières

I. Les carburants végétaux au sein de la biomasse énergie.....	61
I.1. La biomasse.....	61
I.2. La photosynthèse.....	61
a) Phase photochimique de la photosynthèse, ou phase claire.....	62
b) Phase biochimique de la photosynthèse, ou phase sombre.....	62
c) Efficacité photosynthétique.....	64
I.3. Valorisation de la biomasse.....	65
a) Principales voies de valorisation.....	65
b) Les filières de la biomasse énergie.....	66
c) Limites et atouts de la biomasse énergie.....	67
I.4. Les filières de carburants liquides.....	68
I.5. Principaux acteurs des filières de carburants végétaux.....	69
II. Analyse de Cycle de Vie des filières de 1ère génération.....	71
II.1. État des lieux.....	71
a) Filières et études considérées.....	71
b) Résultats d'ACV des références pétrolières : essence et gazole.....	72
c) Résultats d'ACV des carburants végétaux.....	73
II.2. Socle commun d'hypothèses des études.....	75
II.3. Méthodologie d'analyse.....	77
a) Collecte des données.....	77
b) Performances environnementales des filières considérées.....	77
II.4. Résultats d'ACV médians des carburants végétaux.....	78
a) Consommations énergétiques.....	79
b) Émissions de gaz à effet de serre.....	80
III. Origines des disparités des ACV des carburants végétaux.....	82
III.1. Méthodologie d'analyse.....	82
III.2. Influence des paramètres d'ACV sur les résultats finaux.....	83
III.3. Déterminants d'une application adéquate de l'ACV aux carburants végétaux.....	84
a) Méthodologie de l'ACV.....	84
b) Qualité des données.....	86
III.4. Utilisation pertinente de la bibliographie.....	87
Conclusion.....	89

Index des figures

Figure II.1 - Principales filières de la biomasse énergie.....	66
Figure II.2 - Carte simplifiée des principaux acteurs et producteurs mondiaux d'éthanol et d'EMHV	69
Figure II.3 - Consommations d'énergie primaire et émissions de gaz à effet de serre des filières essence et gazole, reportées selon différentes études.....	73
Figure II.4 - Résultats bruts d'ACV de consommations d'énergie fossile des carburants végétaux. .	74
Figure II.5 - Résultats bruts d'ACV d'émissions de gaz à effet de serre des carburants végétaux.....	75
Figure II.6 - Système d'étude général d'un cycle de vie de carburant végétal.....	75
Figure II.7 - Construction schématique d'un résultat d'Analyse de Cycle de Vie à partir des données de base.....	77
Figure II.8 - Consommations d'énergie des filières considérées.....	79
Figure II.9 - Émissions de gaz à effet de serre des filières considérées.....	80
Figure II.10 - Influence de l'ensemble des paramètres d'ACV sur le résultat final.....	83
Figure II.11 - Influence des données de culture sur le résultat final.....	84
Figure II.12 - Démarche minimale d'exploitation de la bibliographie en vue de répondre à une problématique de cycle de vie des carburants végétaux.....	88

Index des tables

Tableau II.1 - Principales caractéristiques photosynthétiques selon le type de métabolisme [66]....	64
Tableau II.2 - Caractéristiques de base des études considérées.....	72
Tableau II.3 - Résultats d'ACV des carburants végétaux, après affectation aux co-produits.....	78
Tableau II.4 - Gammes de productivité par hectare en carburants, issues des études considérées....	80
Tableau II.5 - Répartition des données culturelles de base selon les trois catégories de données.....	83
Tableau II.6 - Crédit d'affectation associé à la glycérine des filières EMHV selon sa voie de valorisation.....	85

Après avoir exposé les principes et la méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) au premier chapitre, ce deuxième chapitre traite de son application aux voies de transformation de la biomasse en carburants liquides.

Tout d'abord la section I décrit les constituants et les enjeux relatifs à la biomasse et aux carburants végétaux. La section II analyse ensuite les études d'ACV existantes sur le sujet et met notamment en valeur les fortes disparités de résultats. Enfin la section III s'attache à déterminer les causes de cette importante variabilité des résultats et à proposer des recommandations de réalisation d'ACV en vue d'obtenir des valeurs plus pertinentes et précises.

I. Les carburants végétaux au sein de la biomasse énergie

La biomasse énergie se classe parmi les énergies dites renouvelables, ou ENR, au même titre que l'énergie hydraulique, solaire ou éolienne. Cependant certaines de ses spécificités en font une ENR un peu à part des autres. L'objectif de la première section de ce chapitre est ainsi de donner les éléments caractéristiques de la biomasse et, plus particulièrement, des carburants végétaux liquides, afin d'exposer les enjeux de leur utilisation.

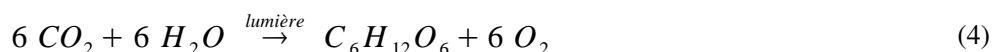
I.1. La biomasse

La directive européenne 2001/77/CE du 27 septembre 2001 définit la biomasse comme « *la fraction biodégradable des produits, déchets et résidus provenant de l'agriculture (y compris les substances végétales et animales), de la sylviculture et de ses industries connexes, ainsi que la fraction biodégradable des déchets industriels et municipaux* » [64]. Cette définition a depuis peu évolué ; en effet, la directive 2009/28/CE du 23 avril 2009 ne diffère que sur deux points : la précision que les produits, déchets et résidus sont d'origine biologique, et l'ajout des secteurs de la pêche et de l'aquaculture [65].

A ce titre la biomasse est intimement liée, directement ou à travers la chaîne trophique, à l'**activité photosynthétique**. La section I.2 exposera donc les grands mécanismes régissant la photosynthèse avant d'aborder aux sections I.3 et I.4 les aspects de valorisation de la biomasse produite.

I.2. La photosynthèse

La photosynthèse est un processus de conversion de l'énergie solaire en énergie chimique. Elle permet ainsi à certaines plantes, algues et bactéries de produire leur propre matière organique à partir de dioxyde de carbone CO_2 et d'eau H_2O . D'une façon globale, l'ensemble des réactions impliquées dans ce processus est souvent schématisé par la réaction générale (4) suivante, relative à la production de glucose [66] :



En réalité cependant cette réaction (4) couvre deux phases distinctes de réactions : une *phase photochimique*, dite "phase claire", de capture de l'énergie solaire, et une *phase biochimique*, dite "phase sombre", de synthèse de composés organiques.

Remarque : au-delà de la production de matière organique, un des intérêts importants de la photosynthèse est bien évidemment la régénération de dioxygène O_2 , assurant le maintien de sa concentration dans l'atmosphère et permettant ainsi la respiration de l'ensemble des êtres vivants. Cependant ce point n'étant pas un enjeu direct de l'utilisation de la biomasse énergie, il ne sera pas étudié plus avant ici.

a) Phase photochimique de la photosynthèse, ou phase claire

Les premières molécules impliquées dans le processus de photosynthèse sont les *pigments*. Les pigments photosynthétiques appartiennent à trois grandes familles : les *chlorophylles*, connues pour leur couleur verte et présentes chez tous les organismes photosynthétiques, les *caroténoïdes*, également très répandus, et les *phycobilines*, propres aux algues rouges et bleues, ces dernières étant également appelées cyanobactéries.

L'ensemble de ces pigments permet de valoriser une grande partie du spectre visible de la lumière, soit les longueurs d'onde de 400 à 700 nm si on exclut les bactéries (ou de 350 à 750 nm en incluant celles-ci). Cette gamme représente approximativement 50 % de l'énergie du rayonnement solaire global disponible au niveau du sol [66, 67].

De façon simplifiée, l'absorption de photons par ces pigments photosynthétiques induit une réaction d'oxydo-réduction impliquant un échange d'électrons entre les couples O_2 / H_2O et $NADPH / (NADPH + H^+)$ ¹¹. Ainsi, le composé réducteur $NADPH + H^+$ est régénéré tandis que de l'oxygène O_2 est formé [66].

Ces deux réactions de réduction et d'oxydation se réalisent de part et d'autre d'une membrane : le *thylakoïde*, à travers lequel se réalise un mouvement de protons H^+ . Le potentiel électrochimique ainsi créé implique une réaction dite de photophosphorylation, à l'origine d'un mouvement inverse de protons H^+ à travers la membrane et tendant donc à annuler le gradient de pH. Cette réaction régénère, à partir d'ADP¹² et d'un phosphate inorganique, une molécule d'ATP¹³, élément de base de la fourniture d'énergie du vivant [66].

Ainsi, la phase claire de la photosynthèse permet la conversion de l'énergie solaire en énergie chimique, sous forme d'ATP et du pouvoir réducteur de $NADPH + H^+$. Ces deux composés interviennent par la suite au cours de la phase sombre.

b) Phase biochimique de la photosynthèse, ou phase sombre

La phase biochimique de la photosynthèse réalise la synthèse de matière organique à partir des produits de la phase claire d'une part, et de dioxyde de carbone CO_2 d'autre part. Différents métabolismes permettent cette production. Le plus répandu est dit de *type C3* : il concerne la majorité des espèces vivantes capables de photosynthèse. Les métabolismes de *type C4* ou *CAM* constituent en quelque sorte une évolution du type C3.

Remarque : la dénomination de "phase sombre" signifie, en opposition à la phase claire, que sa réalisation est indépendante de la présence de lumière ; cela ne doit donc pas être interprété comme un besoin d'obscurité.

Métabolisme des espèces de type C3

L'enzyme essentielle de la phase biochimique de la photosynthèse est la *RubisCO*¹⁴, car elle initie l'ensemble complexe de réactions qui va permettre *in fine* l'intégration du dioxyde de carbone CO_2 à la matière organique ; cet ensemble de réactions enzymatiques est appelé *cycle de Calvin* [66, 67, 68].

De façon simplifiée, la RubisCO fixe la molécule de CO_2 sur un pentose pour produire un intermédiaire réactionnel qui se stabilise en deux acides à trois carbones. Puis, après deux étapes où interviennent successivement une molécule d'ATP et un composé $NADPH + H^+$, le groupement carboxyle $-COOH$ de l'acide produit devient groupement carbonyle $-CHO$ d'un aldéhyde.

Cet aldéhyde à trois carbones est considéré comme la molécule marquant réellement l'incorporation du CO_2 initial au monde organique, ce que traduit la dénomination "C3" de ce type de métabolisme. Cette molécule peut ensuite être sollicitée pour la synthèse d'autres composés organiques tels que des sucres, ou pour la régénération des pentoses nécessaires à la fixation de nouvelles molécules de CO_2 par la RubisCO.

11 NADP désigne une enzyme dont le nom complet est le Nicotinamide Adénine Dinucléotide Phosphate.

12 ADP : Adénosine DiPhosphate

13 ATP : Adénosine TriPhosphate

14 RubisCO désigne une enzyme dont le nom complet est la Ribulose 1,5-diphosphate Carboxylase / Oxygénase

Le cycle de Calvin correspond ainsi au rôle carboxylase de la RubisCO. Cependant celle-ci peut également jouer le rôle d'oxygénase. Dans ce cas, la RubisCO fixe une molécule d'oxygène O₂ à un pentose ce qui, après différentes réactions, induit l'émission d'une molécule de CO₂. Ce phénomène, à l'effet inverse de celui de la photosynthèse, est appelé *photorespiration* [66, 67].

L'*assimilation nette*, représentative de la quantité de dioxyde de carbone CO₂ qu'une plante est capable d'absorber par unité de temps, est la différence entre la photosynthèse brute, correspondant au CO₂ effectivement absorbé, et les phénomènes de respiration et de photorespiration. Cependant, si la respiration est indispensable à la vie, la photorespiration se présente comme un phénomène parasite de la photosynthèse, à l'intérêt encore mal compris, qui peut, selon les conditions, représenter une perte de carbone supérieure à celle due à la respiration et donc constituer un facteur important de réduction de l'assimilation nette [66, 67].

Métabolisme des espèces de type C4

Certaines plantes tropicales, telles que la canne à sucre, le maïs ou le sorgho, ont développé un métabolisme différent, dit de type C4. Dans ce cas, l'enzyme intervenant dans la fixation du CO₂ atmosphérique n'est plus la RubisCO mais la PEP carboxylase¹⁵, qui associe ce CO₂ à un acide à trois carbones, ce qui va conduire à la production d'acides malique ou aspartique, à quatre carbones [66, 67]. La dénomination "C4" de ce métabolisme est due à ces molécules.

Ces acides à quatre carbones sont ensuite transportés vers des sites disposant de l'équipement enzymatique du cycle de Calvin. Les acides sont alors dissociés en un acide à trois carbones, qui va permettre de régénérer l'acide précédemment consommé, et une molécule de CO₂, qui va alors intégrer un cycle de Calvin identique à celui du type C3 [66, 67, 68].

L'étape supplémentaire de la phase biochimique du type C4, due à la PEP carboxylase, induit une demande énergétique, sous forme d'ATP, supérieure à celle du type C3 [66]. Cependant l'intérêt majeur de cette opération est de limiter fortement le phénomène de photorespiration. En effet, d'une part la PEP carboxylase n'a pas d'activité oxygénase, et d'autre part le milieu où agit la RubisCO du cycle de Calvin est enrichi en CO₂.

Ce mécanisme photosynthétique est bien adapté aux conditions tropicales puisque l'énergie solaire y est plus abondante et l'accès au CO₂ plus limité. En effet l'échange de CO₂ entre l'atmosphère et la plante est permis par de petits orifices appelés *stomates*, qui sont également responsables des échanges d'oxygène et de vapeur d'eau. Ainsi lorsque la température est plus élevée, les stomates ont tendance à se fermer pour limiter les pertes en eau ; ceci limite alors d'autant l'absorption de CO₂.

Métabolisme des espèces de type CAM

Le métabolisme de type CAM¹⁶ est une variante du type C4, adaptée à des conditions désertiques ou semi-désertiques. Les représentants les plus connus de ce type de métabolisme sont les cactus ou l'ananas.

Le schéma de photosynthèse est le même que celui du type C4. La différence essentielle tient au fait que la fixation du CO₂ atmosphérique et la synthèse de matière organique ne sont pas séparées dans l'espace comme dans le cas C4 mais dans le temps [66, 68]. En effet, compte tenu des conditions climatiques dans lesquelles poussent les plantes de type CAM, leurs stomates sont complètement fermés dans la journée. Le CO₂ est alors absorbé par la plante pendant la nuit et stocké sous forme d'acides à quatre carbones par la PEP carboxylase. Ce stock alimente ensuite pendant la journée le cycle de Calvin.

15 PEP carboxylase signifie PhosphoÉnolPyruvate carboxylase

16 CAM : Crassulacean Acid Metabolism

Éléments de comparaison des trois types de métabolisme

Le tableau II.1 présente quelques caractéristiques photosynthétiques des trois types de métabolisme décrits ci-dessus. La meilleure valorisation du CO₂ due à la moindre photorespiration du type C4 par rapport au type C3 se voit à son point de compensation CO₂ plus faible. A plus hautes teneurs en CO₂ cet effet se traduit par le fait qu'à partir d'une concentration d'environ 200 ppm, sous un éclairage de 200 W / m², le CO₂ n'est plus un paramètre limitant du métabolisme en C4, alors que ce phénomène de saturation n'apparaît qu'aux alentours de 1200 ppm pour le type C3 [66, 1].

Tableau II.1 - Principales caractéristiques photosynthétiques selon le type de métabolisme [66]

	C3	C4	CAM
Température optimale de photosynthèse (°C)	15 - 25	30 - 47	~ 35
Point de compensation CO ₂ ¹⁷ (ppm)	30 - 70	0 - 10	N/A
Assimilation nette (mgCO ₂ /(dm ² .h)) sous conditions : 300 ppm CO ₂ , 21 % O ₂ , 25 °C et lumière saturante	10 - 30	50 - 70	1 - 10

Finalement les résultats d'assimilation nette montrent que la production de biomasse est potentiellement plus importante pour les espèces de type C4 que pour celles de type C3, d'environ un facteur 3. Concernant le type CAM, les niveaux d'assimilation nette relevés, très faibles, traduisent l'adaptation dont ces espèces ont dû faire preuve vis-à-vis de conditions extrêmement défavorables.

c) Efficacité photosynthétique

D'un point de vue énergétique le rendement de la photosynthèse peut être calculé à partir de celui de ses différentes étapes vues aux deux sections a et b précédentes [66]. Le rendement est déjà limité à 50 % par la gamme de sensibilité spectrale des pigments (voir section a). Lors de la phase claire, le rendement global du thylakoïde, obtenu en rapportant l'énergie nécessaire à la régénération des éléments ATP et NADPH + H⁺ à celle apportée par l'absorption des photons, est de l'ordre de 24 à 34 %.

En ce qui concerne la phase sombre, le rendement du cycle de Calvin, en considérant la synthèse d'une molécule de glucose, est de 90 %, valeur qui diminue à 81 % pour les métabolismes de type C4, dû à l'étape supplémentaire de concentration du CO₂. Toutefois l'effet de la photorespiration, important pour le type C3 mais qui pourra être négligé pour le type C4, peut réduire le rendement photosynthétique de 50 % [66].

L'efficacité théorique de la photosynthèse est alors environ de 5 à 12 % pour un métabolisme de type C3 (pour une chute de rendement due à la photorespiration comprise entre 25 et 50 %), et de 9 à 14 % pour un métabolisme de type C4. En pratique cependant ces valeurs de rendement sont rarement atteintes, et les maximums instantanés d'efficacité photosynthétique ne dépassent généralement pas, selon les cultures, 1 à 5 % [66, 67].

A l'échelle d'une année, les efficacités photosynthétiques constatées peuvent varier entre 0,5 et 1,4 %, voire 2,4 % pour des espèces en C4 [67], soit inférieures d'un facteur 2 aux maximums instantanés et d'un facteur 10 aux rendements théoriques. Cette importante différence est notamment due aux variations dans l'année des conditions de température et d'humidité, au cycle de croissance et au développement de la surface foliaire, à la teneur en CO₂ disponible, à l'albédo ou à la disponibilité en éléments minéraux [66].

Enfin, une partie du carbone fixé par la photosynthèse est consommé pour la respiration des plantes, qui fournit l'énergie nécessaire à la croissance et l'entretien du végétal. D'une façon globale il peut être considéré que la respiration utilise environ 50 % du carbone fixé, mais cette valeur peut

17 Le point de compensation CO₂ se définit comme la concentration atmosphérique de CO₂ pour laquelle l'assimilation nette est nulle.

varier de 30 à 40 % pour une plante herbacée annuelle sous climat tempéré à 60 à 70 % pour un arbre adulte sous climat tropical [1]

Note : pour les espèces végétales terrestres, la serre est un moyen de réduire l'écart entre efficacités photosynthétiques théorique et constatée dans le sens où les conditions de culture, notamment la température et la teneur en CO₂, peuvent être maîtrisées afin de maximiser la production de biomasse.

Ce principe est exploité un cran plus loin lors de l'utilisation de bioréacteurs pour la culture de microalgues, où sont combinés les avantages d'une maîtrise plus grande des conditions de culture et d'une structure végétale plus simple. Les efficacités photosynthétiques mesurées sur des essais prolongés peuvent alors atteindre 5 à 6 % [69].

I.3. Valorisation de la biomasse

a) Principales voies de valorisation

La première des utilisations de la biomasse est bien évidemment alimentaire. En 2003, l'alimentation humaine représentait, à l'échelle mondiale, une consommation finale moyenne de 2808 kcal / personne / jour, pour des moyennes nationales comprises entre 1519 (État d'Érythrée) et 3753 kcal / personne / jour (Etats-Unis), soit de 54 à 134 % de la moyenne mondiale [70]. Ceci équivaut, avec un équivalent énergétique de 4,2 J / cal et une population mondiale en 2003 de 6,3 milliards d'individus, à une consommation finale d'énergie d'un peu plus de 27 EJ¹⁸ / an. A titre de comparaison, l'Agence Internationale de l'Énergie (AIE) chiffre pour la même année 2003 la consommation finale d'énergie issue de la biomasse et des déchets à 43 EJ, pour un total toutes usages confondus de 305 EJ [71]. L'alimentation humaine équivaut ainsi à environ 60 % des consommations finales de biomasse à des fins énergétiques au sens strict.

La consommation finale de calories alimentaires par l'homme n'est toutefois pas représentative des quantités de biomasse globalement utilisées à des fins alimentaires. Tout d'abord il existe des pertes à tous les niveaux de stockage, du silo jusque chez le particulier, qui sont difficiles à estimer mais qui pourraient représenter 10 à 15 % des volumes produits [72]. Ensuite une part de l'alimentation humaine, à hauteur de 17 % des calories consommées à l'échelle mondiale en 2003 [70], soit 477 kcal / personne / jour, mais qui peut atteindre 1340 kcal / personne / jour (Islande), est d'origine animale, et a donc nécessité l'ingestion d'une quantité plus importante de calories via la chaîne trophique. La bibliographie indique des valeurs telles que 4 calories d'origine végétale pour produire 1 calorie de porc, de volaille ou d'œuf, 8 pour 1 calorie de lait, ou encore 11 pour 1 calorie de bœuf ou de mouton [73]. Enfin l'homme n'est évidemment qu'une des espèces vivantes consommatrices de biomasse à des fins alimentaires.

Remarque : si l'homme peut considérer certaines quantités de biomasse comme perdues ou comme des déchets, c'est en réalité rarement le cas dans le sens où les quantités non valorisées par l'homme pourront très généralement profiter à d'autres organismes vivants.

Les valorisations de la biomasse non-alimentaire sont classiquement distinguées selon 3 grandes voies : la biomasse matériau, ou les *biomatériaux*, la biomasse molécule, ou les *biomolécules*, et la biomasse énergie, ou la *bioénergie*. Le terme de biomatériaux désigne les utilisations de la biomasse en tant que matière, et celui de biomolécules celles valorisant l'extraction d'une ou plusieurs molécules d'intérêt. Même si elles apparaîtront plus loin, notamment au chapitre III lors des discussions sur les valorisations des co-produits des carburants végétaux, ces voies ne seront pas détaillées plus avant ici. Enfin, la voie et les filières principales de la biomasse énergie sont décrites plus avant à la section b suivante.

Exemples de secteurs d'activité concernés par :

- les biomatériaux : le textile ou le bâtiment (bois de construction ou isolants nouveaux), et,
- les biomolécules : la pharmacie, les cosmétiques ou la chimie.

¹⁸ L'ExaJoule EJ correspond à 10¹⁸ J, soit un milliard de GJ.

b) Les filières de la biomasse énergie

La figure II.1 indique les principales filières de la biomasse énergie, reliant type de biomasse végétale utilisée et conditionnement du vecteur énergétique obtenu, c'est-à-dire solide, liquide ou gaz. Dans un souci de lisibilité toutefois, les filières ayant recours à une biomasse d'origine animale ou à des produits recyclés, telles que les graisses animales ou les huiles de friture usagées, ont été exclues de cette représentation. De même seuls les produits principaux d'intérêt de chacune des voies de conversion ont été représentés.

Exemple : le chapitre III montrera que chacune des filières de production de carburants végétaux de première génération, par extraction des lipides ou par fermentation des sucres, s'accompagne de co-produits qui peuvent être valorisés selon différentes voies : séchage afin de constituer un combustible solide, méthanisation, voire pyrolyse rapide ou hydrolyse enzymatique pour obtenir un carburant liquide.

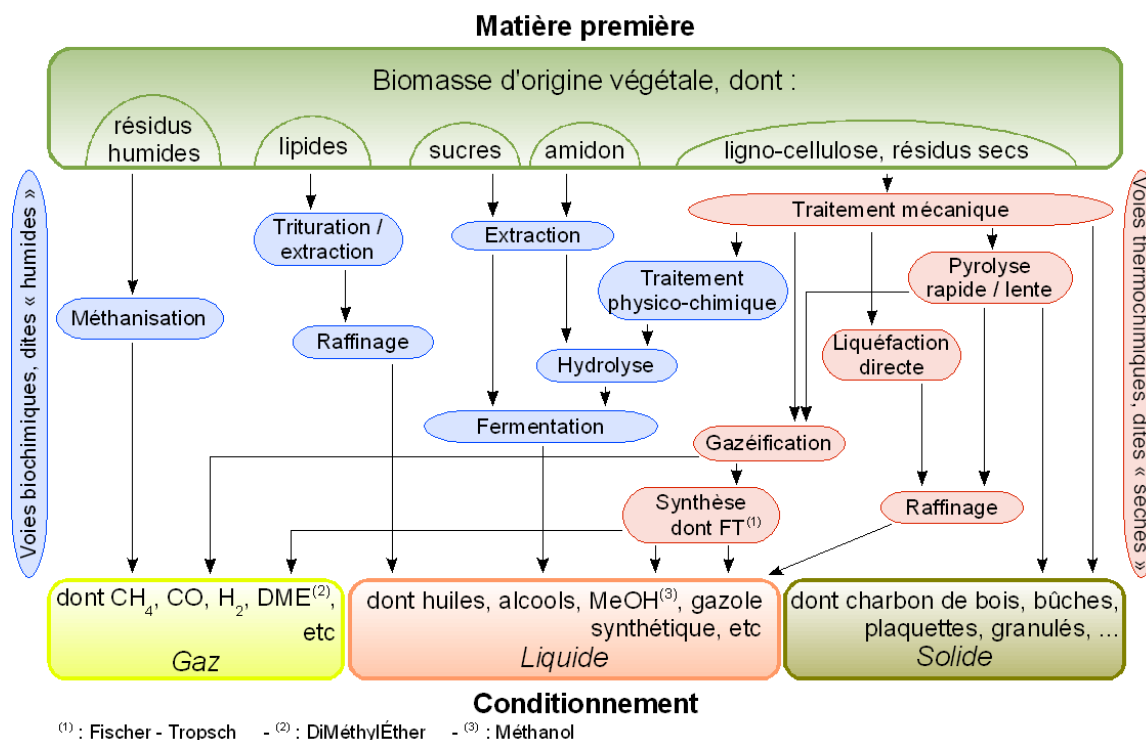


Figure II.1 - Principales filières de la biomasse énergie

Deux familles de procédés de conversion de la biomasse énergie sont couramment distinguées : d'une part les **voies thermochimiques**, dites également *sèches*, qui vont transformer la biomasse sous l'action de la chaleur, et d'autre part les **voies biochimiques**, dites également *humides*, qui vont faire appel à des processus de conversion biologiques.

Voies thermochimiques de conversion

Sans traitement préalable, la biomasse, dont notamment le bois, peut déjà se présenter comme un vecteur énergétique, sous forme de combustible solide. Ainsi depuis la découverte du feu il y a plus de 400 000 ans par l'*Homo erectus*, la biomasse brute, ou conditionnée sous forme de bûches ou de plaquettes, est utilisée en *combustion*, c'est-à-dire par une oxydation de la matière organique avec l'oxygène de l'air [68].

Un second mode d'obtention de combustible solide à partir de biomasse, c'est-à-dire qui ne se résume pas à des traitements mécaniques, consiste à transformer celle-ci en charbon de bois. C'est le rôle de la *pyrolyse* lente.

A l'inverse de la combustion, la pyrolyse est une dégradation thermique de la biomasse en absence d'oxygène O₂, de sorte que celle-ci ne subit pas d'oxydation. Si l'élévation de température se fait de façon lente, de quelques heures à quelques jours, pour atteindre une température finale de

l'ordre de 300 °C, le produit principal obtenu, de l'ordre de 35 % en masse de la matière sèche initiale, est le charbon de bois [74].

La pyrolyse produit également des vapeurs qui, si elles sont refroidies assez rapidement afin de limiter les réactions secondaires de dégradation, permettent d'obtenir une huile à température ambiante. Les conditions permettant de maximiser cette production est une température finale de l'ordre de 600 °C, atteinte à l'aide de vitesses de chauffe de l'ordre de quelques centaines à quelques milliers de degrés Celsius par seconde ; c'est pourquoi ce type de pyrolyse est dit rapide. L'huile obtenue peut alors être raffinée, ou utilisée en gazéification [74, 75].

La *gazéification*, comme son nom l'indique, favorise la production de gaz, essentiellement de dihydrogène H₂, de monoxyde et de dioxyde de carbone CO et CO₂, et de méthane CH₄. Ceci est rendu possible par un milieu en défaut d'oxygène O₂, à une température comprise généralement entre 800 et 1200 °C [74]. Le mélange de gaz alors obtenu peut être valorisé comme tel, ou servir de base à la synthèse d'autres composés gazeux, tels que le DiMéthylÉther (DME), ou liquides, tels que le méthanol ou des hydrocarbures synthétiques par le procédé Fischer-Tropsch [8].

Enfin, la *liquéfaction directe*, ou *conversion hydrothermale*, a pour principe, de manière caricaturale, de reproduire les conditions de formation du pétrole. Ainsi la biomasse est placée dans un solvant, aqueux ou organique, sous pression élevée, généralement entre 150 et 200 bar, à une température comprise entre 250 et 450 °C, et sous atmosphère réductrice, ce qui permet d'obtenir un liquide qui pourra généralement être valorisé après traitement.

Voies biochimiques de conversion

La digestion anaérobie de matière organique par des bactéries est une source de méthane CH₄. La *méthanisation* est la transposition de ce phénomène, qui a lieu naturellement dans la panse des ruminants, à un réacteur, appelé digesteur, en vue de valoriser le gaz produit.

Enfin, les huiles, obtenues par extraction des lipides produits par photosynthèse, et les alcools, issus de la *fermentation* alcoolique des sucres ou polymères de sucres présents dans la biomasse, constituent des vecteurs énergétiques liquides issus de la biomasse. La section I.4 exposera plus avant ces filières de conversion.

c) Limites et atouts de la biomasse énergie

Chacune des voies de valorisation de la biomasse vues à la section précédente et des étapes présentées sur la figure II.1 possède bien évidemment un rendement, lié au procédé de transformation en lui-même mais également à la fraction d'intérêt de la biomasse initiale, telle que la part de sucre d'une betterave pour la production d'éthanol par fermentation par exemple. Ainsi le rendement de la biomasse énergie, en tant que voie de valorisation de l'énergie solaire, s'entend comme un rendement global agrégeant rendement des filières et efficacité photosynthétique (voir section I.2.c).

Exemple : si les pertes énergétiques liées à la récolte et éventuellement le traitement de la biomasse pour une utilisation sous forme solide pourront être négligées (voir section b précédente), il n'en est pas de même pour la combustion en chaudière. En effet le rendement de combustion en chaudière peut varier de 10 à 15 %, pour des cheminées à foyer ouvert, à près de 90 % pour des chaudières à granulés [68].

Ainsi, en considérant une efficacité photosynthétique de 1 %, le rendement global de conversion de l'énergie solaire en énergie thermique par combustion solide est compris entre 0,1 et 0,9 %.

La biomasse énergie, du fait de sa limitation liée à la photosynthèse, présentera donc des rendements de conversion de l'énergie solaire très généralement compris entre 0 et 1 %, voire, de façon marginale, de quelques pour-cents pour les systèmes tirant un meilleur profit de la photosynthèse (espèces en C4 associées à une voie de valorisation efficace et tirant parti de l'ensemble de la biomasse produite, ou technologies fondées sur une culture de microalgues par bioréacteur (voir section I.2.c)).

Par conséquent, l'efficacité de conversion de l'énergie solaire via la biomasse se situe un cran en-dessous de valorisations telles que le solaire thermique ou le photovoltaïque, présentant des

rendements, respectivement, de plusieurs dizaines de pour-cents [76] ou compris, grossièrement, entre 5 et 15 % [77]. Cette comparaison d'ordres de grandeur, certes limitée puisque ne tenant compte ni de la filière dans son ensemble, ni de l'application envisagée, montre cependant que l'intérêt de la biomasse énergie ne découle pas de son efficacité énergétique vis-à-vis du rayonnement solaire incident.

L'intérêt majeur de la biomasse tient alors essentiellement à la forme, chimique et donc matérialisée, en laquelle est convertie l'énergie solaire. A partir du CO₂ atmosphérique, la biomasse permet de disposer de chaînes moléculaires carbonées, qui constituent un vecteur énergétique qui peut être stocké et transporté, permettant une utilisation différée et/ou délocalisée.

Exemples d'utilisation :

- *différée* : le recours à l'énergie solaire pour le chauffage domestique peut souffrir du décalage temporel entre la source, plus performante l'été, et le besoin, plus grand l'hiver ; la biomasse permet ici de disposer de l'énergie accumulée l'été au moment voulu,
- *délocalisée* : les modes de transport routiers reposent aujourd'hui majoritairement sur l'utilisation de carburants liquides embarqués sur les véhicules ; à l'heure actuelle la biomasse est le moyen le plus simple de disposer de tels vecteurs à partir d'énergie solaire et non de réserves fossiles.

I.4. Les filières de carburants liquides

La section I.3.b a présenté succinctement les voies de production de carburants liquides à partir de biomasse. Ces voies sont classiquement distinguées en trois générations, selon la matière première utilisée :

- la *première génération*, qui utilise la partie alimentaire des cultures, soit le sucre, l'amidon et les lipides,
- la *deuxième génération*, qui valorise les éléments structuraux des végétaux, soit la cellulose, l'hémicellulose et la lignine, et
- la *troisième génération*, qui vise à exploiter le potentiel des microalgues à produire de la biomasse et, plus particulièrement, des lipides.

La première génération de ces carburants bénéficie donc des connaissances acquises au sein des Industries Agro-Alimentaires (IAA), tandis que les deuxième et troisième générations se positionnent sur des concepts plus récents et innovants. Ainsi, s'il existe aujourd'hui des pilotes de plus en plus nombreux de procédés de deuxième génération [78], seule la première génération est produite à l'échelle industrielle. Le détail de ces procédés de première génération sera donné plus précisément au chapitre III.

Les filières se classent ensuite en fonction du carburant pétrolier, essence ou gazole, auquel peut se substituer leur produit. La première génération de carburants végétaux permet d'obtenir les composés suivants :

- l'**éthanol**, qui, de par ses caractéristiques, est un substitut de l'*essence*. Il est obtenu par fermentation des sucres disponibles dans les végétaux, soit directement (canne à sucre, betterave, etc), soit après hydrolyse de l'amidon, un polymère de sucre (céréales telles que maïs ou blé, pomme de terre, etc).

Note : la voie biochimique de production d'éthanol de deuxième génération suit la même logique que la première, dans le sens où l'objectif est d'accéder aux sucres constitutifs des polymères de la ligno-cellulose afin de les fermenter. Schématiquement, les principales différences, et donc difficultés, viennent du fait que :

- *d'un point de vue de la structure chimique, les polymères sont moins accessibles aux enzymes, ce qui rend nécessaire d'effectuer des pré-traitements plus importants que pour la première génération (voir figure II.1),*
- *là où la fonction biologique de l'amidon est d'être un polymère de réserve, le rôle des polymères ligno-cellulosiques est de donner une structure aux végétaux, ce qui implique que ses hydrolases naturelles, que l'on peut trouver chez les termites par exemple, sont moins nombreuses et moins bien connues que pour l'amidon, et*

- les sucres constitutifs de la ligno-cellulose, à cinq ou six carbones, ne sont pas les mêmes que ceux disponibles directement dans les plantes, tels que le glucose ou le saccharose, ce qui, de la même façon que pour les hydrolases, limite les connaissances en termes de levures capables de fermenter ces sucres.
- l'**huile végétale**, dont les acides gras l'approche plus d'un *fioul* ou d'un *gazole*. Cette huile est extraite directement des graines (colza, tournesol, soja, etc), par trituration, ou des fruits (palmier à huile, olivier, etc) de plantes oléagineuses. Son utilisation est alors possible après quelques traitements et purifications.

L'éthanol et l'huile végétale peuvent tous deux servir de base, à l'aide de produits pétroliers, à la production d'additifs de carburants, dont les principaux sont l'ÉthylTertioButylÉther (ETBE) et les Esters Méthyliques d'Huiles Végétales (EMHV). L'*ETBE* est obtenu par étherification de l'isobutène par l'éthanol ; d'un point de vue massique, 0,45 kg d'éthanol et 0,55 kg d'isobutène vont permettre la synthèse de 1 kg d'*ETBE*. Les *EMHV* sont issus de la trans-estérification des triglycérides présents dans l'huile végétale avec un alcool, ici le méthanol ; le bilan massique n'est pas fixé par la stœchiométrie de la réaction puisque la longueur des chaînes carbonées est variable, mais il peut être considéré que l'ajout de 0,1 kg de méthanol à 1 kg d'huile végétale va permettre la production de 1 kg d'*EMHV* et de 0,1 kg de glycérine.

Du point de vue des formulations de carburants, l'éthanol est plus généralement produit déshydraté et utilisé directement en mélange avec l'essence, de quelques pour-cents à 85 %. L'utilisation d'huile végétale pure reste relativement limitée en raison des difficultés que cela peut occasionner au niveau des motorisations, et c'est donc sous forme d'*EMHV* qu'elle est utilisée, généralement en mélange et jusqu'à une hauteur de 30 %, sur flottes captives, même si une utilisation pure d'*EMHV* a déjà été testée [8].

I.5. Principaux acteurs des filières de carburants végétaux

La figure II.2 présente une carte mondiale des principaux producteurs mondiaux d'éthanol et d'*EMHV*. Les données sont relatives aux volumes de production de l'année 2007, en Mtep¹⁹ [79].

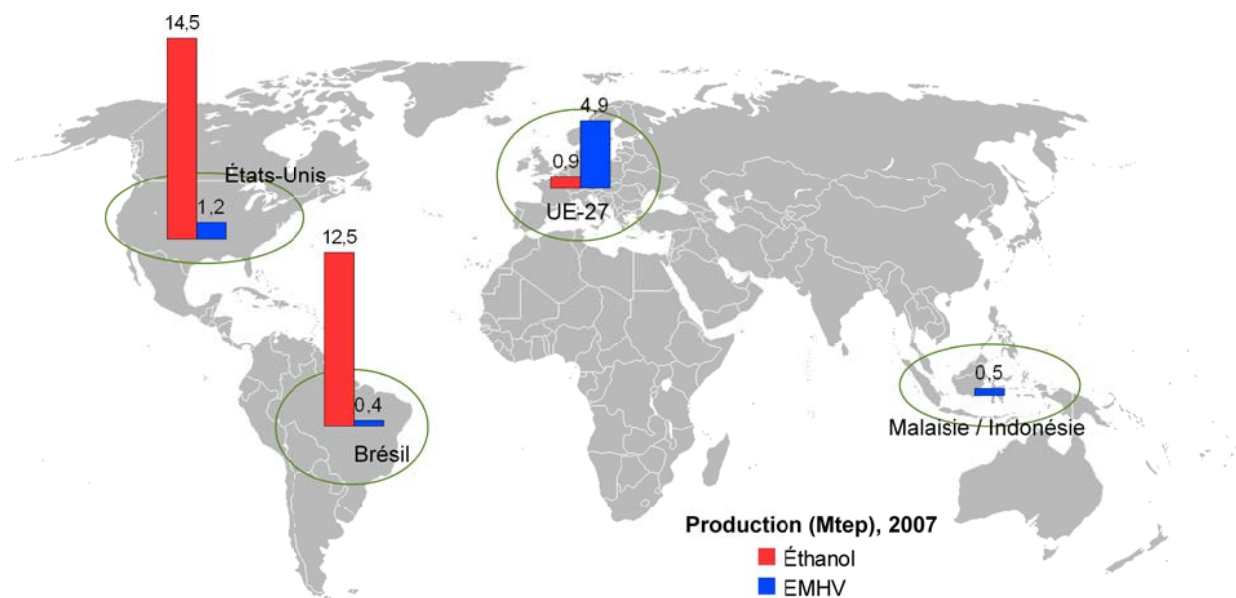


Figure II.2 - Carte simplifiée des principaux acteurs et producteurs mondiaux d'éthanol et d'*EMHV*

Éthanol et huile végétale sont présents sur le marché des carburants dès les premières motorisations, mais en disparaissent au cours des années 1960 compte tenu de l'offre importante en produits pétroliers [8]. Si le Brésil, les États-Unis et certains pays européens mettent en place des programmes visant à promouvoir ces carburants végétaux à la suite des chocs pétroliers des années 1970, le soutien faiblit avec la baisse des prix du pétrole. Seule la politique du Brésil, avec son

19 La Tonne Équivalent-Pétrole TEP est une unité d'énergie représentant le contenu énergétique d'une tonne de pétrole, soit 42,6 GJ [42].

programme *Proalcool* valorisant l'éthanol produit à partir de canne à sucre, n'a pas ou que modérément faibli. Ceci explique la place toute particulière que possède aujourd'hui le Brésil sur le marché des carburants végétaux, due à son expérience, à son niveau de production, qui était encore, pour l'éthanol, le plus important à l'échelle mondiale en 2005 [78], et à la transformation de son parc automobile.

Pour l'Union Européenne et les États-Unis, ce sont les années 2000 qui ont marqué le réel regain de la production de carburants végétaux. Aux États-Unis, la production d'éthanol à partir de maïs a quadruplé entre 2000 et 2007, ce qui les place aujourd'hui comme les plus grands producteurs mondiaux d'éthanol [78]. En Europe, où la demande en carburants est particulière puisque dominée par le gazole, à hauteur d'environ 70 % [78], c'est la production d'EMHV, majoritairement à partir de colza, qui domine et qui fait de l'Europe la première zone productrice.

Cependant l'Europe est également une zone importatrice de carburants végétaux, importations nécessaires pour respecter ses ambitions en termes de consommation de ces carburants, fixée à 5,75 % de la consommation énergétique des transports en 2010 [80]. L'éthanol importé est majoritairement issu de la canne à sucre brésilienne, et les EMHV importés du soja américain et de l'huile de palme d'Asie du Sud-Est [78, 9].

En effet, un dernier acteur important est l'Asie du Sud-Est, et notamment la Malaisie et l'Indonésie. Si leur production locale d'EMHV reste aujourd'hui limitée (voir figure II.2), faute d'installations, les terres consacrées aux plantations de palmiers à huile ont augmenté de plus de 60 % entre 2000 et 2007 [70], afin de répondre à la demande mondiale alimentaire mais également énergétique puisqu'une partie de ces exportations d'huile est estérifiée dans les pays importateurs.

II. Analyse de Cycle de Vie des filières de 1^{ère} génération

Depuis plus d'une dizaine d'années, de très nombreuses études ont été réalisées afin d'établir les bilans d'ACV de différents carburants végétaux produits à l'échelle industrielle, c'est-à-dire de première génération. L'objectif de ce travail est d'analyser les études existantes, afin de synthétiser leurs résultats, ce qui sera présenté dans la présente section II, et d'en tirer les enseignements, qui fera l'objet de la section III suivante.

II.1. État des lieux

a) Filières et études considérées

Afin de garder une certaine cohérence dans les résultats analysés tout en disposant du nombre le plus important possible d'études existantes, les filières prises en compte sont celles, en accord avec les éléments exposés à la section I.5, présentant les plus hauts niveaux de production à l'échelle mondiale et européenne. Ainsi les productions considérées ont été celles :

- en Europe, d'éthanol issu de betterave et de blé, et d'EMHV de colza,
- aux États-Unis, d'éthanol issu de maïs,
- au Brésil, d'éthanol issu de canne à sucre, et
- en Asie du Sud-Est, d'EMHV issu d'huile de palme.

Le tableau II.2 page suivante regroupe, pour chacune de ces filières, le code de référence, l'année de réalisation, la portée géographique, l'horizon temporel, et les références des études considérées. En l'absence d'indications claires sur l'horizon temporel de travail, celui-ci a été pris comme l'année de réalisation de l'étude.

Une analyse plus exhaustive des études existantes portant sur ces filières aurait pu être réalisée, comme cela a déjà été fait auparavant [10, 81]. Cependant, comme il sera vu aux sections II.1.c et II.3.a, la méthodologie employée ici a été de travailler avec les données de base de ces études et non d'utiliser leurs résultats bruts. Ceci a impliqué une sélection supplémentaire, basée sur la disponibilité et la transparence des données.

Tableau II.2 - Caractéristiques de base des études considérées

Carburant	Matière première	Étude	Année	Portée géographique	Horizon temporel	Références
Éthanol	Betterave	CCPCS '91	1991	France	1991 et 2000	[82]
		Ademe '02	2002	France	2002 et 2009	[83]
		Bio-Fit '10	2000	Allemagne ; France ; Pays-Bas	2010	[84]
		GM '10	2002	Europe	2010	[43]
		JRC '10	2003	Europe	2010	[85]
		JRC '15	2007	Europe	2010-2020	[42]
	Blé	SLU '02	2004	Suède	2002	[86, 40, 41]
		<i>Voir ci-dessus : CCPCS '91, Ademe '02, JRC '10 et JRC '15</i>				
	Canne à sucre	Macedo '02	2004	Région Centre-Sud brésilienne	2002	[87]
		Pimentel '07	2007	Brésil	2007	[88]
		Oliveira '08	2008	Brésil	2008	[89]
		Boddey '08	2008	Brésil	2008	[90]
		JRC '15	2007	Région Centre-Sud brésilienne et Europe	2010-2020	[42]
	Maïs	Shapouri '91	1995	<i>Corn belt</i> ²⁰ américaine	1991	[38]
		Shapouri '96	2002	<i>Corn belt</i> américaine	1996	[39]
		ANL '97	1997	4 états ²¹ de la <i>corn belt</i>	1997 et 2005	[91]
		GREET '99	1999	États-Unis	1999	[92]
		Shapouri '01	2004	<i>Corn belt</i> américaine	2001	[93]
		Pimentel '03	2003	États-Unis	2003	[94]
		Pimentel '05	2005	États-Unis	2005	[95]
ANL '12		2006	États-Unis	2012	[96]	
EMHV	Colza	Bio-Fit '10	2000	Allemagne ; Autriche ; Danemark ; France ; Suisse	2010	[84]
		<i>Voir ci-dessus : CCPCS '91, Ademe '02, SLU '02, GM '10, JRC '10 et JRC '15</i>				
	Palme	Yusoff '07	2007	Malaisie	2007	[97]
		JRC '15	2007	Asie du Sud-Est et Europe	2010-2020	[42]

b) Résultats d'ACV des références pétrolières : essence et gazole

Avant d'analyser les performances énergie / gaz à effet de serre des filières de carburants végétaux, il est important de disposer de celles des références pétrolières que sont l'essence et le gazole, afin de servir d'étalon. La figure II.3 reporte les résultats d'ACV en termes de consommation d'énergie primaire et d'émissions de gaz à effet de serre provenant des études analysées. Les valeurs obtenues pour les émissions de gaz à effet de serre incluent les émissions de CO₂ dues à la combustion du carburant en lui-même en moteur.

20 La *corn belt* américaine désigne ici neuf états des États-Unis : Illinois, Indiana, Iowa, Minnesota, Nebraska, Ohio, Michigan, Dakota du Sud et Wisconsin.

21 Ces 4 états de la *corn belt* sont : l'Illinois, l'Iowa, le Minnesota et le Nebraska.

Les gammes obtenues pour les deux carburants sont assez similaires, avec des consommations d'énergie primaire comprises entre 1,05 et 1,18 MJ / MJ, et des émissions de gaz à effet de serre entre 79,3 et 89,2 gCO_{2-éq} / MJ. Ces variations, en comparaison avec celles qui seront présentées à la section c suivante relative aux carburants végétaux, et malgré les différences de données et de méthodes entre études, peuvent être considérées comme limitées, avec des écarts relatifs par rapport à la moyenne d'un peu moins de 12 %.

L'impact relevé par ces différentes études n'est pas tant dû à la production du carburant, incluant extraction du pétrole, transport, raffinage et traitements, qu'au carburant en lui-même. En effet le carburant représente une consommation énergétique de 1 MJ / MJ, soit 85 à 95 % des consommations d'énergie primaire totales, et des émissions au pot d'échappement dues à la combustion en moteur de 72,3 à 75,4 gCO_{2-éq} / MJ, soit 82 à 91 % des émissions totales.

En ne considérant que les phases de production, les variations entre les données de la littérature concernant l'impact de l'essence et du gazole sont importantes ; l'écart relatif observé par rapport à la moyenne pour les consommations d'énergie primaire est de 113 %, et pour les émissions de gaz à effet de serre de 85 %. Cependant cet impact est faible devant celui dû au carburant en lui-même, relativement cohérent entre études puisque ne dépendant que des caractéristiques propres des carburants telles que leur contenu en carbone.

Ces caractéristiques définissent donc une première base théorique de comparaison pour les bilans des carburants végétaux qui seront définis ultérieurement, de 1 MJ / MJ pour la consommation d'énergie et de 72,3 à 75,4 gCO_{2-éq} / MJ pour les émissions de gaz à effet de serre. En pratique des gains par rapport aux références pétrolières pourront toutefois être constatés jusqu'à des consommations de l'ordre de 1,10 MJ / MJ et des émissions de l'ordre de 85 gCO_{2-éq} / MJ.

Par la suite, ces valeurs de 1,10 MJ / MJ et de 85 gCO_{2-éq} / MJ serviront de base de comparaison pour définir les gains potentiels dus à l'utilisation de carburants végétaux.

Remarque : cette valeur de 85 gCO_{2-éq} / MJ issue de la bibliographie est cohérente avec la valeur de référence proposée par la directive 2009/28/CE, de 83,8 gCO_{2-éq} / MJ [65].

c) Résultats d'ACV des carburants végétaux

Les figures II.4 et II.5 présentent les résultats bruts d'ACV disponibles dans la bibliographie et plus particulièrement parmi les études référencées dans le tableau II.2, des filières de carburants végétaux étudiées pour, respectivement, les consommations d'énergie fossile et les émissions de gaz à effet de serre.

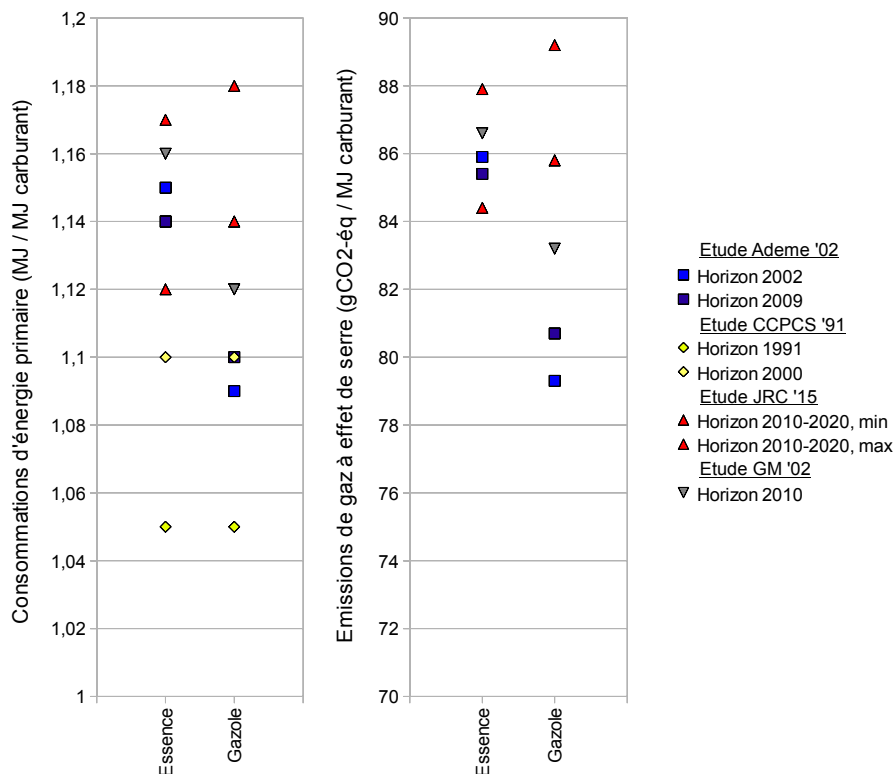


Figure II.3 - Consommations d'énergie primaire et émissions de gaz à effet de serre des filières essence et gazole, reportées selon différentes études

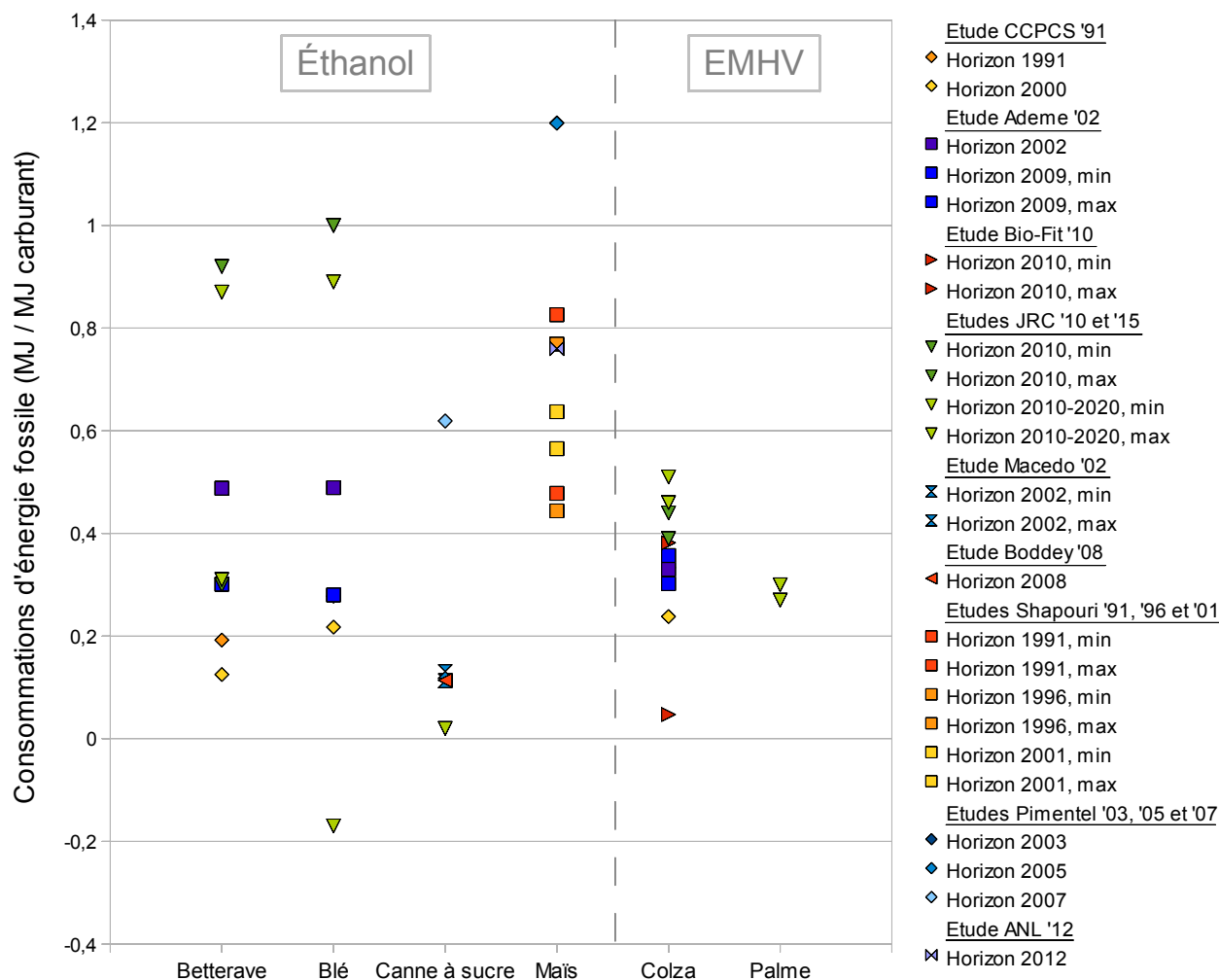


Figure II.4 - Résultats bruts d'ACV de consommations d'énergie fossile des carburants végétaux

Malgré le nombre limité d'études considérées, par rapport à la quantité de publications disponibles sur le sujet, les résultats affichés et retranscrits sur les deux figures II.4 et II.5 sont déjà très divergents. En excluant les filières et indicateurs renseignés par une seule source, c'est-à-dire la filière EMHV de palme pour les consommations d'énergie fossile et les filières éthanol de maïs et EMHV de palme pour les émissions de gaz à effet de serre, les gammes de variabilité constatées sont importantes, de 0,46 (EMHV de colza) à 1,17 MJ / MJ (éthanol de blé) pour les consommations d'énergie fossile, et de 8,8 (éthanol de canne à sucre) à 91,5 gCO_{2-éq} / MJ (éthanol de blé).

L'amplitude de ces gammes peut n'être absolument pas négligeable devant les résultats d'ACV des références pétrolières, vus à la section b précédente, soit 1,10 MJ / MJ et 85 gCO_{2-éq} / MJ. Certains résultats se situent même au-delà de ces résultats de référence, ce qui signifie que dans ces cas le carburant pétrolier a un impact énergie / gaz à effet de serre moindre que celui des carburants végétaux.

Une telle approche globale des résultats d'ACV ne permet donc pas de juger et de quantifier l'intérêt des carburants végétaux. Les résultats disponibles dans la bibliographie sont si divergents qu'ils peuvent mener à des décisions publiques totalement opposées concernant les carburants végétaux, de la promotion sans réserve au moratoire.

Il est donc nécessaire de détailler ces résultats disponibles et de comprendre l'origine de ces disparités. C'est pourquoi le présent travail, comme indiqué à la section II.1.a, a requis que les données de base de ces études soient disponibles.

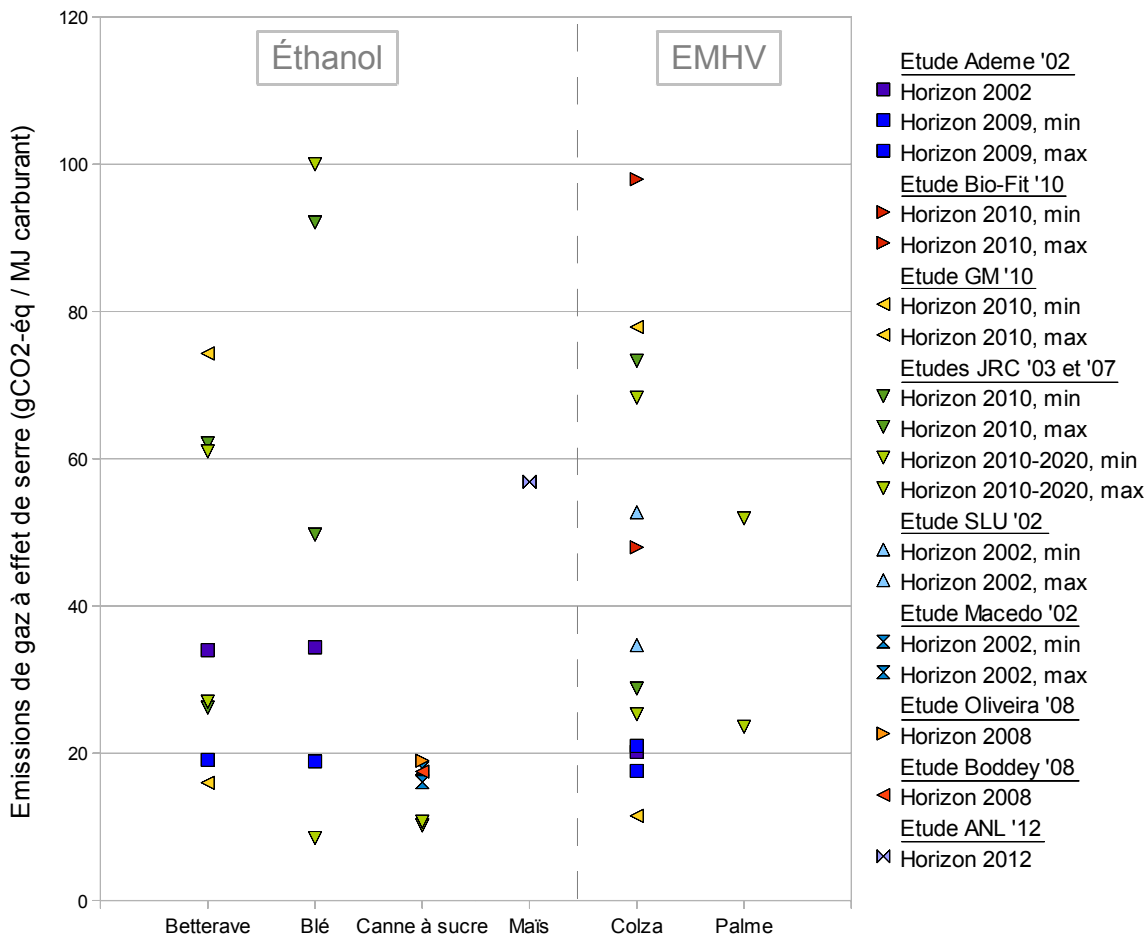


Figure II.5 - Résultats bruts d'ACV d'émissions de gaz à effet de serre des carburants végétaux

II.2. Socle commun d'hypothèses des études

L'objectif principal des 22 études listées dans le tableau II.2 est relativement commun : il s'agit généralement de dresser le bilan environnemental d'un ou plusieurs carburants végétaux afin, par comparaison avec leurs équivalents pétroliers, essence ou gazole, d'en justifier ou non le soutien et la promotion. En ce sens la démarche de ces ACV est *consécutives* (voir chapitre I, section II.2) puisqu'elles visent à déterminer l'impact de la mise en place et l'introduction des filières de carburants végétaux.

La *fonction* étudiée par ces études est la fourniture de carburants liquides pour le transport. Par conséquent l'*unité fonctionnelle* la plus adaptée pour l'analyse de ces filières de production de vecteurs énergétiques est le mégajoule MJ fourni par le carburant.

Le *système à étudier*, représenté à la figure II.6, est sensiblement le même pour chacune des filières, avec :

- une phase de culture de la matière première agricole, tenant compte notamment de l'ensemble des intrants nécessaires (carburant, engrais, produits phytosanitaires, etc) et de leurs processus de fabrication,
- une phase de transport de la matière agricole jusqu'au site de transformation en carburant,

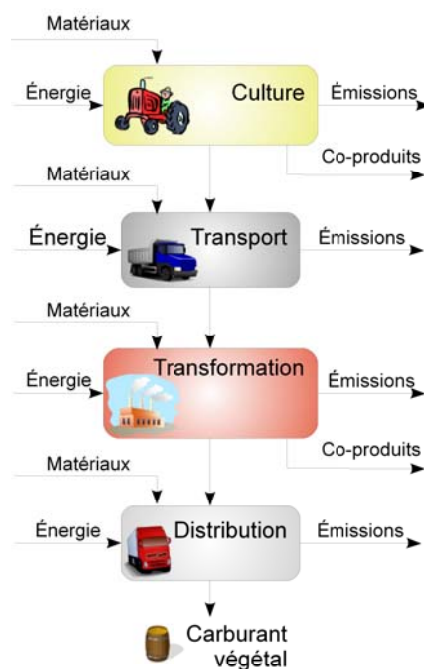


Figure II.6 - Système d'étude général d'un cycle de vie de carburant végétal

- une phase de transformation industrielle, basée sur une fermentation des éléments sucrés pour la production d'éthanol, ou sur une extraction des lipides et une estérification pour la production d'EMHV, et
- une phase de distribution du carburant jusqu'à la pompe.

Il existe cependant quelques exceptions à ce schéma général parmi lesquelles peuvent être cités :

- une éventuelle étape de stockage du produit agricole à proximité de son lieu de production, qui peut nécessiter un séchage ou une ventilation pour assurer sa bonne conservation,
- une possible séparation géographique de la phase de transformation telle qu'elle peut exister pour l'EMHV issu de palme par exemple, pour lequel l'huile de palme est extraite en Asie du Sud-Est et estérifiée dans le pays importateur, ou encore
- un élargissement du système dans les cas où la règle d'affectation employée pour gérer les co-produits du système est celle des impacts évités (voir chapitre I, section III.3.c) ; le système alternatif dépend alors du co-produit considéré et peut être la production d'un aliment de bétail de référence, tel que le tourteau de soja issu de l'agriculture américaine, le système de production national d'électricité, etc.

Le nombre d'*indicateurs d'impact* considérés par les différentes études est très variable, de l'analyse mono-critère au profil environnemental complet. La base la plus commune, et qui servira donc à ce travail, est le suivi de deux indicateurs particuliers : la consommation d'énergie et les émissions de gaz à effet de serre.

Les consommations d'énergie prises en compte sont celles d'énergie primaire, en mégajoules MJ. Afin de rester en accord avec la majorité des études, l'énergie solaire captée via la photosynthèse a été exclue de ces consommations d'énergie, ce qui a pu nécessiter quelques adaptations dans les données de certaines études telles que *JRC '10* et *JRC '15* ; de plus cette hypothèse peut se justifier dans le sens où la valorisation de l'énergie solaire photosynthétique relève d'enjeux différents de ceux de la réduction des consommations d'énergie (voir section I.3.c). Ceci a également permis de ne pas exclure les études ne prenant en compte que les consommations d'énergie fossile en assimilant celles-ci aux consommations d'énergie primaire. Cette approximation peut se justifier par le faible écart constaté entre ces deux types de consommations au sein des études renseignant les deux indicateurs (*Ademe '02*, *JRC '03* et *'07*).

Enfin, une seconde énergie non prise en compte dans cette analyse globale est celle du travail humain, qui apparaît dans le bilan de culture de certaines études telles que *Shapouri '91*, *'96* et *'01*, et *Pimentel '03* et *'05*.

Trois gaz à effet de serre ont été pris en compte : le dioxyde de carbone CO₂, le méthane CH₄ et le protoxyde d'azote N₂O. Leurs émissions ont été exprimées en grammes de CO₂ équivalents gCO_{2-éq} selon la base la plus commune aux études, soit en utilisant des valeurs de Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG, appelé aussi Global Warming Potential, GWP) de 1, 23 et 296, pour, respectivement le CO₂, le CH₄ et le N₂O, en accord avec le 3^{ème} rapport du GIEC de 2001 [98].

L'ensemble des *autres hypothèses* des études n'a pas été homogénéisé mais considéré comme des facteurs de variation des résultats. Parmi ces hypothèses peuvent être notamment cités : la règle d'affectation, le fait de négliger ou non certains éléments du cycle de vie, tels que la fabrication et la maintenance des engins agricoles par exemple, la portée géographique des données, etc. La section III considèrera plus avant l'effet de ces hypothèses sur les résultats finaux d'ACV.

II.3. Méthodologie d'analyse

a) Collecte des données

De façon schématique, les résultats d'ACV des filières de carburants végétaux se construisent à partir des différentes données de la façon représentée sur la figure II.7. Sur ce schéma les cases hachurées indiquent les données de base collectées au sein des études, et les cases colorées précisent les niveaux d'agrégation représentatifs des différentes phases du cycle de vie décrites à la section II.2 précédente et sur la figure II.6, et qui seront également utilisés par la suite (figures II.8 et II.9 notamment).

Sur la figure II.7 l'unité 'I' désigne l'unité relative à l'indicateur considéré, soit MJ pour les consommations énergétiques et gCO_{2-éq} pour les émissions de gaz à effet de serre (voir section II.2 précédente). Les trois cases sous le titre "Émissions par les sols" représentent les émissions de N₂O dues à l'application d'engrais azotés, et la case "Impact des résidus brûlés" concernent les émissions de CH₄ liées aux résidus de la culture de canne à sucre brûlés au champ ; ces quatre cases concernent donc uniquement l'indicateur des émissions de gaz à effet de serre.

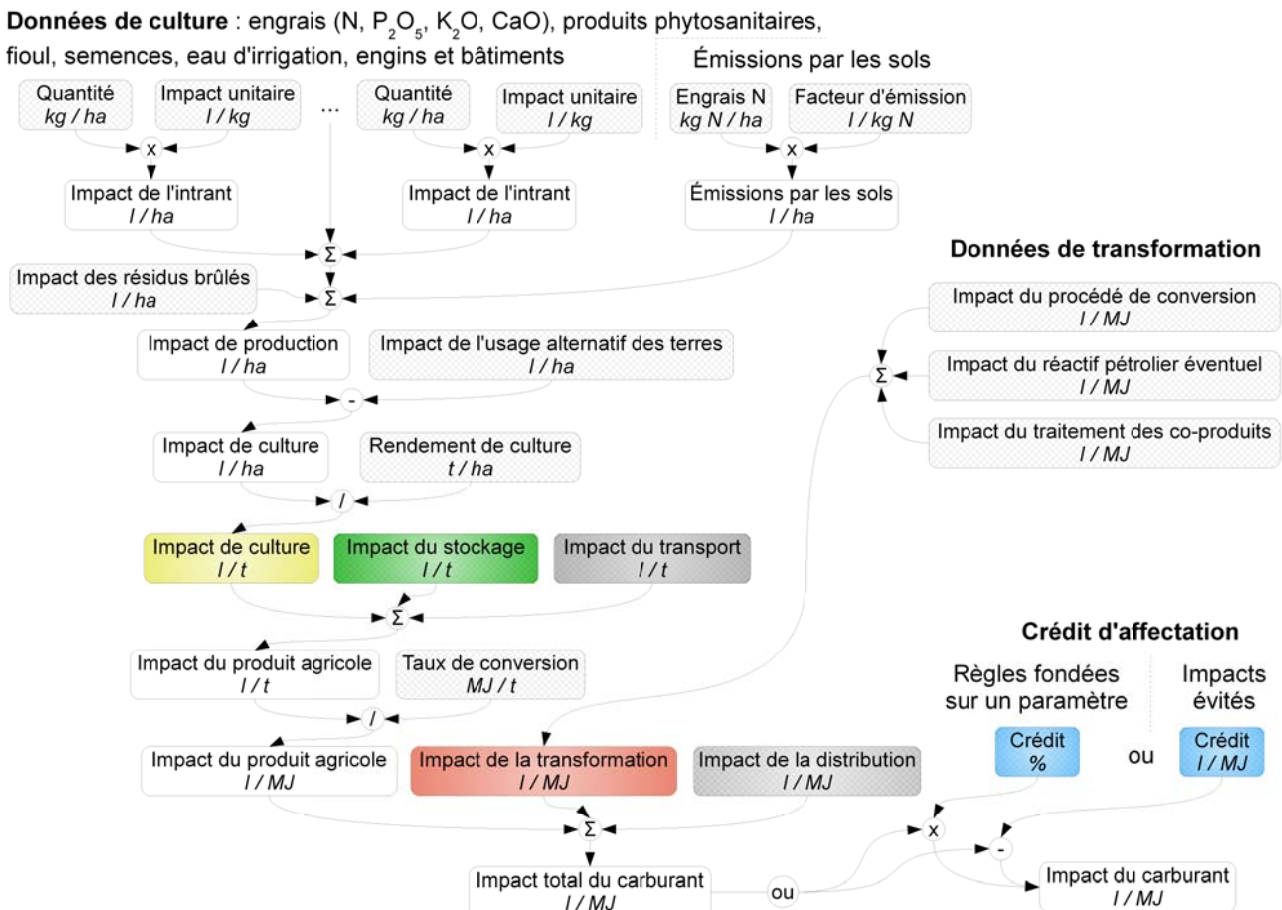


Figure II.7 - Construction schématique d'un résultat d'Analyse de Cycle de Vie à partir des données de base

Il apparaît sur la figure II.7 que la phase de culture est la plus complexe en termes de données nécessaires. La phase de transformation devrait être d'une complexité équivalente, or les données disponibles au sein des études sont bien moins transparentes concernant cette phase, ce qui explique le niveau de détails utilisé ici.

b) Performances environnementales des filières considérées

Pour chaque donnée de base identifiée sur la figure II.7, les valeurs des études et de leurs différents scénarios ont été prises en compte. Les grandeurs inchangées pour différents scénarios

d'une même étude n'ont été utilisées qu'une seule fois afin d'éviter d'introduire un biais de pondération en faveur des études distinguant plusieurs scénarios très proches en termes de données.

Le nombre de combinaisons possibles de ces données de base s'est avéré très variable selon les filières et les indicateurs : nul pour les émissions de gaz à effet de serre de l'éthanol de maïs et de l'EMHV de palme, par manque d'études ou de détail des calculs au sein de celles-ci, faible pour les consommations énergétiques de l'EMHV de palme avec quelques centaines de combinaisons, et très significatif pour les autres, jusqu'à atteindre 2.10^{25} combinaisons pour les émissions de gaz à effet de serre de la filière EMHV de colza, à travers les 32 scénarios envisagés par les 7 études considérées. Une approche statistique a donc pu être employée afin de déterminer les résultats médians des consommations énergétiques et des émissions de gaz à effet de serre des filières de carburants. A la manière d'une simulation de Monte-Carlo à distributions discrètes, un tirage aléatoire parmi les données des études considérées a été effectué pour chacune des données de base, ce qui a permis de calculer les résultats intermédiaires et finaux. La médiane et l'écart interquartile des résultats des filières ont alors été obtenus à partir d'un échantillon de 50000 tirages.

II.4. Résultats d'ACV médians des carburants végétaux

Le tableau II.5 suivant présente les résultats d'ACV finaux, après affectation aux co-produits, de consommation d'énergie et d'émissions de gaz à effet de serre, obtenus selon la méthodologie décrite à la section II.3 pour les différentes filières considérées. Comme précisé à la section II.3.b, les résultats d'émissions de gaz à effet de serre des filières d'éthanol de maïs et d'EMHV de palme sont manquantes, par défaut d'études portant sur cet indicateur et de transparence (idem figure II.9).

Tableau II.3 - Résultats d'ACV des carburants végétaux, après affectation aux co-produits

Filières		Consommation d'énergie (MJ / MJ)			Émissions de GES (gCO ₂ -éq / MJ)		
Carburant	Matière première	1 ^{er} quartile Q1	Médiane	3 ^{ème} quartile Q3	1 ^{er} quartile Q1	Médiane	3 ^{ème} quartile Q3
Éthanol	Betterave	0,30 [-36 %]	0,47	0,61 [+31 %]	22,9 [-31 %]	33,2	44,9 [+35 %]
	Blé	0,20 [-62 %]	0,53	0,80 [+52 %]	26,6 [-42 %]	45,8	67,2 [+47 %]
	Maïs	0,66 [-17 %]	0,79	0,93 [+18 %]	N/A		
	Canne à sucre	0,05 [-62 %]	0,13	0,25 [+86 %]	12,2 [-26 %]	16,4	21,7 [+32 %]
EMHV	Colza	0,01 [-96 %]	0,27	0,37 [+37 %]	26,9 [-31 %]	38,8	53,5 [+38 %]
	Palme	0,12 [-22 %]	0,16	0,20 [+23 %]	N/A		

Les disparités dans les résultats finaux sont très importantes puisque l'écart interquartile peut représenter, selon la filière et l'indicateur, de 35 à 148 % de la médiane.

a) Consommations énergétiques

Les résultats intermédiaires de consommations d'énergie des différentes phases du cycle de vie sont donnés sur la figure II.8. Dans un souci de lisibilité, seuls les écarts interquartiles les plus importants, relatifs aux phases de culture et de transformation et au crédit d'affectation, ont été représentés.

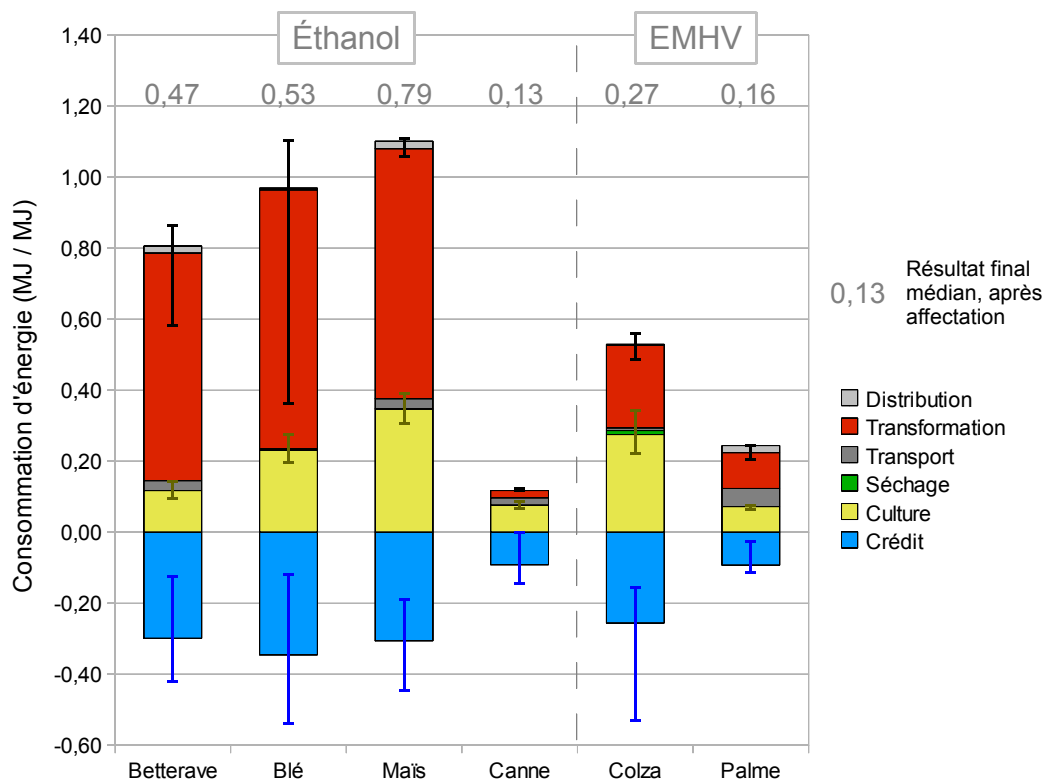


Figure II.8 - Consommations d'énergie des filières considérées

Le bilan énergétique des filières d'éthanol de betterave, blé et maïs est dominé, à hauteur de 64 à 81 % du résultat avant affectation, par la phase de transformation. En valeur absolue, les consommations énergétiques liées à la transformation du blé et du maïs en éthanol sont proches, respectivement de 0,73 et de 0,70 MJ / MJ, ce qui est cohérent puisque les deux procédés sont similaires, basées sur l'hydrolyse puis la fermentation de l'amidon contenu dans les grains.

A l'opposé les consommations énergétiques de transformation associées à la betterave et la canne à sucre, sont très différentes, respectivement de 0,64 et de 0,02 MJ / MJ. Malgré certaines différences non négligeables dans les procédés qui seront vus plus en détail au chapitre III, la raison majeure de cet écart est le fait que dans le cas de la canne à sucre, le résidu solide après extraction du sucre, la bagasse, est utilisé pour fournir chaleur et électricité nécessaires au procédé.

Concernant les filières EMHV, les consommations énergétiques de transformation sont plus faibles que dans le cas de l'éthanol, avec une consommation de 0,23 et de 0,10 MJ / MJ pour, respectivement, le colza et la palme. Là encore, la différence entre ces deux filières s'explique notamment par le fait que dans le cas de la palme, l'énergie nécessaire à l'extraction de l'huile est fournie par les régimes de fruits vides.

Concernant les écarts interquartiles, il est important de préciser que celui lié à la transformation du blé est particulièrement important dû à l'étude *SLU '04*, présentant des valeurs excessivement basses, comprises entre 0,08 et 0,13 MJ / MJ tandis que celles des autres études se situent entre 0,67 et 0,89 MJ / MJ. Le chapitre III montrera que ce deuxième groupe de valeurs, en l'absence d'éléments justificatifs clairs au sein de l'étude *SLU '04*, est le plus crédible.

Tableau II.4 - Gammes de productivité par hectare en carburants, issues des études considérées

Filières		Productivité par hectare (GJ carburant / ha)
Éthanol	Betterave	104 - 243
	Blé	52 - 77
	Maïs	61 - 73
	Canne à sucre	124 - 137
EMHV	Colza	28 - 69
	Palme	148

Les consommations énergétiques de la phase de culture, comprises, toutes filières confondues, entre 0,07 (palme) et 0,35 MJ / MJ (maïs), ne marquent pas de distinction entre les deux filières de carburants. Le classement entre cultures paraît plutôt lié à la productivité par hectare, donnée dans le tableau II.4, et l'ensoleillement de la région étudiée ; la section III de ce chapitre confirmera l'importance des paramètres de rendement cultural et de taux de conversion pour les résultats d'ACV. Toutefois, concernant les strictes caractéristiques des cultures, si les résultats ne montrent pas d'avantage clair pour

les plantes en C4 (maïs, canne à sucre) par rapport aux plantes en C3, les plantes pérennes (canne à sucre, palmier à huile) semblent présenter un intérêt plus net que les plantes annuelles.

Les crédits d'affectation occupent une place importante, quoique très variable, au sein de ces bilans, comptant pour 28 (maïs) à 47 % (colza) des résultats avant affectation.

Enfin les consommations énergétiques liées au séchage, transport et distribution, sont généralement limitées. Pour les filières à utilisation locale, soit la betterave, le blé, le maïs et le colza, leurs parts cumulées sont inférieures à 0,05 MJ / MJ, soit à maximum 6 % du total. Cependant en cas d'exportation, étudiée pour la canne et la palme, les phases de transport associées peuvent atteindre respectivement 0,09 et 0,07 MJ / MJ, soit 32 et 31 % des bilans globaux avant affectation.

b) Émissions de gaz à effet de serre

Les résultats intermédiaires d'émissions de gaz à effet de serre, pour les quatre filières disponibles, sont donnés sur la figure II.9. De la même façon que pour la figure II.8, seuls les écarts interquartiles relatifs aux phases de culture et de transformation et au crédit d'affectation, ont été reportés.

La plupart des conclusions relatives aux consommations énergétiques sont également valables ici. Il peut cependant être constaté que la part des émissions liées à la phase de culture dans le bilan avant affectation est plus importante ici que dans le cas précédent, jusqu'à en devenir, à l'exception du cas de l'éthanol de betterave, majoritaire.

Le rôle du crédit d'affectation dans les bilans totaux est toujours important et variable, avec une part, par rapport au résultat avant affectation, comprise entre

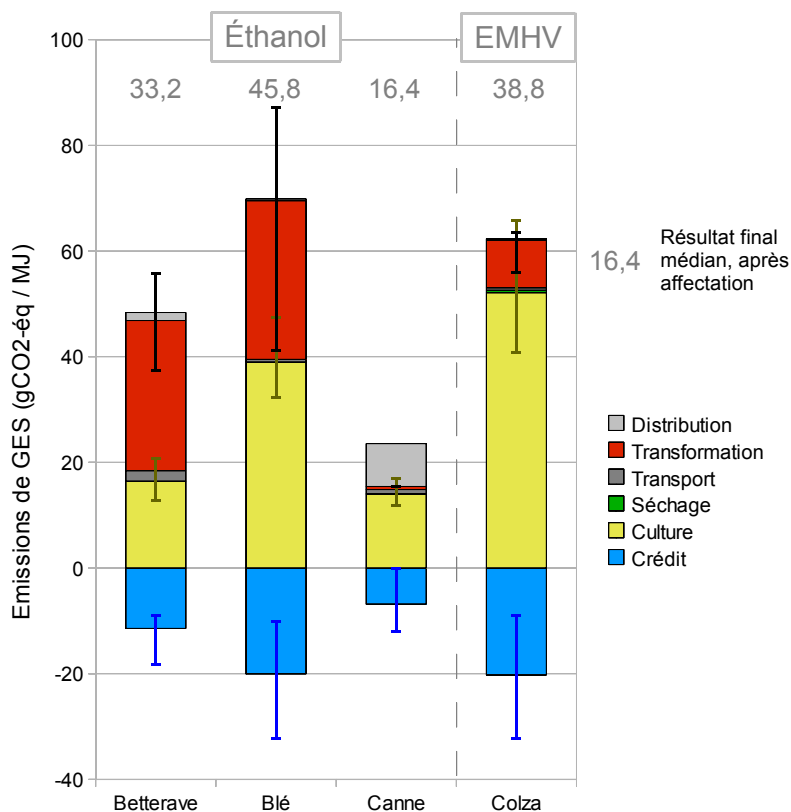


Figure II.9 - Émissions de gaz à effet de serre des filières considérées

23 (betterave) et 33 % (colza) en considérant les médianes, mais entre 0 (canne) et 53 % (colza) en prenant en compte les quartiles.

Les séchage, transport et distribution, jouent cette fois encore un rôle mineur en l'absence d'exportation, avec des émissions cumulées maximales de 3,6 gCO_{2-éq} / MJ, soit 7 %. A l'inverse, dans le cas de l'éthanol de canne à sucre produit au Brésil et exporté vers l'Europe, l'impact du transport peut atteindre 9,0 gCO_{2-éq} / MJ, soit 38 % du bilan avant affectation.

III. Origines des disparités des ACV des carburants végétaux

La section II précédente a montré que les résultats d'ACV relatifs aux carburants végétaux peuvent être très variables selon les études. L'objectif de la présente section est d'identifier les causes d'une telle disparité.

III.1. Méthodologie d'analyse

Afin de déterminer l'influence des paramètres des études d'ACV portant sur les carburants végétaux, une **analyse de sensibilité** a été menée à partir des données collectées au sein des différentes études considérées. Cependant afin de ne pas introduire de biais dû à un trop faible nombre d'études et de données, cette analyse n'a porté que sur les filières présentant plus de vingt scénarios, soit les trois filières européennes d'éthanol de blé et de betterave et d'EMHV de colza.

Pour chacune des données de base (voir figure II.7 et, plus généralement, section II.3.a), le nombre de données collectées a été suffisant pour définir une médiane. La *variation* due à un paramètre particulier de donnée est alors la variation du résultat final produite lorsque cette donnée varie du minimum au maximum des valeurs relevées dans les études, tandis que l'ensemble des autres données de base est fixé à leur valeur médiane. L'*influence d'un paramètre d'ACV* a alors été définie comme la moitié de cette variation, divisée par les résultats finaux médians des filières, présentés dans le tableau II.5.

Exemple : lorsque le taux de conversion de la betterave en éthanol varie de son minimum à son maximum, et que les autres données sont prises égales à leur médiane, le résultat final pour l'indicateur des émissions de gaz à effet de serre varie de 29,6 à 37,5 gCO_{2-éq} / MJ, soit une différence de 7,9 gCO_{2-éq} / MJ. L'influence de ce paramètre pour cet indicateur est donc la moitié de cette variation, soit 4,0 gCO_{2-éq} / MJ, divisée par le résultat final médian, 33,2 gCO_{2-éq} / MJ (voir tableau II.5), soit 11,9 %.

Note : cette définition de l'influence d'un paramètre permet de considérer que si celle-ci est de 25 %, alors grossièrement, le résultat final médian peut varier de plus ou moins 25 % à cause de ce paramètre. Cette représentation, même si elle permet de donner un sens plus pratique à cette définition, n'est cependant qu'une approximation dans le sens où les gammes de variation ne sont pas obligatoirement centrées sur le résultat final médian.

Comme il a été indiqué à la section II.3.a, le nombre de données de base relatives à la phase de culture est conséquent. Afin de faciliter l'analyse des résultats, celles-ci ont donc été réparties en trois catégories :

- la *spécificité locale* associe les paramètres liés à une condition locale, telle que le type de sol, le climat, ou l'itinéraire technique,
- les *approximations* regroupent les paramètres considérés comme négligeables par certaines études ou peu renseignés, et
- les *incertitudes* désignent les données soumises à des incertitudes de modélisation ; cette catégorie ne concerne ici que le facteur d'émission associé aux émissions de N₂O par les sols.

L'influence de ces catégories a alors été définie de la même façon que précédemment, mais en faisant varier l'ensemble des données les constituant. La variation du résultat final due à la catégorie est la différence entre les résultats des deux configurations extrêmes de données.

Le tableau II.3 précise la répartition des données culturelles de base (voir figure II.7) selon ces trois catégories. Dans ce tableau les données "Rendement de culture : spécificité locale" sont un sous-ensemble des données "Rendement" désignant les valeurs issues de rendements constatés et non d'hypothèses prospectives.

Tableau II.5 - Répartition des données culturelles de base selon les trois catégories de données

Spécificité locale	Approximations	Incertitudes
Engrais N, P ₂ O ₅ , K ₂ O et CaO : quantité et impact unitaire Produits phytosanitaires : quantité et impact unitaire Fioul : quantité Semences : quantité Engins et bâtiments : quantité Émissions par les sols : engrais N Rendement de culture : spécificité locale	Semences : impact unitaire Engins et bâtiments : impact unitaire Impact de l'usage alternatif des terres	Émissions par les sols : facteur d'émission

Enfin, cette analyse de sensibilité systématique portant sur les données d'ACV a été complétée par une analyse de l'influence des paramètres méthodologiques, tels que la règle d'affectation, ou plus structurels, tels que le type d'énergie utilisée lors de la phase de transformation. Le principe de cette analyse et la définition de l'influence de ces paramètres sont les mêmes que précédemment, à l'exception du fait que les valeurs étudiées n'impliquent pas systématiquement l'ensemble des études mais plus généralement quelques scénarios proches d'une ou plusieurs études.

III.2. Influence des paramètres d'ACV sur les résultats finaux

La figure II.10 présente les résultats de l'analyse de sensibilité pour l'ensemble des paramètres d'ACV, à l'exception des données de culture regroupées selon les trois catégories définies précédemment (voir tableau II.3).

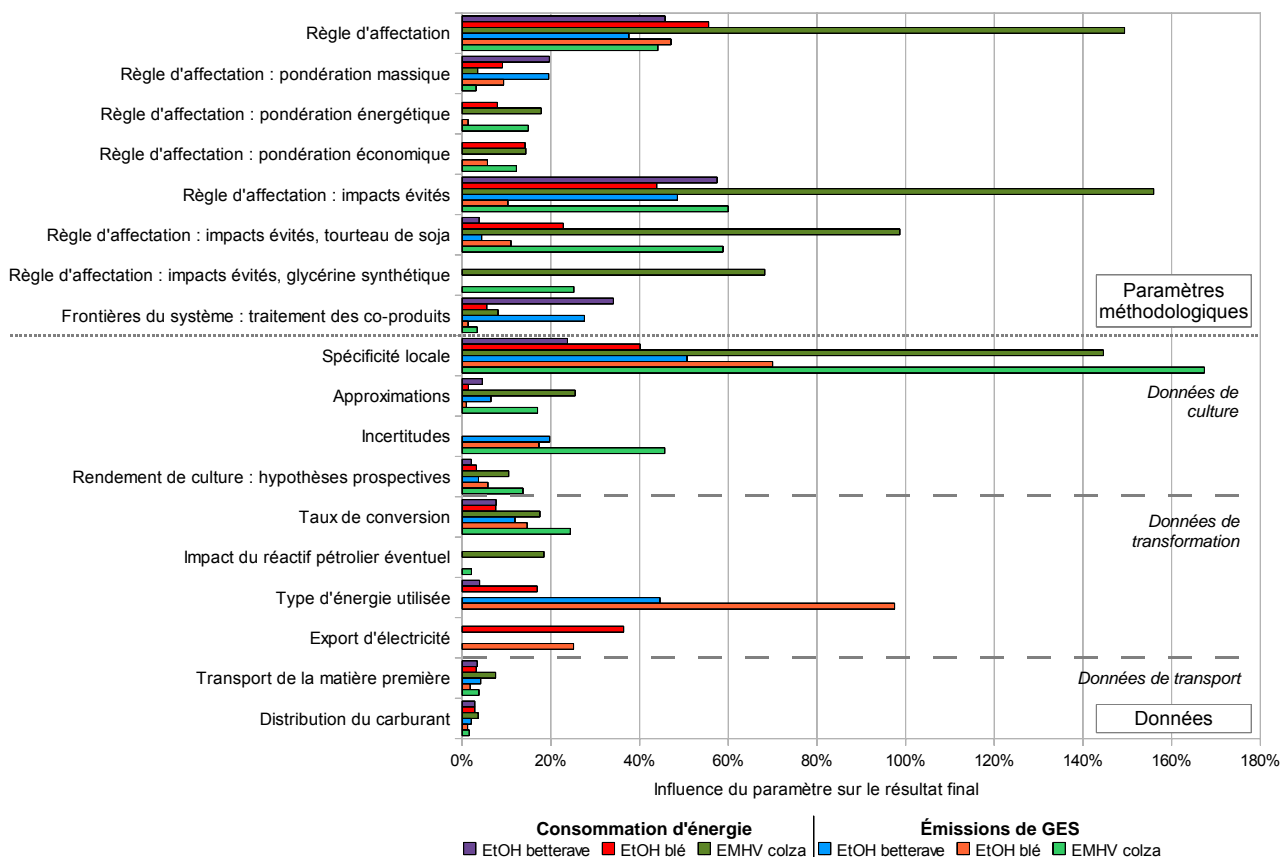


Figure II.10 - Influence de l'ensemble des paramètres d'ACV sur le résultat final

Les influences mesurées présentent des valeurs très élevées, ce qui explique la forte variabilité constatée précédemment des résultats d'ACV (voir figures II.4 et II.5). En effet, et à titre d'exemple, si on considère une gamme de variation centrée sur la médiane, il existe un facteur 2 entre les résultats finaux extrêmes à partir d'une influence de 33 %, et neuf des paramètres considérés sur la figure II.10 présentent des influences supérieures à ce chiffre pour une ou plusieurs filières et

indicateurs : le choix de règle d'affectation, le choix du système alternatif ou la définition de celui-ci (impact du tourteau de soja ou de la glycérine synthétique) lors de l'application d'une règle d'affectation par impacts évités, l'inclusion ou non des processus de traitement des co-produits des filières au sein des frontières du système, la spécificité locale et les incertitudes des données de culture, le type d'énergie utilisée pendant la phase de transformation ou l'éventuelle exportation d'électricité vers le réseau.

Compte tenu de l'importance des influences des données de culture, la figure II.11 détaille ces résultats.

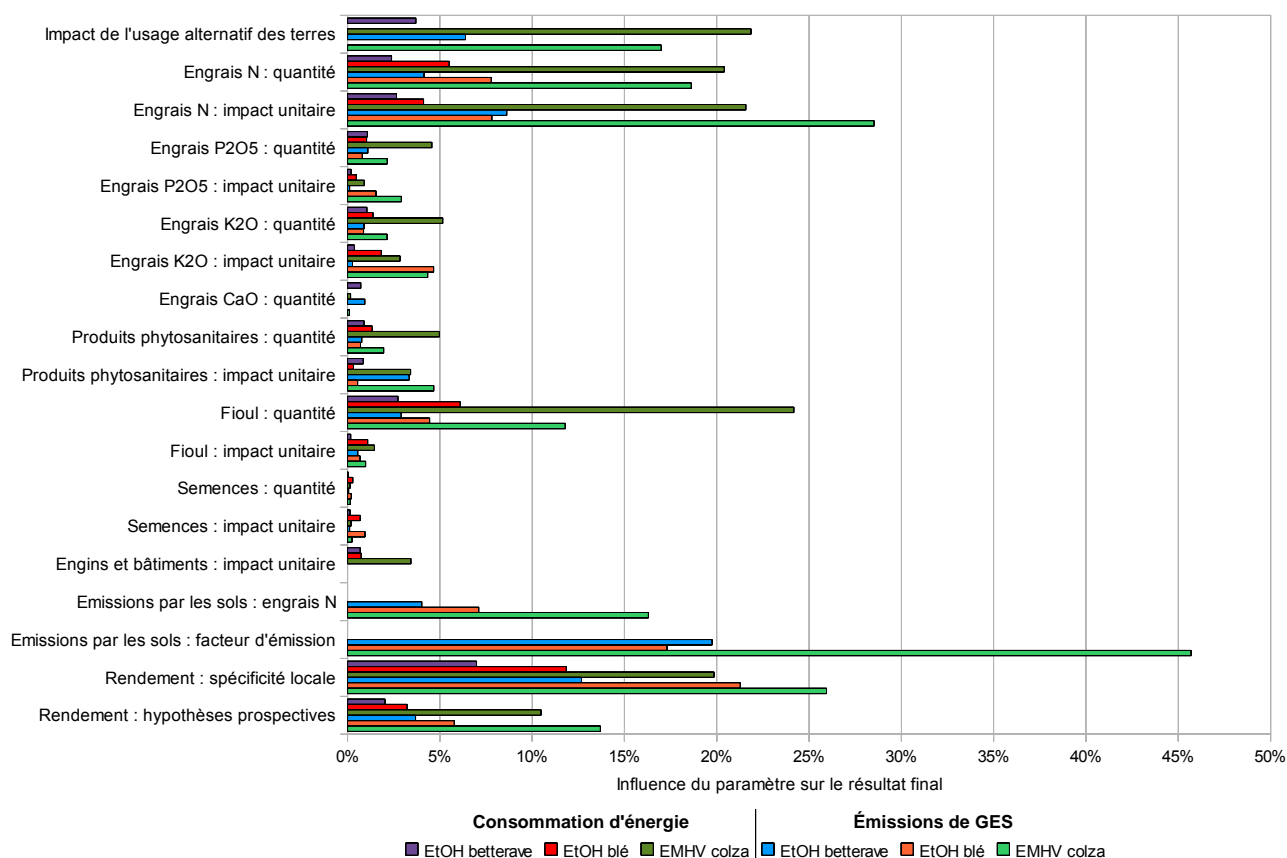


Figure II.11 - Influence des données de culture sur le résultat final

Les résultats de la figure II.11 montrent que certaines données de culture se distinguent nettement des autres pour leur influence potentielle sur le résultat final : les données et hypothèses relatives aux émissions de N_2O par les sols, aux engrais azotés et aux rendements de culture, la quantité de fioul consommé, et l'impact de l'usage alternatif des terres. Le recueil de ces données doit donc être réalisé avec une grande attention lors de l'inventaire de cycle de vie, notamment pour les filières d'EMHV, plus sensibles aux données de cultures (voir figure II.11) puisque la part de la phase de culture dans les résultats finaux est plus importante dans leur cas (voir figures II.8 et II.9).

III.3. Déterminants d'une application adéquate de l'ACV aux carburants végétaux

La présente section constitue l'interprétation des résultats de l'analyse de sensibilité précédente. Les valeurs d'influence utilisées lors de l'argumentation sont donc celles issues de cette analyse et représentées sur les figures II.10 et II.11, auxquelles le lecteur pourra se référer.

a) Méthodologie de l'ACV

Les résultats de l'analyse de sensibilité ont montré la très forte influence des choix méthodologiques sur les résultats d'ACV. Le choix de la règle d'affectation, notamment, s'est révélé

comme un élément crucial pour la valeur finale des indicateurs, avec une influence comprise entre 38 (EtOH betterave, émissions de GES) et 149 % (EMHV colza, consommation d'énergie).

Or le chapitre I a souligné le lien étroit existant entre l'objectif de l'étude et la méthodologie à mettre en œuvre (voir notamment chapitre I, sections II.2 et III.4, sur la distinction entre les deux catégories attributive et consécutive d'études d'ACV). Comme indiqué à la section II.2, l'*objectif de l'étude par ACV* des filières de carburants végétaux est ici de **déterminer l'intérêt, vis-à-vis d'objectifs de réduction des consommations d'énergie et de diminution des émissions de gaz à effet de serre, de la mise en place de filières de production de carburants végétaux**. La démarche est donc *consécutive*, comparant, généralement implicitement dans les études considérées, une situation avec à une situation sans ces filières de carburants.

La *règle d'affectation* appropriée est donc la méthode des *impacts évités*. L'identification des effets de substitution est possible à condition que les deux scénarios d'étude, un avec et l'autre sans carburants végétaux, soient clairement définis. En pratique cependant, les études d'ACV n'explicitent pas le scénario de référence "sans" et identifient les effets de substitution à l'aide de l'expérience des dernières années. Comme il sera vu dans les paragraphes suivants et à la section b, cette méthode d'utilisation marginale du scénario de référence présente d'importants défauts.

L'importance de la définition précise des scénarios à comparer est confirmée par la variabilité observée lors de l'application de la règle d'affectation des impacts évités, d'influence comprise entre 10 (EtOH blé, émissions de GES) et 156 % (EMHV colza, consommation d'énergie). Ceci signifie que la voie identifiée de valorisation des co-produits est déterminante pour la performance de la filière dans son ensemble. Inversement, l'emploi de règles d'affectation fondées sur un paramètre intrinsèque des produits, tels que la masse ou l'énergie, qui ne tiennent pas compte du devenir des co-produits, peut rapidement conduire à des résultats très différents de la réalité. S'il peut éventuellement être fait appel à de telles règles, certes plus simples d'un point de vue pratique, en vue d'une comparaison rapide de filières de carburants végétaux, tel que le préconise la directive 2009/28/CE du 23 avril 2009 traitant notamment de la certification de telles filières [65], celles-ci ne doivent en aucun cas servir de base à la définition d'objectifs nationaux ou internationaux de consommation de carburants végétaux et, plus généralement, à l'aide à la décision publique.

Exemple : le tableau II.6 présente les crédits d'affectation associés à la glycérine, co-produit des filières d'EMHV, à hauteur de 100 kg produits pour chaque tonne d'EMHV (voir section I.4), selon la voie de valorisation et d'après les différentes études considérées.

Tableau II.6 - Crédit d'affectation associé à la glycérine des filières EMHV selon sa voie de valorisation

Voie de valorisation de la glycérine	Étude	Crédit de consommation d'énergie (MJ / MJ EMHV)	Crédit d'émissions de GES (gCO _{2-éq} / MJ EMHV)
Glycérine synthétique	<i>Bio-Fit '00</i>	0,34 - 0,42	15,0 - 18,5
	<i>GM '02</i>	0,43	25,7
	<i>SLU '04</i>	0,36	15,9
	<i>JRC '03 et '07</i>	0,06 - 0,07	6,2 - 14,3
Combustible	<i>GM '02</i>	0,05	0,6
Aliment pour bétail	<i>JRC '03 et '07</i>	0,01	0,8 - 1,1

Malgré des différences notables entre études, les écarts entre voies de valorisation sont nettes, à l'avantage de la substitution de la glycérine synthétique, et non négligeables par rapport aux résultats médians avant affectation pour la filière d'EMHV de colza, de 0,54 MJ / MJ EMHV et de 61,4 gCO_{2-éq} / MJ EMHV. Or en considérant uniquement l'objectif européen d'une consommation de 5,75 % de carburants végétaux en 2010, les quantités produites de glycérine par les filières d'EMHV seront plus importantes que l'actuel marché mondial de glycérine synthétique [8, 99]. S'il n'induit pas d'innovation suffisante, ce phénomène revêtira donc une importance particulière pour la performance énergie / GES des filières d'EMHV, appelée à fortement baisser, ce que ne traduit pas les affectations fondées sur un paramètre intrinsèque des co-produits.

L'analyse de sensibilité a également montré l'influence sur les résultats finaux que peut avoir l'inclusion ou non des étapes de traitement des co-produits au sein des frontières du système, c'est-à-dire de subdivision des processus, de 6 à 34 % pour la consommation d'énergie et de 1 à 28 % pour les émissions de GES. Ce choix ne se pose pas lors de l'application d'une méthode d'affectation par impacts évités, puisque celle-ci nécessite d'inclure toutes les étapes nécessaires à la valorisation des co-produits, qu'il s'agisse de traitements ou de transport, afin que la comparaison avec le système alternatif soit correcte.

Dans le cas d'ACV simplifiées employant des règles d'affectation fondées sur un paramètre, en accord avec les recommandations formulées quant à la pertinence de la subdivision (voir chapitre I, section III.2.b), il est recommandé d'inclure ces étapes de traitement au sein des frontières du système. Cette recommandation possède de plus deux avantages intéressants : elle permet de conserver une cohérence avec les ACV plus complètes employant une affectation par impacts évités, et elle s'inscrit dans l'objectif de simplification de l'analyse puisque ne pas appliquer de subdivision permet généralement, en pratique, de considérer l'impact du site industriel concerné dans son ensemble sans nécessiter d'en détailler le procédé.

b) Qualité des données

La spécificité locale s'est révélée être un élément déterminant pour le résultat final, avec des résultats d'influence compris entre 24 (EtOH betterave, consommation d'énergie) et 167 % (EMHV colza, émissions de GES). Ces valeurs sont cependant sur-estimées du fait de l'approche statistique adoptée ici ; en effet celle-ci suppose que les paramètres étudiés sont indépendants entre eux, ce qui n'est pas vrai compte tenu des relations agronomiques existantes, telles qu'entre le niveau de fertilisation et le rendement obtenu. Néanmoins les résultats obtenus sont tels qu'il peut être considéré que l'identification de la spécificité locale comme un paramètre déterminant pour le résultat final reste pertinente.

Exemple : comme indiqué à la section III.1, l'influence de la spécificité locale a été mesurée en considérant les configurations extrêmes, en termes de résultat final, des paramètres relevant de cette catégorie. Si le calcul est refait en associant les faibles niveaux d'intrants aux faibles rendements, et inversement, les résultats d'influence obtenus sont inférieurs d'un facteur 1,9 à 3,7. Ce facteur, certes élevé, ne suffit pas à négliger l'importance de la spécificité locale puisque les influences mesurées sont alors comprises entre 7 et 85 %.

Cette variabilité des résultats finaux selon les conditions locales de culture ne peut pas être corrigée en tant que telle dans le sens où elle est le reflet de la diversité des situations et des pratiques. Elle est ainsi inhérente à la portée géographique choisie, qui doit donc être limitée autant que possible à des zones cohérentes du point de vue agricole.

Les incertitudes portant sur les émissions de N₂O par les sols sont également une source importante de variabilité des résultats. De ce point de vue, l'analyse a montré que cet effet est plus dû au facteur d'émission retenu, présentant des influences de 17 à 46 %, qu'aux quantités d'engrais azotés considérées, aux influences inférieures à 16 %.

Ce facteur d'émission, qui permet de déduire les émissions de N₂O par les sols à partir des quantités d'engrais azotés appliquées, dépend de nombreux paramètres locaux [100, 101, 102, 103, 104] : les caractéristiques physiques et structurelles du sol, l'activité biologique, le couvert végétal et les conditions climatiques. Au-delà des limites théoriques de compréhension et de modélisation des émissions de N₂O, l'incertitude portant sur ce facteur d'émission est en lien étroit avec ces conditions très localisées [104].

Dans la plupart des études considérées, l'impact lié aux engins et bâtiments agricoles est considéré comme négligeable ; cette hypothèse est issue de la pratique industrielle de l'ACV, pour laquelle l'impact de la fabrication et de la maintenance des équipements est négligeable devant l'impact de leur utilisation (consommables), du fait de leur utilisation généralement quasi-ininterrompue pendant de nombreuses années. Cependant malgré cette limite de l'analyse de sensibilité, puisque seule, pour les filières européennes, l'étude *CCPCS '91* a précisé une valeur portant sur la consommation d'énergie liée à la fabrication des engins et bâtiments, il apparaît que cet impact peut ne pas être négligeable. Cette tendance est confirmée par d'autres études, qui ont

montré que l'impact des engins et bâtiments peut compter pour plus d'une dizaine de pour-cents de l'impact de culture, soit quelques pour-cents de l'impact du carburant [63, 105].

De la même façon, les valeurs disponibles dans les études pour l'impact de l'usage alternatif des terres sont relativement limitées : nulle si ce paramètre n'est pas considéré (*CCPCS '01*, *Ademe '02* et *SLU '04*) ou supposé négligeable (*JRC '03* et *'07*), négative, ce qui en fait un impact additionnel pour la filière de carburant, si elle correspond à l'effet fertilisant qu'aurait eu une culture de légumineuse (*GM '02*), ou positive, soit un crédit pour la filière de carburant, si elle traduit les activités de maintenance sur une terre en jachère (*Bio-Fit '00*). Malgré ce nombre réduit d'options, les influences mesurées sont de 4 (consommation d'énergie) et 6 % (émissions de GES) pour l'éthanol de betterave, et de 22 (consommation d'énergie) et 17 % (émissions de GES) pour l'EMHV de colza.

Cette influence de l'usage alternatif des terres, déjà relativement élevée, peut être appelée à augmenter très fortement si les variations de stocks de carbone des sols et de la biomasse aérienne sont incluses dans l'étude, et que d'autres usages alternatifs, tels que des retournements de prairie ou des déforestations, sont identifiés. De nouveau il apparaît donc que l'évaluation des filières de carburants végétaux s'inscrit dans une comparaison de scénarios dans lesquels, compte tenu de leur influence potentielle sur le résultat final, l'utilisation des terres et son évolution doit être correctement décrite. Le chapitre IV traitera plus particulièrement de cette problématique.

Les hypothèses prospectives sur les rendements de culture ont également un impact non négligeable sur les résultats finaux des filières, avec des influences mesurées comprises entre 2 et 14 %. Deux types de prospectives peuvent être distinguées parmi les études considérées : la projection des augmentations de rendement observées sur les dernières décennies (*Ademe '02*), ou une mise à niveau des rendements sur ceux des régions les plus performantes (*CCPCS '91* ou *JRC '07*). Or, compte tenu des incertitudes sur le devenir de l'agriculture vis-à-vis des effets potentiels du changement climatique [106, 107, 108, 109], de telles hypothèses, notamment la première, peuvent apparaître comme optimistes.

Enfin, malgré les limites, précisées à la section II.3.a, relatives à la transparence des données industrielles disponibles dans les études, deux éléments importants transparaissent :

- le taux de conversion de la matière première agricole en carburant, de la même façon que le rendement de culture, est un facteur de division important pour le résultat final (voir figure II.7), présentant des influences comprises entre 8 et 24 %, et
- la prise en compte de différentes sources d'énergie, notamment lorsqu'est considérée la biomasse via une récolte de pailles, ou l'étude de structures industrielles permettant une exportation d'électricité et donc, au niveau des bilans d'ACV, un crédit d'affectation, peuvent induire des variations des résultats finaux de, respectivement, 4 à 97 % et 25 à 36 %. Dans les deux cas, les frontières du système doivent être correctement définies et renseignées pour chacun des scénarios.

Exemple : l'apport d'énergie pour la transformation de blé en éthanol peut être assurée par une récolte des pailles de culture (voir [42] ou chapitre III). Lorsque l'étude d'ACV d'une telle solution est envisagée, il est alors nécessaire de considérer l'utilisation de ces pailles dans le scénario de référence sans filière de production d'éthanol : si les pailles sont laissées au champ, les effets agronomiques de leur récolte sont à prendre en compte, ou si, dans un contexte de concurrence d'usage sur ces pailles, elles sont utilisées pour alimenter une centrale à biomasse, la comparaison doit également en tenir compte.

III.4. Utilisation pertinente de la bibliographie

Les différents résultats de ce chapitre ont montré à la fois que la réalisation d'une ACV d'un carburant végétal est complexe et gourmande en temps, compte tenu de la quantité de données à recueillir et de la diversité des acteurs impliqués (agriculteurs, sites industriels de transformation, filières de substitution des co-produits), et que les résultats disponibles dans la bibliographie ne peuvent que rarement être utilisés tels quels compte tenu de leur variabilité vis-à-vis des différentes possibilités d'approches et de données.

Cependant il est peu concevable de réaliser une nouvelle étude d'ACV pour chaque problématique de décision publique relative aux carburants végétaux compte tenu du nombre d'études déjà produites et de l'urgence dans laquelle s'inscrivent ces besoins d'aide à la décision publique. Afin de faire face à cette difficulté, et à partir des résultats obtenus à la section III.3 précédente, la figure II.12 propose une démarche permettant de répondre à un besoin d'ACV de carburants végétaux à partir de la bibliographie tout en assurant une pertinence minimale du résultat vis-à-vis de la question posée.

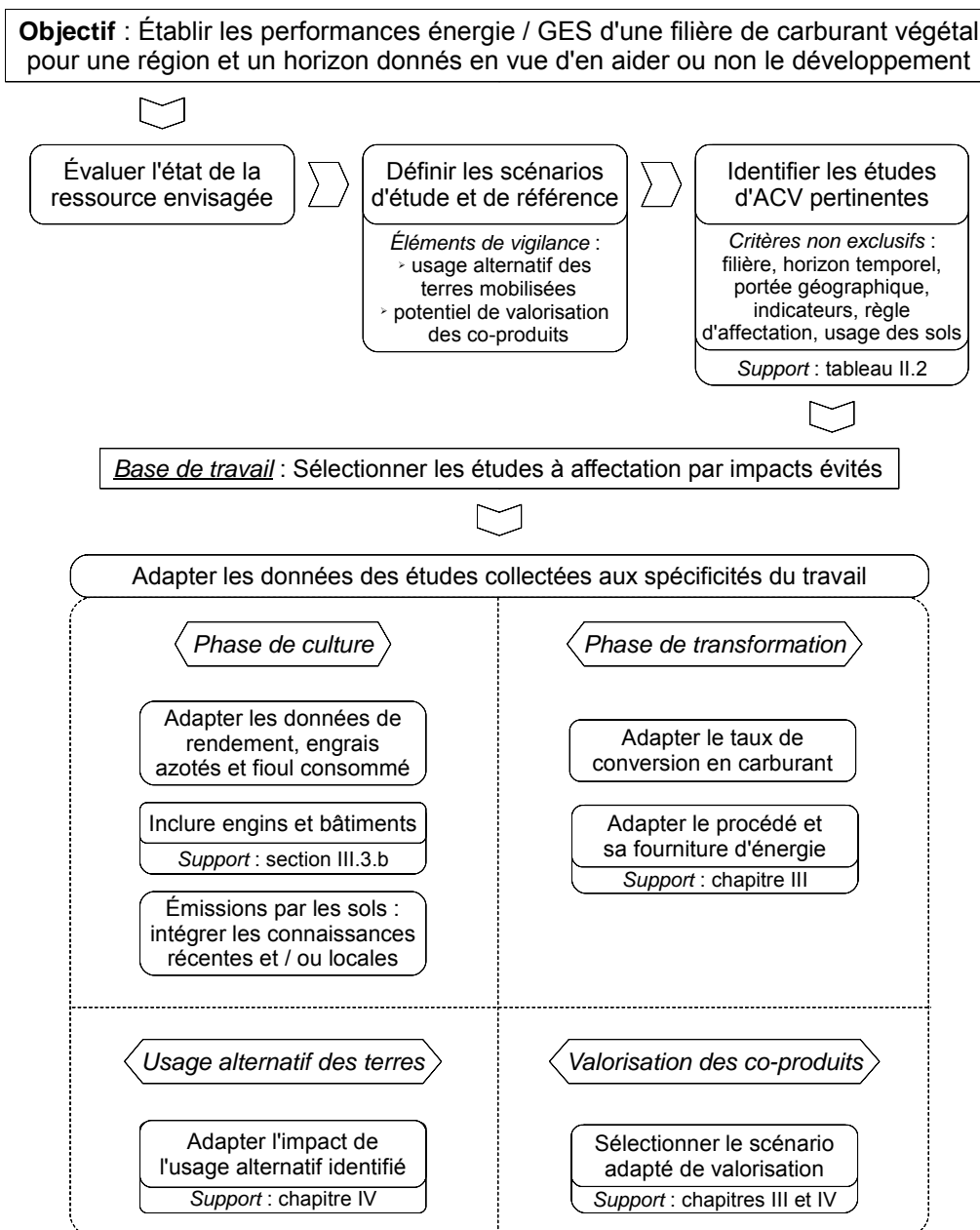


Figure II.12 - Démarche minimale d'exploitation de la bibliographie en vue de répondre à une problématique de cycle de vie des carburants végétaux

Compte tenu des résultats obtenus dans ce chapitre, les étapes décrites à la figure II.12 apparaissent comme les recommandations minimales à appliquer pour obtenir des résultats d'ACV suffisamment pertinents pour juger de l'intérêt, du point de vue de la diminution des consommations énergétiques et de la réduction des émissions de gaz à effet de serre, de la promotion des filières de carburants végétaux. Cette démarche est donc évidemment à adapter si l'objectif de cette aide à la décision est différent, tel que la détermination de l'intérêt d'un élément particulier de la filière ou de leur impact social et / ou économique.

Conclusion

Ce deuxième chapitre a exposé les enjeux relatifs aux carburants végétaux de première génération et l'analyse de leur cycle de vie. Il a permis de comprendre les limites, inhérentes à la photosynthèse, de la biomasse énergie dans son ensemble en tant que voie de conversion de l'énergie solaire, mais aussi de souligner son principal atout, qui tient à la forme chimique du produit de cette conversion, ce qui en fait un vecteur énergétique propice à une utilisation décentralisée telle que la combustion pour le transport.

Dans ce cadre le recours aux carburants végétaux vise notamment à contribuer à la réduction des émissions de gaz à effet de serre et de dépendance au pétrole d'un secteur qui en souffre particulièrement ; l'intérêt de l'ACV est alors de quantifier l'avantage que peut procurer ces carburants par comparaison aux références pétrolières, l'essence et le gazole. Or les résultats issus de l'application de l'ACV aux filières de carburants végétaux se sont révélés très divergents. L'analyse globale de la section II a néanmoins permis d'identifier quelques tendances importantes :

- malgré une forte variabilité, les études existantes présentent des résultats d'impact des carburants végétaux globalement plus faibles, même si l'écart est plus marqué pour les émissions de gaz à effet de serre que pour les consommations d'énergie, que ceux des carburants pétroliers, pris à 1,10 MJ / MJ et 85 gCO_{2-éq} / MJ (voir tableau II.5),
- les cultures de canne à sucre et de palmier à huile présentent des bilans particulièrement intéressants pour les filières, respectivement, d'éthanol et d'EMHV, et possèdent plusieurs caractéristiques communes : cultures tropicales bénéficiant d'un ensoleillement important et permettant une productivité par hectare en carburant élevée, cultures pérennes, et phases de de transformation tirant pleinement parti d'un résidu de culture pour assurer l'apport d'énergie, et enfin,
- les filières d'EMHV présentent des impacts dus à la transformation de la matière première en carburant plus faibles que ceux des filières d'éthanol.

La dernière section de ce chapitre a, pour finir, permis d'identifier les paramètres déterminants à l'origine des disparités constatées dans la bibliographie :

- les choix méthodologiques possèdent une forte influence sur les résultats finaux et doivent donc être réalisés de façon pertinente ; en accord avec les enseignements du chapitre I, la méthodologie qui sera appliquée pour le présent travail a été sélectionnée en fonction des objectifs des ACV réalisées et des questions posées : puisque la problématique est de déterminer l'intérêt, du point de vue de la diminution des consommations d'énergie / émissions de GES, de la mise en place de filières de carburants végétaux, la démarche adoptée est consécutive, mettant en œuvre notamment une définition claire et explicite des scénarios comparés et ainsi une affectation par impacts évités,
- la spécificité locale est une composante essentielle de la performance des cultures, qui implique qu'une portée géographique trop large ne pourra traduire que des tendances et non des résultats d'ACV précis,
- l'impact lié à la fabrication et à la maintenance des engins et bâtiments agricoles ne peut être considéré comme négligeable et doit donc être intégré aux cycles de vie étudiés, et enfin,
- les incertitudes liées aux émissions de N₂O par les sols sont un obstacle important à l'établissement d'un bilan précis d'émissions de GES des carburants végétaux, qui nécessite un travail spécifique avant d'être levé et qui, faute de mieux, doit être abordé par une analyse de sensibilité.

Ainsi plusieurs des difficultés relevées ici quant à l'application de l'ACV aux carburants végétaux ont pu trouver des réponses grâce au travail du présent chapitre ou aux connaissances méthodologiques du premier chapitre. Cependant deux des problématiques identifiées nécessitent un travail plus approfondi afin de pouvoir être traitées correctement et feront l'objet des chapitres suivants :

- la phase de transformation de la matière première agricole en carburant s'est révélée être une étape importante des cycles de vie puisque sa part dans les bilans globaux de consommations d'énergie et d'émissions de gaz à effet de serre peut être importante, notamment pour les filières d'éthanol, et qu'elle est un siège essentiel des enjeux relatifs à la valorisation des co-produits des filières, en tant que productrice de tels produits et potentielle consommatrice de ceux de la phase de culture, ce qui est un paramètre décisif quant à la performance environnementale des filières. Parallèlement l'analyse des études a montré que les données relatives à cette phase de transformation n'étaient généralement pas détaillées, ce qui nuit à une étude plus poussée. Le chapitre III visera donc à détailler les procédés existants et d'en déterminer les potentielles améliorations, ainsi qu'à comparer les différentes voies d'utilisation des co-produits et leurs déterminants économiques.
- la définition d'un scénario de référence, servant de base de comparaison pour la détermination de l'intérêt de la promotion de filières de carburants végétaux, est bien souvent lacunaire dans les études existantes. La prise en compte de l'usage alternatif des terres mobilisées a notamment montré un impact potentiellement important sur les résultats finaux bien qu'elle se soit limitée dans les études aux consommations et émissions liées au produit de cet usage alternatif des terres et qu'elle n'ait donc pas intégrée ses conséquences sur les sols en tant que puits de carbone. Le chapitre IV présentera donc le lien entre usage des sols et quantités de carbone stocké dans les sols, et permettra son introduction pertinente dans la pratique de l'ACV.

Chapitre III

Analyse des procédés de première génération de transformation de la biomasse en carburants liquides

Aux États-Unis y'a du pétrole, mais nous on a les betteraves
Aux Émirats y'a du pétrole, mais nous on a les betteraves
Les Fatals Picards, *Picardia Indipendenza*, 2005

Table des matières

I. Méthodologie d'analyse.....	99
I.1. Approche appliquée.....	99
I.2. Analyse Énergétique des Procédés.....	101
I.3. Variantes de procédés étudiées.....	103
a) <i>Variantes technologiques</i>	103
b) <i>Valorisation des co-produits</i>	103
II. Description des procédés.....	105
II.1. Filières de production d'éthanol.....	105
a) <i>Étapes communes de production d'éthanol</i>	105
b) <i>Éthanol ex betterave</i>	106
c) <i>Éthanol ex canne à sucre</i>	108
d) <i>Éthanol ex blé</i>	109
II.2. Filières de production d'EMHV.....	111
a) <i>Trans-estérification des huiles végétales</i>	111
b) <i>EMHV ex colza</i>	112
II.3. Voies de valorisation des co-produits.....	114
a) <i>Substitutions étudiées</i>	114
b) <i>Amendement agricole</i>	115
c) <i>Alimentation animale</i>	115
d) <i>Substitution de substances chimiques synthétiques</i>	116
e) <i>Combustible solide</i>	116
f) <i>Méthanisation</i>	116
III. Données et bases théoriques de simulation des opérations unitaires et des calculs d'ACV	118
III.1. Hypothèses générales et données des corps purs.....	118
III.2. Hypothèses et données relatives aux calculs d'ACV.....	119
III.3. Chauffage et refroidissement.....	119
III.4. Compression de vapeur.....	120
III.5. Fermentation.....	120
III.6. Distillation.....	120
III.7. Évaporation.....	122
III.8. Séchage.....	123
a) <i>Sécheur à air par entraînement</i>	123
b) <i>Sécheur par vapeur d'eau surchauffée</i>	123
IV. Résultats de simulation et d'ACV des procédés.....	125
IV.1. Production d'éthanol à partir de betterave.....	125
a) <i>Résultats du scénario de référence</i>	125
b) <i>Analyse du scénario de référence et identification des variantes d'intérêt</i>	126
c) <i>Résultats d'ACV des scénarios d'étude</i>	128
IV.2. Production d'éthanol à partir de blé.....	128
a) <i>Résultats du scénario de référence</i>	128

<i>b) Analyse du scénario de référence et identification des variantes d'intérêt.....</i>	<i>129</i>
<i>c) Résultats d'ACV des scénarios d'étude.....</i>	<i>131</i>
IV.3. Production d'éthanol à partir de canne à sucre.....	131
IV.4. Production d'EMHV à partir de colza.....	132
IV.5. Intérêt des variantes vis-à-vis des filières globales.....	133
<i>a) Filière d'éthanol issu de betterave.....</i>	<i>133</i>
<i>b) Filière d'éthanol issu de blé.....</i>	<i>135</i>
<i>c) Filière d'EMHV issu de colza.....</i>	<i>136</i>
V. Analyse des coûts de production des carburants végétaux.....	138
V.1. Structure des coûts de production.....	138
<i>a) Coûts d'investissement.....</i>	<i>138</i>
<i>b) Coûts d'exploitation.....</i>	<i>138</i>
<i>c) Valorisation des co-produits.....</i>	<i>139</i>
V.2. Marché de l'énergie.....	139
V.3. Marché des produits agricoles.....	140
V.4. Analyse des résultats de coûts de production.....	142
<i>a) Production d'éthanol à partir de blé.....</i>	<i>142</i>
<i>b) Production d'éthanol à partir de betterave.....</i>	<i>143</i>
<i>c) Production d'EMHV à partir de colza.....</i>	<i>144</i>
Conclusion.....	146

Index des figures

Figure III.1 - Répartition des besoins énergétiques des procédés de transformation de la betterave, du blé et du colza, selon l'étude JRC '15 [42].....	99
Figure III.2 - Schématisation de la méthodologie d'analyse des procédés du présent chapitre.....	100
Figure III.3 - Exploitation des courbes composites.....	102
Figure III.4 - Grande courbe composite.....	102
Figure III.5 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de betterave en période de campagne.....	108
Figure III.6 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de betterave en période d'inter-campagne.....	108
Figure III.7 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de canne à sucre.....	109
Figure III.8 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de blé.....	111
Figure III.9 - Réaction de trans-estérification d'un triglycéride par le méthanol.....	112
Figure III.10 - Fonctionnement schématique du procédé de production d'EMHV à partir de colza.....	114
Figure III.11 - Schéma de fonctionnement de la distillation d'un mélange eau / éthanol.....	121
Figure III.12 - Exemple de détermination graphique du taux de reflux minimum selon la méthode de Mac Cabe et Thiele.....	122
Figure III.13 - Courbes composites du procédé de référence de production d'éthanol à partir de betterave, en période de campagne.....	127
Figure III.14 - Courbes composites du procédé de référence de production d'éthanol à partir de blé.....	130
Figure III.15 - Courbes composites du procédé de référence de production d'éthanol à partir de canne à sucre.....	132
Figure III.16 - Intérêt des variantes étudiées pour les résultats globaux d'ACV de la filière d'éthanol de betterave.....	134
Figure III.17 - Intérêt des variantes étudiées pour les résultats globaux d'ACV de la filière d'éthanol de blé.....	135
Figure III.18 - Impact des variantes étudiées sur les résultats globaux d'ACV de la filière d'EMHV de colza.....	137
Figure III.19 - Corrélation entre le prix des engrais azotés et le prix du baril de pétrole, données constatées 2002-2007.....	139
Figure III.20 - Fluctuations des prix du blé et du tourteau de soja, période 1980-2007.....	140
Figure III.21 - Fluctuations des prix de la betterave et du blé, période 1980-2006.....	141
Figure III.22 - Fluctuations des prix du colza, du blé et du tourteau de soja, période 1980-2007.....	141
Figure III.23 - Évolution des coûts de production de l'éthanol de blé en fonction du prix du baril et pour un prix du blé fixé à 150 € / t.....	142
Figure III.24 - Cartographie de la compétitivité des filières d'éthanol issu de blé et d'essence en fonction du prix du baril et du prix du blé.....	143
Figure III.25 - Évolution des coûts de production de l'éthanol de betterave en fonction du prix du baril et pour un prix de la betterave fixé à 40€ / t.....	143
Figure III.26 - Cartographie de la compétitivité des filières d'éthanol issu de betterave et d'essence en fonction du prix du baril et du prix de la betterave.....	144
Figure III.27 - Évolution des coûts de production de l'EMHV de colza en fonction du prix du baril et pour un prix du colza fixé à 230€ / t.....	145
Figure III.28 - Cartographie de la compétitivité des filières d'EMHV issu de colza et de gazole en fonction du prix du baril et du prix du colza.....	145

Index des tables

Tableau III.1 - Extrait de liste des flux de chaleur de procédé, cas de référence de la production d'éthanol à partir de betterave en inter-campagne.....	101
Tableau III.2 - Composition moyenne de la racine de betterave.....	106
Tableau III.3 - Composition moyenne de la canne à sucre.....	108
Tableau III.4 - Composition moyenne du grain de blé.....	110
Tableau III.5 - Composition des graines de colza à la récolte, moyenne française 2004-2008.....	113
Tableau III.6 - Co-produits étudiés et voies de valorisation associées.....	114
Tableau III.7 - Teneurs en matières minérales des co-produits utilisés comme amendement agricole.....	115
Tableau III.8 - Impact des engrais de synthèse.....	115
Tableau III.9 - Données relatives à la prise en compte de la valorisation des co-produits en alimentation animale.....	116
Tableau III.10 - Pouvoir calorifique des co-produits.....	116
Tableau III.11 - Données relatives à la prise en compte de la méthanisation des co-produits.....	117
Tableau III.12 - Principales caractéristiques thermodynamiques de l'eau et de l'éthanol.....	118
Tableau III.13 - Caractéristiques employées relatives aux corps autres que l'eau et l'éthanol.....	119
Tableau III.14 - Impacts d'ACV associés à l'utilisation des sources d'énergie.....	119
Tableau III.15 - Besoins énergétiques et résultats d'ACV du scénario de référence de production d'éthanol à partir de betterave.....	125
Tableau III.16 - Définition des variantes technologiques d'étude du procédé de production d'éthanol à partir de betterave.....	127
Tableau III.17 - Définition des variantes de valorisation des co-produits du procédé de production d'éthanol à partir de betterave.....	127
Tableau III.18 - Résultats d'ACV relatifs à la consommation énergétique des scénarios de production d'éthanol à partir de betterave.....	128
Tableau III.19 - Résultats d'ACV relatifs à l'émission de GES des scénarios de production d'éthanol à partir de betterave.....	128
Tableau III.20 - Besoins énergétiques et résultats d'ACV du scénario de référence de production d'éthanol à partir de blé.....	129
Tableau III.21 - Besoins énergétiques et résultats d'ACV corrigés du scénario de référence de production d'éthanol à partir de blé.....	129
Tableau III.22 - Définition des variantes technologiques d'étude du procédé de production d'éthanol à partir de blé.....	130
Tableau III.23 - Définition des variantes de valorisation des co-produits du procédé de production d'éthanol à partir de blé.....	130
Tableau III.24 - Résultats d'ACV relatifs à la consommation énergétique des scénarios de production d'éthanol à partir de blé.....	131
Tableau III.25 - Résultats d'ACV relatifs à l'émission de GES des scénarios de production d'éthanol à partir de blé.....	131
Tableau III.26 - Besoins énergétiques simulés du scénario de référence de production d'éthanol à partir de canne à sucre.....	131
Tableau III.27 - Impacts évités liés à la valorisation du tourteau de colza.....	132
Tableau III.28 - Impacts évités liés à la valorisation de la glycérine.....	133
Tableau III.29 - Définition des variantes de valorisation des co-produits du procédé de production d'EMHV à partir de colza.....	133
Tableau III.30 - Résultats d'ACV des scénarios de production d'EMHV à partir de colza.....	133
Tableau III.31 - Coûts d'investissement des procédés de référence étudiés, exprimés par capacité de production installée.....	138
Tableau III.32 - Coût de référence des matières premières non végétales.....	138

Tableau III.33 - Coût de référence équivalent des engrais par élément fertilisant.....139
Tableau III.34 - Facteurs Fbaril utilisés des produits considérés.....140

Le chapitre II précédent a montré que la phase de transformation de la biomasse en carburants liquides est une phase essentielle de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) des carburants végétaux de première génération, surtout en ce qui concerne la consommation d'énergie des filières d'éthanol. Cependant les données accessibles au sein des études existantes ne se sont pas avérées suffisantes pour identifier correctement les déterminants de l'impact de cette phase.

L'objectif de ce troisième chapitre est donc d'étudier plus précisément les procédés de production de ces carburants et d'en identifier les principales voies d'amélioration. La section I présentera la méthodologie appliquée pour atteindre ces objectifs. Les sections II et III décriront ensuite respectivement les connaissances disponibles sur les procédés actuels et les bases nécessaires à l'étude de leurs différentes étapes unitaires.

Ceci permettra de réaliser une simulation des procédés et d'identifier et étudier le potentiel, en termes d'amélioration des bilans d'ACV, de nouveaux schémas de production. Les résultats de cette analyse seront exposés à la section IV. Enfin la section V, en s'attachant à déterminer les coûts de production des carburants végétaux, visera à identifier les éléments de contexte favorables à l'émergence des variantes de procédés précédemment définies.

I. Méthodologie d'analyse

I.1. Approche appliquée

L'approche employée ici pour déterminer les voies d'amélioration des procédés est résumée schématiquement à la figure III.2, page suivante. La méthodologie se décompose en quatre phases : une analyse bibliographique identifiant la structure des procédés à étudier ainsi que les connaissances théoriques à mobiliser, une simulation des procédés de référence et des variantes d'intérêt, un bilan d'ACV limitée à la phase de transformation de la biomasse en carburants liquides, et enfin l'analyse des résultats et les conclusions.

L'ensemble de l'approche a été appliquée aux procédés de production d'éthanol alors que la phase de simulation a été exclue pour l'étude de la production d'EMHV. En effet l'intérêt de ce travail de simulation tient à son exploitation par intégration thermique. Or si le besoin en énergie thermique de la transformation de la biomasse en éthanol est un facteur clef des procédés mais également des filières dans leur ensemble (voir chapitre II, section II.4), c'est moins le cas des procédés EMHV pour lesquels ce besoin représente de l'ordre de 50 à 60 % des besoins énergétiques du procédé (voir figure III.1), phase du cycle de vie elle-même moins prépondérante que dans le cas de l'éthanol.

Rappel : la section II.4 du chapitre II a montré que la transformation de la biomasse est une phase clef des consommations énergétiques des filières d'éthanol, représentant 73 et 91 % des résultats avant affectation pour, respectivement, le blé et la betterave. A l'inverse cette grandeur n'atteint que 43 % pour l'EMHV à partir de colza.

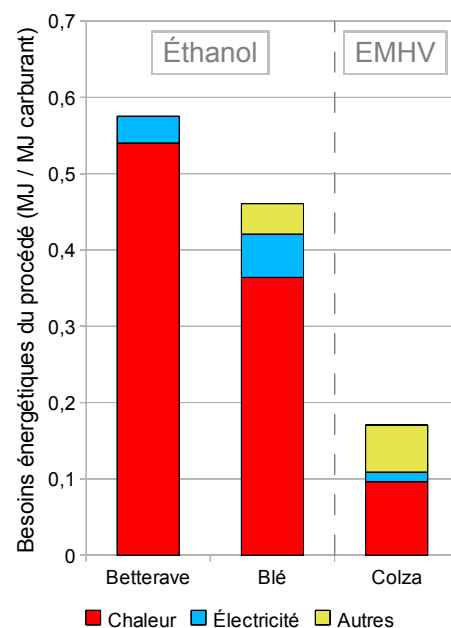


Figure III.1 - Répartition des besoins énergétiques des procédés de transformation de la betterave, du blé et du colza, selon l'étude JRC '15 [42]

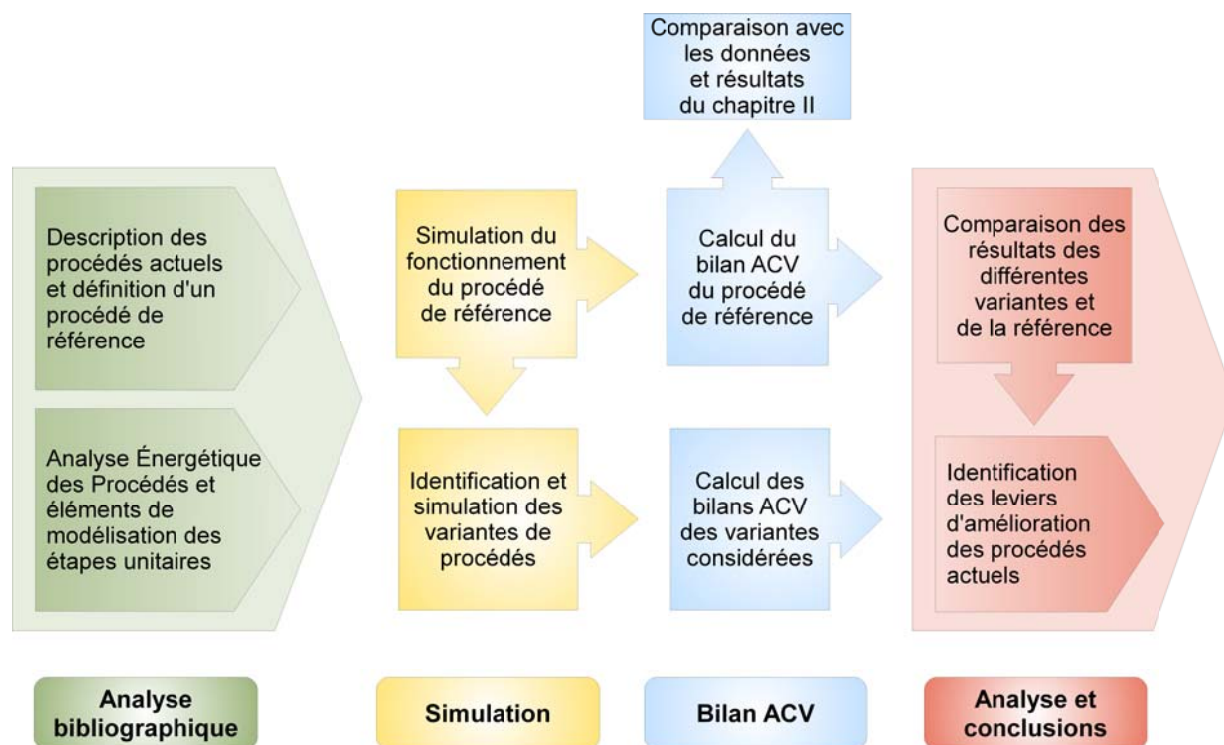


Figure III.2 - Schématisation de la méthodologie d'analyse des procédés du présent chapitre

Le premier objectif de l'analyse bibliographique est de décrire le principe de fonctionnement des procédés de transformation de la biomasse en carburants liquides de première génération, et d'identifier les technologies actuelles. Ainsi un procédé de référence est défini pour chaque filière (voir sections II.1 et II.2) et servira par la suite de base de comparaison pour les résultats d'ACV obtenus. Les éléments théoriques et les hypothèses nécessaires à la simulation des procédés à partir de leur description sont donnés à la section III.

A partir de ces connaissances, la simulation des procédés permet d'obtenir l'ensemble des flux de matière et d'énergie mis en jeu au sein des procédés étudiés. Puis, notamment selon la répartition des besoins en chaleur et des niveaux de température, les étapes unitaires essentielles sont identifiées et les variantes technologiques d'intérêt leur sont appliquées. La méthode d'Analyse Énergétique des Procédés (voir section I.2) traduit ensuite les résultats de chaque cas de simulation en besoins énergétiques globaux du site de transformation.

Remarque : compte tenu des hypothèses prises et du cadre général dans lequel cette étude s'est placée, les résultats de simulation obtenus n'ont pas la pertinence qui serait nécessaire à l'établissement d'un état des lieux précis des filières actuelles de carburants végétaux, ou à la conduite de procédés. Toutefois ces résultats sont suffisants pour distinguer des tendances et identifier les voies d'amélioration envisageables des filières de première génération.

A partir de la quantification des besoins énergétiques du site, ainsi que des quantités obtenues de co-produits, une ACV est réalisée pour chaque variante étudiée afin de définir l'impact, en termes de consommations d'énergie et d'émissions de gaz à effet de serre, des systèmes comparés. Pour chaque variante, les frontières du système comprennent le site de transformation de la biomasse et les filières de substitution des co-produits, décrites à la section II.3. La règle d'affectation employée est donc celle des impacts évités. L'indicateur de consommation d'énergie est relatif à l'énergie primaire, et celui d'émissions de gaz à effet de serre considère les trois gaz à effet de serre CO₂, CH₄ et N₂O, sur la base des Pouvoirs de Réchauffement Global définis par le quatrième rapport de l'IPCC pour un horizon de 100 ans, soit respectivement 1, 25 et 298 [110].

Les résultats d'ACV obtenus, bien que ne prenant pas en compte l'ensemble du cycle de vie des carburants végétaux mais uniquement leur phase de transformation, sont bien comparables puisque pour chaque filière, toutes les variantes mobilisent la même ressource en biomasse et produisent la même quantité de carburant, et que les éléments de contexte, variables selon les scénarios, que

constituent les différents usages des co-produits sont intégrés au sein des frontières étudiées. La comparaison de ces bilans d'ACV permet alors d'identifier les leviers d'amélioration des filières de première génération les plus pertinents, du point de vue de la consommation d'énergie et des émissions de gaz à effet de serre.

Toutefois, puisque l'impact énergie / gaz à effet de serre d'un produit n'est pas le seul critère intervenant dans un choix de procédé, les composantes des coûts de production des carburants végétaux seront abordées à la section V. En étudiant notamment les liens existants entre ces coûts et les éléments de contexte tels que le prix du baril et le cours des matières premières végétales, les conditions favorables au développement de certains schémas de production peuvent être identifiées.

I.2. Analyse Énergétique des Procédés

Les éléments d'Analyse Énergétique des Procédés présentés et utilisés ici s'appuient sur la *méthode du pincement*, issue des travaux de Linnhoff à la fin des années 70 [111, 112]. Son objectif premier est de réaliser l'intégration thermique d'un procédé et d'en identifier le réseau optimal d'échangeurs de chaleur. La première étape de la méthode est donc de lister l'ensemble des flux de chaleur du procédé étudié.

Le tableau III.1 présente un exemple d'une telle liste, extrait du cas de référence de la production d'éthanol à partir de betterave en période d'inter-campagne (voir section II.1.b). Trois types d'informations sont reportés dans le tableau III.1 : les températures initiales et finales, la quantité de chaleur mise en jeu et le caractère chaud ou froid des flux. Un flux froid désigne un besoin en chaleur tandis qu'un flux chaud traduit une disponibilité. Pour le présent travail l'enthalpie des flux est supposée évoluer linéairement en fonction de la température, ce qui n'est pas exact dans le cas des gaz réels (voir section III.1).

Tableau III.1 - Extrait de liste des flux de chaleur de procédé, cas de référence de la production d'éthanol à partir de betterave en inter-campagne

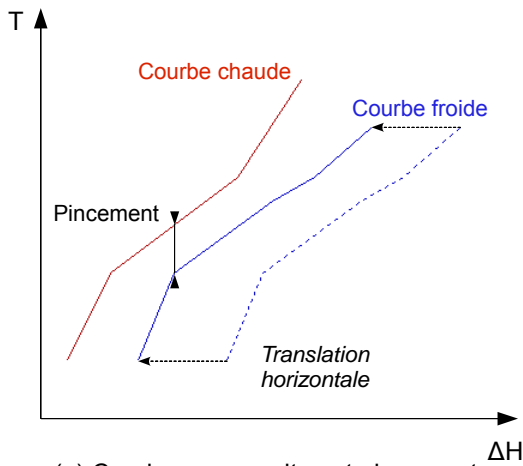
Flux	Température initiale (°C)	Température finale (°C)	Variation d'enthalpie (kJ / MJ EtOH)	
			Flux froids	Flux chauds
1 Sirop	12	35	7	
2 Eau de dilution	12	35	31	
3 Fermentation	35	35		33
4 Recycle flegmasse (vapeur)	135	85		1
...				

A partir de données telles que celles du tableau III.1 peuvent être construites les *courbes composites* du système. L'ensemble des flux chauds et froids sont respectivement agrégés en deux courbes dans un diagramme température-enthalpie (voir figure III.3, page suivante). L'abscisse du diagramme étant une variation d'enthalpie, ces deux courbes peuvent être translatées horizontalement de façon indépendante (voir figure III.3a). Puisque l'objectif du diagramme est d'identifier les échanges de chaleur possibles entre les flux chauds à refroidir et les flux froids à réchauffer, les deux courbes sont disposées de sorte que la courbe des flux froids, ou courbe composite froide, se situe au-dessous de la courbe des flux chauds, ou courbe composite chaude ; ceci traduit le fait qu'un échange de chaleur entre deux flux n'est possible que si la température du flux cédant de la chaleur est supérieure à celle du flux la recevant.

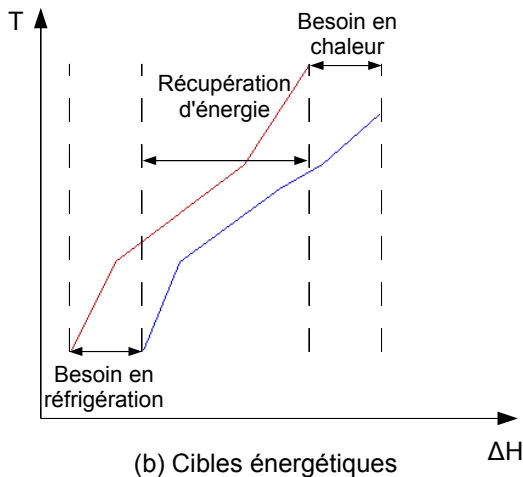
Remarque : l'extrait de données du tableau III.1 et les courbes des figures III.3 et III.4 ne sont pas liés.

Graphiquement, la gamme d'enthalpies pour laquelle la courbe chaude recouvre la courbe froide représente l'énergie qui peut être valorisée par un échange entre les deux types de flux (voir figure III.3b). Il est donc intéressant de maximiser cette quantité d'énergie et donc de décaler la courbe froide le plus possible vers la gauche. La limite théorique de ce décalage est la position pour laquelle apparaît un contact entre les deux courbes, qui supposerait un échange parfait entre les

deux flux ou une surface d'échange infinie. En pratique cependant un écart de température doit être assuré afin que le bon fonctionnement de l'échangeur de chaleur soit assuré. Cet écart de température est appelé le *pincement* (voir figure III.3a).



(a) Courbes composites et pincement



(b) Cibles énergétiques

Figure III.3 - Exploitation des courbes composites

Pour une valeur de pincement donnée, la figure III.3b permet de lire la quantité d'énergie qui peut être récupérée par échangeurs entre les flux chauds et froids, ainsi que les besoins résiduels en chaleur et en réfrigération du procédé. Ces besoins, appelés également *cibles énergétiques*, représentent une quantité d'énergie qui ne peut pas être valorisée de façon interne au procédé et doit donc être fournie par une utilité extérieure. La dénomination de cibles énergétiques rappelle que ces besoins identifiés correspondent à un réseau optimal d'échangeurs de chaleur, qui ne pourra pas toujours être mis en œuvre d'un point de vue pratique sur l'installation industrielle.

D'après la figure III.3, plus le pincement est faible, plus la chaleur valorisée au sein du procédé est importante et donc plus les cibles énergétiques sont réduites, ce qui diminue les frais de fonctionnement de l'installation industrielle. Cependant plus le pincement est faible, plus l'échange de chaleur est difficile à réaliser, ce qui implique une plus grande surface d'échange nécessaire au sein des échangeurs et donc augmente les frais d'investissement de l'installation. Le choix du pincement est ainsi le résultat d'une optimisation économique entre ces deux effets contradictoires. Le présent travail ne s'inscrivant toutefois pas dans le dimensionnement réel d'une installation industrielle, la valeur du pincement utilisée ici a été prise comme la valeur inférieure de la gamme de résultats disponibles dans la bibliographie pour ce type d'industrie, soit 10 °C pour une gamme de 10 à 20 °C [111, 112, 113].

Les courbes composites de la figure III.3 peuvent également être exploitées sous la forme d'une *courbe grande composite*, donnée en figure III.4. Pour obtenir celle-ci, chacune des courbes composites de la figure III.3 est translatée verticalement d'une valeur égale à la moitié de celle du pincement, vers le bas pour la courbe chaude et vers le haut pour la courbe froide. Pour chaque niveau de température la différence d'enthalpie entre les courbes chaude et froide ainsi décalées est reportée sur la grande courbe composite.

Cette construction permet de retrouver sur la grande courbe composite les valeurs des besoins en chaleur et en réfrigération du procédé (voir figure III.4). L'intérêt de cette représentation est notamment de pouvoir construire la fourniture d'énergie par des utilités multiples, permettant de remplir les besoins à différents niveaux de température.

Exemple : le besoin en réfrigération représente la chaleur excédentaire cumulée à partir de la température de pincement du procédé. Les courbes composites de la figure III.3 pourraient ainsi montrer que la totalité du

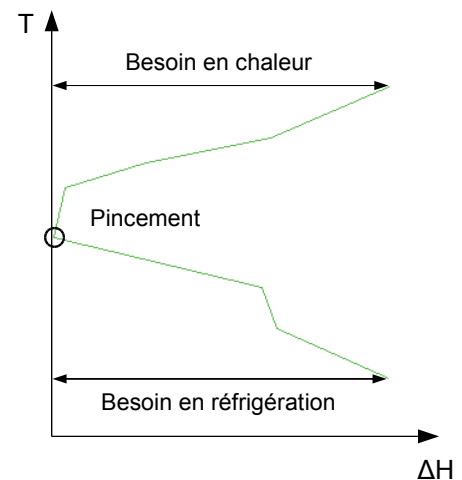


Figure III.4 - Grande courbe composite

besoin peut être apporté par un système frigorifique à la température du procédé. Cependant si le site industriel le permet, il sera généralement plus intéressant de fractionner le besoin global par une première utilité fonctionnant à l'eau de réfrigération, prélevée du milieu environnant, et une seconde utilité constituée du système frigorifique permettant de remplir le besoin résiduel ne pouvant être assurée par l'eau de réfrigération.

Pour le présent travail le logiciel *Hint*²² a été utilisé pour obtenir les courbes composites et grandes composites ainsi que les cibles énergétiques des différents procédés à partir des résultats de simulations. Compte tenu des niveaux de température rencontrés au sein des procédés étudiés (voir section II), le besoin en réfrigération a été supposé assuré par de l'eau de réfrigération disponible sur site et négligé du calcul. Le besoin en énergie thermique des procédés étudiés a été pris comme égal à la cible énergétique de l'utilité chaude.

I.3. Variantes de procédés étudiées

Les variantes étudiées des procédés peuvent être distinguées selon deux catégories : celles portant sur les technologies utilisées, et celles relevant de la valorisation des co-produits.

a) Variantes technologiques

La description des procédés actuels, donnée à la section II, montre que l'emploi de certaines technologies aujourd'hui disponibles et plus économes en termes de consommation d'énergie reste limité. En effet, le recours à la compression mécanique des vapeurs notamment est peu répandu au sein des procédés étudiés alors qu'il peut potentiellement améliorer l'efficacité de nombreuses étapes unitaires dont les évaporations, distillations ou séchages par vapeur d'eau surchauffée [115].

L'objectif de la compression mécanique des vapeurs est d'élever la température de condensation d'une vapeur en augmentant la pression. Ainsi l'énergie latente de condensation peut être valorisée à une température supérieure de celle de la vapeur initiale.

Exemple : au sein d'un évaporateur, chaque kilogramme d'eau évaporé peut potentiellement, en se condensant, fournir l'énergie nécessaire à l'évaporation d'un autre kilogramme d'eau. En pratique cependant l'écart de température nécessaire au bon fonctionnement de l'évaporateur et l'éventuel retard à l'ébullition du produit à évaporer (voir section III.7) ne permet pas cette valorisation de l'énergie contenue dans la vapeur. Une compression mécanique de la vapeur extraite de l'évaporateur permet alors de franchir cet obstacle puisqu'en élevant sa pression, la température de condensation de la vapeur d'eau augmentera également.

Les éléments théoriques relatifs à la compression mécanique de vapeurs seront exposés à la section III.4.

Le séchage par vapeur d'eau surchauffée, présenté à la section III.8.b est également une piste intéressante d'un point de vue énergétique dans le sens où il permet de valoriser plus facilement la chaleur latente de l'eau évaporée, qui peut représenter un poste important de consommation pour les procédés, que dans le cas de l'air humide issu d'un séchage traditionnel par entraînement [116].

b) Valorisation des co-produits

Les co-produits des filières de carburants végétaux, en tant que biomasse, sont susceptibles d'être valorisés théoriquement selon l'ensemble des voies présentées à la section I.3 du chapitre II : biomatériaux, biomolécules, ou bioénergie sous forme solide, liquide ou gaz. En pratique, les applications dans le domaine des biomatériaux ne possèdent pas d'exemples de valorisations dans ce cas.

A l'inverse, la valorisation énergétique des co-produits est envisageable sous toutes ses formes :

- bien qu'aujourd'hui inexistante à l'échelle industrielle, la production de carburants liquides à partir des co-produits pourrait être mise en place lorsque les technologies seront matures et constituerait une hybridation des procédés entre la première et la deuxième générations (voir chapitre II, sections I.3 et I.4),

²² *Hint* est un logiciel éducatif non-commercial développé par l'Université de Valladolid, Espagne [114]. La version actuelle au moment de ces travaux et donc utilisée ici est la 2.2.

- lorsque l'humidité des co-produits le permet, ceux-ci peuvent être valorisés en tant que combustibles solides, comme cela est déjà le cas pour la bagasse issue de la production d'éthanol à partir de canne à sucre (voir section II.1.c), ou pour les régimes de fruits vides issus de l'extraction de l'huile de palme [97] ; la combustion peut également être envisagée après un séchage des co-produits, toutefois son intérêt doit alors être étudié en comparant l'énergie récupérée à celle nécessaire au séchage,
- certains co-produits, tels que les vinasses de distillation de l'éthanol, se présentent sous la forme d'effluents relativement pauvres en matières sèches ; la valorisation sous forme humide de ces co-produits, par méthanisation, apparaît alors comme une voie de valorisation énergétique potentiellement intéressante et est d'ores et déjà étudiée et testée sur certaines installations [8, 117].

Enfin, l'application dans le domaine des biomolécules, au sens large, c'est-à-dire lorsque les co-produits sont valorisés pour certains composants d'intérêt, est aujourd'hui la plus répandue. Le type de valorisation en lui-même est très variable et dépend du constituant ciblé :

- des éléments minéraux, dont notamment l'azote N, le phosphore P et le potassium K : la récolte de la matière première agricole constitue une exportation de matières minérales pour les terres cultivées ; le retour des co-produits riches en ces éléments au sol représente donc une valorisation intéressante aujourd'hui largement répandue [117, 118],
- des éléments d'intérêt nutritionnel tels que les protéines ou les matières grasses : selon la qualité de la matière agricole initiale et les dégradations et traitements subis au cours du procédé, certains co-produits peuvent présenter des caractéristiques propices à une valorisation en alimentation animale [119], ou
- des composés chimiques particuliers à haute valeur ajoutée : certains co-produits contiennent, à des puretés plus ou moins grandes, des composés chimiques d'intérêt qui peuvent alors être intéressants à valoriser ; l'exemple sans doute le plus significatif d'une telle valorisation est la substitution, par la glycérine issue de la trans-estérification des huiles végétales par le méthanol lors de la production d'EMHV, de la glycérine synthétique utilisée notamment en cosmétique et pour la synthèse d'additif alimentaire [8].

D'après ces éléments et les pratiques actuelles (voir section II suivante), les variantes de valorisation des co-produits considérées ici sont les utilisations en tant qu'amendements agricoles, aliments pour bétail, substituts pour la chimie, combustibles solides et substrats de méthanisation. La section II.3 présentera les éléments techniques nécessaires à l'étude de ces différentes valorisations. Les éléments économiques, essentiels au choix de la valorisation, seront abordés à la section V.

II. Description des procédés

II.1. Filières de production d'éthanol

Comme vu à section I.4 du chapitre II, le principe de base des procédés de production d'éthanol de première génération est d'accéder aux sucres disponibles au sein des plantes afin de servir de substrat de fermentation à des levures, qui produiront alors cet alcool. Ces sucres peuvent être directement disponibles au sein de la plante, comme le saccharose de la betterave ou de la canne à sucre, ou stockés sous forme de polymères de glucose, comme l'amidon des céréales telles que le blé ou le maïs.

a) Étapes communes de production d'éthanol

La fermentation est généralement assurée par des levures du genre des *Saccharomyces* [8, 120], qui vont permettre la décomposition des sucres en éthanol C_2H_5OH d'une part et en dioxyde de carbone CO_2 d'autre part (voir section III.5). Leur température optimale de production est de l'ordre de 30 à 35 °C [8]. En outre la fermentation, en tant que pendant anaérobie de la respiration, s'accompagne d'un dégagement d'énergie, qui nécessite alors la mise en place d'un système de refroidissement afin de maintenir la température dans les cuves de fermentation.

L'éthanol est un inhibiteur de l'activité des levures. Par conséquent, le Titre Alcoométrique Volumique²³, ou TAV, du vin en sortie des fermenteurs dépasse rarement 10 à 12 % [8]. Or l'utilisation de l'éthanol pour la combustion nécessite que celui-ci soit anhydre, c'est-à-dire présentant un TAV d'au moins 99,8 %, afin d'éviter des problèmes de démixtion ultérieurs, lors du mélange de l'éthanol avec une base essence [8, 120]. Par conséquent, après un recyclage des levures, permis par une centrifugation ou une filtration du vin [8], l'alcool doit être séparé.

La difficulté du mélange eau / éthanol est que celui-ci forme un azéotrope à un pourcentage molaire en éthanol de 89,43 % à pression atmosphérique [115], soit un TAV de 96,47 %. L'obtention de l'éthanol anhydre à partir du vin de fermentation doit donc se faire en deux étapes. La première est une distillation classique, permettant de produire un flegme présentant un TAV de plus de 90 %, généralement de l'ordre de 93 % [8]. Pour le présent travail la technologie de référence est une distillation double effet, avec une colonne à pression atmosphérique et l'autre en dépression [8, 120].

Le résidu de la distillation, appelé *vinasse*, est un effluent liquide constitué majoritairement de l'eau séparée de l'alcool mais également d'une part non négligeable de matières sèches dont notamment les matières organiques non fermentescibles issues de la matière végétale initiale. Selon le contexte, cette vinasse sera généralement recyclée au sein du procédé ou traitée afin de constituer un co-produit intéressant du système.

La seconde étape de déshydratation de l'éthanol doit permettre de purifier celui-ci au-delà de l'azéotrope. Très souvent cette déshydratation se fait par une distillation azéotropique [115, 8, 120]. Le principe de cette technique est d'introduire un troisième composé, très généralement le cyclohexane, qui modifie l'azéotrope eau / éthanol. Ceci permet d'obtenir l'éthanol anhydre mais nécessite une séparation ultérieure et un recyclage du composé supplémentaire.

Toutefois la technologie de référence considérée dans le présent travail est la déshydratation sur tamis moléculaires, méthode plus récente et généralement choisie pour les nouvelles installations [115, 8, 120]. Dans ce cas le flegme issu de la distillation, extrait sous forme vapeur, est surchauffé, généralement à une température de 135 °C, puis envoyé sur les tamis, composés de zéolithes sur lesquelles s'adsorbent les molécules d'eau [115].

Afin d'assurer un fonctionnement en continu, le système est constitué de deux tamis en parallèle, ce qui permet que l'un assure la déshydratation tandis que l'autre est régénéré, selon des

²³ Le TAV d'un mélange eau / alcool est défini comme le pourcentage volumique d'alcool dans le mélange à une température de référence de 20 °C.

cycles de l'ordre de 7 à 8 minutes. Un prélèvement en phase gazeuse, de l'ordre de 20 %, de l'éthanol déshydraté produit est injecté dans le tamis en régénération, mis sous une pression de 0,14 bar, ce qui permet de réaliser la désorption des molécules d'eau. La vapeur ainsi produite, riche en éthanol, est recyclée en distillation [115].

b) *Éthanol ex betterave*

La betterave sucrière (*Beta vulgaris* L.) est une plante bisannuelle, c'est-à-dire que l'ensemble de son cycle de croissance s'accomplit en deux ans : une première année végétative de croissance et de développement des réserves racinaires, et une seconde reproductive de montaison et de floraison [121]. Son exploitation par l'industrie sucrière remonte au début du XIX^e siècle, promue par Napoléon Bonaparte pour combler l'insuffisance en sucre de canne due aux blocus maritime et continental qui opposent français et anglais [122]. La récolte a lieu dès la fin de la première année du cycle, avant que le sucre stocké ne soit consommé par la plante.

La betterave sucrière est généralement semée aux mois de mars-avril, et la racine récoltée de la fin du mois de septembre à la fin du mois de novembre [121]. Les feuilles et collets, comptant approximativement pour 50 % de la masse de racines, soit une production de l'ordre de 3 à 4 t / ha, et présentant une teneur en matière sèche de moins de 20 %, sont généralement laissés au champ voire utilisés, directement ou après ensilage, en alimentation animale [121, 123].

La composition moyenne de la racine de betterave, utilisée dans le présent travail, est donnée dans le tableau III.2 [42, 8, 120, 43]. Compte tenu de sa forte teneur en eau, propice à un développement de micro-organismes, la betterave ne peut être conservée durablement en tant que telle. Ceci induit un fonctionnement particulier des sucreries et sites de production d'éthanol à partir de betterave, en deux phases : la campagne, coïncidant avec la récolte et d'une durée prise ici de 90 jours [42, 117], et l'inter-campagne pendant le reste de l'année. Au cours de la campagne, tout le sucre des betteraves est extrait en un jus, dont une partie est utilisée pour la production de sucre ou d'éthanol, et dont l'autre partie est concentrée en un sirop qui est stocké. Durant l'inter-campagne ce sirop constitue la matière première du site.

Tableau III.2 - Composition moyenne de la racine de betterave

Constituant	Teneur massique
Eau	75 %
Saccharose	15 %
Non-sucre	10 %

Dans le cadre du présent travail, aucune production de sucre n'a été considérée, et la simulation effectuée du procédé se limite donc aux étapes directement liées à l'éthanol. Bien que déjà pris en compte dans d'autres études [42, 43, 84], ceci ne correspond pas à la pratique actuelle et entraîne plusieurs différences [83, 124] :

- modification du schéma thermique et par conséquent moindre intégration possible entre les flux,
- pas de production d'égout pauvre de deuxième jet, ou EP2, issu de la cristallisation du sucre et utilisé comme substrat de fermentation pour la production d'éthanol, et
- pas de gestion de la co-production sucre / éthanol.

Contrairement aux approches existantes [83, 124, 105, 82] il est important de préciser que, du point de la méthodologie de l'ACV, ce dernier élément ne nécessite pas de mettre en œuvre une méthode de résolution d'un problème d'affectation. En effet, la co-production sucre / éthanol constitue un cas de procédé combiné, c'est-à-dire que le ratio entre leurs volumes de production est fixé en fonction du contexte et non de contraintes physiques ou chimiques telle qu'une stœchiométrie de réaction. En accord avec les éléments présentés au chapitre I (voir section III.2.a du chapitre I et annexe B), cette multi-fonctionnalité peut être prise en compte par une évaluation de l'évolution des impacts globaux du procédé due à une modification marginale autour d'un point de fonctionnement donné. Le présent travail et donc la description suivante se placent dans un cas extrême de point de fonctionnement, sans production de sucre.

Pendant la campagne, les betteraves qui arrivent sur le site de production sont tout d'abord lavées et découpées en *cossettes*. Les eaux de lavage, dans lesquelles de la matière organique s'est dissoute pendant le lavage, peuvent présenter des Demandes Chimiques en Oxygène²⁴, ou DCO, de l'ordre de quelques grammes par litre après décantation. Elles sont généralement envoyées en lagunage, voire valorisées par méthanisation [117, 125].

Le sucre contenu dans les cossettes de betterave est extrait par diffusion. La température de cette étape, qui doit permettre un compromis entre une bonne diffusion du sucre et une extraction limitée d'impuretés, est généralement de 72 à 74 °C. Les cossettes épuisées, appelées pulpes, humides à plus de 90 %, sont ensuite pressées, pour atteindre une teneur en matières sèches MS de l'ordre de 25 %. Si ces pulpes pressées peuvent être utilisées en alimentation animale directement ou après ensilage, elles peuvent également être séchées, jusqu'à une teneur en MS de l'ordre de 90 %, afin de garantir leur bonne conservation [8, 125, 126]. Pour le présent travail il a été considéré que la totalité des pulpes est séchée, à l'aide d'un sécheur à vapeur d'eau surchauffée. Son utilisation est couplée à l'atelier d'évaporation du sirop (voir plus loin), la vapeur saturée extraite du sécheur étant valorisée au sein du premier effet de l'évaporation.

Comme indiqué précédemment, le jus de diffusion est ensuite divisé en deux flux distincts : tandis qu'une partie est utilisée pour la production d'éthanol (voir section II.1.a), l'autre est épurée puis concentrée afin d'être utilisée en inter-campagne, l'objectif étant d'assurer une production continue d'alcool tout au long de l'année. Les vinasses issues de la distillation du vin de fermentation sont recyclées en diffusion [117].

Le jus de diffusion nécessite d'être épuré avant de pouvoir être concentré. En effet il contient de nombreuses impuretés qui nuiraient à l'étape d'évaporation et dégraderaient la qualité du sirop. Cette épuration se fait principalement grâce à un traitement à la chaux : en hydratant de la chaux vive CaO par le jus de diffusion puis en faisant subir à celui-ci une carbonatation, cette chaux va précipiter et piéger les impuretés. Le calcaire CaCO₃, décomposé dans un four à chaux, permet de fournir les deux composés nécessaires à ce traitement, soit la chaux CaO et le dioxyde de carbone CO₂ pour la carbonatation, réalisée généralement en deux fois. Le précipité contenant la chaux et les impuretés peut être séparé du jus épuré par décantation ou filtration ; les boues alors obtenues constituent les *écumes*, qui sont séchées dans de grands bassins pour être vendues comme fertilisant en inter-campagne [125].

Le jus épuré est ensuite concentré pour atteindre une teneur en MS de l'ordre de 68 %. Cette étape d'évaporation se fait généralement en multiple effets [125] ; le scénario d'étude de référence prend en compte un évaporateur à cinq effets. Pendant l'inter-campagne, ce sirop, très concentré en sucre, nécessite d'être dilué afin que la concentration en éthanol du vin de fermentation soit compatible avec la tolérance des levures (voir section II.1.a). Les vinasses obtenues lors de la distillation de ce vin sont généralement concentrées jusqu'à une teneur en MS de 65 %, afin d'être vendues comme fertilisant [117, 127]. La technologie employée dans le scénario de référence pour cette concentration est une évaporation double effets combinée à une compression mécanique de vapeurs.

L'ensemble des étapes unitaires simulées du scénario de référence est donné aux figures III.5 et III.6 pour, respectivement, le fonctionnement en campagne et celui en inter-campagne.

24 La DCO d'un effluent est la quantité d'oxygène, en mg / L, nécessaire à l'oxydation des matières organiques de celui-ci.

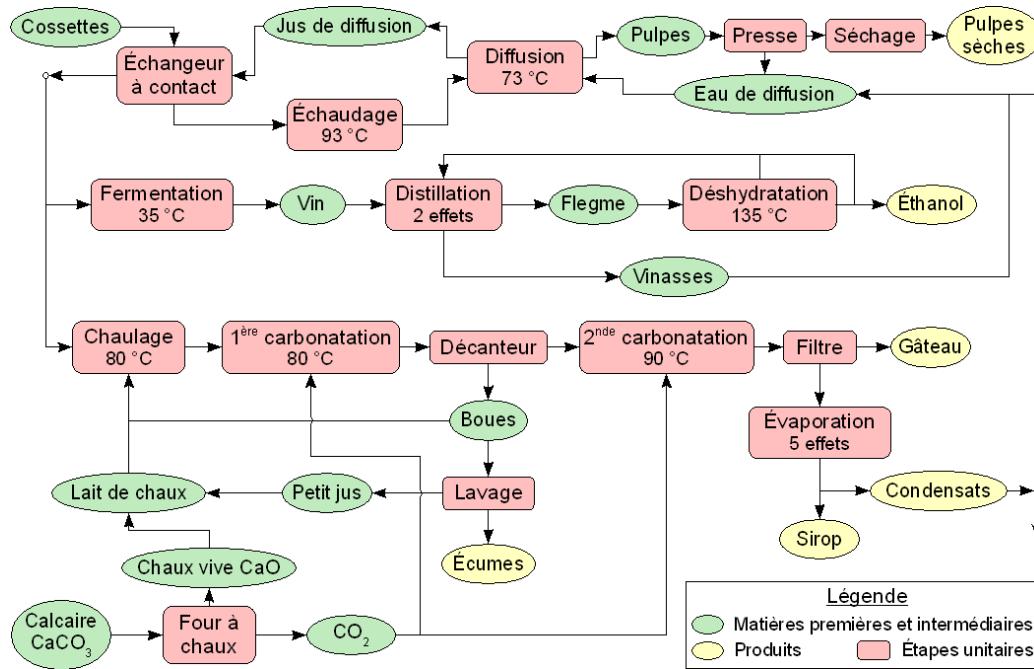


Figure III.5 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de betterave en période de campagne

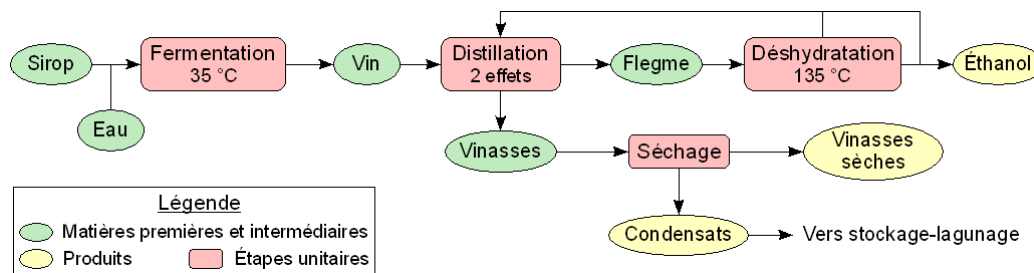


Figure III.6 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de betterave en période d'inter-campagne

c) *Éthanol ex canne à sucre*

La canne à sucre (*Saccharum officinarum* L.) est une plante pérenne cultivée en zones tropicale ou subtropicale, entre le 30° parallèle sud et le 37° parallèle nord [128], soit approximativement les latitudes extrêmes du continent africain. Avec 1590 Mt produits en 2007, c'est la première production végétale du monde, devant le maïs dont les tonnages sont environ deux fois moindres [129].

Les itinéraires culturels varient grandement selon les conditions locales, mais la récolte, ou *coupe*, a toujours lieu au cours de la saison sèche, pendant laquelle la richesse en sucre est plus importante. Ceci définit la période de campagne, celle d'inter-campagne correspondant à la saison des pluies. C'est au cours de cette dernière qu'ont généralement lieu les premières plantations. La canne est ensuite coupée environ tous les ans, pendant quatre à plus de dix ans, selon l'évolution des rendements, décroissant avec les années [128].

Tableau III.3 - Composition moyenne de la canne à sucre

Constituant	Teneur massique
Eau	70 %
Saccharose	14 %
Fibres	14 %
Non-sucre	2 %

La composition moyenne de la canne récoltée, utilisée dans le présent travail, est donnée dans le tableau III.3 [8, 128, 130, 131, 132]. La forte teneur en eau des tiges induit, de la même façon que pour la betterave, leur mauvaise conservation, et la biomasse récoltée est traitée en usine au maximum quelques jours après la coupe. Toutefois du fait de la plus longue durée de la période de campagne, coïncidant avec la saison sèche, et de l'adéquation

pendant celle-ci entre les coupes et l'approvisionnement de l'usine, cette dernière peut être arrêtée en inter-campagne, ce qui n'implique qu'un seul mode de fonctionnement [125, 128].

La production de sucre et d'éthanol à partir de canne à sucre peut se faire de façon couplée ou non : au Brésil, d'après les données du Ministère de l'Agriculture, 16 sites de production de sucre uniquement, 159 d'alcool et 248 mixtes ont été recensés au 4 août 2009 [133]. De la même façon que pour le procédé relatif à la betterave (voir section b précédente), seul le schéma de production exclusive d'éthanol est étudié ici.

Après avoir été lavée à l'eau à 30 °C, la canne est déchiquetée afin de faciliter l'extraction du sucre [125, 130]. Celle-ci est réalisée mécaniquement par des moulins à rouleaux, où la canne circule à 35 °C à contre-courant d'une eau d'extraction [130, 131]. Les résidus de canne épuisés, contenant principalement les fibres des tiges, constituent la bagasse, à environ 50 % de teneur en eau, qui sert de combustible sur le site [8, 130, 131, 132].

Afin de débarrasser le jus brut d'extraction de ses impuretés, celui-ci est traité par ajout de faibles quantités d'agents chimiques tels que la chaux CaO et l'acide phosphorique H₃PO₄ [125, 130, 131]. En portant le mélange à 105 °C, une précipitation a lieu et une filtration permet d'obtenir un gâteau à 70 % de MS, utilisé comme amendement, et un jus purifié [125, 130, 131, 132, 134].

Ce jus clair, après refroidissement, peut servir de base à la fermentation en éthanol (voir section II.1.a). La vinasse obtenue après distillation du vin présente de faibles teneurs en matières sèches et est alors généralement soit traitée comme un effluent, pour lequel il faudra alors notamment neutraliser sa DCO avant rejet, soit utilisée directement en irrigation des champs de canne [130, 131, 132].

L'ensemble des étapes unitaires simulées du scénario de référence est donné à la figure III.7. Il est à noter que l'efficacité énergétique des procédés existants de production d'éthanol à partir de canne à sucre peut s'avérer plus faible, de par les équipements ou les technologies employés, que celles relatives à l'exploitation de la betterave ou du blé [131]. Toutefois, afin de traiter les procédés de la même façon, cette éventuelle différence n'a pas été prise en compte et des technologies comme la déshydratation sur tamis moléculaires ont été conservées comme référence.

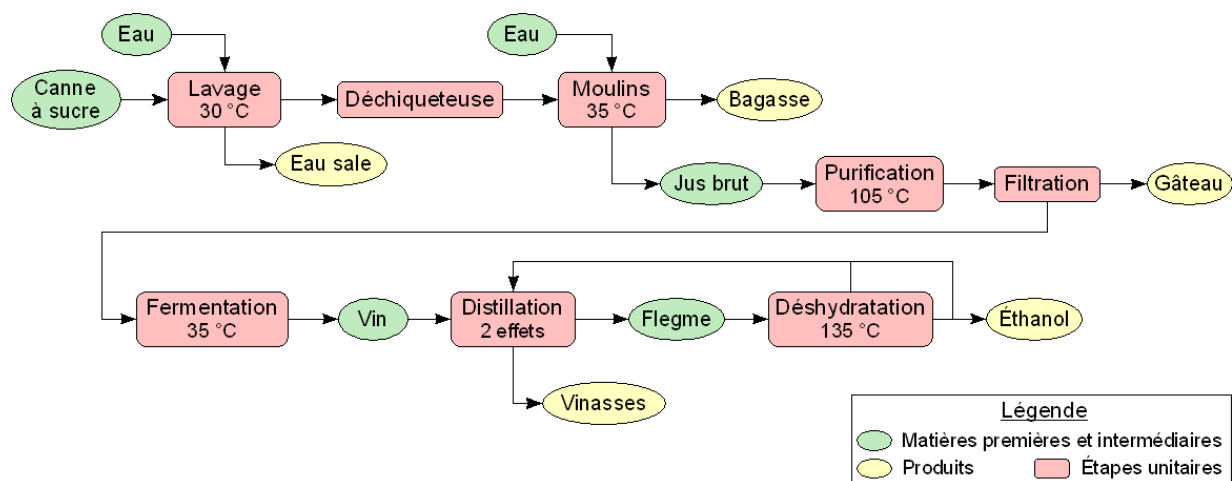


Figure III.7 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de canne à sucre

d) Éthanol ex blé

Le blé tendre (*Triticum aestivum* L. ssp. *aestivum*) est une plante annuelle implantée sur l'ensemble des continents. De façon générale, le blé est la plante présentant la plus grande surface cultivée dans le monde, devant deux autres céréales, le maïs et le riz [129]. Le blé tendre est apparu il y a plus 8000 ans par hybridation naturelle dans les champs cultivés par l'homme, et constitue aujourd'hui, avec le blé dur (*Triticum turgidum* L. ssp. *durum*), l'une des deux espèces de blé principalement exploitées [122].

La durée du cycle végétatif dépend de la variété considérée : le blé tendre dit de printemps est semé à la fin de l'hiver, et le blé dit d'hiver, nécessitant environ huit semaines à des températures inférieures à 8 °C, est semé dès l'automne. Tous deux cependant sont récoltés à maturité du grain pendant l'été [122].

Le rendement en grains est très variable selon les régions : d'une moyenne mondiale comprise entre 2,7 et 2,9 t/ha de 2000 à 2007, il peut atteindre 9 voire 10 t/ha dans les bonnes régions [83, 129, 85]. La composition moyenne du grain utilisée pour le présent travail est donnée dans le tableau III.4 [42, 8, 135].

Tableau III.4 - Composition moyenne du grain de blé

Constituant	Teneur massique
Amidon	65 %
Eau	16 %
Autres	19 %

La production de grain s'accompagne de celle de paille, représentant environ 11 à 12 t/ha en France, dont environ la moitié, compte tenu de la hauteur de coupe nécessaire et des pertes, ne peut être récoltée [136]. La teneur massique en matière sèches de cette paille est, à la récolte, généralement assez élevée, de l'ordre de 85 à 88 % [136, 137]. Pour le présent travail il sera supposé que 6 t/ha de paille à 85 % MS peuvent être récoltées pour une production en grains de 9 t/ha. Toutefois le scénario de référence considèrera que cette paille est laissée au champ et enfouie.

La transformation des céréales en éthanol peut se faire selon deux types de procédés. Le premier, dit *wet milling*, cherche tout d'abord à extraire certains constituants du grain, tels que le contenu huileux, les fibres ou les protéines, en quantités variables selon la matière première et le contexte économique. L'amidon contenu dans le résidu est ensuite transformé en éthanol selon le même principe que le second type de procédé, dit *dry milling*, qui vise plus spécifiquement à produire de l'éthanol. Compte tenu de l'essor de la production d'éthanol pour la carburation, ce dernier type de procédé est aujourd'hui principalement mis en place et sera donc étudié dans ce travail [8].

Selon celui-ci le blé est tout d'abord réduit mécaniquement en une mouture, généralement par des broyeurs à marteaux. Puis celle-ci est empâtée à 45 °C, à l'aide d'une partie recyclée des vinasses clarifiées de distillation obtenues plus loin dans le procédé [138].

Ce moût empâté est liquéfié à l'aide d'enzymes à une température généralement comprise entre 90 et 110 °C, ici prise à 100 °C, ce qui permet d'obtenir une suspension contenant entre 20 et 40 % MS, ici pris à 30 %. Un second type d'enzyme réalise ensuite, à 60 °C, l'hydrolyse, appelée couramment saccharification, de l'amidon en glucose [113, 8, 138, 139]. Le moût saccharifié obtenu peut alors être fermenté et l'éthanol résultant distillé et déshydraté selon les principes exposés à la section II.1.a.

Les vinasses issues de la distillation de l'éthanol sont traitées afin d'être vendues en alimentation animale sous forme de granulés. Pour cela la matière sèche est tout d'abord séparée mécaniquement par centrifugation. Il est estimé ici que 40 % de la masse de matières sèches sont concentrés en drêches humides, atteignant une teneur en MS de 30 % [138]. Après cette séparation les vinasses clarifiées sont pour une part, prise ici de 40 % [138], recyclées en empâtage, et pour l'autre part envoyées en concentration multiple effets. Pour une meilleure efficacité du procédé, la vapeur issue de cette étape est valorisée au niveau de la distillation [113, 8].

Ces vinasses concentrées à une teneur en MS de 30 % sont alors, avec les drêches humides, séchées dans un sécheur fonctionnant au gaz naturel jusqu'à une teneur en MS de 92 % [113, 135, 138].

L'ensemble des étapes unitaires simulées du scénario de référence est donné à la figure III.8.

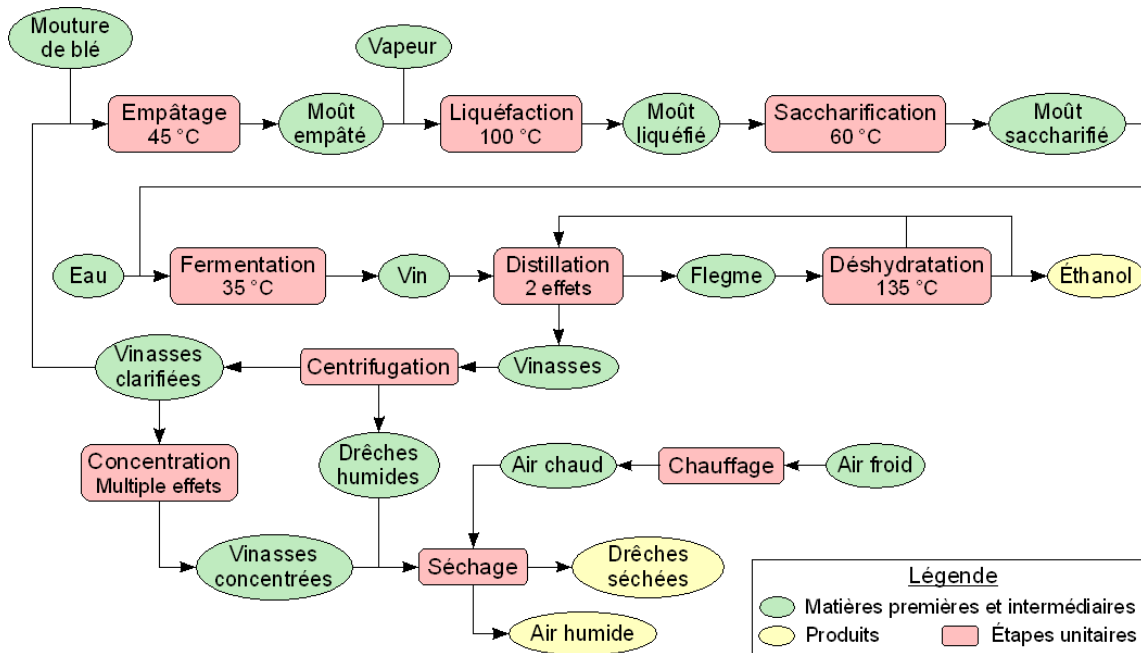


Figure III.8 - Fonctionnement schématique du procédé de référence de production d'éthanol à partir de blé

II.2. Filières de production d'EMHV

Les procédés de première génération d'exploitation des plantes oléagineuses consistent tout d'abord à en extraire les lipides afin d'obtenir une huile. Cette huile peut constituer, sous conditions de traitements plus ou moins poussés voire d'adaptations des moteurs, un carburant liquide pouvant se substituer au fioul ou au gazole [8, 140]. Le présent travail ne considérera cependant pas plus en détail ce type de filières mais la production d'EMHV.

La section a présente le processus d'obtention d'EMHV à partir de lipides. Les principes de cette description peuvent être généralisés à tous types d'huiles végétales, voire aux huiles alimentaires usagées ou aux graisses animales. La section b s'attachera plus particulièrement au procédé relatif au colza et à l'obtention d'une huile propre à être trans-estérifiée.

a) Trans-estérification des huiles végétales

Une huile végétale contient de nombreux types différents de lipides, dont la majorité appartient à la catégorie des acides gras, c'est-à-dire des chaînes carbonées contenant de 4 à 26 atomes de carbone, généralement en nombre pair, et présentant une fonction acide carboxylique $-COOH$ [141]. Les deux principales caractéristiques des acides gras sont leur longueur de chaîne et leur degré d'insaturation, correspondant dans ce cas au nombre de doubles liaisons de la chaîne carbonée ; l'acide est dit saturé si ce degré est nul, monoinsaturé s'il vaut 1 et polyinsaturé dans les autres cas.

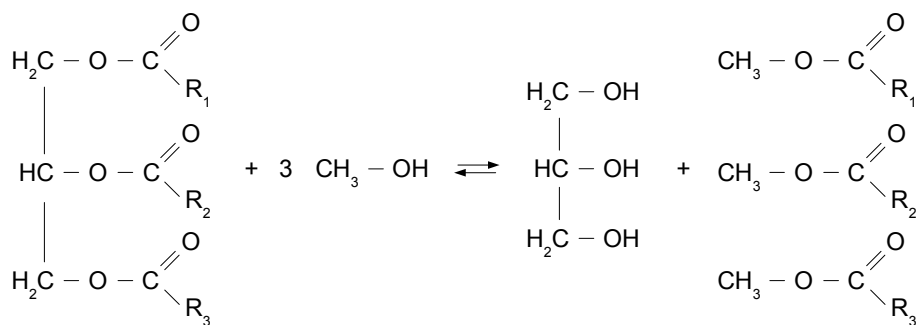
Notation symbolique : la notation la plus simple d'un acide gras rappelle la longueur de la chaîne carbonée et son degré d'insaturation. Ainsi, l'acide linoléique, acide gras présentant une chaîne à 18 atomes de carbones et un degré d'insaturation de 2, et principal constituant de l'huile de tournesol, est noté de façon symbolique C18:2 [8, 141].

Les notations symboliques plus complètes indiquent notamment la position des doubles liaisons.

La composition en acides gras des huiles végétales dépend de la plante considérée, et influe sur ses caractéristiques et son comportement en moteur. Ainsi, le point d'écoulement, déterminant pour la tenue à froid, et l'indice de cétane, lié au délai d'auto-inflammation du carburant, d'une huile végétale sont intimement liés à la longueur de ses chaînes et de leur degré d'insaturation [8, 141, 142]. Ces phénomènes expliquent notamment les difficultés en carburation rencontrés aux températures européennes avec l'huile de palme ou l'ester méthylique associé [8].

Les huiles végétales ne contiennent que très peu d'acides gras à l'état libre, au profit de formes estérifiées tels que les triglycérides, représentant généralement 95 à 98 % de la masse des huiles [8, 141]. Un *triglycéride* est un composé chimique issu d'un glycérol dont les trois fonctions alcool ont été estérifiées par des acides gras. Le glycérol est également appelé *glycérine*.

Le principe de la trans-estérification d'une huile végétale est de produire, à partir des esters que sont les triglycérides et d'un alcool, de nouveaux esters, selon la réaction globale représentée à la figure III.9 ; ceci a pour conséquence de diminuer fortement la viscosité de l'huile initiale [8, 142]. Dans le cas des EMHV, cet alcool est le méthanol, mais des techniques ayant recours à l'éthanol et donc produisant des Esters Éthyliques d'Huile Végétale (EEHV) sont en développement [8].



Triglycéride + 3 Méthanol \rightleftharpoons Glycérol + Esters méthyliques

Figure III.9 - Réaction de trans-estérification d'un triglycéride par le méthanol

La réaction générale donnée en figure III.9 se décompose en réalité en trois réactions intermédiaires de trans-estérification, au cours desquelles les triglycérides sont consécutivement transformés en diglycérides, monoglycérides et enfin glycérol. Chacune de ces réactions est réversible et cette étape de production d'EMHV se fait donc, au niveau industriel, en présence d'un excès de méthanol et d'un catalyseur. Si de nombreux types de catalyseurs peuvent être utilisés pour la trans-estérification des huiles végétales, les catalyseurs basiques tels que le méthanolate de sodium CH_3ONa , la soude NaOH , voire la potasse caustique KOH , sont aujourd'hui préférentiellement utilisés, pour les bons rendements en EMHV et vitesses de réaction obtenus et pour leur coût limité [8, 142, 143, 144].

La principale réaction pouvant concurrencer la trans-estérification est la saponification des acides gras, c'est-à-dire leur transformation en savons par hydrolyse en milieu basique. Afin de limiter cette réaction et la consommation de catalyseur, la présence d'eau et d'acides gras libres doit être limitée autant que possible pendant la trans-estérification, ce qui implique généralement un traitement préalable de l'huile (voir section b suivante pour le cas du colza) [8, 142]. En fonction du catalyseur retenu et de la pureté des réactifs, la trans-estérification est alors réalisée à une température pouvant varier de 45 à 85 °C, en présence du méthanol en quantité simple à double des conditions stœchiométriques et jusqu'à 1 %, en masse, de catalyseur [8, 142, 143, 144]. Le rendement massique en esters est alors généralement supérieur à 98,5 % [8].

En sortie des réacteurs de trans-estérification, la phase organique contient donc l'EMHV mais aussi du glycérol, du méthanol et du catalyseur. Afin d'être purifié et de respecter les spécifications, l'EMHV subit généralement un lavage à l'eau avant d'être séché à 140 °C à une pression de l'ordre de 0,04 à 0,06 bar. Le catalyseur contenu dans les eaux de lavage et la glycérine est neutralisé par un ajout d'acide, puis le mélange est distillé, ce qui permet notamment de recycler le méthanol et d'obtenir une glycérine pure à 80 à 90 % [8].

b) EMHV ex colza

Le colza (*Brassica napus* L. var. *napus*) est une plante annuelle cultivée pour la teneur en huile de ses graines, vraisemblablement implantée en Europe depuis le XVe siècle. Concurrencée par d'autres oléagineux tels qu'aujourd'hui le soja ou le palmier à huile, ou il y a un siècle l'arachide ou

l'olivier, la production de colza a fluctué au cours de l'histoire en fonction notamment du contexte géopolitique [122]. En 2007 les plus grands producteurs de colza sont la Chine (10,4 Mt), le Canada (9,5 Mt), l'Inde (7,4 Mt), l'Allemagne (5,3 Mt) et la France (4,6 Mt) [129].

De la même façon que le blé tendre (voir section II.1.d), le colza possède deux types de variétés dont dépend la durée du cycle végétatif : en France, le colza d'hiver est semé de fin août à fin septembre et récolté en juillet, tandis que le colza de printemps, ne nécessitant pas de période de vernalisation mais plus sensible au froid, est généralement semé au mois de mars et récolté en août-septembre [145]. Les rendements obtenus sont très variables à l'échelle mondiale mais également entre grands producteurs : de 2000 à 2007, ceux-ci sont de l'ordre de 1 t / ha en Inde, compris entre 1,2 et 1,8 t / ha en Chine et au Canada, et atteignent 2,7 à 4,1 t / ha en France et en Allemagne [129].

La composition moyenne de la graine de colza, issue de mesures à la récolte en France pour les cinq années 2004-2008, est donnée dans le tableau III.5 [145]. L'objectif du procédé de production d'huile végétale de colza est d'isoler le contenu lipidique de ces graines afin de pouvoir l'estérifier par la suite (voir section a précédente) ; ceci se fait en trois étapes : la trituration, l'extraction et le raffinage.

Tableau III.5 - Composition des graines de colza à la récolte, moyenne française 2004-2008

Constituant	Teneur massique
Lipides	43 %
Protéines	19 %
Eau	8 %
Autres	30 %

La trituration vise à retirer mécaniquement un maximum d'huile des graines. Pour cela celles-ci sont cuites puis pressées, ce qui permet d'obtenir une huile brute et un tourteau gras, contenant encore de 12 à 15 % d'huile en masse. Afin de diminuer les pertes en huile, une extraction au n-hexane de l'huile résiduelle du tourteau est réalisée [8]. Le tourteau de colza, débarrassé des lipides de la graine, est relativement riche en protéines et est donc très généralement utilisé comme aliment animal, en substitution d'autres tourteaux comme ceux de soja [8, 42, 145].

L'huile brute obtenue après extraction contient un certain nombre d'impuretés et de composés qui pourront perturber ultérieurement l'étape de trans-estérification ; le raffinage a alors pour objectif d'améliorer la qualité de l'huile en éliminant notamment les phospholipides et les acides gras libres. L'élimination des phospholipides est basée sur leur caractéristique de précipiter en présence d'eau ; l'étape de démulcination vise à accélérer ce phénomène en ajoutant à l'huile de l'acide phosphorique, à une température comprise entre 70 et 80 °C [8].

Comme vu à la section a précédente, la présence d'acides gras libres dans l'huile diminue l'efficacité de la trans-estérification, notamment en consommant le catalyseur au cours d'une réaction de saponification. La neutralisation de l'huile va justement favoriser cette réaction en mélangeant à l'huile brute une solution de soude, à une température de 80 à 90 °C. Les savons alors formés présentent l'avantage de piéger certaines impuretés de l'huile [8].

Au terme de ces deux étapes de démulcination et de neutralisation, les précipités de phospholipides et les savons sont séparés de l'huile par centrifugation. Un lavage à l'eau complète cette élimination d'impuretés [8].

L'huile neutre obtenue est transformée en EMHV au cours de la trans-estérification, consommant essentiellement du méthanol et conduisant à la formation d'un autre co-produit du procédé : la glycérine (voir section a précédente). Celle-ci est aujourd'hui principalement valorisée en substitution de glycérine synthétisée à partir de propylène C₃H₆, issu de l'industrie pétrolière [8, 43]. Toutefois les niveaux envisagés de production d'EMHV en Europe sont suffisants pour saturer le marché mondial de glycérine dès 2010, et d'autres débouchés devront donc être mis en place [8, 99].

la figure III.10 représente de façon schématique le procédé global de production d'EMHV à partir de colza.

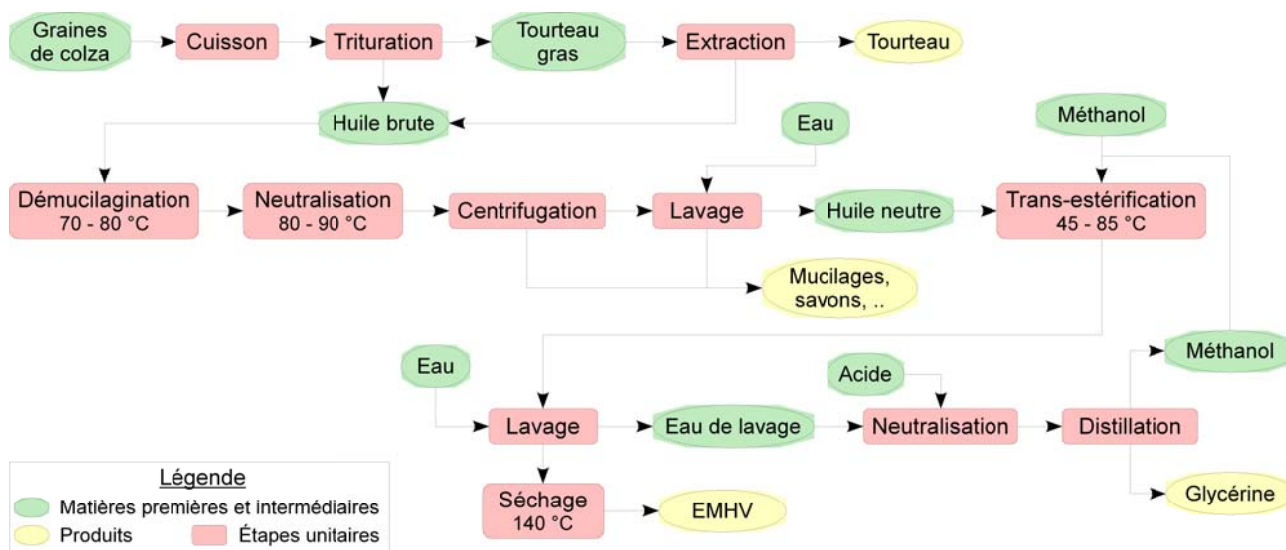


Figure III.10 - Fonctionnement schématique du procédé de production d'EMHV à partir de colza

II.3. Voies de valorisation des co-produits

a) Substitutions étudiées

Les sections II.1 et II.2 précédentes ont cité les co-produits des filières de carburants végétaux présentées et leurs voies courantes de valorisation. Certains d'entre eux ont été étudiés plus précisément dans le présent travail en en comparant différentes valorisations, selon les informations disponibles, les enjeux existants ou les quantités mises en jeu [42, 118, 43]. Le tableau III.6 présente la voie de référence et les variantes d'étude pour chacun des co-produits considérés.

Tableau III.6 - Co-produits étudiés et voies de valorisation associées

Filières		Co-produits	Voies de valorisation					
Carburant	Matière première		Amendement agricole	Alimentation animale	Chimie	Combustible	Méthanisation	
EtOH	Betterave	Pulpes		✓ Réf.		✓	✓	
		Vinasses	✓ Réf.			✓	✓	
	Canne à sucre	Bagasse				✓ Réf.		
		Blé	Paille	✓ Réf.			✓	
			Drêches		✓ Réf.		✓	✓
EMHV	Colza	Tourteaux		✓ Réf.		✓		
		Glycérine		✓	✓ Réf.	✓		

Les sections b à f suivantes présentent, pour chacune des voies étudiées, les principes de la valorisation et de sa prise en compte dans les calculs d'ACV, ainsi que les données nécessaires relatives aux co-produits concernés.

b) Amendement agricole

Utiliser un co-produit comme amendement agricole permet de restituer au sol certains des éléments minéraux exportés lors de la récolte et ainsi éviter, ou du moins diminuer, le recours à des engrais de synthèse. Seul le caractère fertilisant de l'azote N, le phosphore P et le potassium K a ici été considéré. Les teneurs en matières minérales considérées pour le présent travail de la vinasse de betterave et de la paille de blé est donnée dans le tableau III.7 [137, 146].

Tableau III.7 - Teneurs en matières minérales des co-produits utilisés comme amendement agricole

Co-produits	Teneurs en matières minérales (en % de MS)		
	N_{-eq}	$P_2O_5_{-eq}$	K_2O_{-eq}
Vinasse de betterave	6,3	0,53	13,1
Paille de blé	3,5	0,18	0

L'épandage de vinasse et l'exportation de paille ont été supposés modifier l'apport d'engrais de synthèse d'une quantité exactement équivalente aux teneurs présentés dans le tableau III.7. Cet effet a été considéré dans les bilans d'ACV de consommations énergétiques et d'émissions de GES en supposant un impact des engrais de synthèse tel que donné dans le tableau III.8, issu des médianes des données collectées au chapitre II précédent. Les éventuelles modifications dans les opérations agricoles, notamment les passages de tracteurs, n'ont pas été pris en compte.

Tableau III.8 - Impact des engrais de synthèse

Élément minéral	Impact par kg d'élément minéral	
	Consommation énergétique (MJ)	Émissions de GES (kgCO _{2-éq})
N	47,8	6,35
P ₂ O ₅	15,5	1,12
K ₂ O	10,2	0,67

L'utilisation de ces co-produits comme amendement agricole permet également d'enrichir la terre en matières organiques (MO), lui permettant d'améliorer ou de maintenir sa stabilité et de favoriser son rôle de puits de carbone. Le chapitre IV suivant présentera les mécanismes de ce phénomène, qui modifie de nombreux éléments déterminants du bilan de GES d'une culture tels que le stock de carbone du sol, les processus de nitrification et dénitrification à l'origine des émissions de N₂O, ou encore les rendements atteints, et ce dans des proportions différentes selon la nature du sol et les conditions de culture.

L'impact associé au moindre apport de MO au sol sera donc considéré de façon globale pour la présente étude, sans distinction de conditions locales, à partir de la bibliographie disponible. Ainsi chaque récolte complète de paille sera supposé induire l'émission de 1 tCO_{2-éq} / ha, résultat moyen issu de simulations conduites pour des conditions rencontrées en Picardie [147], tandis que l'impact lié à l'apport de MO par l'épandage des vinasses de betterave sera négligé par manque d'éléments pertinents.

c) Alimentation animale

Selon leur contenu, certains co-produits peuvent s'avérer intéressants en alimentation animale. L'identification et la quantification du ou des produits auxquels ils vont se substituer est toutefois difficile à définir correctement tant celles-ci dépendent des caractéristiques nutritives du co-produit (valeurs alimentaires, digestibilité, appétence, etc), du contexte économique des filières d'aliments, et du contexte local du site de transformation.

Les données relatives à la prise en compte de ce type de valorisation sont regroupées dans le tableau III.11. Les règles d'équivalence tiennent compte des teneurs en protéines et des digestibilités des différents produits [42], et les valeurs d'impact du blé et du tourteau de soja sont issues des médianes des données collectées au chapitre II précédent.

Tableau III.9 - Données relatives à la prise en compte de la valorisation des co-produits en alimentation animale

Co-produit C considéré	Produit S substitué	Règle d'équivalence (kg S / kg C)	Impact du produit S, par kg	
			Consommations énergétiques (MJ)	Émissions de GES (gCO _{2-éq})
<i>Pulpes de betterave</i>	Blé	0,83	1,74	294
<i>Glycérine</i>		1,06		
<i>Drêches de blé</i>	Tourteau de soja	0,78	9,27	603
<i>Tourteau de colza</i>		0,80		

d) Substitution de substances chimiques synthétiques

Parmi les co-produits étudiés, seule la glycérine issue des filières d'EMHV possède une valorisation en tant que substitut de substance chimique de synthèse. Cette substance de référence peut être, selon les études, la glycérine synthétique (*SLU '02, Bio-Fit '10, GM '10*) ou le propylène glycol (*JRC '10, JRC '15*). Dans chacun des deux cas, la substitution est supposée se faire sur une base de 1 MJ pour 1 MJ.

Le crédit global dû à la substitution de la substance de synthèse par la glycérine issue des filières d'EMHV est évalué ici à partir de la médiane des valeurs considérées dans les différentes études et recueillies dans le cadre du chapitre II, soit 0,35 MJ et 15,6 gCO_{2-éq} par MJ d'EMHV.

e) Combustible solide

Tous les co-produits considérés dans le tableau III.6 peuvent potentiellement être utilisés, directement comme pour la bagasse, la paille de blé, le tourteau de colza et la glycérine, ou après séchage, comme pour les pulpes et vinasses de betterave, et les drêches de blé, en tant que combustible solide. Pour les co-produits nécessitant un séchage préalable, il a été supposé en première approximation que l'objectif de teneur en MS du séchage était le même que pour les autres valorisations sèches. Les pouvoirs calorifiques de ces différents types de biomasse sont donnés dans le tableau III.10 [42, 131, 136, 148].

Tableau III.10 - Pouvoir calorifique des co-produits

Co-produit	Pouvoir calorifique inférieur (MJ / kg MS)
Pulpes de betterave	15,6
Vinasses de betterave	15,6
Bagasse	17,3
Paille de blé	16,9
Drêches de blé	16,0
Tourteau de colza	15,5
Glycérine	16,0

L'énergie fournie par la combustion des co-produits est supposée se substituer à celle apportée par le gaz naturel, selon les rendements de chaudières présentés à la section III.2, au sein même du procédé ou sur des sites industriels à proximité. Le transport éventuel du combustible est supposé limité et son impact négligé.

f) Méthanisation

La méthanisation désigne un ensemble de réactions de dégradation de la matière organique en conditions anaérobies. Ce phénomène, assuré par une population de différents micro-organismes, se produit naturellement notamment dans la panse des ruminants ou les marais. Les deux principaux intérêts de son exploitation à un niveau industriel sont sa capacité à traiter les effluents riches en MO et sa production de gaz, constitué de méthane CH₄, à hauteur de 50 à 80 %, pris ici à 60 %, le reste étant essentiellement du dioxyde de carbone CO₂ [149, 68].

La gamme optimale de température de méthanisation dépend du type de bactéries considérées : de l'ordre de 15 à 25 °C pour des populations psychrophiles, de 25 à 45 °C pour des mésophiles et de 55 à 65 °C pour des thermophiles [149, 68, 150]. Pour la présente étude un milieu mésophile à 35 °C a été considéré.

Le potentiel de production en méthane des co-produits considérés a été déduit de données de la bibliographie [126, 127, 150, 151, 152, 153]. Les teneurs moyennes en MO et les potentiels de dégradation de cette MO utilisés pour la présente étude sont donnés dans le tableau III.9. Le pouvoir calorifique inférieur du méthane est pris à 50 MJ / kg [42].

Tableau III.11 - Données relatives à la prise en compte de la méthanisation des co-produits

Co-produit	Teneur en MO (% MS)	Production potentielle de gaz (L / kg MO, aux CNTP²⁵)
<i>Pulpes de betterave</i>	91	380
<i>Vinasses de betterave</i>	68	400
<i>Vinasses de blé</i>	97	440

25 CNTP : Conditions Normales de Température et de Pression, soit une température de 20 °C et une pression de 1 atm.

III. Données et bases théoriques de simulation des opérations unitaires et des calculs d'ACV

Les données et éléments théoriques exposés dans la présente section sont relatifs essentiellement aux traitements thermiques des flux des procédés décrits dans la section II.1. En l'absence d'éléments théoriques suffisamment précis, les besoins en énergie mécanique n'ont ainsi pas été pris en compte, à l'exception de la compression des vapeurs, présentée à la section III.4 ; ceci concerne donc notamment les étapes de broyage, découpage ou centrifugation. De plus, les nombreux produits chimiques utilisés au sein des procédés, souvent en quantités faibles selon les composés présents dans la matière végétale initiale, n'ont pas été tracés et sont donc absents des bilans d'ACV.

L'influence de ces hypothèses est évaluée au sein de la section IV en comparant les données globales issues de la bibliographie aux résultats obtenus par ces simulations.

III.1. Hypothèses générales et données des corps purs

L'ensemble des transformations considérées ici sont supposées réversibles. Les pertes de chaleur et de charge sont négligées. Les données utilisées pour caractériser les propriétés thermodynamiques constantes de l'eau et de l'éthanol sont reproduites dans le tableau III.12 [154, 115].

Tableau III.12 - Principales caractéristiques thermodynamiques de l'eau et de l'éthanol

		<i>Eau</i>	<i>Éthanol</i>
Masse molaire (g / mol)		18	46
Phase liquide	Densité à 20 °C (kg / L)	1,00	0,79
	Capacité calorifique (kJ / kg / °C)	4,20	2,43
	Pouvoir calorifique (MJ / kg)	-	26,8
Vaporisation à pression atmosphérique	Température (°C)	100	78,35
	Chaleur latente (MJ / kg)	2,26	0,84
Équation d'Antoine (Température en K et pression en bar)	A	5,08	5,25
	B	1663,13	1598,67
	C	- 45,62	- 46,42
Phase gaz	Gamma γ	1,33	1,18

Les grandeurs A, B et C du tableau III.12 sont relatives à l'équation d'Antoine, liant température de vaporisation T_{vap} et pression de vapeur saturante P_{sat} [154] :

$$\log(P_{sat}) = A - \frac{B}{T_{vap} + C} \quad (5)$$

Certains éléments de simulation ont nécessité de manipuler des variations d'enthalpie de vapeurs en fonction de la température et de la pression. Or, contrairement aux liquides, supposés ici incompressibles, la capacité calorifique des composés en phase gazeuse ne peut pas être considérée constante. Toutefois, pour chacune des transformations faisant intervenir une évolution de vapeur, sa variation d'enthalpie a été supposée évoluer de façon linéaire entre les deux états extrêmes. Une capacité calorifique à pression constante C_p moyenne a ainsi été définie pour chacune de ces

transformations, prise égale à la moyenne des capacités calorifiques des deux extrêmes, issues de la base de données du NIST²⁶ [154].

Les caractéristiques relatives à d'autres corps que l'eau et l'éthanol sont regroupées au sein du tableau III.13 [154, 42].

Tableau III.13 - Caractéristiques employées relatives aux corps autres que l'eau et l'éthanol

	CO_2	CH_4	<i>Glucose</i>	<i>Saccharose</i>
Masse molaire (g / mol)	44	16	180	342
Densité à 20 °C (kg / m ³)	1,84	0,67	-	-
Pouvoir calorifique (MJ / kg)	-	50	-	-

III.2. Hypothèses et données relatives aux calculs d'ACV

L'exploitation de la simulation des procédés présentés à la section II.1 permet de déterminer leurs besoins en chaleur et en électricité. Ces besoins peuvent être remplis soit par un système de cogénération, soit par l'utilisation d'une chaudière et de l'électricité du réseau. Les rendements considérés ici des chaudières au gaz et à biomasse sont respectivement de 90 et 85 % [42, 68]. L'utilisation d'un système à cogénération, d'un rendement de 35 % en électricité et 55 % en chaleur, a été prise en compte pour la production d'éthanol à partir de betterave, en période de campagne.

Les données liées à l'impact des différentes sources d'énergie utilisées sont présentées dans le tableau III.14. Celles-ci agrègent l'impact lié au combustible en lui-même mais également celui de sa production. Les valeurs correspondent à des impacts moyens pour l'Europe [42].

Tableau III.14 - Impacts d'ACV associés à l'utilisation des sources d'énergie

Source d'énergie	Impact associé, par MJ	
	Consommations énergétiques (MJ)	Émissions de GES (gCO _{2-éq})
<i>Charbon</i>	1,09	96,3
<i>Gaz naturel</i>	1,13	56,4
<i>Électricité</i> (mix européen)	2,83	128,2

III.3. Chauffage et refroidissement

La chaleur échangée \dot{Q} lors du chauffage ou du refroidissement d'un liquide, supposé incompressible, égale à sa différence d'enthalpie H, s'exprime à partir du débit du fluide \dot{m} , de sa capacité calorifique massique à pression constante C_p et de sa variation de température T selon l'expression de l'équation (6) [155] :

$$\Delta H = \dot{Q} = \dot{m} \cdot C_p \cdot \Delta T \quad (6)$$

Les mélanges eau / éthanol liquides sont considérés comme homogènes et présentant une capacité calorifique massique égale à la moyenne, pondérée des masses, des capacités des deux corps pris à l'état pur. Pour les liquides composés d'eau et de matières organiques dissoutes, présentant une teneur massique en matières sèches x_{MS} , leur capacité calorifique C_p est calculé à partir de l'approximation de l'équation de Rahman, donnée en équation (7), considérant une capacité calorifique de la matière organique égale à un tiers de celle de l'eau [115].

$$C_{P, eau+MO} = (1 - x_{MS}) \cdot C_{P, eau} + x_{MS} \cdot \frac{C_{P, eau}}{3} = (1 - \frac{2}{3} x_{MS}) \cdot C_{P, eau} \quad (7)$$

26 NIST : National Institute of Standards and Technology.

Comme indiqué à la section III.1 précédente, l'équation (6) a également été appliquée aux gaz et vapeurs, en adaptant la valeur de la capacité calorifique C_p à chaque transformation [154].

III.4. Compression de vapeur

La vapeur d'eau est supposée se comporter comme un gaz parfait. La compression est supposée adiabatique réversible, soit isentropique. Les températures T_i et pressions P_i de la vapeur au cours d'une compression d'un état 1 vers un état 2 respectent donc l'équation (8), qui est l'une des relations de Poisson [156] :

$$\frac{T_2}{T_1} = \left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{\frac{\gamma-1}{\gamma}} \quad (8)$$

où γ est le rapport entre les capacités calorifiques à pression et à volume constants $\gamma = \frac{C_p}{C_v}$

Or pour un gaz parfait idéal, le travail isentropique \dot{W}_{IS} de compression peut s'exprimer selon l'équation (5) :

$$\dot{W}_{IS} = \Delta \dot{H} = \dot{m} \cdot C_p \cdot \Delta T \quad (9)$$

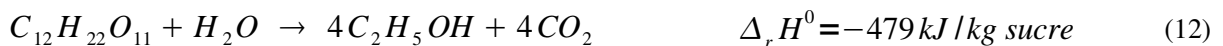
Le travail de la compression s'exprime alors, à partir des équations (8) et (5), en fonction de l'état initial de la vapeur et de sa pression cible selon l'équation (10).

$$\dot{W}_{IS} = \dot{m} \cdot C_p \cdot T_1 \cdot \left(\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{\frac{\gamma-1}{\gamma}} - 1 \right) \quad (10)$$

Dans le cadre du présent travail, aucune perte liée au compresseur n'a été considérée. Son rendement a donc été pris égal à 1 quel que soit le taux de compression recherché.

III.5. Fermentation

La fermentation en éthanol du sucre se fait selon les équations (11) et (12) pour, respectivement, le glucose $C_6H_{12}O_6$ et le saccharose $C_{12}H_{22}O_{11}$. Comme il a été vu à la section II.1.a ces réactions sont exothermiques, ce qui est indiqué par leur enthalpie standard de réaction $\Delta_r H^0$ négative [120].



Note : la fermentation présentée par l'équation (12) se fait en réalité en deux étapes, une première d'hydrolyse du saccharose en glucose et fructose, et une seconde de fermentation de ces sucres à 6 carbones selon l'équation (11).

Des équations (11) et (12) il vient qu'il serait possible d'obtenir, respectivement, 0,51 et 0,54 kg d'éthanol à partir de 1 kg de sucre ; ces rendements théoriques sont également appelés rendements de Gay-Lussac. Plusieurs chercheurs, dont Pasteur en 1857, ont cependant montré que ces rendements théoriques ne pouvaient pas être atteints et qu'une part des sucres était transformée en d'autres produits (glycérol, huiles de fusel, etc) d'une part, et consommée par les levures d'autre part. Le rendement maximal prenant en compte ces pertes, ou rendement de Pasteur, est de 94,7 % du rendement théorique [8, 120]. Le rendement obtenu industriellement a été considéré ici comme étant de 92 % du rendement théorique [8].

III.6. Distillation

Le principe d'une distillation est de séparer un mélange en phase liquide, ici eau / éthanol, en exploitant les équilibres liquide-vapeur et les différences de volatilité des deux corps [115]. Comme

indiqué à la section II.1.a, l'objectif ici est de concentrer l'éthanol du vin de fermentation, de TAV inférieur à 12 %, en un flegme de TAV de 93 %, proche de l'azéotrope.

Le schéma d'une colonne de distillation à plateaux est donné en figure III.11. Dans le cas présent, puisque la température d'évaporation du flegme est inférieure à celle des vinasses, celui-ci est extrait en tête de colonne, en phase vapeur, étant destiné à une déshydratation sur tamis moléculaire. Chaque flux I est notamment caractérisé par son débit massique \dot{m}_I , sa teneur massique en éthanol x_I et son enthalpie massique h_I ; par souci de simplification il a été supposé ici que la teneur en éthanol des vinasses pouvait être considérée comme nulle. La chaleur \dot{Q}_B nécessaire à la distillation est fournie au bouilleur à la température T_B et la chaleur \dot{Q}_C est récupérée au condenseur à la température T_C lors de la condensation du reflux du flegme.

En régime stationnaire, le bilan d'énergie de la colonne permet de lier l'énergie à fournir Q_B aux autres grandeurs du système :

$$\dot{Q}_B + \dot{m}_V \cdot h_V = \dot{m}_W \cdot h_W + \dot{m}_F \cdot h_F + \dot{Q}_C \quad (13)$$

La seconde inconnue de l'équation (13) est la chaleur de condensation \dot{Q}_C à évacuer du système, directement proportionnelle au débit du reflux L à condenser. Le débit du reflux L est couramment exprimé sous la forme du taux de reflux R :

$$R = \frac{\dot{m}_L}{\dot{m}_F} \quad (14)$$

Le dimensionnement de la colonne de distillation dépend du taux de reflux choisi. Ce choix est très généralement le résultat d'une optimisation économique ; en effet, plus le taux de reflux est grand, plus le nombre de plateaux à mettre en place pour réaliser la distillation est faible mais plus la chaleur à fournir au bouilleur est grande [115]. Toutes les valeurs de reflux ne sont cependant pas réalisables en pratique et il existe un taux de reflux minimum R_{\min} , correspondant à un nombre infini d'étages, en-dessous duquel le fonctionnement de la colonne n'est pas assuré.

Cette optimisation économique, faisant intervenir le coût de l'énergie, le coût de la colonne et le taux d'amortissement, n'a pas été réalisée pour le présent travail. Le taux de reflux R a alors été déterminé selon l'approximation suivante [115] :

$$\begin{aligned} R &= 1,5 \cdot R_{\min} & \text{si } R_{\min} < 1 \\ R &= 1,25 \cdot R_{\min} & \text{si } 1 \leq R_{\min} < 4 \\ R &= 1,1 \cdot R_{\min} & \text{si } R_{\min} \geq 4 \end{aligned} \quad (15)$$

Le taux de reflux minimum R_{\min} a été obtenu graphiquement selon la méthode de dimensionnement de Mac Cabe et Thiele [115]. Cette méthode exploite la courbe d'équilibre liquide-vapeur du mélange eau / éthanol afin de déterminer le nombre de plateaux nécessaires au fonctionnement de la colonne selon le taux de reflux choisi. La méthode complète est très bien expliquée dans la bibliographie et seuls seront donnés ici les éléments pertinents.

La figure III.12 présente un exemple, avec un TAV du vin de 12 %, d'obtention graphique du taux de reflux R_{\min} , à partir de la courbe d'équilibre liquide-vapeur et du tracé des droites opératoires d'alimentation et de concentration. La droite d'alimentation traduit la répartition du flux d'entrée du vin, au niveau du plateau d'alimentation, entre les tronçons de concentration et d'épuisement (voir figure III.11). Dans le cas présent, où il a été supposé que le vin de fermentation était introduit dans la colonne sous forme de liquide bouillant, la droite de concentration est une droite verticale coupant l'axe des abscisses à la valeur de la teneur molaire en éthanol x_V du vin.

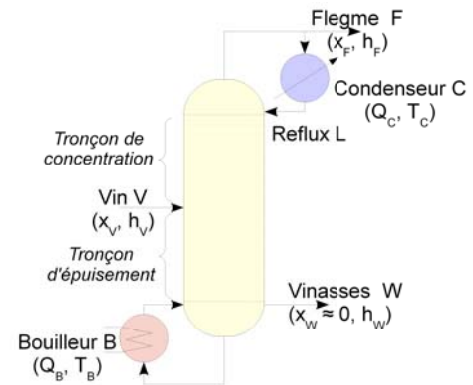


Figure III.11 - Schéma de fonctionnement de la distillation d'un mélange eau / éthanol

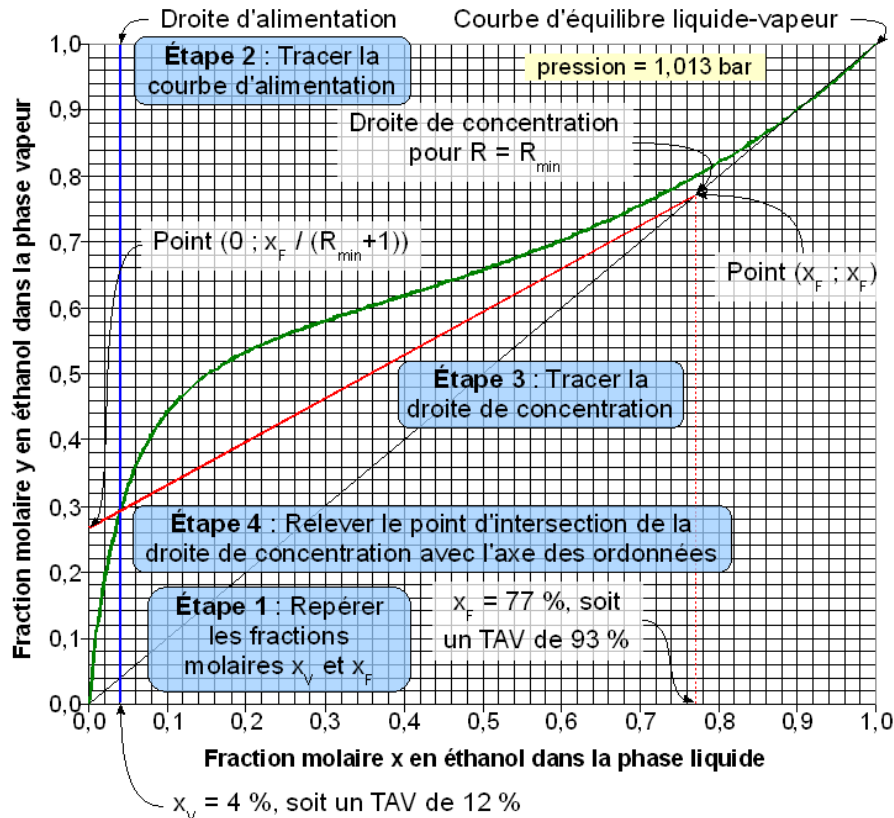


Figure III.12 - Exemple de détermination graphique du taux de reflux minimum selon la méthode de McCabe et Thiele

La droite opératoire de concentration lie la concentration en éthanol des vapeurs en fonction de la concentration du liquide et du taux de reflux, dans tout le tronçon de concentration. Graphiquement (voir figure III.12), cette droite passe par les points de coordonnées $(x_F ; x_F)$ et $(0 ; x_F / (R+1))$.

D'après les éléments théoriques de la méthode de McCabe et Thiele, pour le taux de reflux minimum, la droite de concentration coupe la courbe d'équilibre au même point que la droite d'alimentation si ce point d'intersection entre droite de concentration et courbe d'équilibre est alors unique, ou est tangente à la courbe d'équilibre dans le cas contraire [115]. Une fois cette droite limite de concentration tracée, le taux de reflux minimum R_{\min} peut être obtenu à partir de la lecture de l'ordonnée à laquelle cette droite coupe l'axe des ordonnées, la teneur en éthanol du flegme x_F étant connue.

III.7. Évaporation

L'évaporation consiste à éliminer une certaine quantité d'eau, donnée comme objectif de l'étape, d'un liquide, ce qui permet de le concentrer. D'un point de vue énergétique, il s'agit donc de porter ce liquide à sa température d'ébullition et de fournir l'énergie nécessaire à la vaporisation partielle de l'eau qu'il contient.

La température d'ébullition du liquide est liée à la pression ambiante du réacteur et à l'activité de l'eau au sein du produit. En fonction notamment de la teneur en MS du liquide, cette activité tend à diminuer, ce qui provoque un retard à l'ébullition, par rapport à la température d'ébullition de l'eau pure à la même pression, appelé *élévation ébullioscopique* EE [115]. Cette élévation EE est par exemple de 4,5 °C pour le sirop de sucre issu de betterave à 68 % de MS²⁷ (voir section II.1.b). Ce phénomène a été supposé linéaire en fonction de la teneur en MS et commun pour les liquides à

²⁷ D'après Martine Decloux, 19 mars 2009, communication personnelle.

évaporer considérés dans la présente étude, soit le sirop de sucre et les vinasses clarifiées issues de la production d'éthanol à partir de blé (voir section II.1.d).

Dans le cadre du présent travail, l'évaporation est très généralement abordée en multiple effets, où la vapeur issue de l'évaporation du liquide dans un effet est valorisée par condensation dans l'effet suivant en vue de vaporiser la même quantité d'eau. Ainsi le recours à une évaporation en une quantité n d'effets permet en théorie de réduire n fois l'énergie nécessaire par rapport à un simple effet, correspondant à la chaleur latente de vaporisation de l'eau à évaporer [115].

Le couplage de vapeur entre effets est assuré en jouant sur les pressions des effets ou des vapeurs extraites, en les comprimant. Pour l'évaporation du sirop de sucre de betterave réalisée ici en 5 effets (voir section II.1.b), les pressions des effets ont été déterminées de sorte à limiter la température du sirop à 125 °C, afin de garantir une dégradation minimale de la qualité du produit [125].

III.8. Séchage

a) Sécheur à air par entraînement

De la même façon que pour l'étape d'évaporation, la base du calcul d'une opération de séchage est la détermination de la masse d'eau à évaporer, à partir de l'objectif donné de teneur en MS du solide. Ensuite, pour un sécheur classique à air, le calcul de l'énergie nécessaire est réalisé en déterminant la température de chauffage de l'air ambiant suffisante pour assurer le séchage.

La teneur en vapeur d'eau Y de l'air, en kg d'eau par kg d'air sec, peut s'exprimer en fonction de son humidité relative φ et de la pression de vapeur saturante de l'eau à la température considérée $p_{\text{sat}}(T)$ liées selon l'équation d'Antoine (9) vue à la section III.4, de la façon suivante [115] :

$$\begin{array}{l} \text{Unités : } \varphi \text{ en } \%, p_{\text{sat}} \text{ en Pa et} \\ Y \text{ en kg d'eau par kg d'air} \end{array} \quad Y = \frac{0,622 \cdot p_{\text{sat}}(T) \cdot \varphi}{101325 - p_{\text{sat}}(T) \cdot \varphi} \quad (16)$$

En supposant que l'air ambiant utilisé présente une humidité relative φ de 50 % et que l'air en sortie du sécheur est saturé, il est ainsi possible d'exprimer, à partir de l'équation (14) et de la masse d'eau à évaporer, le débit d'air nécessaire en fonction de la température de l'air ambiant, connue, et de la température de l'air humide en sortie du sécheur.

Le fonctionnement du sécheur est supposé isenthalpique. Le produit à sécher, au fur et à mesure que l'eau qu'il contient s'évapore, voit sa température s'élever, ce qui permet de déterminer sa température finale et donc la température minimale de l'air. L'enthalpie massique de l'air H_{air} , exprimée en kJ / kg d'air sec, dépend de sa température T , en degrés Celsius °C, et sa teneur en vapeur d'eau Y , en kg d'eau par kg d'air sec, selon l'équation (15) suivante, l'enthalpie de référence étant prise pour un air sec et une eau liquide à 0 °C [115] :

$$H_{\text{air}} = \bar{C}_{p, \text{air}} \cdot T + Y \cdot (L_{\text{vap}, T=0^\circ\text{C}} + \bar{C}_{p, \text{vapeur}} \cdot T)$$

avec $\bar{C}_{p, \text{air}}$, $\bar{C}_{p, \text{vapeur}}$ et $L_{\text{vap}, T=0^\circ\text{C}}$ respectivement capacités calorifiques de l'air sec et de la vapeur d'eau et chaleur latente de vaporisation de l'eau à 0 °C, prises égales pour les températures considérées ici à 1,01 et 1,92 kJ / kg / °C, et 2494 kJ / kg (17)

Exprimée de cette façon, c'est-à-dire ramenée au kg d'air sec, l'enthalpie massique de l'air H_{air} est constante au cours du séchage, ce qui permet de lier l'évolution de la teneur en eau de l'air et celle de sa température. La température nécessaire minimale et le débit de l'air chaud introduit dans le sécheur permettent alors de déterminer la quantité de chaleur à apporter lors du chauffage de l'air.

b) Sécheur par vapeur d'eau surchauffée

Paradoxalement, la vapeur d'eau peut également être utilisée comme agent séchant, à condition qu'elle soit *surchauffée*, c'est-à-dire que sa température soit supérieure à sa température de condensation. Ainsi la vapeur d'eau peut céder de la chaleur au produit à sécher sans se condenser.

Les pressions de travail utilisées ici ont été choisies selon les cas en fonction du contexte du procédé et des possibilités de valorisation de la vapeur issue du sécheur (voir plus loin). L'équation d'Antoine (9) permet ensuite de déterminer la température minimale au sein du sécheur. La quantité de chaleur à apporter au solide, liée à la masse d'eau à évaporer, lie alors le débit de vapeur d'eau surchauffée et sa température en entrée du sécheur.

La vapeur d'eau en sortie du sécheur a ici été supposée saturée. Son débit est plus important qu'en entrée du sécheur puisqu'il est venu d'ajouter la masse d'eau évaporée du solide. Ainsi tandis qu'une part de cette vapeur est recyclée, après surchauffe, afin d'assurer le fonctionnement du sécheur, une quantité équivalente à la masse d'eau évaporée est extraite et sa chaleur latente peut généralement être valorisée pour d'autres étapes unitaires du procédé, selon sa structure et ses besoins.

IV. Résultats de simulation et d'ACV des procédés

Cette section présente les résultats des simulations et des bilans d'ACV, procédé par procédé. Les variantes technologiques et de valorisation des co-produits sont définies et leurs résultats comparés au scénario de référence, afin d'en déterminer les marges de progrès.

IV.1. Production d'éthanol à partir de betterave

a) Résultats du scénario de référence

Le tableau III.15 regroupe les besoins énergétiques du procédé, calculés à partir de la simulation du scénario de référence, et les résultats d'ACV associés de production d'éthanol à partir de betterave. Afin de respecter le fonctionnement particulier du procédé en deux périodes : la campagne, d'une durée de 90 jours, soit environ un quart de l'année, et l'inter-campagne le reste de l'année, les données du tableau III.15 ont été distinguées selon ces phases. Celles-ci sont toutefois intimement liées ; les besoins énergétiques en campagne notamment sont relatifs à la production d'éthanol mais également à la préparation du sirop qui sera utilisé en inter-campagne, dans un ratio de l'ordre de 3 kg de sucre traités pour conservation pour 1 kg de sucre fermenté.

Tableau III.15 - Besoins énergétiques et résultats d'ACV du scénario de référence de production d'éthanol à partir de betterave

	Besoins énergétiques du procédé (MJ / MJ)	Résultats d'ACV (MJ / MJ)	Résultats d'ACV (gCO ₂ -éq / MJ)
<i>Campagne</i>			
Charbon	0,98	1,07	95
Chaleur	1,30	1,63	82
Électricité	0,00		
Crédit lié aux co-produits	-	- 0,24	- 40
Total	-	2,47	136
<i>Inter-campagne</i>			
Chaleur	0,13	0,16	8
Électricité	0,04	0,10	5
Crédit lié aux co-produits	-	- 0,05	- 5
Total	-	0,21	7
<i>Bilan annuel</i>			
Charbon	0,24	0,26	23
Chaleur	0,42	0,60	30
Électricité	0,03		
<i>Sous-total</i>	-	0,87	53
Crédit lié aux co-produits	-	- 0,09	- 14
Total	-	0,77	39

Le résultat d'ACV relatif aux consommations énergétiques du procédé uniquement, de 0,87 MJ d'énergie primaire consommée par MJ d'éthanol produit, se situe au-delà des données de la

bibliographie. En effet le résultat médian et le troisième quartile de la bibliographie étudiée (voir chapitre II) pour l'étape de transformation sont respectivement de 0,64 et 0,72 MJ / MJ.

Cet écart s'explique par la consommation énergétique liée à l'utilisation de charbon pour le fonctionnement du four à chaux. Ce poste est effectivement absent des études analysées : les études *CCPCS '91* et *Ademe '02* considèrent une production d'éthanol intégrée à une sucrerie et ne présentent aucune donnée relative au four à chaux car elles affectent entièrement l'impact de cette étape à la production de sucre, et les études *Bio-Fit '00*, *GM '10*, *JRC '10* et *'15*, qui se placent, de la même manière que cette étude, dans le cadre d'une production isolée d'éthanol, ne recourent pas à un four à chaux pour la purification du jus sans toutefois indiquer la méthode utilisée [42, 43, 84, 83, 82, 85]. La bibliographie apparaît donc insuffisante sur ce point car :

- comme vu à la section II.1.b, l'affectation proposée par les études *CCPCS '91* et *Ademe '02* n'est pas justifiée puisque la co-production constitue une multi-fonctionnalité combinée et non jointe ; l'impact lié à la production d'éthanol dans de tels procédés est à déterminer par une simulation de l'ensemble du site de transformation et l'étude de variations marginales des volumes de production autour de points de fonctionnement donnés.
- les études *Bio-Fit '00*, *GM '10*, *JRC '10* et *'15*, tout comme la présente étude, sont limitées par le caractère virtuel du procédé étudié et donc par le manque de connaissances pratiques sur le processus de purification à adopter. D'une part, la consommation énergétique associée obtenue par ces études peut paraître sous-estimée puisqu'elles considèrent pour le jus issu de betterave un traitement proche de celui du jus sucré extrait de canne à sucre (voir section II.1.c) alors que ces deux jus ont une composition, notamment du point de vue des impuretés, assez différente [125]. D'autre part la consommation énergétique liée à cette purification obtenue dans le cadre de la présente étude peut paraître sur-estimée puisqu'elle vise pour la production d'éthanol une qualité de sirop identique à celle pour la production de sucre.

En l'absence d'éléments discriminants, l'hypothèse de traitement du jus et donc la consommation de charbon pour le four à chaux seront conservées. Du point de vue des consommations de chaleur et d'électricité, les résultats de la simulation réalisée sont satisfaisants car en accord avec la bibliographie. En effet, l'étude *JRC '15*, considérant le même procédé et en présentant les besoins globaux d'énergie, indique un besoin en chaleur du procédé de 0,54 MJ / MJ et en électricité de 0,04 MJ / MJ, soit tous deux 30 % plus importants que les résultats du tableau III.15. Cet écart peut s'expliquer par le caractère idéal des transformations simulées, sans pertes, et les consommations non prises en compte (voir section III).

De la même façon que pour les consommations énergétiques, le résultat d'ACV relatif aux émissions de gaz à effet de serre du procédé uniquement, c'est-à-dire sans prise en compte du crédit lié aux co-produits, est supérieur à la gamme standard disponible dans la bibliographie. En effet celui-ci est de 53 gCO_{2-éq} / MJ, tandis que d'après le chapitre II, les émissions médianes de l'étape de transformation sont de 28 gCO_{2-éq} / MJ, et les premier et troisième quartiles respectivement de 19 et 37 gCO_{2-éq} / MJ. Là encore l'écart présenté par la présente étude s'explique par le rôle joué par l'utilisation du charbon au sein du four à chaux : en excluant ce poste, les émissions de l'étape de transformation sont alors de 30 gCO_{2-éq} / MJ, à moins de 5 % de plus que la médiane issue de la bibliographie.

b) Analyse du scénario de référence et identification des variantes d'intérêt

Le tableau général III.15 souligne le caractère prédominant de la période de campagne dans le bilan global de la filière, et l'étude d'options technologiques propices à une réduction de la demande énergétique globale sera donc principalement réalisée sur le schéma de procédé en campagne (voir figure III.5, page 108). La figure III.13 présente les courbes composites obtenues lors de l'analyse énergétique de ce procédé.

Le pincement apparaît à 97 °C, soit au niveau du palier de la courbe chaude à 92 °C correspondant à la condensation de la vapeur issue du dernier effet de l'évaporateur. De part et d'autre de ce pincement, les principaux besoins et disponibilités en chaleur sont, respectivement, l'énergie à apporter pour surchauffer la vapeur de séchage des pulpes, de 1,03 MJ / MJ, de 134 à 300 °C, et la chaleur latente de condensation à 92 °C de la vapeur extraite de l'évaporateur, de 0,84 MJ / MJ. A une autre échelle, les autres flux situés au-delà du pincement sont le chauffage du jus clair en entrée de l'évaporateur et le refroidissement des condensats pour cette même étape, ainsi que l'énergie à apporter à 100 °C au premier effet de distillation, de 0,17 MJ / MJ.

Le couple évaporation / séchage des pulpes par vapeur d'eau surchauffée (VES), dénommé ainsi puisque comme vu à la section II.1.b la vapeur extraite du sécheur est utilisée au premier effet de l'évaporation, constitue donc l'élément central du bilan thermique du procédé. L'intérêt de l'introduction d'une compression mécanique de vapeurs (CMV) sur ces deux étapes apparaît donc comme une option intéressante à étudier.

Pour son caractère commun à l'ensemble des filières de production d'éthanol, la distillation est également un sujet d'étude intéressant du procédé. La technologie de référence de distillation à deux effets a donc été comparée à un fonctionnement en simple effet couplé à une compression mécanique de vapeurs, qui permet de valoriser à 100 °C au bouilleur l'énergie récupérée à 78,15 °C, température de condensation de l'azéotrope eau / éthanol, au condenseur. Contrairement à la première variante technologique relative au séchage des pulpes et l'évaporation du jus sucré, celle-ci s'applique aussi bien au procédé en période de campagne qu'en période d'inter-campagne.

Ceci définit donc trois variantes technologiques (1), (2) et (3), à comparer au scénario de référence (0). Les technologies de ces quatre scénarios sont synthétisées dans le tableau III.16.

Tableau III.16 - Définition des variantes technologiques d'étude du procédé de production d'éthanol à partir de betterave

Variante	(0)	(1)	(2)	(3)
Évaporation	5 effets	1 effet + CMV	5 effets	1 effet + CMV
Séchage	VES	VES + CMV	VES	VES + CMV
Distillation	2 effets	2 effets	1 effet + CMV	1 effet + CMV

Les différentes voies de valorisation envisageables des co-produits de cette filière ont été présentées à la section II.3. Deux variantes de valorisation (b) et (c) ont donc été comparées au scénario de référence (a). Ces trois scénarios sont décrits dans le tableau III.17.

Tableau III.17 - Définition des variantes de valorisation des co-produits du procédé de production d'éthanol à partir de betterave

Variante	(a)	(b)	(c)
Pulpes	Alimentation	Combustible	Méthanisation
Vinasse	Amendement	Combustible	Méthanisation

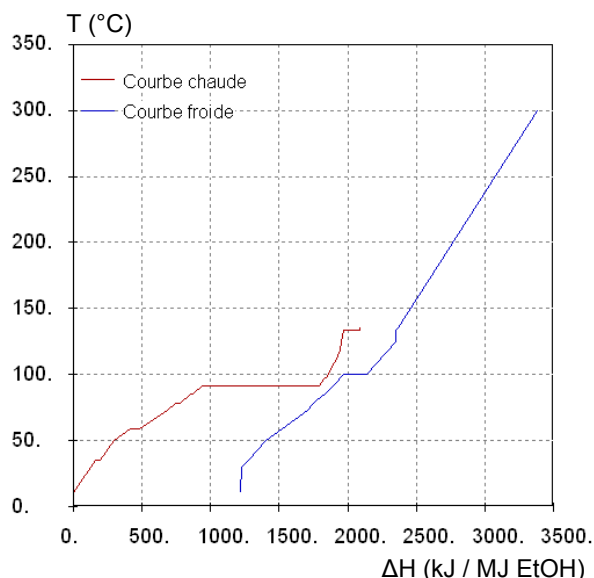


Figure III.13 - Courbes composites du procédé de référence de production d'éthanol à partir de betterave, en période de campagne

Note : l'incertitude portant sur la purification du jus sucré et le recours ou non à un four à chaux fonctionnant au charbon (voir section a) affecte de la même façon chacune des variantes étudiées. Le choix fait ici de conserver l'impact associé n'a donc pas de conséquence sur la hiérarchisation des scénarios obtenue.

c) Résultats d'ACV des scénarios d'étude

Les résultats d'ACV de l'ensemble des combinaisons des scénarios décrits à la section b précédente sont donnés aux tableaux III.18 et III.19 pour, respectivement, les consommations d'énergie primaire et les émissions de gaz à effet de serre. Le scénario (0a) constitue la référence, décrite plus précisément à la section a précédente.

Ces résultats montrent de façon significative que l'influence des variantes de valorisation des co-produits est plus importante que celle des variantes technologiques étudiées ici. Ainsi la valorisation énergétique des co-produits peut s'avérer particulièrement intéressante, avec des diminutions d'impact pour le système étudié de plus de 70 % pour les consommations énergétiques et comprises entre 50 et 70 % pour les émissions de GES, par rapport aux scénarios (a). La comparaison entre les deux types de valorisation énergétique fait apparaître un léger avantage, en termes d'impact, pour les variantes (b) relatives à la combustion dans le cas des scénarios (0) et (2), et inversement pour les variantes (c) relatives à la méthanisation pour les scénarios (1) et (3).

Tableau III.18 - Résultats d'ACV relatifs à la consommation énergétique des scénarios de production d'éthanol à partir de betterave

En MJ par MJ EtOH	(a)	(b)	(c)
(0)	0,77	0,14	0,20
(1)	0,71	0,08	0,05
(2)	0,73	0,10	0,17
(3)	0,70	0,07	0,03

Bien qu'avec des écarts limités, les variantes technologiques se classent selon les quantités de chaleur valorisées par CMV, soit en impact décroissant (0), (2), (1) et (3). Ainsi l'introduction d'une CMV sur les étapes d'évaporation et de séchage apparaît plus pertinente, pour le procédé, que sur l'étape de distillation. Cette tendance est limitée par le fait que dans le cas des scénarios (1) et (3), les besoins en chaleur et en électricité deviennent si déséquilibrés que le recours à la cogénération n'est plus pertinent.

Tableau III.19 - Résultats d'ACV relatifs à l'émission de GES des scénarios de production d'éthanol à partir de betterave

En gCO ₂ -éq par MJ EtOH	(a)	(b)	(c)
(0)	39	17	20
(1)	35	12	12
(2)	37	15	18
(3)	34	11	10

L'introduction d'un traitement par méthanisation, sans toutefois rétablir l'équilibre, permet de limiter ce phénomène et donc de limiter les besoins en électricité du réseau. Ceci explique notamment l'intérêt des variantes (c) par rapport aux variantes de combustion (b) dans le cas des scénarios (1) et (3).

Enfin il est à noter que le scénario (3c), le plus performant en termes d'impact, permet une réduction des consommations d'énergie et des émissions de GES, par rapport à la référence (0a), de, respectivement, 0,74 MJ / MJ et 29 gCO₂-éq / MJ. Une telle réduction correspond à un site de transformation de la betterave très peu émetteur de GES et exportateur net d'énergie.

IV.2. Production d'éthanol à partir de blé

a) Résultats du scénario de référence

Le tableau III.20 regroupe les besoins énergétiques du procédé, calculés à partir de la simulation du scénario de référence, et les résultats d'ACV associés de production d'éthanol à partir de blé.

Tableau III.20 - Besoins énergétiques et résultats d'ACV du scénario de référence de production d'éthanol à partir de blé

	Besoins énergétiques du procédé (MJ / MJ)	Résultats d'ACV (MJ / MJ)	Résultats d'ACV (gCO _{2-éq} / MJ)
Chaleur	0,37	0,46	23
Électricité	0,02	0,05	2
<i>Sous-total</i>	-	<i>0,51</i>	25
Crédit lié aux co-produits	-	- 0,23	- 15
Total	-	0,28	10

Les valeurs données dans le tableau III.20 sont légèrement plus faibles que celles de la bibliographie. En effet les résultats d'ACV de l'étape de transformation uniquement sont, pour respectivement la consommation d'énergie primaire et les émissions de GES, de 0,51 MJ / MJ et de 25 gCO_{2-éq} / MJ, ce qui se situe, d'après l'étude du chapitre II, entre le premier quartile et la médiane des études considérées, soit respectivement entre 0,44 et 0,64 MJ / MJ et entre 19 et 28 gCO_{2-éq} / MJ.

Ceci traduit une sous-estimation du besoin en électricité dans le cadre de la présente étude. En effet, l'étude *JRC '15* indique une répartition des besoins du procédé en 0,36 MJ / MJ pour la chaleur, ce qui est en adéquation avec le résultat de 0,37 MJ / MJ simulé ici, et 0,06 MJ / MJ pour l'électricité [42]. De la même façon une étude d'ACV menée par le Lasen²⁸ de l'EPFL²⁹, pour la Suisse, en 2004, précise un besoin du procédé de transformation des céréales en éthanol de 0,41 MJ / MJ en chaleur et de 0,06 MJ / MJ en électricité. De plus cette étude détaille ces besoins par étape unitaire et donne notamment une consommation électrique cumulée de 0,03 MJ / MJ pour le broyage des grains en mouture, l'agitation des cuves de liquéfaction, saccharification et fermentation et la centrifugation des vinasses en sortie de distillation [138].

Ces différents éléments n'ayant pas été pris en compte dans le cadre de la présente étude, le besoin électrique du procédé est corrigé par ce besoin supplémentaire de 0,03 MJ / MJ. Les résultats alors obtenus, présentés dans le tableau III.21, sont ainsi plus représentatifs, ce qui se traduit notamment par un écart relatif aux médianes issues du chapitre II très limité.

Tableau III.21 - Besoins énergétiques et résultats d'ACV corrigés du scénario de référence de production d'éthanol à partir de blé

	Besoins énergétiques du procédé (MJ / MJ)	Résultats d'ACV (MJ / MJ)	Résultats d'ACV (gCO _{2-éq} / MJ)
Chaleur	0,37	0,46	23
Électricité	0,05	0,15	7
<i>Sous-total</i>	-	<i>0,61</i>	30
Crédit lié aux co-produits	-	- 0,23	- 15
Total	-	0,38	15

b) Analyse du scénario de référence et identification des variantes d'intérêt

La figure III.21 présente les courbes composites obtenues lors de l'analyse énergétique du procédé de production d'éthanol à partir de blé. La température de pincement est de 97,2 °C, soit 92,2 °C sur la courbe froide et 102,2 °C sur la courbe chaude.

28 Lasen : Laboratoire des systèmes énergétiques

29 EPFL : École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse

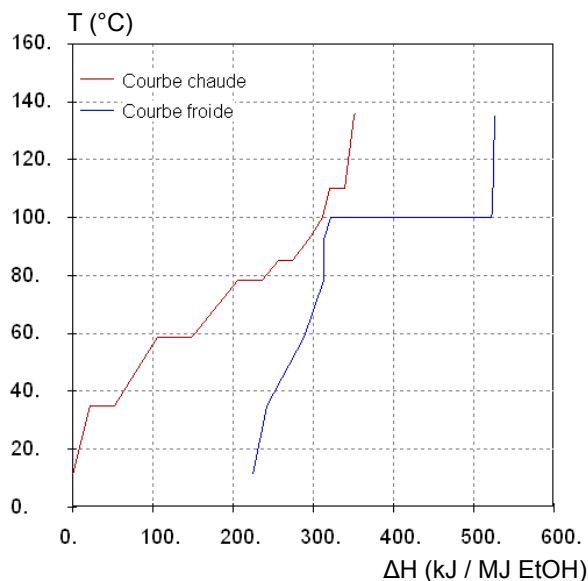


Figure III.14 - Courbes composites du procédé de référence de production d'éthanol à partir de blé

La courbe froide de la figure III.21 fait apparaître clairement que l'élément déterminant du besoin en chaleur est le palier de 0,15 MJ / MJ à 102 °C, correspondant à l'évaporation au sein du premier effet de l'étape de concentration des vinasses clarifiées, précédé d'un palier secondaire très légèrement décalé, de 0,05 MJ / MJ à 100 °C, dû à l'injection de vapeur à l'étape de liquéfaction.

Un dernier élément important du bilan thermique, absent de la figure III.21, est le séchage à l'air des drêches humides. Le besoin de chauffage de l'air, afin d'assurer le bon fonctionnement du sécheur, correspond à une consommation de chaleur de 0,19 MJ / MJ.

La correspondance entre le besoin en chaleur lu sur la figure III.21, principalement lié au premier effet de concentration, et le besoin en évaporation lié au séchage des drêches est remarquable. La possibilité d'introduction d'un séchage par vapeur

d'eau surchauffée (VES) des drêches apparaît donc comme une variante intéressante, autorisant une valorisation de la vapeur issue du sécheur en concentration, ce que le séchage à l'air ne permet pas.

Le tableau III.22 précise les principales caractéristiques des deux variantes technologiques (0) et (1) considérées ici pour la production d'éthanol à partir de blé.

Remarque : de la même façon que pour le procédé de production d'éthanol à partir de betterave (voir section IV.1.b), le fonctionnement de la distillation en simple effet couplé à une compression mécanique des vapeurs a pu être étudiée. Toutefois l'intérêt de cette variante apparaît comme limité compte tenu du couplage existant entre le dernier effet de la concentration des vinasses et la distillation. Les résultats de simulation, non présentés ici, ont confirmé ce phénomène en indiquant des gains de performances très faibles par rapport au fonctionnement en double effet, et non significatifs compte tenu des hypothèses formulées dans ce travail, notamment concernant le rendement des compresseurs (voir section III.4).

Tableau III.22 - Définition des variantes technologiques d'étude du procédé de production d'éthanol à partir de blé

Variante	(0)	(1)
Distillation	2 effets	2 effets
Concentration	3 effets	3 effets
Séchage	Air	VES

Trois variantes d'utilisation des drêches ont été considérées ici (voir section II.3) : alimentation animale, option de référence, combustion et méthanisation. Une quatrième variante a été introduite afin d'évaluer l'intérêt par rapport à la variante de référence d'une utilisation de la paille comme combustible pour fournir l'énergie nécessaire à la transformation. La description de ces quatre variantes (a), (b), (c) et (d) de valorisation des co-produits est donnée dans le tableau III.23.

Tableau III.23 - Définition des variantes de valorisation des co-produits du procédé de production d'éthanol à partir de blé

Variante	(a)	(b)	(c)	(d)
Paille	Amendement	Amendement	Amendement	Combustible
Drêches	Alimentation	Combustible	Méthanisation	Alimentation

Note : aucune des variantes étudiées ne modifie le fonctionnement des étapes de broyage, liquéfaction, saccharification, fermentation et centrifugation. La correction du besoin électrique précisée à la section a précédente est donc conservée pour tous les scénarios de procédé.

c) Résultats d'ACV des scénarios d'étude

Les résultats d'ACV relatifs à la consommation d'énergie primaire et aux émissions de GES des différents scénarios d'étude sont donnés respectivement dans les tableaux III.24 et III.25. Les scénarios (0c) et (1c) sont identiques et ont donc été regroupés ; en effet la valorisation des drêches humides par méthanisation supprime tout recours à une étape de séchage.

De la même façon que pour le procédé de production d'éthanol à partir de betterave, l'influence des variantes liées à la valorisation des co-produits sur les impacts étudiés est plus importante que celle des variantes technologiques. Toutefois l'introduction d'un séchage des drêches par VES possède un intérêt non négligeable vis-à-vis de la consommation énergétique et des émissions de GES du procédé puisqu'elle permet potentiellement de réduire celles-ci de, respectivement, 60 et 80 %.

La valorisation des drêches par combustion ou par méthanisation permet d'améliorer plus encore l'efficacité énergétique du procédé, jusqu'à en faire un exportateur net d'énergie pour les scénarios (c) et (1b). De ce point de vue, si le recours à la méthanisation apparaît comme le schéma de production le plus performant, la combustion des drêches après un séchage par VES permet d'atteindre des performances très proches.

Tableau III.25 - Résultats d'ACV relatifs à l'émission de GES des scénarios de production d'éthanol à partir de blé

En gCO ₂ -éq par MJ EtOH	(a)	(b)	(c)	(d)
(0)	15	5	-7	-3
(1)	3	-7		-8

variantes (c) et (1b). Concernant les résultats relatifs aux émissions de GES, l'intérêt des variantes (d) est partiellement compromis par la perte en MO du sol et le besoin accru en fertilisants artificiels, très émetteur en GES lors de leur fabrication, dus à la récolte de la paille. Les résultats finaux sont toutefois globalement équivalents à ceux des variantes (c) et (1b).

Pour le procédé de référence de production d'éthanol à partir de blé, chacune des voies d'amélioration étudiées se révèlent donc intéressantes, bien qu'à des niveaux différents, en vue d'une réduction de l'impact énergie / GES de l'étape de transformation. Toutefois mettre en place de nouveaux équipements sur site ou valoriser différemment les co-produits possèdent des implications très différentes pour les coûts de production. La section V, et plus précisément la section V.4.a pour l'éthanol de blé, complètera donc la présente analyse en comparant les coûts associés à ces variantes.

IV.3. Production d'éthanol à partir de canne à sucre

Le tableau III.26 présente les besoins énergétiques simulés du procédé de production d'éthanol à partir de canne à sucre.

Le résultat de besoin en électricité du procédé est excessivement faible et, de la même façon que pour le procédé de production d'éthanol à partir de blé (voir

Tableau III.24 - Résultats d'ACV relatifs à la consommation énergétique des scénarios de production d'éthanol à partir de blé

En MJ par MJ EtOH	(a)	(b)	(c)	(d)
(0)	0,38	0,11	-0,14	-0,18
(1)	0,14	-0,12		-0,20

Enfin l'étude des variantes (d) a montré que, sous l'hypothèse de 6 t de paille récoltée pour 9 t de grains (voir section II.1.d), la production de paille s'avérait suffisamment abondante pour assurer la fourniture d'énergie du site de transformation. En effet, la récolte des pailles sur 43 et 24 % des champs exploités pour, respectivement, les scénarios (0d) et (1d), garantit alors l'alimentation du site. Du point de vue des consommations énergétiques, ces deux variantes permettent d'atteindre des résultats d'ACV meilleurs que les

Tableau III.26 - Besoins énergétiques simulés du scénario de référence de production d'éthanol à partir de canne à sucre

	Besoins énergétiques du procédé (MJ / MJ)
Chaleur	0,16
Électricité	0,00

section IV.2.a), ceci s'explique notamment par la non prise en compte de besoins mécaniques tels qu'ici, ceux liés au fonctionnement de la déchiqueteuse et des moulins à rouleaux. Ces postes de consommation d'électricité peuvent être évalués à 0,02 MJ / MJ [130] et ainsi ajoutés aux résultats du tableau III.26.

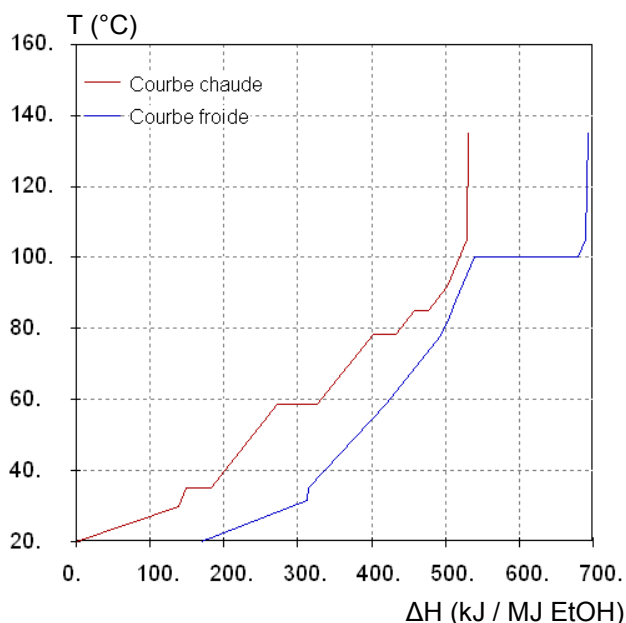


Figure III.15 - Courbes composites du procédé de référence de production d'éthanol à partir de canne à sucre

d'éthanol à partir de canne à sucre constitue donc d'ores et déjà la voie optimale en termes de valorisation des co-produits, du point de vue de la réduction des consommations énergétiques et des émissions de GES. Le procédé en lui-même peut toutefois être encore amélioré, tant du point de vue des technologies utilisées que de son intégration thermique, ce qui permettrait une économie dans l'utilisation de la bagasse, utilisée alors comme source de production d'électricité [130, 131]. Cet objectif ne sera cependant pas étudié plus avant dans le cadre du présent travail.

IV.4. Production d'EMHV à partir de colza

Le chapitre II a montré que l'impact de la transformation des graines de colza en EMHV est limité. En effet les résultats d'ACV médians issus de la bibliographie se situent à une consommation d'énergie primaire de 0,23 MJ / MJ et une émission de GES de 9 gCO_{2-éq} / MJ. Ces impacts concernent le procédé de transformation et couvrent donc la transformation en EMHV mais également la production de deux co-produits : le tourteau et la glycérine. Le présent travail s'est attaché à comparer l'intérêt de différentes valorisations de ces co-produits.

La production de 1 kg d'EMHV, présentant un pouvoir calorifique inférieur de 37,2 MJ / kg, s'accompagne par celle de l'ordre de 1,3 kg de tourteau et de 0,1 kg de glycérine [42, 8]. En considérant les données présentées à la section II.3, les tableaux III.27 et III.28 présentent les impacts évités liés respectivement aux valorisations du tourteau et de la glycérine.

Tableau III.27 - Impacts évités liés à la valorisation du tourteau de colza

Voie de valorisation	Consommations d'énergie (MJ / MJ EMHV)	Émissions de GES (gCO _{2-éq} / MJ EMHV)
<i>Alimentation animale</i>	0,26	17
<i>Combustion</i>	0,58	29

Tableau III.28 - Impacts évités liés à la valorisation de la glycérine

Voie de valorisation	Consommations d'énergie (MJ / MJ EMHV)	Émissions de GES (gCO _{2-éq} / MJ EMHV)
<i>Alimentation animale</i>	0,00	1
<i>Chimie</i>	0,35	16
<i>Combustion</i>	0,05	2

A partir de ces différents types de valorisation, quatre variantes sont définies. Leurs caractéristiques sont données dans le tableau III.29, la variante (a) correspondant au scénario de référence.

Tableau III.29 - Définition des variantes de valorisation des co-produits du procédé de production d'EMHV à partir de colza

Variante	(a)	(b)	(c)	(d)
<i>Tourteau</i>	Alimentation	Alimentation	Alimentation	Combustible
<i>Glycérine</i>	Chimie	Alimentation	Combustible	Combustible

A partir des résultats médians d'impact du procédé, issus du chapitre II, et les résultats des tableaux III.27 et III.28, le tableau III.30 présente l'impact en termes de consommation énergétique et d'émissions de GES des trois scénarios (a), (b), (c) et (d).

La comparaison des scénarios (a), (b) et (c) montre que la valorisation actuelle de la glycérine dans les industries de la chimie est la plus intéressante d'un point de vue environnemental. Ainsi la saturation à prévoir des marchés de glycérine synthétique (voir section III.3.a du chapitre II) provoquera, dans les conditions aujourd'hui envisageables de valorisation de la glycérine, une hausse de l'impact global de la filière.

Une valorisation énergétique du tourteau, principal co-produit, en masse, de la filière, peut potentiellement permettre une nette amélioration des performances énergie / GES du procédé, tel que le montrent les données du tableau III.27. Ceci place alors les résultats du scénario (d) à un niveau similaire de ceux du scénario de référence (a) avec valorisation de la glycérine en chimie.

Tableau III.30 - Résultats d'ACV des scénarios de production d'EMHV à partir de colza

Variante	Résultats d'ACV, par MJ EMHV	
	Consommation énergétique (MJ)	Émissions de GES (gCO _{2-éq})
(a)	- 0,38	- 23
(b)	- 0,03	- 9
(c)	- 0,07	- 10
(d)	- 0,39	- 22

IV.5. Intérêt des variantes vis-à-vis des filières globales

Les sections IV.1 à IV.4 présentent, en valeur absolue, les améliorations attendues en termes de résultats d'ACV pour les différentes variantes étudiées. Du point de vue des filières, les impacts calculés correspondent à l'étape de transformation et au crédit d'affectation associé aux co-produits.

En exploitant les résultats du chapitre II, il est possible de replacer ces résultats par rapport aux bilans globaux des filières. Cette section vise donc à réaliser une telle comparaison en utilisant pour les étapes de culture, de séchage, de transport et de distribution, les résultats médians issus de la bibliographie et présentés au chapitre II précédent (voir figures II.8 et II.9), pour les filières européennes d'éthanol de betterave et de blé, et d'EMHV de colza.

a) Filière d'éthanol issu de betterave

La figure III.16 présente les résultats globaux d'ACV, en termes de consommations d'énergie et d'émissions de GES, des variantes étudiées pour la filière d'éthanol issu de betterave. Dans un souci de lisibilité et compte tenu de leur intérêt limité (voir section IV.1.c), les variantes (2) n'ont pas été

représentées. Les résultats donnés sous le nom de *Bibliographie* correspondent aux résultats médians issus de l'analyse bibliographique du chapitre II.

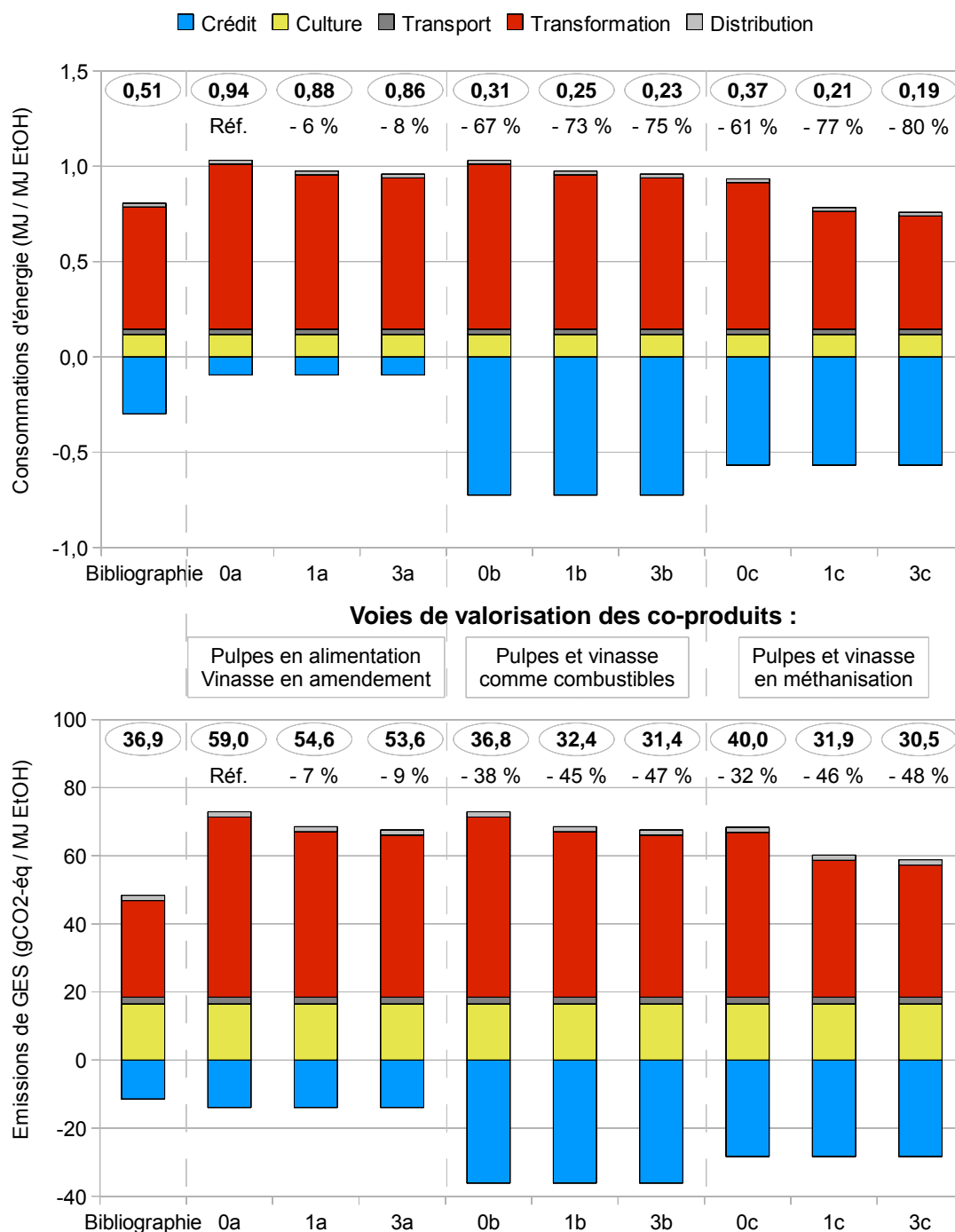


Figure III.16 - Intérêt des variantes étudiées pour les résultats globaux d'ACV de la filière d'éthanol de betterave

Les résultats de la variante de référence (0a) sont plus importants que ceux issus de la bibliographie d'un facteur 1,6 (émissions de GES) à 1,8 (consommations d'énergie). Ceci s'explique par le rôle du charbon dans le four à chaux (voir section IV.1.a), accentué, pour l'indicateur des consommations d'énergie, par le choix de règle d'affectation (impacts évités) et de voie de valorisation des co-produits.

Les améliorations technologiques du procédés (variantes (1a) et (3a)) permettent une réduction d'impact de l'ensemble de la filière de 6 à 9 %, ce qui n'est pas négligeable. Toutefois, la valorisation énergétique des co-produits, en accentuant nettement le rôle des co-produits dans le bilan final, permet d'atteindre des niveaux de réduction bien supérieurs, de 61 et 67 % pour les

consommations d'énergie et de 32 et 38 % pour les émissions de GES pour, respectivement, les variantes (0c) (méthanisation) et (0b) (combustion).

Enfin l'impact de la filière le plus faible est observé lorsque sont combinées une amélioration du procédé et une valorisation des pulpes et vinasse par méthanisation (variante (3c)). Cette configuration permet alors une réduction des impacts globaux, par rapport à la situation actuelle de référence, de 80 % pour les consommations d'énergie et de 48 % pour les émissions de GES.

b) Filière d'éthanol issu de blé

De la même façon que la figure III.16, la figure III.17 présente les résultats d'ACV, représentatifs de la filière globale d'éthanol de blé, dans le cas des différentes variantes étudiées.

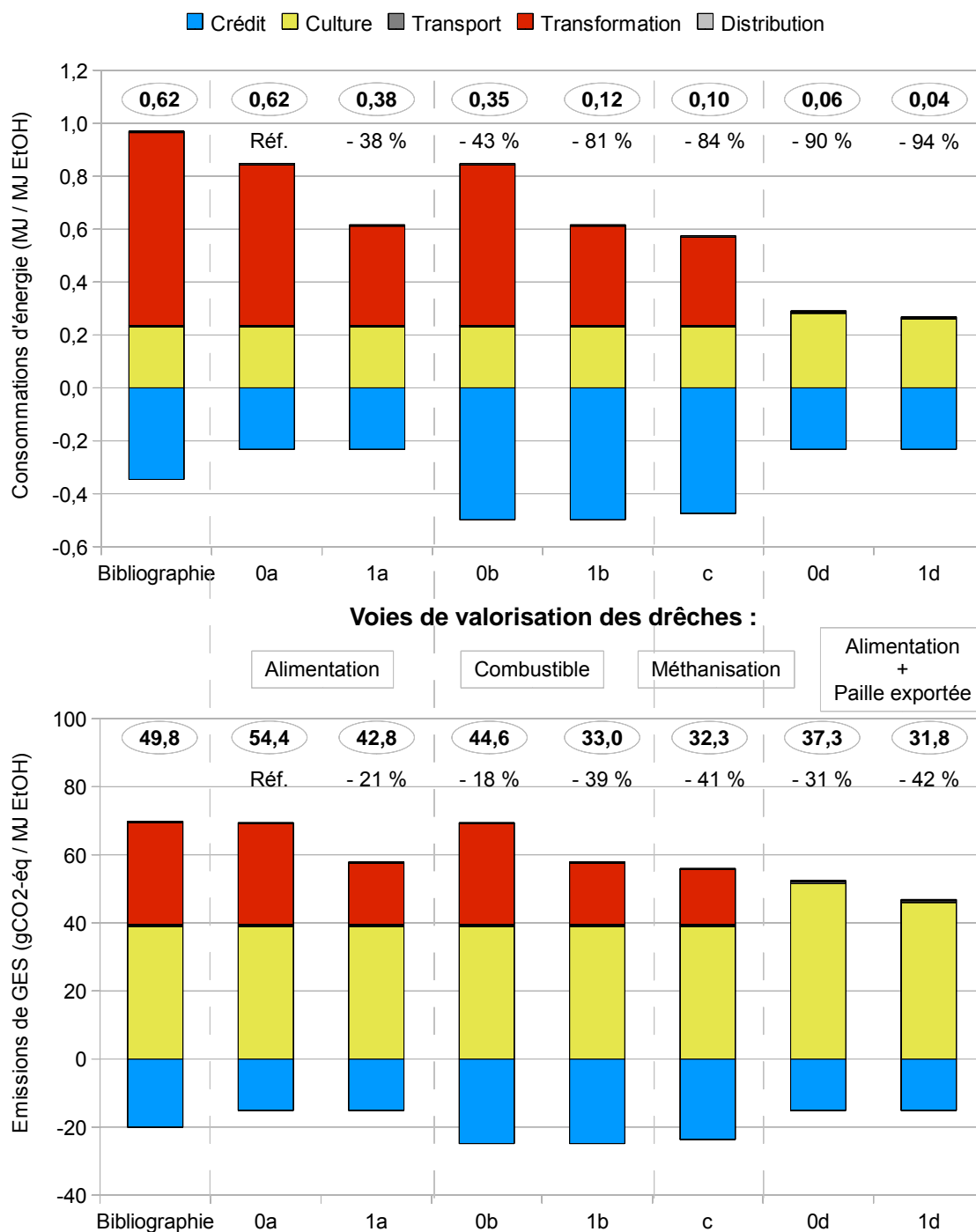


Figure III.17 - Intérêt des variantes étudiées pour les résultats globaux d'ACV de la filière d'éthanol de blé

Les résultats de la variante de référence (0a) sont proches de ceux issus de l'analyse bibliographique du chapitre II. Concernant les consommations d'énergie, les deux valeurs sont même identiques, masquant toutefois une différence de 0,12 MJ / MJ EtOH, présente à la fois sur les résultats associés à la transformation et au crédit d'affectation et se compensant mutuellement. Pour les émissions de GES, les résultats du scénario (0a) sont supérieurs à ceux issus de la bibliographie de 9 %, ceci étant dû au moindre crédit d'affectation et donc aux choix méthodologiques relatifs à l'affectation réalisés ici.

L'intégration au procédé d'un sécheur des drêches par VES permet une réduction appréciable de l'impact de la filière dans son ensemble puisque celle-ci se chiffre à 38 % pour les consommations d'énergie et à 21 % pour les émissions de GES (variante (1a)). La valorisation comme combustible des drêches, séchées de façon traditionnelle (variante (0b)), présente un potentiel similaire avec une diminution de 43 % des consommations énergétiques et de 18 % des émissions de GES.

La combinaison d'un séchage des drêches par VES et d'une valorisation comme combustible (variante (1b)), ainsi que la valorisation humide des drêches par méthanisation (variante (c)), autorisent des réductions d'impact environ deux fois plus importantes puisque celles-ci sont de, respectivement, 81 et 84 % pour les consommations d'énergie, et de 39 et 41 % pour les émissions de GES. Seule l'exportation des pailles afin de fournir l'énergie nécessaire au procédé permet des économies plus importantes, malgré l'impact plus grand de l'étape de culture dû au besoin accru en éléments minéraux et à la perte en MO, jusqu'à atteindre 94 % pour les consommations d'énergie et 42 % pour les émissions de GES (variante (1d)).

c) Filière d'EMHV issu de colza

La figure III.19, page suivante, présente les résultats d'ACV, en termes de consommations d'énergie et d'émissions de GES, de la filière globale d'EMHV de colza selon les différentes variantes étudiées.

Les résultats de la variante de référence (a) sont nettement inférieurs aux médianes issues de la bibliographie. La valeur retenue pour le crédit d'affectation associé à la glycérine en est essentiellement à l'origine et conduit à des résultats globaux de la filière inférieurs de 0,35 MJ / MJ et de 12,2 gCO_{2-éq} / MJ par rapport à l'analyse du chapitre II.

De telles valeurs ne peuvent être retrouvées par une valorisation de la glycérine en alimentation ou en tant que combustible, voies qui pourraient être retenues si le marché actuel de la glycérine venait à être saturé et qu'aucune utilisation innovante de celle-ci n'était découverte (voir chapitre II, section III.3.a). De ces deux valorisations, l'utilisation de la glycérine comme combustible (variante (c)) en est aujourd'hui la plus intéressante du point de vue des bilans ACV ; toutefois, en comparaison avec la variante (a) de référence, ceci provoquerait une hausse de l'impact de la filière de 0,30 MJ / MJ et de 13,3 gCO_{2-éq} / MJ, soit une augmentation de 44 % pour ce dernier indicateur. Ces valeurs montrent clairement qu'il est important d'intégrer aux réflexions et à la définition d'objectifs de production d'EMHV la situation actuelle et future des marchés de glycérine.

Note : cet élément confirme la plus grande pertinence du choix d'une affectation par substitution des impacts évités que par prorata physique pour des enjeux de décision publique. En effet une affectation par prorata physique ne peut rendre compte de cette problématique de saturation de marchés, pourtant essentielle à une définition pertinente d'objectifs de réduction.

Une méthode d'affectation par prorata économique est dans ce cas également plus pertinente qu'un prorata physique, puisqu'elle tient compte du contexte des filières. En traduisant correctement la saturation du marché par une chute de la valeur de la glycérine, ce type de méthode peut alors traduire l'influence de cet enjeu pour la pertinence des bilans environnementaux de la filière.

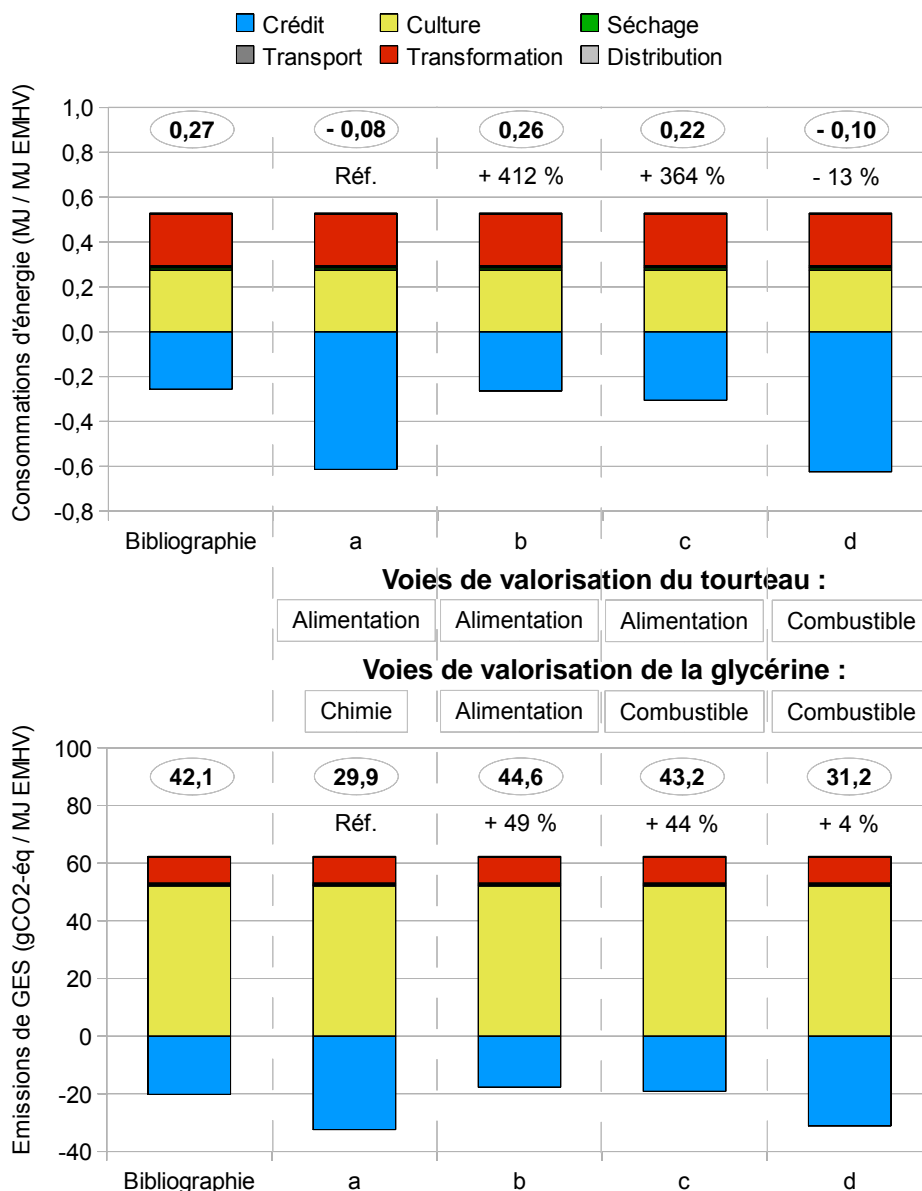


Figure III.18 - Impact des variantes étudiées sur les résultats globaux d'ACV de la filière d'EMHV de colza

Une valorisation du tourteau comme combustible, considérée via la variante (d), peut permettre d'atteindre des performances, au sens des bilans d'ACV de la filière, proches de celles de la variante de référence (a). En effet les résultats obtenus sont alors inférieurs de 13 % pour les consommations énergétiques et supérieurs de 4 % pour les émissions de GES. Toutefois le chapitre IV suivant montrera que si les indicateurs d'ACV, exprimés par MJ d'EMHV produit, sont alors relativement équivalents, il n'en est pas de même de l'usage des sols des deux schémas de production, bien plus pénalisant pour la variante (d) que pour la variante (a) (voir chapitre IV, section III).

V. Analyse des coûts de production des carburants végétaux

Cette dernière section du chapitre vise à distinguer sur un plan économique les variantes définies et comparées, du point de vue de leur bilan d'ACV, à la section IV précédente. Le champ de l'étude est l'Union Européenne et les carburants végétaux étudiés sont donc l'éthanol issu de betterave et de blé et l'EMHV issu de colza.

V.1. Structure des coûts de production

L'ensemble des coûts présentés dans cette section sont représentatifs d'un marché de l'énergie à 50 € le baril. Les enjeux de ce marché seront présentés plus en détails à la section V.2 suivante.

a) Coûts d'investissement

Les coûts d'investissement désignent les frais associés à l'installation du site industriel. Les gammes issues de la littérature et les valeurs retenues pour cette étude, exprimées en fonction de la capacité de production installée, sont données dans le tableau III.31, pour des procédés représentatifs des scénarios de référence considérés ici (voir sections II.1 et II.2) [8, 157, 158].

Tableau III.31 - Coûts d'investissement des procédés de référence étudiés, exprimés par capacité de production installée

Procédé	Coûts d'investissement par capacité de production installée (en € / (t / an))	
	Gamme issue de la littérature	Valeur considérée pour l'étude
EtOH ex betterave	530 - 680	605
EtOH ex blé	660 - 710	685
EMHV ex colza	320 - 440	385

Ces frais d'investissement sont répartis annuellement selon un mode d'amortissement linéaire, pour une durée de vie de 20 ans. Ceci correspond donc à un taux d'amortissement de 5 %.

Pour l'étude des variantes des procédés, il sera supposé en première approximation un surcoût constant par étape unitaire modifiée ou ajoutée, de l'investissement initial par rapport au schéma de référence. Ce surcoût est estimé à 240 € / (t / an) [157], soit une valeur relativement élevée par rapport aux données du tableau III.31.

b) Coûts d'exploitation

Les coûts d'exploitation peuvent être distingués en deux types : les frais associés à la maintenance et au personnel, et les coûts des matières premières utilisées.

Les frais de maintenance sont estimés ici à partir des coûts d'investissement. Ainsi il est supposé que chaque année, la maintenance représente 3 % des coûts initiaux de construction pour les scénarios de référence et 4,5 % pour les variantes entraînant une modification du schéma de procédé. Ces deux valeurs différentes reflètent la différence de maturité des technologies. Les coûts de personnel sont supposés négligeables devant l'estimation des frais de maintenance.

Tableau III.32 - Coût de référence des matières premières non végétales

Matière première	Coût de référence (€ / GJ)
Charbon	2,5
Gaz naturel	7,3
Électricité	21,4
Méthanol	13,5

Les besoins en matière première végétale, en gaz naturel, en électricité et en charbon des procédés de production d'éthanol à partir de betterave et de blé sont issus des simulations de la présente étude. Le coût des matières premières végétales a été considéré comme des variables du système et les enjeux relatifs à ce marché sont présentés à la section V.3. Les coûts de référence utilisés des matières premières non végétales sont donnés dans le tableau III.32 [157].

Concernant la production d'EMHV à partir de colza, les consommations de gaz naturel, d'électricité et de méthanol du procédé sont issues de la bibliographie et intégrées aux calculs économiques à l'aide des données du tableau III.32 [42]. La consommation de produits chimiques, importante pour ce type de filières, n'ayant pu être chiffrée précisément, un coût global associé a été considéré, de 42,1 € / t d'EMHV, soit 1,13 € / GJ [8].

c) Valorisation des co-produits

L'ensemble des frais présentés aux sections a et b précédentes permet la production du carburant végétal d'une part, et des co-produits d'autre part. Le prix de vente de ces derniers doit donc être intégré aux calculs de coût de production des carburants. Pour cela il a été supposé que leur prix de vente est en équilibre avec les produits qu'ils substituent, selon les équivalences présentées à la section II.3.

Les valorisations énergétiques des co-produits se substituent à l'utilisation de gaz naturel, dont les données et les enjeux sont présentés aux sections V.1.b et V.2. Les prix de vente considérés pour les produits valorisés en alimentation animale sont donnés à la section V.3.

Les prix des éléments fertilisants ont été estimés à partir des données disponibles de la FAO, soit pour les années 2002 à 2007, et l'évolution du prix du baril pour ces mêmes années [129, 159]. Les coûts de référence obtenus par élément nutritif sont donnés dans le tableau III.33.

Tableau III.33 - Coût de référence équivalent des engrais par élément fertilisant

Élément fertilisant	Coût de référence (€ / t élément)
Azote N- _{éq}	555,2
Phosphore P ₂ O _{5-éq}	9,8
Potassium K ₂ O- _{éq}	38,5

Enfin, compte tenu des enjeux portant sur le marché de la glycérine, son prix sur le marché a été pris comme un paramètre du système. A de faibles niveaux de production d'EMHV, le prix de la glycérine varie entre 400 et 800 € / t, après une purification pouvant représenter un coût de l'ordre de 300 € / t [42, 8, 160]. En considérant une production importante d'EMHV, les estimations de stabilisation du prix de la glycérine issue des procédés de production d'EMHV se situent généralement entre 120 et 130 € / t [157, 158]. Deux valeurs ont donc été considérées pour le prix de la glycérine : 300 € / t, comme valeur de référence, ou historique, et 125 € / t.

Note : le marché de la glycérine est le seul où a été considéré un impact des quantités de co-produits issues des filières de carburants végétaux. Tous les marchés de valorisation seraient en réalité affectés, mais cet effet a été supposé négligeable devant les incertitudes existantes sur ces marchés (voir notamment sections V.2 et V.3 suivantes).

V.2. Marché de l'énergie

Le prix du baril de pétrole est un indicateur important du coût de l'énergie mais également, plus généralement, du coût de nombreux produits. Un facteur F_{baril} a donc été pris en compte, visant à refléter les fluctuations du baril affectant les prix de référence donnés à la section V.1. Ce facteur est défini de telle façon qu'une variation de x % du prix du baril implique une variation de $x \cdot F_{\text{baril}}$ % du prix du produit considéré.

Ce facteur F_{baril} est issu de la bibliographie pour le charbon, le gaz naturel, l'électricité, le méthanol et les coûts d'investissement [157]. Concernant les engrais, ce facteur a été déterminé par l'analyse des données disponibles issues de la FAO pour le prix des éléments fertilisants entre 2002 et 2007 et de la DIREM³⁰ pour les

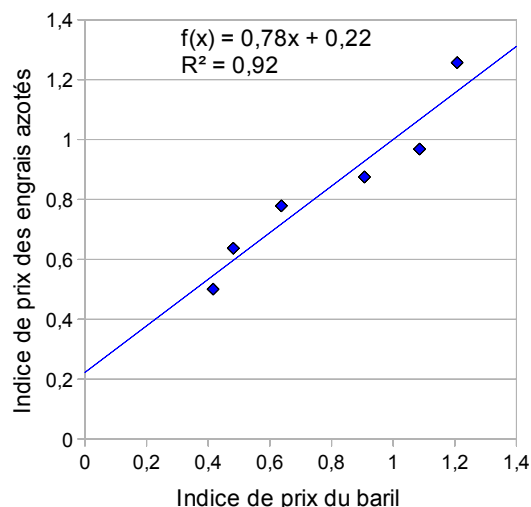


Figure III.19 - Corrélation entre le prix des engrais azotés et le prix du baril de pétrole, données constatées 2002-2007

30 DIREM : Direction des Ressources Énergétiques et Minérales, Ministère de l'Économie, des Finances et de

fluctuations du prix du baril [129, 159]. La figure III.28 présente notamment les données relatives aux engrais azotés, pour lesquels la corrélation est la meilleure et l'impact sur les coûts de production le plus important. Les indices du prix du baril et de l'engrais ont été définis pour une référence de prix du baril à 50 €.

Enfin, les prix de l'essence et du gazole sont considérés directement indexés sur le prix du baril, soit un facteur F_{baril} de 1 pour ces deux produits. Les prix constatés sont généralement compris, sur une base massique, entre 1,2 et 1,4 fois celui du pétrole brut [157] ; une valeur de 1,3 a ici été considérée.

Le tableau III.34 regroupe l'ensemble des facteurs F_{baril} utilisés pour les différents produits considérés.

Tableau III.34 - Facteurs F_{baril} utilisés des produits considérés

Produit	Facteur F_{baril}	Produit	Facteur F_{baril}
Charbon	0,65	Engrais azotés $N_{\text{-}éq}$	0,8
Gaz naturel	1	Engrais phosphatés $P_2O_5\text{-}éq$	0,6
Électricité	0,5	Engrais potassiques $K_2O\text{-}éq$	0,8
Méthanol	0,4	Essence	1
Coûts d'investissement	0,1	Gazole	1

V.3. Marché des produits agricoles

Le marché des produits agricoles suit une dynamique différente du marché de l'énergie car il dépend de phénomènes plus variés [161] : prix de l'énergie via la chaîne de production mais également aléas climatiques, régulations politiques, niveau des stocks mondiaux, spéculation, etc. De plus la demande liée aux objectifs de production des carburants végétaux peut également avoir un impact potentiellement fort sur le prix des matières premières [162].

Les prix des produits agricoles sont donc pris comme des paramètres du système. Toutefois, afin de limiter le nombre de variables, des relations ont été recherchées entre le prix de vente des co-produits valorisés en alimentation animale et le prix de la matière végétale de référence (blé, betterave ou colza). Les fluctuations de ces prix entre 1980 et 2006 ou 2007, selon les données disponibles, ont donc été étudiées afin de tenter d'établir des corrélations entre elles [129].

D'après le tableau III.11 (section II.3.c, page 117), il a ainsi été comparé les prix du blé à ceux du tourteau de soja, de la betterave au blé, et du colza au blé et au tourteau de soja. Les figures III.20 à III.22 présentent les fluctuations étudiées pour le blé, la betterave et le colza, De cette analyse il vient que :

- les prix du blé et du tourteau de soja présentent la meilleure corrélation sur l'ensemble de la période considérée (figure III.20), avec un rapport entre le prix du tourteau et le blé variant entre 1,10

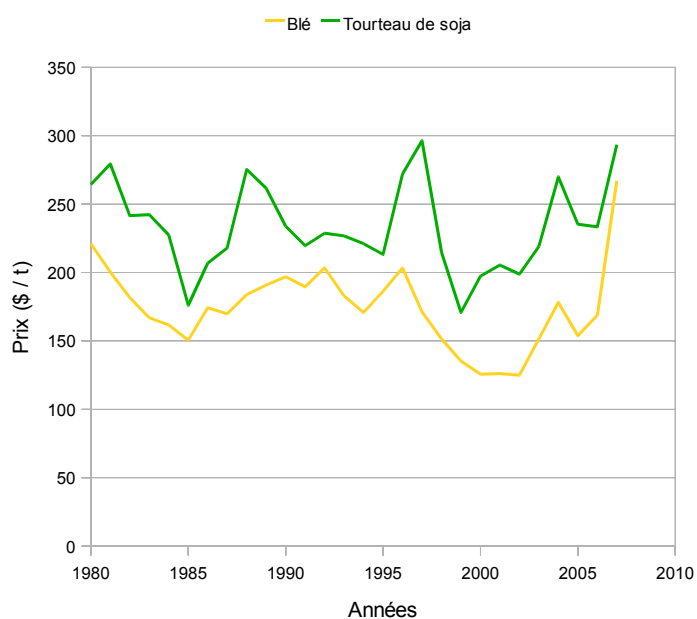


Figure III.20 - Fluctuations des prix du blé et du tourteau de soja, période 1980-2007

l'Industrie.

et 1,73 selon les années ; la valeur médiane des résultats, de 1,35, a été considérée dans le cadre de cette étude des coûts de production,

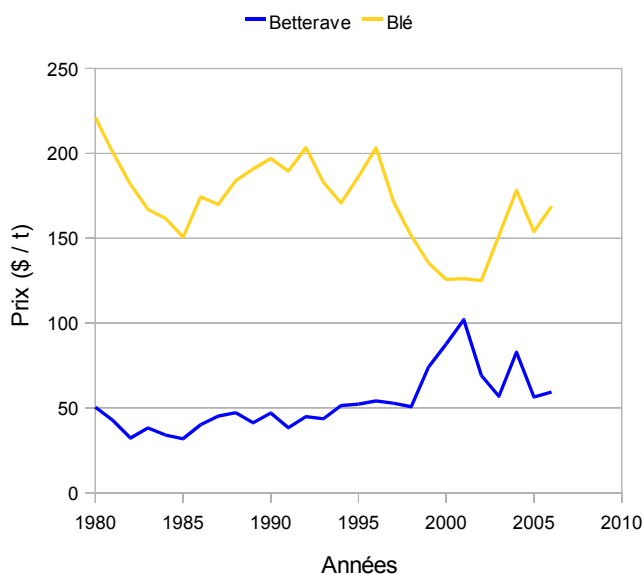


Figure III.21 - Fluctuations des prix de la betterave et du blé, période 1980-2006

- les prix de la betterave et du blé apparaissent comme très peu corrélés, ce qui s'explique par le caractère très réglementé du marché du sucre (figure III.21) ; aucune relation entre ces deux grandeurs n'a donc été considérée et la sensibilité des résultats présentés à la section V.4.b au prix du blé a été mesurée par la prise en compte de deux hypothèses de prix à 100 et 250 € / t, et

- les prix du colza semblent partiellement liés avec ceux du blé et du tourteau de soja mais avec deux phases distinctes : un niveau de prix fort du colza par rapport à ces deux produits de 1980 jusqu'à 1992-1993, puis un niveau plus faible à partir de ces dates (figure III.22) ; les corrélations ont alors été établies sur la période 1994-2007, avec

un rapport médian de 0,61 entre les prix du colza et du blé, pour une gamme de 0,50 à 0,70, et de 0,83 entre ceux du colza et du tourteau de soja, pour une gamme de 0,71 à 1,09.

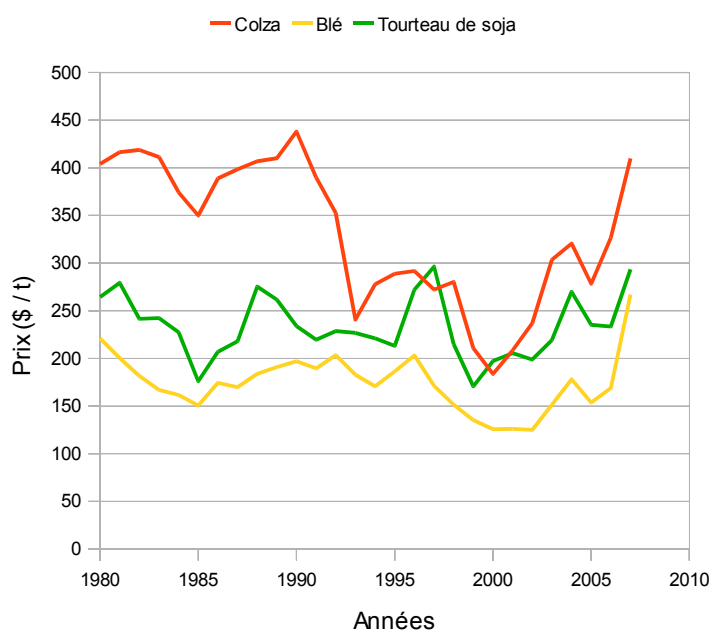


Figure III.22 - Fluctuations des prix du colza, du blé et du tourteau de soja, période 1980-2007

Enfin, les figures III.20 à III.22 permettent également de définir les gammes et valeurs de référence des prix du blé, de la betterave et du colza utilisées dans la suite de ce travail. Ainsi les coûts de production de l'éthanol à partir de blé ont été étudiés pour un prix de référence du blé de 150 € / t pour une gamme de 100 à 300 € / t, de 40 € / t pour la betterave pour une gamme de 30 à 90 € / t et de 230 € / t pour le colza avec une gamme de 150 à 350 € / t.

V.4. Analyse des résultats de coûts de production

Cette dernière section présente les résultats de coûts de production obtenus pour les différentes variantes d'étude des procédés de production d'éthanol à partir de blé et de betterave et d'EMHV à partir de colza, à partir des hypothèses formulées aux sections V.1 à V.3 précédentes.

Note : la définition et la dénomination des différentes variantes d'étude de chacune des filières sont reprises de la section IV précédente.

a) Production d'éthanol à partir de blé

Les coûts de production des variantes (0a), (1a), (0b), (1b) et (c) du schéma de production d'éthanol à partir de blé sont étudiés dans cette section. Les variantes (0d) et (1d), relatives à la combustion des pailles pour fournir l'énergie du procédé, n'ont pas été intégrées dans le présent travail compte tenu des incertitudes qui pèsent sur le prix d'achat de la paille si son usage énergétique se développe.

La figure III.23 présente l'évolution des coûts de production de l'essence et de l'éthanol de blé, selon différents schémas de production, en fonction du prix du baril et pour un prix du blé fixé à 150 €/t.

Sous les hypothèses effectuées, l'éthanol devient compétitif avec l'essence à partir d'un prix du baril de l'ordre de 90 à 100 €. Au-delà d'un tel prix les schémas de production les plus intéressants d'un point de vue économique sont les variantes (1b) et (c), à la fois efficaces et valorisant les drêches de façon énergétique. L'écart entre ces deux variantes, ici légèrement à l'avantage de la méthanisation, est lié essentiellement aux coûts d'investissement, qui devraient donc être pris en compte plus finement pour une analyse plus précise.

A des niveaux de prix du baril plus bas, la valorisation des drêches en alimentation animale est plus intéressante d'un point de vue économique que leur valorisation énergétique. L'amélioration énergétique des procédés, via la variante (1a), devient ici intéressante d'un point de vue économique à partir d'un prix du baril de l'ordre de 40 €. Toutefois de la même façon que pour la comparaison entre les variantes (1b) et (c), ce niveau de rentabilité dépend des hypothèses formulées sur les coûts d'investissement.

Ces différents niveaux de rentabilité entre variantes ou entre essence et éthanol sont bien évidemment modifiés lorsque le prix de marché du blé varie. Afin de traduire ce phénomène, la figure III.24 représente les zones de compétitivité des carburants en fonction du prix du baril et du prix du blé, pour l'éthanol de blé uniquement (figure III.24a) et pour l'éthanol et l'essence (figure III.24b).

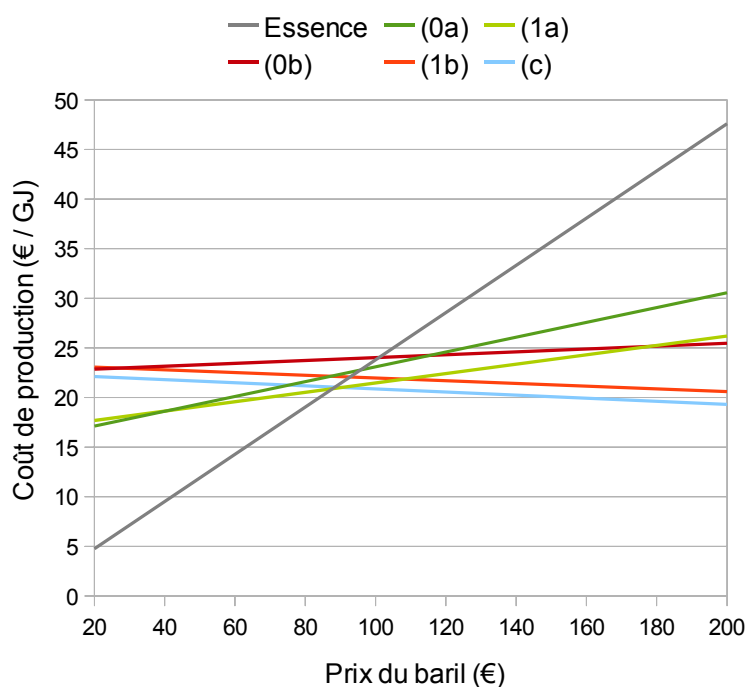


Figure III.23 - Évolution des coûts de production de l'éthanol de blé en fonction du prix du baril et pour un prix du blé fixé à 150 €/t

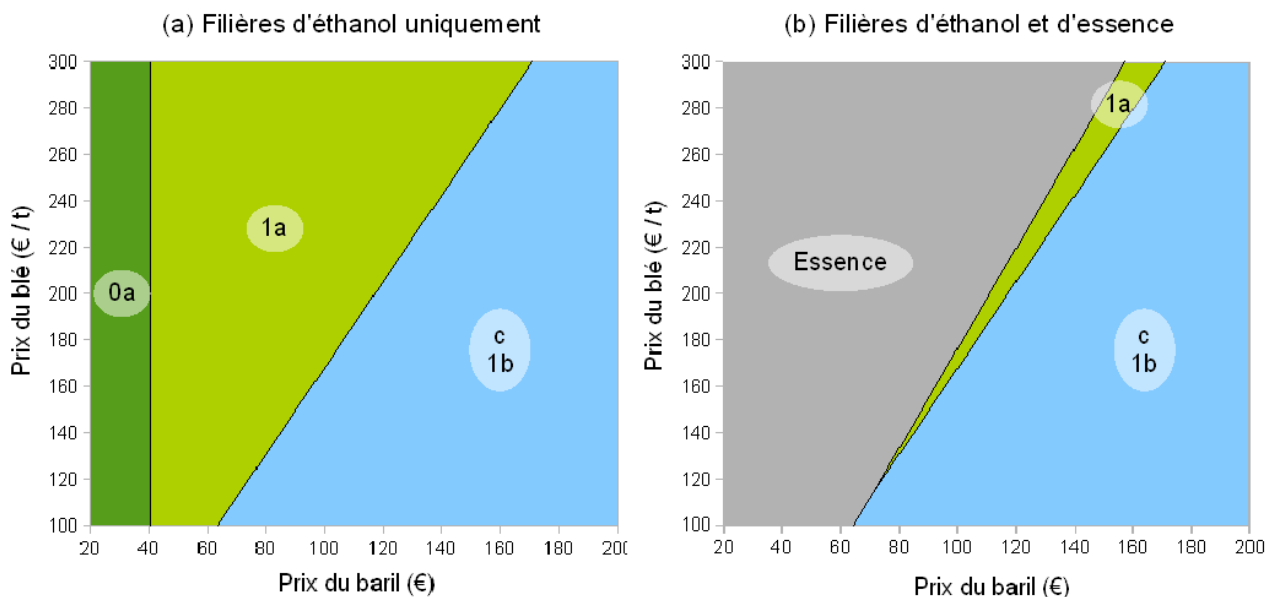


Figure III.24 - Cartographie de la compétitivité des filières d'éthanol issu de blé et d'essence en fonction du prix du baril et du prix du blé

Ainsi si la rentabilité de la variante (1a) de production d'éthanol par rapport à la variante (0a) de référence ne dépend que du prix du baril, il apparaît que la valorisation énergétique des co-produits est d'autant plus intéressante par rapport à leur valorisation en alimentation animale que les cours des produits agricoles sont bas. De plus il peut être remarqué que les gammes de prix du baril et du blé pour lesquelles le coût de production de l'éthanol est inférieur à celui de l'essence correspondent étroitement à la zone où les schémas permettant une valorisation énergétique des co-produits sont les plus rentables.

b) Production d'éthanol à partir de betterave

L'ensemble des variantes de production d'éthanol à partir de betterave a été étudié, à l'exception des schémas de type (2) dont les bilans d'ACV sont apparus moins intéressants que les modifications de type (1) (voir section IV.1.c). La dénomination (B) ou (H) des scénarios de type (a), c'est-à-dire valorisant les pulpes en alimentation animale, se réfère au caractère respectivement bas ou haut de l'hypothèse sur le prix du blé.

La figure III.25 présente l'évolution des coûts de production de l'essence et de l'éthanol de betterave, pour différentes variantes, selon le prix du baril et pour un prix de la betterave fixé à 40 €/t. Par souci de lisibilité une seule variante (H) et une seule variante (3) ont été représentées. En effet, les variantes (H) peuvent

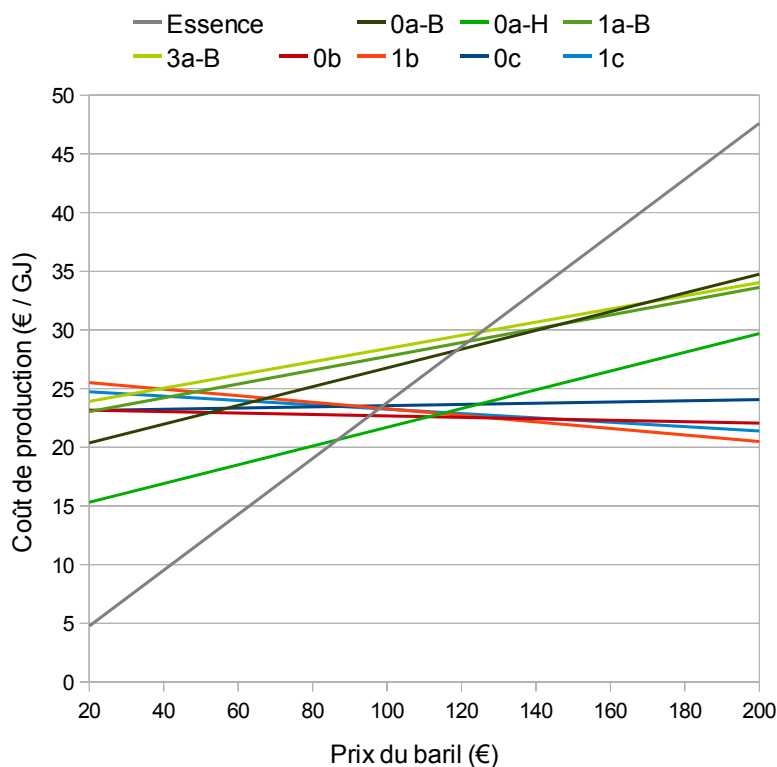


Figure III.25 - Évolution des coûts de production de l'éthanol de betterave en fonction du prix du baril et pour un prix de la betterave fixé à 40€/t

se déduire des variantes (*B*) par une translation inférieure des coûts d'un peu plus de 5 €/GJ, et les variantes (*3*) présentent un intérêt économique plus faible que leurs équivalents (*0*) ou (*1*).

Selon le schéma des filières, la production d'éthanol à partir de betterave devient compétitive avec l'essence à partir de prix du baril compris entre 85 et 125 €, le prix le plus bas correspondant à une valorisation des pulpes en alimentation animale dans un cas de cours élevé du blé (variante *0a-H*). Le prix du blé influe fortement sur l'intérêt économique de la valorisation énergétique des co-produits ; en effet si les coûts de production des scénarios de type (*b*) deviennent moindres que ceux de type (*a*) à partir d'un prix du baril de l'ordre de 50 € lorsque le prix du blé est à 100 €/t, ce seuil se situe à 110 € lorsque le blé se vend à 250 €/t.

Au-delà de telles valeurs du baril, la valorisation des pulpes et des vinasses par combustion devient l'option la plus intéressante sur le plan économique, d'abord selon un schéma de procédé de type (*0*) puis de type (*1*) à partir d'un prix du baril de l'ordre de 130 €. Ainsi l'intérêt des variantes technologiques par rapport au schéma de référence n'apparaît réellement qu'à des valeurs élevées du prix du baril.

La figure III.14 présente la cartographie des carburants les plus compétitifs en fonction des prix du baril et de la betterave pour les filières d'éthanol uniquement (figure III.14a) et pour les filières d'éthanol et d'essence (voir figure III.14b). La compétitivité des schémas de production d'éthanol entre eux ne dépend que des prix du baril et du blé. Comme vu précédemment la combustion des co-produits devient pertinente d'un point de vue économique à partir d'un prix du baril compris entre 50 et 110 €, en fonction du prix du blé, et la mise en place de technologies à base de CMV à partir d'un prix du baril de 130 €.

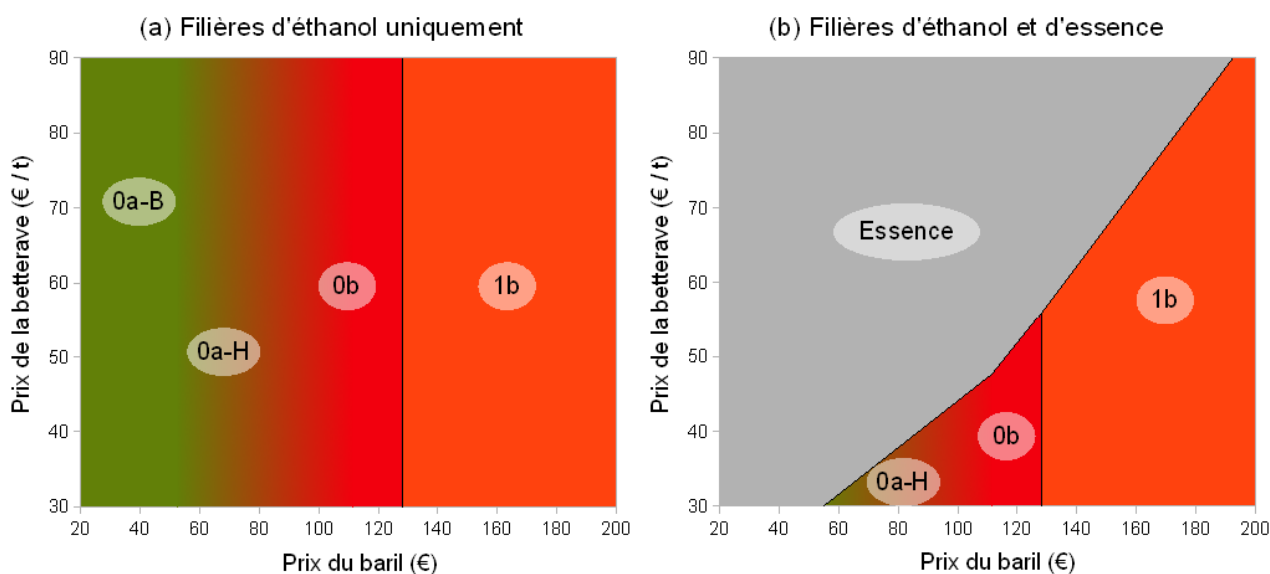


Figure III.26 - Cartographie de la compétitivité des filières d'éthanol issu de betterave et d'essence en fonction du prix du baril et du prix de la betterave

c) Production d'EMHV à partir de colza

L'ensemble des variantes de valorisation des co-produits de la production d'EMHV à partir de colza (*a*), (*b*), (*c*) et (*d*), définies à la section IV.4, a été pris en compte pour le calcul des coûts de production. Pour la variante (*a*), relative à la valorisation de la glycérine dans les industries de la chimie, deux hypothèses de cours de la glycérine ont été considérées et donc deux scénarios étudiés, dénommés (*a-H*) et (*a-B*) pour les hypothèses respectivement haute et basse à 300 et 125 €/t de glycérine (voir section V.1.c).

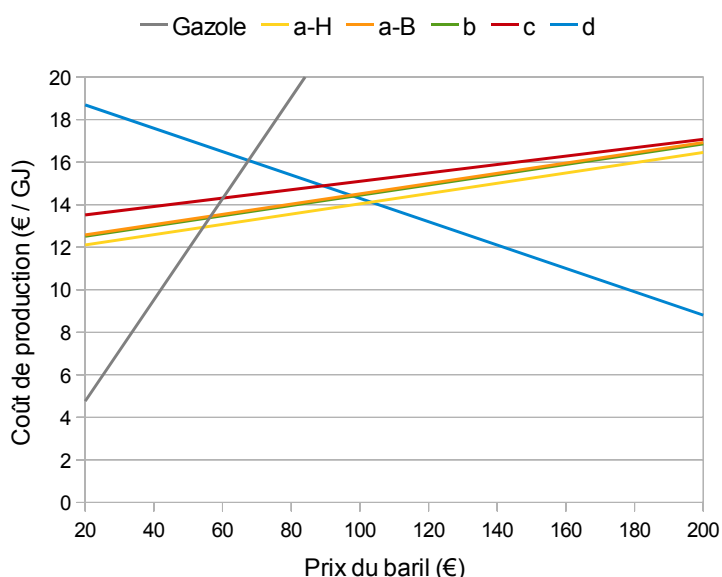


Figure III.27 - Évolution des coûts de production de l'EMHV de colza en fonction du prix du baril et pour un prix du colza fixé à 230 €/ t

La figure III.26 présente l'évolution des coûts de production du gazole et des différentes variantes d'EMHV de colza en fonction du prix du baril, pour un prix du colza fixé à 230 €/ t.

Selon ces résultats, la filière d'EMHV de colza devient compétitive avec le gazole à partir d'un prix du baril de l'ordre de 55 à 60 € pour les variantes valorisant les tourteaux en alimentation animale, et de l'ordre de 65-70 € pour la variante (d) de combustion des tourteaux et de la glycérine. Cette dernière variante devient ensuite plus intéressante que les autres schémas de production d'EMHV à partir d'un prix du baril de l'ordre de 90 à 100 €.

Bien qu'essentiellement due à la croissance de la production d'EMHV, la chute du cours de la glycérine aurait un impact relativement faible sur les coûts de production. Les résultats de la figure III.26 confirment également que l'hypothèse basse du cours de la glycérine, à 125 €/ t, correspond bien à une potentielle stabilisation du prix puisqu'alors les coûts de production sont très sensiblement les mêmes que dans le cas d'une valorisation de la glycérine en alimentation animale, marché beaucoup plus important et pouvant donc mieux absorber une production supplémentaire.

La figure III.27 présente la cartographie des variantes de carburant, gazole ou EMHV, les plus compétitives en fonction des prix du baril et du colza. Selon le cours du colza, le carburant le plus compétitif est le gazole en dessous d'un prix du baril de 40 à 80 €, et l'EMHV produit en utilisant les co-produits comme combustible au-delà de 70 à 145 €.

Entre ces deux zones, la valorisation de la glycérine la plus intéressante dépend de son prix de marché et des cours des matières premières agricoles. En dessous d'un prix du colza de l'ordre de 190-200 €/ t, la valorisation de la glycérine est plus intéressante en chimie, même si les cours sont bas. Au-delà de cette zone, le choix entre industries chimiques et alimentation animale est variable selon le contexte.

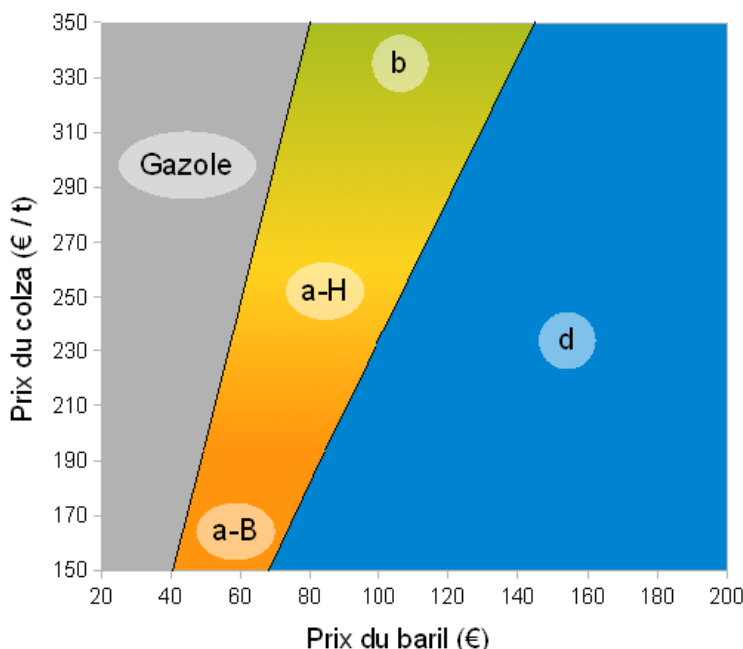


Figure III.28 - Cartographie de la compétitivité des filières d'EMHV issu de colza et de gazole en fonction du prix du baril et du prix du colza

Conclusion

Ce troisième chapitre s'est attaché à étudier de façon approfondie les procédés de première génération de production de carburants végétaux. Le recueil des éléments relatifs aux différentes étapes unitaires nécessaires et des données issues de la littérature a permis de construire un outil de simulation de ces transformations de biomasse, notamment de la betterave, du blé et de la canne à sucre en éthanol et, de façon plus simplifiée, du colza en EMHV.

Les enjeux liés à l'impact actuel de ces procédés ont ainsi pu être mieux compris que ce que le détail des bilans existants d'ACV étudiés par analyse de sensibilité au chapitre II avait permis. Ainsi il peut notamment être relevé que :

- les plantes sucrières que sont la betterave et la canne à sucre possèdent une très forte teneur en eau, respectivement de 75 et 70 %, ce qui induit une mauvaise conservation de la biomasse récoltée à l'état brut. Pour la betterave, dont la période de récolte dure approximativement 3 mois, un fonctionnement annuel est assuré afin de mieux rentabiliser les équipements en épurant et concentrant le sucre en un sirop qui peut alors être stocké ou utilisé en sucrerie. La période de récolte plus longue pour la canne à sucre, jusqu'à 6 mois, permet de s'affranchir de ces étapes très coûteuses en énergie.
- le traitement nécessaire, évoqué ci-dessus, du jus sucré issu de la diffusion des betteraves pour sa conservation sous forme de sirop souffre de plusieurs défauts dans sa prise en compte dans les études d'ACV analysées au chapitre II. En effet les études considérant une production intégrée de sucre et d'éthanol supposent que cette multi-fonctionnalité constitue un cas d'affectation et affectent entièrement cette phase d'épuration à la production de sucre, alors même que sa cristallisation produit un égout pauvre utilisé en fermentation, et les études ne prenant pas en compte d'activité de sucrerie présentent un traitement très limité du jus sans le justifier clairement.

Cette étude, en considérant une production d'éthanol non intégrée à une sucrerie mais avec un traitement du jus de même qualité que s'il devait être cristallisé, se place possiblement dans le cas le plus défavorable, sans effet toutefois sur la comparaison des scénarios. Afin de disposer des résultats réellement représentatifs de la filière actuelle de production d'éthanol à partir de betterave, une étude complémentaire doit être menée en considérant une production combinée d'éthanol et de sucre via une méthodologie pertinente de traitement de telles multi-fonctionnalités (voir chapitre I).

L'étude des variantes de valorisation des co-produits a montré que ce paramètre était des plus déterminants pour la performance, du point de vue des bilans énergie / GES, des procédés. Toutes filières confondues la valorisation énergétique des co-produits s'est révélée comme la voie la plus intéressante, permettant d'atteindre des bilans d'ACV très réduits.

Ceci explique les très bonnes performances du procédé de production d'éthanol à partir de canne à sucre. En effet la nature très fibreuse des tiges de canne fait que le résidu issu de l'extraction du sucre est très concentré en matières sèches, à des niveaux permettant une valorisation par combustion sans traitement préalable, et que son intérêt dans des applications autres que la combustion est très limitée.

Pour les autres filières, la méthanisation et la combustion des co-produits ont généralement présenté, tant du point de vue de la réduction des consommations d'énergie et des émissions de GES que sur le plan économique, des potentiels relativement similaires dans les différents cas d'étude. Les résultats semblent indiquer un intérêt un peu plus marqué de la méthanisation dans le cas de la production d'éthanol à partir de blé, et de la combustion dans celui d'éthanol à partir de betterave et

d'EMHV à partir de colza, mais ces tendances sont à confirmer par une analyse technico-économique plus précise.

L'analyse des variantes technologiques a révélé un intérêt moindre que celui lié à la valorisation des co-produits. Les options potentiellement les plus intéressantes parmi celles étudiées sont l'introduction d'une compression mécanique des vapeurs sur les étapes d'évaporation du sirop et de séchage des pulpes pour le procédé à partir de betterave, et d'un séchage par vapeur d'eau surchauffée des drêches pour celui à partir de blé. Les gains attendus sont légèrement plus marqués pour le blé que pour la betterave, avec une diminution de l'énergie consommée de 0,24 MJ / MJ et des émissions de GES de 12 gCO_{2-éq} / MJ, pour le blé, contre, respectivement, 0,06 à 0,16 MJ / MJ et 4 à 8 gCO_{2-éq} / MJ pour la betterave, selon la voie de valorisation des co-produits.

Cet écart se retrouve également sur le plan économique puisque l'amélioration du procédé d'éthanol à partir de blé par rapport au schéma de référence est intéressante à partir d'un prix du baril de l'ordre de 40 €, tandis que ce niveau est décalé à 130 € dans le cas de la betterave.

Les procédés de première génération possèdent donc des marges potentielles importantes de réduction des consommations énergétiques et des émissions de GES. La faisabilité technique de ces voies d'économies, identifiées par le présent travail, mériterait alors une étude plus précise. Cependant l'intérêt économique des schémas de production permettant les gains les plus importants, c'est-à-dire touchant à l'usage des co-produits, n'apparaît que dans des contextes où le prix du baril est élevé mais celui des matières premières végétales modéré.

La phase de transformation ne constitue toutefois qu'une des deux étapes principales des bilans d'ACV des carburants végétaux. Le chapitre IV suivant présentera donc notamment les enjeux liés à la mobilisation de la ressource et à l'usage des sols, et montrera que l'optimisation des résultats d'ACV du point de vue des impacts par MJ de carburant n'est pas neutre pour l'efficacité d'usage des sols et pour la performance globale des filières.

Chapitre IV

Intégration de composantes dynamiques à la pratique de l'ACV

La terre c'était le charbon
Pierre Bachelet, *Les corons*, 1982

Table des matières

I. Stockage de carbone dans les sols et la biomasse.....	155
I.1. Définition et caractérisation des sols.....	155
I.2. Niveaux de stocks de carbone des sols.....	157
I.3. Dynamiques d'évolution des stocks de carbone des sols.....	158
I.4. Stockage de carbone dans la biomasse aérienne.....	160
I.5. Références d'émissions des filières de carburants végétaux.....	160
II. Intégration des dynamiques d'émissions de GES en ACV.....	161
II.1. Prise en compte classique des effets dynamiques en ACV.....	161
a) <i>Amortissement des impacts.....</i>	<i>161</i>
b) <i>Temps de retour GES.....</i>	<i>162</i>
c) <i>Nécessité d'une définition explicite des scénarios.....</i>	<i>162</i>
II.2. Effet et comptabilisation des émissions de GES.....	164
a) <i>Notion de forçage radiatif.....</i>	<i>164</i>
b) <i>Définition des Pouvoirs de Réchauffement Global des GES</i>	<i>164</i>
II.3. Méthodologie développée d'intégration des dynamiques d'émissions de GES en ACV....	165
a) <i>Définition des PRG dynamiques.....</i>	<i>166</i>
b) <i>Analyse de sensibilité des PRG dynamiques.....</i>	<i>168</i>
III. Applications des PRG dynamiques à l'évaluation de scénarios d'émissions.....	171
III.1. Méthode générale d'évaluation de scénarios d'émissions à l'aide des PRG dynamiques...	171
III.2. Changements d'usages indirects liés aux co-produits.....	172
III.3. Effet du déstockage de carbone lié à un retournement de prairies sur les bilans d'ACV des carburants végétaux.....	174
a) <i>Évolution des superficies en prairies.....</i>	<i>174</i>
b) <i>Émissions associées au retournement d'une prairie pour la production de carburants végétaux.....</i>	<i>175</i>
III.4. Définition d'objectifs de réduction d'émissions de GES des carburants végétaux représentatifs d'un usage optimal des terres.....	178
Conclusion.....	183

Index des figures

Figure IV.1 - Exemples de relevés de teneurs en matières organiques de différents sols de France, en fonction de l'horizon considéré.....	156
Figure IV.2 - Gammes standards de stocks de carbone des sols rencontrés dans les sols de France métropolitaine pour certains usages, horizon 0-30 cm.....	157
Figure IV.3 - Représentation schématique du principe du modèle de Hénin et Dupuis d'évolution du stock de carbone du sol.....	158
Figure IV.4 - Évolutions des stocks de carbone des sols dues à différents changements d'usage, en France.....	159
Figure IV.5 - Description explicite des scénarios considérés et des usages des sols en ACV consécutive.....	163
Figure IV.6 - Principaux facteurs du forçage radiatif, évalué entre 1750 et 2005.....	164
Figure IV.7 - Incohérence temporelle liée à la prise en compte classique d'émissions décalées dans le temps, cas des PRG définis à 100 ans.....	166
Figure IV.8 - Correction de la prise en compte temporelle du forçage radiatif d'émissions décalées dans le temps, cas des PRG définis à 100 ans.....	167
Figure IV.9 - PRG dynamiques normalisés du CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O, pour les horizons de temps de 20, 100 et 500 ans.....	168
Figure IV.10 - Projections des concentrations en CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O pour le XXI ^e s., selon différents scénarios d'émissions.....	169
Figure IV.11 - Effets des scénarios d'émissions B1, A1B et A1FI sur les PRG dynamiques du CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O, pour un horizon de temps de 100 ans.....	170
Figure IV.12 - Équilibre simplifié liant surfaces en colza et en soja et co-produits des filières de carburants végétaux.....	173
Figure IV.13 - Évolution des surfaces en prairies et cultures annuelles, en France, entre 1950 et 2007.....	174
Figure IV.14 - Application 1 - Systèmes d'étude liés à l'analyse	175
Figure IV.15 - Application 1 - Évolutions du stock de carbone du sol de la surface 1-S des scénarios A et B.....	176
Figure IV.16 - Application 1 - Dynamique brute et pondérée d'émissions de CO ₂ du système B-A, associée à la surface 1-S convertie.....	176
Figure IV.17 - Application 2 - Systèmes d'étude liés à l'analyse.....	178
Figure IV.18 - Application 2 - Évolutions des stocks de carbone, dans le sol et la biomasse aérienne, liés à la surface 1-S, selon les scénarios A et B.....	179
Figure IV.19 - Application 2 - Évolution de l'effet de stockage d'une forêt en fonction de la durée d'exploitation et du taux de non-émission de carbone considérés.....	179

Index des tables

Tableau IV.1 - Niveaux moyens de stockage de carbone observés dans les sols de France, horizon 0-30 cm.....	157
Tableau IV.2 - Constantes de vitesse des évolutions de stocks de carbone du sol induites par différents changements d'usages, en France.....	159
Tableau IV.3 - Valeurs moyennes et gammes d'incertitudes des constantes de temps des évolutions de stocks de carbone du sol induites par différents changements d'usages, en France.....	159
Tableau IV.4 - Éléments d'ACV de référence utilisés dans le présent chapitre des filières européennes de carburants végétaux considérées.....	160
Tableau IV.5 - Émissions de GES de référence des différentes filières européennes, avec ou sans intégration de l'impact de conversion d'une prairie en culture, et selon différentes conventions d'amortissement.....	161
Tableau IV.6 - Temps de retour GES des filières européennes de carburants végétaux dans les cas d'un retournement de prairie et d'une déforestation.....	162
Tableau IV.7 - PRG dynamiques du CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O, pour un horizon de temps de 100 ans.....	168
Tableau IV.8 - Éléments de calculs des surfaces affectées par les effets de substitutions des co-produits.....	172
Tableau IV.9 - Surfaces libérées par la valorisation des co-produits en alimentation animale.....	173
Tableau IV.10 - Productivités apparentes, par hectare mobilisé, des filières européennes considérées de carburants végétaux	174
Tableau IV.11 - Impact des émissions associées au retournement d'une prairie, pendant 20 ans, pour la production de carburants végétaux, sur les bilans d'émissions des filières.....	177
Tableau IV.12 - Objectifs minimaux, définis par comparaison avec une plantation forestière non-exploitée de 20 ans, et réductions effectives de GES, pour les différentes filières considérées de carburants végétaux.....	180
Tableau IV.13 - Résultats de réduction des émissions de GES obtenus pour les différentes filières considérées de carburants.....	181

Le chapitre II a montré un impact potentiellement fort de la prise en compte d'un usage des sols de référence, bien que celle-ci se résume essentiellement à l'évaluation de l'impact de l'activité dont le sol est le support. Toutefois un autre élément important de l'usage d'un sol est l'impact sur sa qualité, notamment, du point de vue de la problématique du changement climatique, vis-à-vis de son rôle de puits de carbone.

L'objet de ce dernier chapitre est donc de caractériser cet impact et de permettre son intégration dans la pratique de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Pour cela la section I présentera les enjeux essentiels à la prise en compte des stocks de carbone dans les sols et la biomasse et de leurs évolutions. La section II traitera ensuite de l'intégration actuelle de ces éléments en ACV, ce qui permettra de mieux définir le cadre de cet enjeu et de développer une méthodologie nouvelle et adaptée à l'intégration d'effets dynamiques en ACV, ici relatifs aux émissions de Gaz à Effet de Serre (GES). Enfin la section III mettra en pratique cette méthode en l'appliquant à des problématiques liées aux carburants végétaux.

I. Stockage de carbone dans les sols et la biomasse

I.1. Définition et caractérisation des sols

D'un point de vue géologique, le sol est la couche superficielle de la lithosphère, c'est-à-dire l'enveloppe terrestre constituée des différentes plaques tectoniques. Sa profondeur est variable et, à l'exception des cas de contact net avec une couche rocheuse non altérée, peut ne pas être parfaitement définie. De ce point de vue géologique se distingue la notion plus agronomique de *profondeur effective*, ou utilisable, définie comme la profondeur au-delà de laquelle la croissance des racines des plantes cultivées est impossible ou très fortement limitée ; un sol est alors dit superficiel lorsque cette profondeur ne dépasse pas 50 cm, et profond au-delà de 1 m [163].

La structure et la composition d'un sol, variables dans le temps et dans l'espace, dépendent des différents processus de la pédogenèse via des facteurs :

- locaux, tels que la nature des roches altérées sur lesquelles le sol se forme ou le relief,
- climatiques, dont notamment la température et les précipitations, l'eau jouant un rôle essentiel à la fois dans les transformations chimiques et les phénomènes de transport, et,
- biologiques, par les effets de la végétation et de la faune mais également des actions anthropiques [164].

La grande variété des situations induit l'existence d'un nombre important de types de sols qui a été l'enjeu de nombreuses classifications, dont les plus utilisées à l'échelle mondiale aujourd'hui sont la *World reference base for soil resources* de la FAO et la *Soil taxonomy* américaine [165, 166, 167, 168].

Le carbone est présent au sein des sols sous différentes formes : organique, vivante ou morte, et minérale. Sa forme minérale est l'ion carbonate, dont la présence est essentiellement déterminée par la nature sédimentaire, et notamment calcaire, des roches altérées, c'est-à-dire par un facteur local de la pédogenèse, voire par un piégeage d'une fraction minime du CO₂ issu de la respiration des espèces vivantes du sol. Le carbone minéral des sols ne sera donc pas considéré plus avant ici au profit du carbone organique, issu essentiellement du carbone minéral atmosphérique, le CO₂ [165, 169].

A l'échelle globale, la matière organique du sol est estimée composée à hauteur d'environ 15 %, en masse, de constituants vivants, dont les racines pour 50 % et la micro-flore, champignons

et bactéries, pour 40 %. Les 85 % restants sont constitués des éléments morts, distingués en composés particulaires, fragments végétaux aux structures cellulaires reconnaissables et dont fait notamment partie la litière, et en composés moléculaires, issus des transformations chimiques des éléments végétaux en substances humiques, macromolécules complexes, et non humiques, molécules de familles chimiques bien identifiées, tels que sucres, acides ou protéines [165].

Très variables selon les sols, les teneurs en matières organiques dépendent également fortement de la profondeur, ou horizon, considérée. En effet, malgré l'effet des racines, la matière organique est plus abondante en surface et décroît rapidement avec la profondeur. A titre d'exemples, la figure IV.1 présente différents relevés de teneurs en matières organiques en fonction de la profondeur, en France [165, 169].

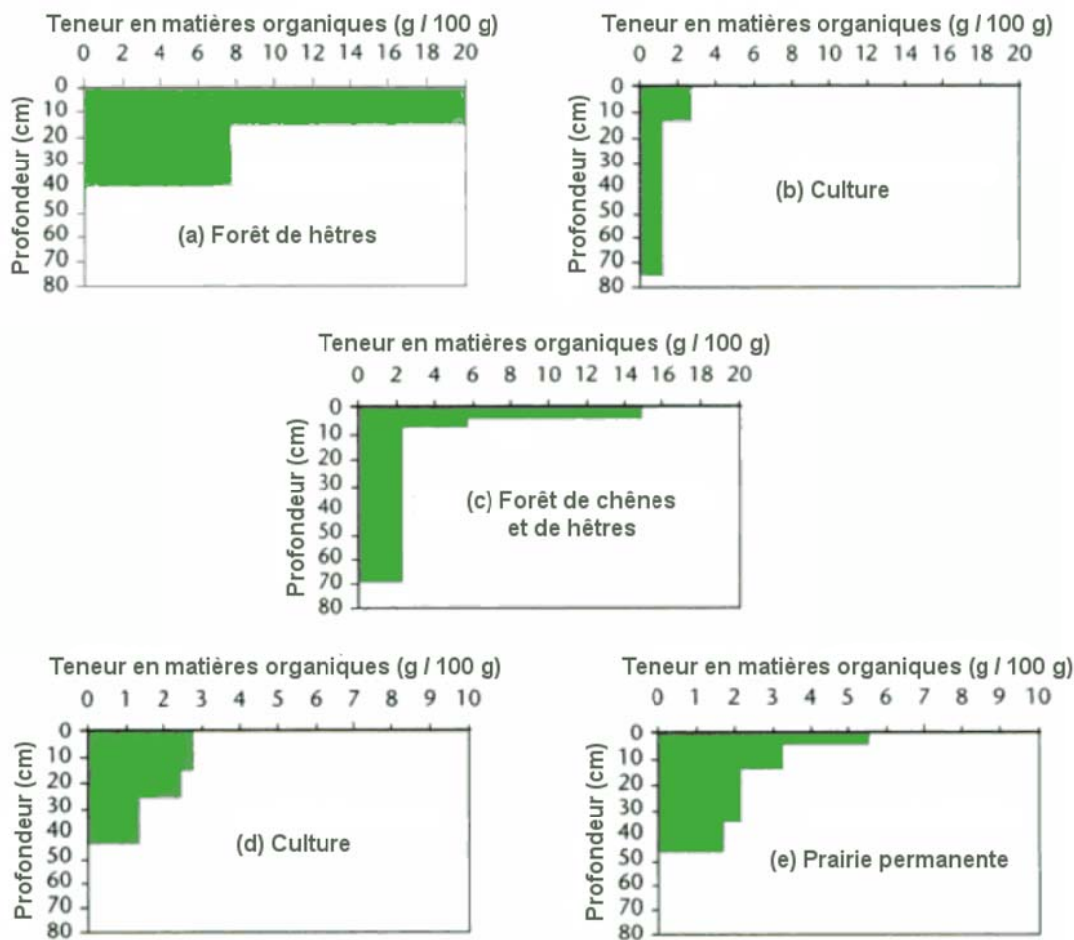


Figure IV.1 - Exemples de relevés de teneurs en matières organiques de différents sols de France, en fonction de l'horizon considéré

Il a été constaté que le temps de résidence des matières organiques dans le sol, qui dépend de nombreux paramètres tels que la température, la structure, la composition ou l'humidité du sol, augmente avec la profondeur. Ainsi, sous climat tempéré, plus de 80 % des quantités de carbone renouvelées en 20 à 50 ans se situent sur les 30 premiers centimètres du sol. Au-delà de cet horizon, les relevés expérimentaux existants ont montré de faibles variations des teneurs en matières organiques au cours du temps, dont les causes sont encore mal comprises [169]. Dans la suite de ce chapitre, les données de stocks et les dynamiques présentées concerneront l'horizon de sol compris entre 0 et 30 cm, c'est-à-dire que les variations de carbone stocké dues aux changements d'usages considérés, dans les horizons supérieurs à 30 cm, sont négligées.

I.2. Niveaux de stocks de carbone des sols

Les stocks de matières organiques, et donc de carbone, du sol dépendent de nombreux paramètres à travers lesquels transparaissent trois éléments de contexte déterminants : le climat, la nature du sol et son usage [169, 170]. Les deux premières sont tributaires de l'emplacement géographique considéré, la troisième est liée aux choix d'aménagement du territoire et de gestion de l'exploitation des sols.

Un des enjeux du stockage de carbone dans les sols est donc de pouvoir estimer, pour un sol et un climat donnés, les niveaux de stocks accessibles selon les usages. Cette problématique est notamment l'objet des méthodes de l'IPCC publiées dans le *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* et relatives aux changements d'usage des sols [170]. La quantité de carbone organique SOC d'un sol peut alors être estimée selon l'équation (18) à partir d'un stock de référence SOC_{REF} , dépendant du type de sol et du climat, et de facteurs F_{LU} , F_{MG} et F_I relatifs respectivement à l'usage, aux pratiques de gestion et aux niveaux d'intrants carbonés. L'IPCC propose alors des valeurs par défaut pour chacun de ces paramètres en fonction de leurs principaux déterminants.

$$SOC = SOC_{REF} \cdot F_{LU} \cdot F_{MG} \cdot F_I \quad (18)$$

Ce type de méthode est toutefois généralement réservé aux cas où aucune ou peu de données spécifiques sont disponibles. Lorsque cela est possible, les données locales issues de relevés expérimentaux sont préférées.

A l'échelle européenne, de tels relevés existent et peuvent être utilisés afin de disposer de valeurs pertinentes de niveaux de stocks de carbone des sols. La figure IV.2 présente notamment les gammes standards de stocks mesurés en France métropolitaine selon différents usages [169, 171]. La longueur des gammes traduit notamment la diversité des sols, des pratiques et les variations de climat au sein du pays. Toutefois des niveaux de stocks inférieurs ou supérieurs peuvent être mesurés dans certains cas particuliers ; ainsi si la gamme usuelle de stocks de carbone dans les sols de prairie est de 65 ± 15 tC / ha, des niveaux à plus de 90 tC / ha peuvent être observés en altitude.

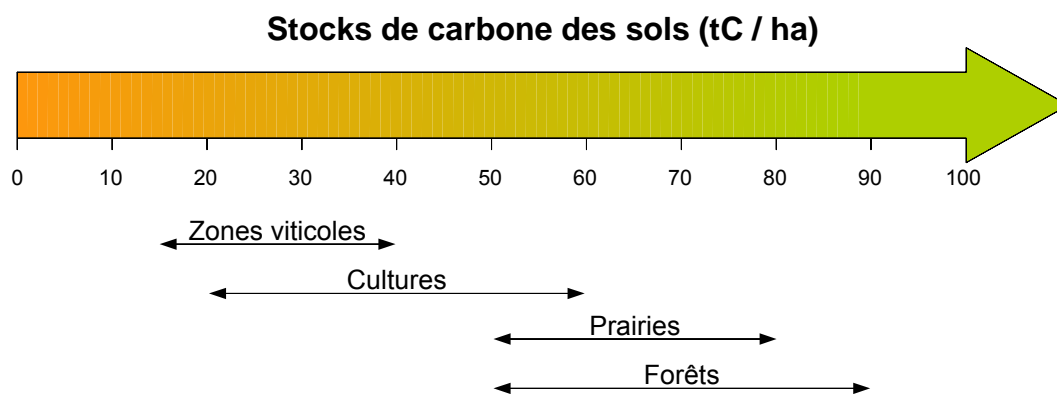


Figure IV.2 - Gammes standards de stocks de carbone des sols rencontrés dans les sols de France métropolitaine pour certains usages, horizon 0-30 cm

A partir de ces gammes de relevés, des niveaux de stocks moyens peuvent être définis par usage. Le tableau IV.1 regroupe les valeurs moyennes utilisées dans le présent chapitre (voir section III), représentatives du cas de la France [169].

Remarque : les valeurs du tableau IV.1 ne concernent que le stock de carbone dans les sols et ne représentent donc pas le stock global de carbone accessible par usage, puisqu'il faudrait alors comptabiliser également le carbone contenu dans la biomasse aérienne, particulièrement important pour le cas des forêts.

Tableau IV.1 - Niveaux moyens de stockage de carbone observés dans les sols de France, horizon 0-30 cm

Usage du sol	Niveau moyen de stock (tC / ha)
Culture	40
Prairie	65
Forêt	70

I.3. Dynamiques d'évolution des stocks de carbone des sols

Si les mesures expérimentales sont généralement plus pertinentes que les outils de modélisation concernant la détermination des niveaux absolus de stocks de carbone dans les sols, ces derniers présentent tout leur intérêt lorsqu'il s'agit d'évaluer les variations de stocks induites par un changement d'usage de sol ou de pratique de gestion, et d'étudier la dynamique de ces évolutions. En effet la lenteur du phénomène couplée au nombre de variables pédo-climatiques limite les possibilités d'essais pertinents de longue durée [169].

Un des modèles d'évolution des stocks de carbone des sols les plus anciens et les plus simples est le modèle de Hénin et Dupuis de 1945 ; développé en France, son usage y est toujours très répandue en agronomie où il est également connu sous le nom de *bilan humique*. Le modèle, schématisé à la figure IV.3 et donné en équation (19), lie le stock de carbone du sol B , en tC / ha, aux apports de matières carbonées A_i , en tC / ha / an, issus des restitutions de culture, par les racines et les résidus aériens, et des amendements, La littérature fournit des valeurs pour les deux coefficients K_1 et k_2 , le premier, appelé coefficient isohumique, sans unité, dépendant de la nature des apports, et le second, appelé coefficient de minéralisation, en an^{-1} , dépendant du climat et du type de sol, via notamment la température et les teneurs en argile et en calcaire [169, 172].

$$\frac{\partial B}{\partial t} = \sum_i K_{1,i} \cdot A_i - k_2 \cdot B \quad (19)$$

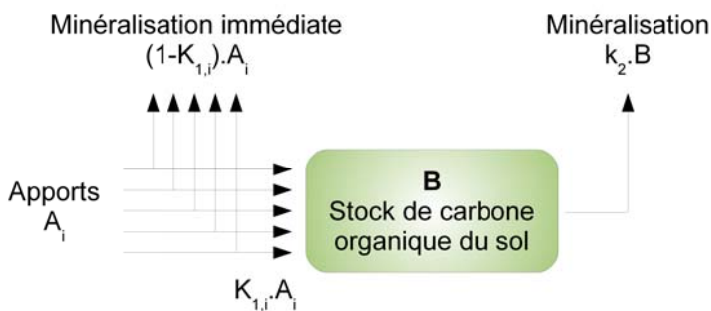


Figure IV.3 - Représentation schématique du principe du modèle de Hénin et Dupuis d'évolution du stock de carbone du sol

La simplicité de ce modèle tient essentiellement au fait que le stock B de carbone organique du sol est considéré de façon globale, c'est-à-dire sans être compartimenté selon les différents types de matières organiques. Pour une pratique agricole et donc des apports de matières organiques données, l'équation différentielle (19) peut être résolue simplement, permettant d'exprimer l'évolution du stock de carbone du sol après un changement de pratique selon l'équation (20) :

$$B(t) = B_\infty + (B(0) - B_\infty) \cdot e^{-k_2 t}, \text{ avec } B_\infty = \frac{\sum_i K_{1,i} \cdot A_i}{k_2} \quad (20)$$

De nombreux modèles plus complexes ont été développés, intégrant entre autres plusieurs compartiments de carbone organique, une représentation plus précise du contexte pédo-climatique, des inter-connexions entre les cycles de carbone, d'eau et d'azote, une différenciation des horizons, ou des cinétiques de décomposition d'ordre supérieur [169, 173]. Toutefois, dans le cadre du présent chapitre, la forme exponentielle de l'équation (20) sera conservée. L'évolution au cours du temps du stock de carbone B d'un sol, induite par une modification d'un état 1 vers un état 2, sera donc exprimée en fonction des stocks à l'équilibre B_1 et B_2 et d'une constante de vitesse $k_{1 \rightarrow 2}$ selon l'équation (21) suivante :

$$B_{1 \rightarrow 2}(t) = B_2 + (B_1 - B_2) \cdot e^{-k_{1 \rightarrow 2} t} \quad (21)$$

Comme l'indique l'équation (20) issue du modèle de Hénin et Dupuis, la modification du stock de carbone d'un sol induite par un changement de pratique de gestion est très généralement indépendante du sens d'évolution, c'est-à-dire que, d'après les notations de l'équation (21), les constantes de vitesse $k_{1 \rightarrow 2}$ et $k_{2 \rightarrow 1}$ sont égales ou très proches. Ceci n'est plus vrai lorsque la modification étudiée est un changement d'usage du sol, et les évolutions peuvent être de l'ordre de deux à trois fois plus rapides dans le cas d'un déstockage de carbone que dans le cas d'un stockage.

Le tableau IV.2 regroupe les constantes de vitesse, valables pour une situation française, liées aux changements d'usage des sols considérés dans le présent chapitre [169].

Tableau IV.2 - Constantes de vitesse des évolutions de stocks de carbone du sol induites par différents changements d'usages, en France

Usages du sol		Constante de vitesse $k_{1 \rightarrow 2}$ (an^{-1})	
État initial 1	État final 2	Moyenne	Écart-type
Forêt	Culture	0,0350	0,0100
Culture	Forêt	0,0175	0,0075
Prairie	Culture	0,0700	0,0100
Culture	Prairie	0,0250	0,0100

Afin de mieux appréhender les constantes de vitesse présentées au tableau IV.2, le tableau IV.3 traduit celles-ci en constantes de temps des différents phénomènes, pris comme l'inverse des constantes de vitesse. De plus la figure IV.4 représente les évolutions de stocks de carbone des sols dues aux changements d'usages renseignés selon la description donnée par l'équation (21) et les grandeurs moyennes des tableaux IV.1 et IV.2.

Malgré leurs différences en termes de niveaux de stockage et de constantes de temps (voir tableaux IV.1 et IV.2), les dynamiques de

Tableau IV.3 - Valeurs moyennes et gammes d'incertitudes des constantes de temps des évolutions de stocks de carbone du sol induites par différents changements d'usages, en France

Usages du sol		Constante de temps $\tau_{1 \rightarrow 2}$ (années)		
État initial 1	État final 2	Valeur minimale	Moyenne	Valeur maximale
Forêt	Culture	22	29	40
Culture	Forêt	40	57	100
Prairie	Culture	12	14	17
Culture	Prairie	29	40	67

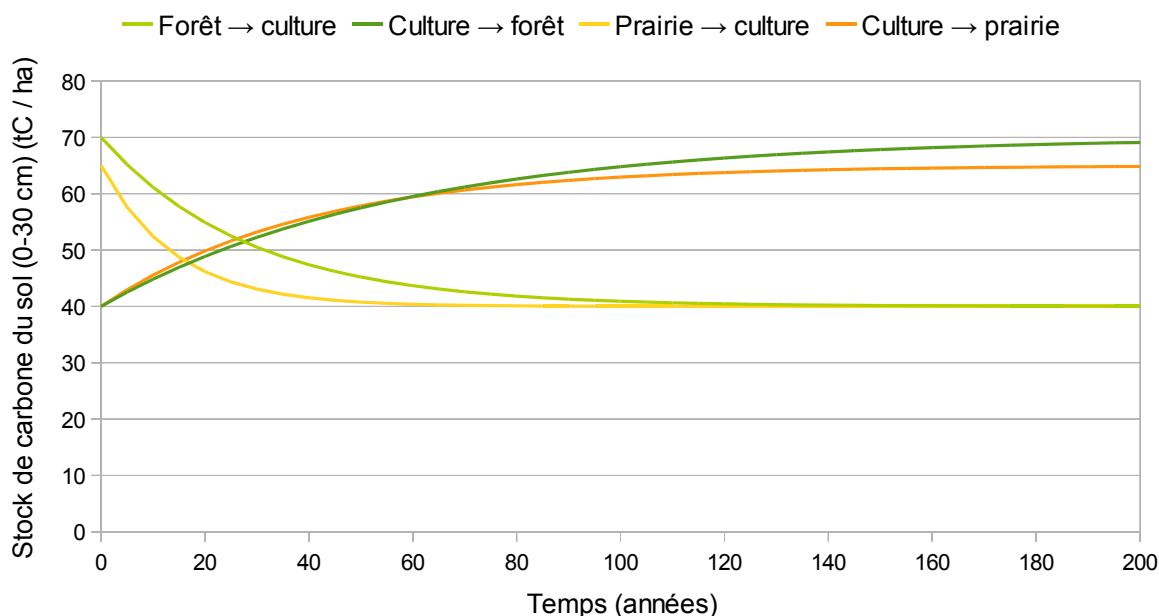


Figure IV.4 - Évolutions des stocks de carbone des sols dues à différents changements d'usage, en France

stockage de carbone dans le sol associées aux changements d'usages de culture à forêt et de culture à prairie sont très proches, avec un écart absolu ne dépassant 1 tC / ha que 80 ans après le changement d'usage. A l'inverse les dynamiques de déstockage se différencient plus nettement ; ainsi la minéralisation des 15 premières tonnes de carbone par hectare, soit 50 et 60 % des déstockages liés respectivement à la mise en cultures d'anciennes forêts et de prairies, a lieu en 20 ans pour la forêt et 13 ans pour la prairie.

I.4. Stockage de carbone dans la biomasse aérienne

Au stock de carbone des sols s'ajoute celui de la biomasse aérienne, soit le carbone contenu dans les parties aériennes des végétaux en place. Si cette quantité ne représente que quelques tonnes de carbone par hectare, avant la récolte, pour les cultures annuelles, elle peut atteindre de l'ordre de 70 à 90 tC / ha pour une forêt à l'équilibre sous climat tempéré et, plus particulièrement, en France [169, 170, 174, 175, 1]. Ce niveau de stockage dépend des conditions pédo-climatiques locales et de la variété d'arbre considérée, toutefois une valeur moyenne de 80 tC / ha sera considérée dans le présent chapitre.

La dynamique du stockage de carbone dans la biomasse aérienne, de laquelle dépend partiellement celle de carbone dans le sol, est plus rapide que cette dernière. En effet, la bibliographie reporte en écosystème forestier des flux globaux d'absorption de carbone de l'ordre de 2 à 3 tC / ha / an sur 20 ans, alors que les flux annuels de stockage de carbone dans les sols ne dépassent pas, d'après l'équation (21) et les données des tableaux IV.1 et IV.2, 0,5 tC / ha / an [169, 170, 1]. En supposant une dynamique de stockage de carbone dans la biomasse aérienne de la même forme que celle du sol, c'est-à-dire respectant l'équation (21), et en supposant un flux annuel moyen pour la globalité de l'écosystème forestier de 2,5 tC / ha / an sur les 20 premières années, il vient une constante de vitesse du stockage de 0,036 an⁻¹, soit une constante de temps de 28 ans. A l'inverse le déstockage de la biomasse aérienne dû à une déforestation est supposé immédiat.

Les hypothèses, en termes de dynamique et de valeurs de niveau de stockage et de constante de vitesse, des deux paragraphes précédents sont fortes et ces résultats pourraient être affinés. En première approximation cependant, ces éléments seront jugés suffisants pour l'utilisation faite dans le présent chapitre.

I.5. Références d'émissions des filières de carburants végétaux

Le chapitre III précédent a permis d'obtenir, en exploitant les résultats du chapitre II, des résultats d'ACV des filières de carburants végétaux dans leur ensemble. Les valeurs obtenues sont à la fois issues des médianes de la bibliographie en ce qui concerne les étapes de culture, séchage, transport et distribution, et de résultats propres à ce travail en ce qui concerne l'étape de transformation et le crédit d'affectation alloué aux co-produits, valable pour la règle d'affectation retenue dans cette thèse : la substitution des impacts évités.

Tableau IV.4 - Éléments d'ACV de référence utilisés dans le présent chapitre des filières européennes de carburants végétaux considérées

Filières de carburant	Émissions de GES du cycle de vie (gCO _{2-éq} / MJ)	Productivité en carburant (GJ / ha)
EtOH ex betterave	59,0	146
EtOH ex blé	54,4	66
EMHV ex colza	29,9	43

Le présent chapitre exploite les valeurs obtenues comme une référence pour les filières européennes étudiées de carburants végétaux, servant de base à l'évaluation des enjeux liés à la prise en compte des effets dynamiques en ACV. Le tableau IV.4 présente ainsi les émissions de GES des filières d'éthanol de betterave et de blé, et d'EMHV de colza, ainsi que leurs productivités médianes en carburant par hectare issues de l'analyse du chapitre II. Ces données constituent la base de référence, utilisée dans l'ensemble du chapitre, des éléments d'ACV des filières sans prise en compte de changements d'usages des sols.

La référence d'émissions de 85 gCO_{2-éq} / MJ pour la production et l'utilisation de l'essence et du gazole, définie au chapitre II, est également utilisée pour la détermination des réductions d'émissions de GES liées à l'emploi de carburants végétaux. D'après les données du tableau IV.4, ceci implique une économie potentielle de 3,8 tCO_{2-éq} / ha dédié à la production d'éthanol à partir de betterave, 2,0 tCO_{2-éq} / ha pour l'éthanol à partir de blé et 2,4 tCO_{2-éq} / ha pour l'EMHV à partir de colza.

II. Intégration des dynamiques d'émissions de GES en ACV

II.1. Prise en compte classique des effets dynamiques en ACV

De la même façon qu'un calcul économique intègre des coûts d'investissement et d'exploitation (voir chapitre III, section V.1), une étude d'ACV nécessite usuellement de manipuler deux types temporels d'impacts : ceux liés à l'installation et à la production des machines et infrastructures, et ceux liés aux matières premières nécessaires à la fabrication des produits.

Afin de l'exprimer en fonction de l'unité fonctionnelle du système, un impact fixe est très généralement amorti linéairement sur la durée d'utilisation du matériel. La valeur résultante d'impact est alors bien souvent négligeable devant les autres impacts du système, à certaines exceptions près telles que les matériels à utilisations ponctuelles (voir les enjeux liés aux engins agricoles, chapitre II, section III.3.b).

L'évaluation d'utilisations de la biomasse par ACV implique également l'intégration d'impacts ponctuels associés à la mise en place du système de production, tels que les émissions liées à une déforestation. Toutefois s'ajoutent à ces impacts ceux induits par des phénomènes beaucoup plus longs tels que les pertes de carbone des sols, décrites à la section I précédente. La présente section vise à présenter les méthodes classiquement utilisées aujourd'hui pour intégrer ces impacts aux bilans d'ACV et à en démontrer les limites.

a) Amortissement des impacts

La première méthode employée pour l'intégration en ACV des impacts dynamiques liés à l'utilisation de la biomasse est directement issue de la pratique existante, soit une répartition par amortissement linéaire. La difficulté immédiate d'une telle technique est la définition d'une durée de référence. En effet le sol ne présente pas de durée de vie et la bibliographie offre différents types de choix de période de référence pour l'amortissement tels que 20 ou 100 ans par convention, ou 25 ans comme horizon d'exploitation [176, 105]. A titre d'exemple, le tableau IV.5 donne les résultats de l'intégration d'une perte de carbone du sol liée à la conversion d'une prairie en culture en France, soit 25 tC / ha, aux résultats d'ACV de référence des filières européennes de carburants végétaux, selon différentes conventions d'amortissement linéaire des impacts.

Tableau IV.5 - Émissions de GES de référence des différentes filières européennes, avec ou sans intégration de l'impact de conversion d'une prairie en culture, et selon différentes conventions d'amortissement

<i>Filières de carburants</i>	<i>Résultats d'ACV d'émissions de GES (gCO_{2-éq} / MJ)</i>			
	Référence, sans conversion	Émissions avec conversion, amortie linéairement sur :		
		<i>20 ans</i>	<i>50 ans</i>	<i>100 ans</i>
EtOH ex betterave	59,0	90,4	71,6	65,3
EtOH ex blé	54,4	123,8	82,2	68,3
EMHV ex colza	29,9	136,5	72,5	51,2

Quelle que soit la filière considérée, le tableau IV.5 fait apparaître que la durée d'amortissement est essentielle pour les émissions de GES après intégration du déstockage de carbone lié à la conversion d'une prairie en culture pour la production de carburants. En effet les résultats d'ACV des différentes filières sont tous inférieurs à la référence fossile de 85 gCO_{2-éq} / MJ avec un amortissement sur 50 ou 100 ans, et tous supérieurs pour 20 ans. De plus la hiérarchisation des filières entre elles dépend également de la durée d'amortissement considérée ; de ce point de vue le tableau IV.5 présente un classement des filières, en termes d'émissions de GES, différent pour chacune des durées d'amortissement étudiées.

Or le choix de cette période de référence pour le calcul d'amortissement est arbitraire et constitue une convention supplémentaire à fixer. Les sections II.2 et II.3 montreront que les conventions inhérentes aux calculs d'émissions de GES sont suffisantes pour gérer cette difficulté.

Note : l'exemple du tableau IV.5 est repris à la section III.3 afin d'en présenter des résultats plus pertinents.

b) Temps de retour GES

La seconde méthode de gestion en ACV des impacts dynamiques liés à l'utilisation de biomasse ne constitue pas à proprement parler une intégration de ces phénomènes aux calculs d'ACV [105, 42]. En effet, compte tenu de l'importante différence entre l'économie annuelle de GES induite par la substitution de produits pétroliers par des carburants végétaux et les niveaux totaux d'émissions engendrées par un changement d'usage des sols ou une déforestation, un rapport entre ces deux grandeurs peut être réalisé afin de définir un temps de retour en gaz à effet de serre.

Ainsi un nouvel indicateur est défini : le calcul initial d'émissions du carburant est conservé tel quel, mais complété par un temps de retour GES définissant le nombre d'années de substitution nécessaires pour compenser l'effet dynamique. Le tableau IV.6 présente les résultats des temps de retour GES pour les filières européennes de carburants végétaux étudiées et dans les cas d'un retournement de prairie et d'une déforestation, selon les données de la section I.

Tableau IV.6 - Temps de retour GES des filières européennes de carburants végétaux dans les cas d'un retournement de prairie et d'une déforestation

Filières de carburants	Cas d'un retournement de prairie	Cas d'une déforestation		
		Carbone du sol seul	Carbone de la biomasse aérienne seul	Total
EtOH ex betterave	24 ans	29 ans	77 ans	106 ans
EtOH ex blé	45 ans	54 ans	145 ans	199 ans
EMHV ex colza	39 ans	46 ans	124 ans	170 ans

Note : les résultats du tableau IV.6 donnent une information complémentaire quant à la méthode par amortissement présentée à la section a précédente. En effet le temps de retour GES correspond à la durée d'amortissement pour laquelle l'impact du carburant végétal calculé selon cette méthode est identique à celui de la référence fossile. Ainsi le tableau IV.6 permet d'identifier quelles filières seront plus ou moins émettrices que la référence fossile selon la convention de période d'amortissement choisie.

Le temps de retour GES apporte une information plus pertinente que l'impact calculé par amortissement des effets dynamiques puisque celle-ci n'est pas soumise au choix d'une convention arbitraire. Toutefois il constitue un critère supplémentaire dans un contexte de décision où le nombre de critères environnementaux, sociaux et économiques à prendre en compte est déjà important. La méthode de prise en compte des effets dynamiques développée à la section II.3 visera donc notamment à ne pas nuire à la lisibilité des résultats d'ACV en intégrant réellement la dynamique d'émissions au sein de la pratique de l'ACV.

c) Nécessité d'une définition explicite des scénarios

Les deux méthodes de gestion des effets dynamiques en ACV présentées aux sections a et b précédentes souffrent d'un dernier défaut lié une fois encore au caractère implicite de la comparaison à un scénario de référence. En effet si la prise en compte d'un usage des sols de référence a permis d'améliorer la cohérence spatiale des systèmes comparés, il n'en est pas de même de leur cohérence temporelle.

Le champ d'une étude d'ACV, notamment à travers sa qualité des données, définit sa représentativité temporelle (voir chapitre I) : un résultat d'ACV n'est valable que pour une durée limitée au-delà de laquelle les incertitudes portant sur les phénomènes décrits ou les données utilisées sont fortes. Afin que les scénarios d'étude et de référence soient comparables, leurs situations finales doivent donc être, de la même façon que leurs situations initiales, identiques.

Exemple : pour de nombreuses études d'ACV d'un produit, la situation finale est équivalente à la situation initiale à condition toutefois que soit notamment pris en compte l'ensemble des impacts liés au démantèlement des sites de production.

Appliqué à l'usage des sols, ce point implique qu'au-delà de la période d'étude, les deux scénarios doivent converger vers un même type d'usage, comme le décrit la figure IV.5, pour être comparables. En termes de stockage de carbone, les deux scénarios étudiés ont donc le même effet global, puisque les situations initiale et finale sont identiques.

Il est important de noter que la représentation des scénarios de la figure IV.5 permet d'éviter des erreurs aujourd'hui commises en termes de comparaison d'usages des sols. En effet, l'impact sur l'usage des sols est souvent vu comme une comparaison des systèmes initial 0 et d'étude B, ce qui peut conduire à des incohérences importantes. Certaines études portant sur la production d'éthanol à partir de betterave en sont un bon exemple [124].

Concernant ce cas, les réformes européennes du marché du sucre ont réduit les surfaces en betterave dédiées à la production de sucre ; ces surfaces ont alors été exploitées pour la culture de betterave, mais en vue d'une production d'éthanol, et une conclusion parfois avancée est qu'il n'y a pas de changement d'usage des sols à prendre en compte pour l'évaluation de l'éthanol alors produit. Or cette analyse relèverait de l'étude de l'impact des réformes du sucre et non de celle de la production d'éthanol ; la définition du scénario de référence doit ici intégrer l'usage potentiel des espaces libérées par les réformes s'il n'y avait pas eu de développement des filières d'éthanol.

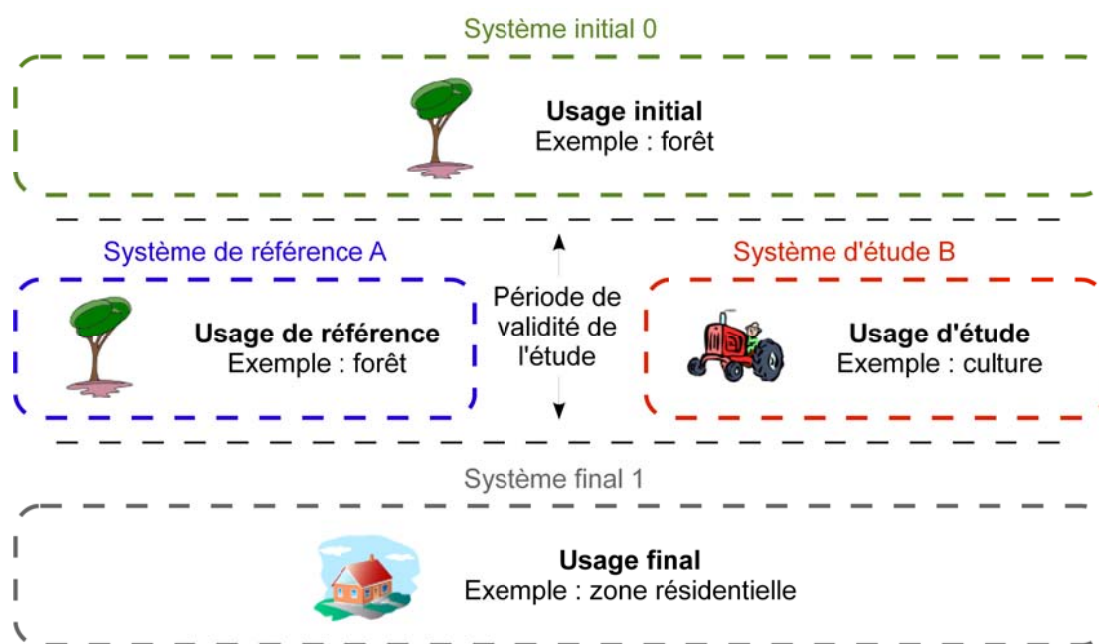


Figure IV.5 - Description explicite des scénarios considérés et des usages des sols en ACV consécutive

Toutefois la lenteur des processus de stockage et de déstockage, décrits à la section I, induit des conséquences différentes des deux scénarios étudiés vis-à-vis du changement climatique. Pour l'exemple de la figure IV.5, et du strict point de vue de l'usage des sols, le système de référence permet notamment de différer le déstockage de carbone lié à la déforestation et donc potentiellement contribuer à limiter les maximums d'émissions de GES qui seront atteints.

Il est donc important pour pouvoir comparer deux scénarios différents en termes d'usage des sols de rendre compte non seulement des variations des stocks de carbone mais également de leur dynamique. Pour cela, et afin de rester cohérent avec la pratique actuelle, il apparaît nécessaire de mieux comprendre comment et sous quelles hypothèses sont aujourd'hui comptabilisées les émissions de GES.

II.2. Effet et comptabilisation des émissions de GES

L'ensemble de la méthodologie de comptabilisation des différents GES existants est issu des travaux de l'IPCC. Celle-ci se base notamment sur la définition de Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG), qui permettent d'exprimer une émission d'un GES quelconque en quantité équivalente d'un GES de référence, le CO₂. La présente section vise à présenter les principes de calcul des PRG et à en identifier les hypothèses et conventions. Trois gaz sont considérés plus spécifiquement dans cette section et la section II.3 suivante : le CO₂, le CH₄ et le N₂O.

a) Notion de forçage radiatif

Le bilan radiatif de la Terre, en W.m⁻², est la différence entre le rayonnement reçu du Soleil d'une part et les rayonnements réfléchis ou ré-émis par la Terre et l'atmosphère terrestre vers l'espace d'autre part. Si ce bilan est positif, c'est-à-dire si l'énergie reçue est plus importante que l'énergie perdue, la température globale moyenne de l'atmosphère augmente, ce qui à son tour va accroître l'énergie ré-émise vers l'espace par le système Terre-atmosphère, jusqu'à atteindre une température d'équilibre pour laquelle le bilan radiatif s'annule. Ce phénomène est le principe de base de l'effet de serre.

Ce bilan radiatif est ici établi à la tropopause, c'est-à-dire la limite entre la troposphère, plus basse couche de l'atmosphère terrestre, et la stratosphère, couche qui lui est immédiatement supérieure. Le forçage radiatif est alors défini comme la variation du bilan radiatif par rapport à un état de référence de la troposphère. Un tel forçage peut ainsi apparaître si le rayonnement reçu du Soleil change ou si les caractéristiques terrestres déterminant la quantité d'énergie ré-émise vers l'espace du système Terre-atmosphère sont modifiées. La figure IV.6 présente les principaux facteurs contribuant au forçage radiatif mesuré entre 2005 et 1750, année prise comme référence de la période pré-industrielle [110].

La figure IV.6 met en évidence l'impact des activités humaines, notamment via l'émission de GES tels que le CO₂, le CH₄ et le N₂O, sur le forçage radiatif, de 1,6 W.m⁻², avec un intervalle de confiance à 90 % de 0,6 à 2,4 W.m⁻² [110]. Ce forçage anthropique positif implique une augmentation de la température terrestre moyenne, qui est la base de la problématique du changement climatique.

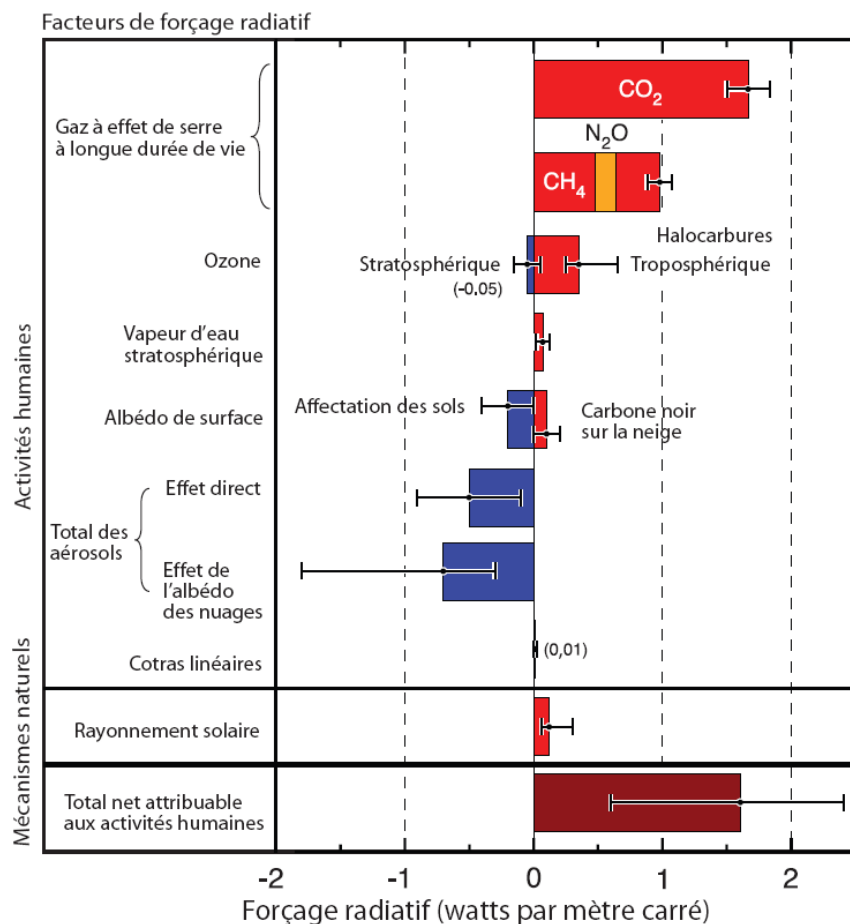


Figure IV.6 - Principaux facteurs du forçage radiatif, évalué entre 1750 et 2005

b) Définition des Pouvoirs de Réchauffement Global des GES

Un Gaz à Effet de Serre (GES) est un gaz jouant un rôle dans le bilan radiatif de la Terre, via sa concentration atmosphérique. Chaque nouvelle émission d'un GES peut potentiellement modifier

la concentration de ce gaz dans l'atmosphère et ainsi avoir un effet de forçage radiatif. Le forçage radiatif RF_i lié à l'émission ponctuelle de 1 kg d'un GES i dépend donc à la fois du forçage radiatif de ce gaz exprimé par kg, appelé également efficacité radiative a_i , en $W \cdot m^{-2} \cdot kg^{-1}$, et de la persistance du gaz dans l'atmosphère en fonction du temps t écoulé depuis son émission, liée à sa durée de vie dans l'atmosphère et exprimée via une fonction d'abondance C_i , sans unité, selon l'équation (22) suivante [110] :

$$RF_i(t) = a_i \cdot C_i(t) \quad (22)$$

L'efficacité radiative du CO_2 dépend uniquement du rapport des concentrations atmosphériques en CO_2 après et avant émission. Concernant les efficacités radiatives du CH_4 et du N_2O , celles-ci dépendent chacune de deux termes : un premier lié, de la même façon que pour le CO_2 , à leurs concentrations atmosphériques respectives avant et après émission, et un second couplé, faisant intervenir les concentrations des deux gaz. Les persistances de ces trois composés dépendent de leurs processus de dégradation dans l'atmosphère et / ou d'absorption par différents puits. L'ensemble des équations nécessaires aux calculs de ces grandeurs est donné en annexe C.

Pour le calcul des Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG), le forçage radiatif d'une émission d'un GES i est cumulé sur un horizon de temps T_H . Le PRG_i du GES i , exprimé en $kg \text{ CO}_2\text{-}\dot{e}q / kg \text{ } i$, est alors défini comme le rapport des forçages radiatifs cumulés du GES i considéré et de la molécule de référence, le CO_2 [110] :

$$PRG_i = \frac{\int_0^{T_H} a_i \cdot C_i(t) dt}{\int_0^{T_H} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} \quad (23)$$

Par définition, le PRG d'un GES présente donc une préférence temporelle via le choix de l'horizon de temps T_H : les effets d'une émission en termes de forçage radiatif sont pris en compte de façon homogène sur l'ensemble de l'horizon de temps, et entièrement négligés au-delà. Cette convention est particulièrement déterminante pour les composés, tels que le CH_4 , dont la persistance est différente de celle du CO_2 . Ainsi le PRG du CH_4 , d'efficacité radiative plus importante mais de durée de vie plus courte que le CO_2 , varie de 72 lorsque l'horizon de temps est de 20 ans, à 7,6 pour 500 ans [110].

Afin de ne pas introduire de biais outre mesure dû à cette convention, l'IPCC propose indifféremment les valeurs de PRG pour trois horizons de temps : 20, 100 et 500 ans. En pratique cependant, l'horizon de 100 ans est très généralement utilisé.

II.3. Méthodologie développée d'intégration des dynamiques d'émissions de GES en ACV

Les PRG tels que définis par l'IPCC induisent donc pour leur calcul une préférence temporelle vis-à-vis des effets sur le bilan radiatif de la Terre des émissions de GES. La présente section montre que cette convention peut servir de base à une méthode d'intégration des dynamiques d'émissions de GES en ACV.

Note : les formules et données nécessaires à l'obtention des différents résultats présentés dans cette section sont données en annexe C.

a) Définition des PRG dynamiques

Le PRG d'un GES ne considère le forçage radiatif dû à une émission donnée que pendant un horizon de temps T_H après son année d'émission. Dans le cadre d'une comparaison d'émissions ayant lieu à des instants différents, qui est exactement le principe de l'étude d'une dynamique d'émissions, ne pas différencier les PRG en fonction des années d'émissions revient à introduire une incohérence temporelle dans la prise en compte des effets des GES sur le bilan radiatif de la Terre. La figure IV.7 traduit cette incohérence dans le cas de l'étude de l'émission d'une masse équivalente à 2 ppm de CO_2 atmosphérique, dont la moitié à l'année initiale d'étude et l'autre moitié 30 ans après, dans le cadre des PRG définis pour un horizon de 100 ans.

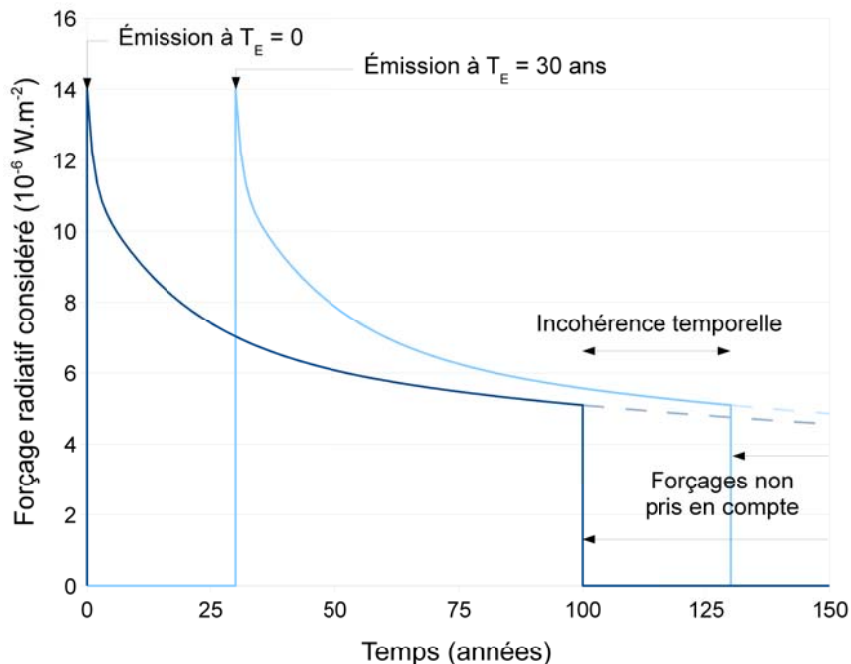


Figure IV.7 - Incohérence temporelle liée à la prise en compte classique d'émissions décalées dans le temps, cas des PRG définis à 100 ans

Afin de pallier cette incohérence, le PRG dynamique est défini de sorte à considérer pour toutes les émissions le même horizon temporel d'intégration des forçages radiatifs induits. La préférence temporelle est alors appliquée entièrement et uniquement à la période comprise entre le début de l'analyse et l'horizon de temps choisi, et ce quelle que soit l'année d'émission des GES. Graphiquement, la figure IV.8 représente la correction apportée par la définition des PRG dynamiques en reprenant l'exemple de la figure IV.7.

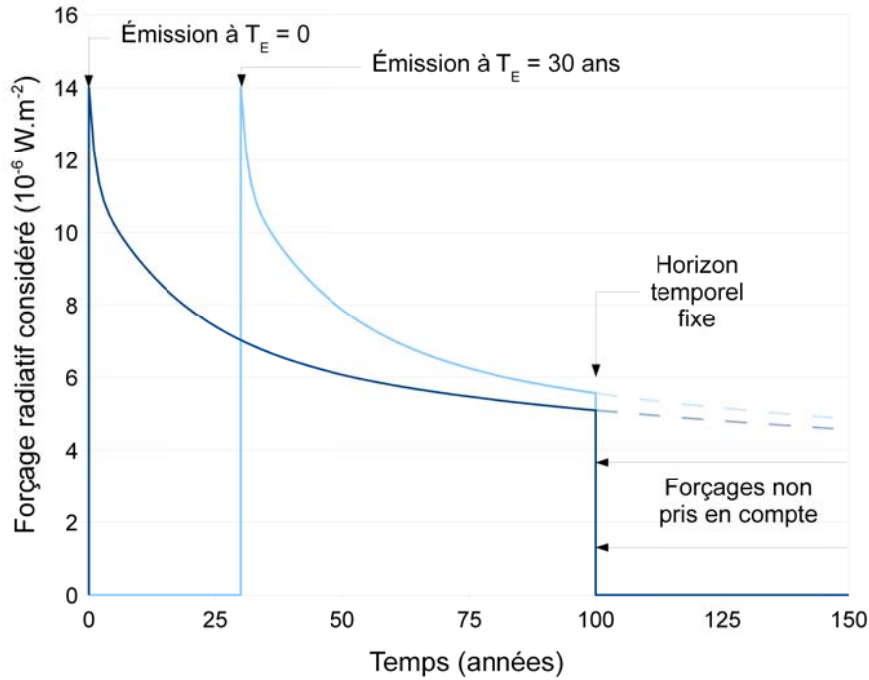


Figure IV.8 - Correction de la prise en compte temporelle du forçage radiatif d'émissions décalées dans le temps, cas des PRG définis à 100 ans

Les PRG dynamiques ne dépendent alors plus uniquement, comme pour les PRG tels que définis par l'IPCC, ou PRG statiques, du GES i considéré et de l'horizon de temps T_H choisi mais également de l'année d'émission T_E . Les PRG dynamiques sont définis par l'équation (24) suivante, formule qui coïncide avec la définition des PRG statiques donnée à l'équation (23) lorsque l'année d'émission T_E est prise égale à 0 :

$$PRG_{i, \text{émis à } T_E} = \frac{\int_{T_E}^{T_H} a_{i, \text{émis à } T_E} \cdot C_{i, \text{émis à } T_E}(t - T_E) dt}{\int_0^{T_H} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} \quad (24)$$

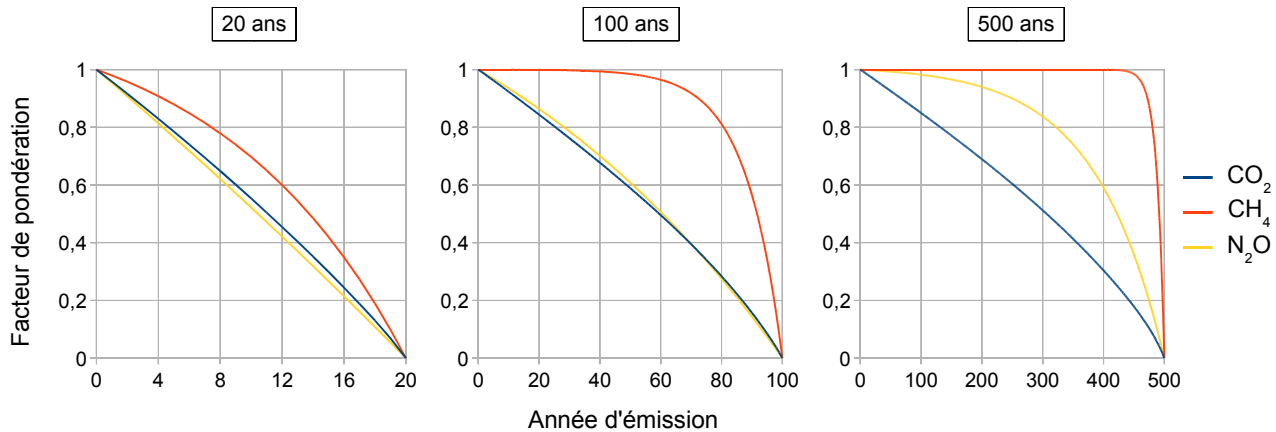
L'efficacité radiative a_i et la fonction d'abondance C_i , puisque liées à la composition de l'atmosphère et à l'état des puits, dépendent de l'année d'émission. En première approximation cependant, ces deux grandeurs sont supposées indépendantes du temps. Sous cette hypothèse, dont l'influence sera détaillée à la section b, l'équation (24) devient :

$$PRG_{i, \text{émis à } T_E} = \frac{\int_0^{T_H - T_E} a_i \cdot C_i(t) dt}{\int_0^{T_H} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} \quad (25)$$

D'après la description des efficacités radiatives et des fonctions d'abondance donnée par l'IPCC (voir détails en annexe C), les PRG dynamiques du CO_2 , du CH_4 et du N_2O peuvent alors être calculées selon l'équation (25). Le tableau IV.7 reproduit les résultats par décennies des PRG dynamiques obtenus pour un horizon de temps de 100 ans, et la figure IV.9 présente les évolutions des PRG dynamiques normalisés, définis comme leur rapport aux PRG statiques. Pour rappel le PRG statique du CO_2 est de 1 quel que soit l'horizon de temps considéré, ceux du CH_4 sont de 72, 25 et 7,6 pour les horizons de temps de, respectivement, 20, 100 et 500 ans, et ceux du N_2O de 289, 298 et 153 [110].

Tableau IV.7 - PRG dynamiques du CO₂, CH₄ et N₂O, pour un horizon de temps de 100 ans

Année d'émission		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 et plus
PRG dynamique (kgCO ₂ -éq / kg GES)	CO ₂	1	0,92	0,84	0,76	0,68	0,59	0,50	0,39	0,28	0,16	0
	CH ₄	25	25	25	25	25	25	24	23	20	14	0
	N ₂ O	298	279	257	234	209	181	151	118	82	43	0

Figure IV.9 - PRG dynamiques normalisés du CO₂, CH₄ et N₂O, pour les horizons de temps de 20, 100 et 500 ans

b) Analyse de sensibilité des PRG dynamiques

Les calculs de PRG dont les résultats sont présentés à la section a ci-dessus ont supposé un effet similaire, en termes de forçage radiatif, des émissions ponctuelles de GES quelle que soit leur année d'émission. Or cet effet, via l'efficacité radiative des composés et leur fonction d'abondance, est lié à des processus qui évoluent eux-aussi en fonction du temps. L'objet de la présente section est d'analyser la sensibilité des PRG dynamiques à ces phénomènes, d'après les connaissances disponibles.

Note : compte tenu des résultats prospectifs disponibles, l'analyse de sensibilité présentée ici concerne uniquement les PRG dynamiques définis pour un horizon de temps de 100 ans.

Efficacités radiatives et évolutions des concentrations atmosphériques en CO₂, CH₄ et N₂O

L'efficacité radiative d'un GES est définie comme le forçage radiatif induit par l'augmentation de sa concentration de 1 ppm pour le CO₂ et de 1 ppb pour le CH₄ et le N₂O. Sa valeur dépend ainsi essentiellement, aux facteurs couplés près, de la concentration atmosphérique du GES au moment de l'émission (voir annexe C). A titre d'exemple, l'équation (26) présente l'évolution de l'efficacité radiative a_{CO_2} , en W.m⁻².ppm⁻¹, en fonction de la concentration atmosphérique C_0 du CO₂, en ppm [177]. Les relations relatives aux efficacités radiatives du CH₄ et du N₂O sont données en annexe C, toutefois leurs évolutions sont similaires : plus la concentration atmosphérique du GES est élevée, moins le forçage radiatif marginal dû à l'augmentation de sa concentration est important et donc moins la valeur de son efficacité radiative est grande.

$$a_{CO_2} = 5,35 \cdot \ln\left(\frac{C_0 + 1}{C_0}\right) \quad (26)$$

Les projections climatiques de l'IPCC se basent sur des scénarios d'émissions de GES, qui dépendent eux-mêmes de scénarios démographiques, économiques, technologiques, énergétiques et agricoles. Les scénarios définis, répartis en quatre familles A1, A2, B1 et B2, sont au nombre de 40 mais trois scénarios sont considérés plus particulièrement ici pour le caractère respectivement élevé, moyen et faible de leurs niveaux d'émissions [178] :

- le scénario A1FI décrit une situation mondiale de forte croissance économique avec des disparités régionales s'amenuisant, intégrant rapidement des technologies à haute efficacité énergétique, mais reposant largement sur les énergies fossiles, et où la démographie présente un pic de population en 2050 à près de 9 milliards d'habitants, puis diminue jusqu'à 7 milliards en 2100,
- le scénario A1B appartient à la même famille que A1FI et présente donc des caractéristiques similaires, mais la consommation d'énergie y est plus équilibrée entre sources fossiles et renouvelables, et
- le scénario B1 considère une même évolution des disparités régionales et de la démographie que pour la famille A1 mais met l'accent sur une dématérialisation de l'économie, orientée vers les services et l'information, et introduisant des technologies propres et efficaces.

A partir de ces scénarios d'émissions, les modèles climatiques de l'IPCC visent à déterminer l'évolution des concentrations atmosphériques en GES et de leurs conséquences climatiques. La figure IV.10 décrit les évolutions attendues de concentrations en CO₂, CH₄ et N₂O selon différents scénarios [110, 179, 180]. A partir de ces éléments l'évolution des concentrations est linéarisée de la façon suivante :

- la concentration atmosphérique en CO₂ évolue de 379 ppm en 2005 à 540, 703 et 958 ppm en 2100 pour, respectivement, les scénarios B1, A1B et A1FI,
- la concentration atmosphérique en CH₄, de 1774 ppb en 2005, croissant jusqu'à 1923 ppb en 2030 puis décroissant jusqu'à 1576 ppb en 2100 pour le scénario B1, croissant jusqu'à 2400 ppb en 2050 puis décroissant jusqu'à 1974 ppb en 2100 pour le scénario A1B, et croissant jusqu'à 3411 ppb en 2100 pour le scénario A1FI, et
- la concentration atmosphérique en N₂O, croissante de 319 ppb en 2005 jusqu'à 368 ppb en 2070 et 375 ppb en 2100 pour le scénario B1, et jusqu'à 372 et 460 ppb en 2100 pour, respectivement, les scénarios A1B et A1FI.

Fonctions d'abondance

Les fonctions d'abondance des GES dépendent de bien plus nombreux paramètres que les efficacités radiatives. En effet celles-ci sont liées à la concentration atmosphérique des composés intervenant dans les processus de dégradation des GES et / ou à l'état des éventuels puits, lui-même soumis à de nombreux phénomènes.

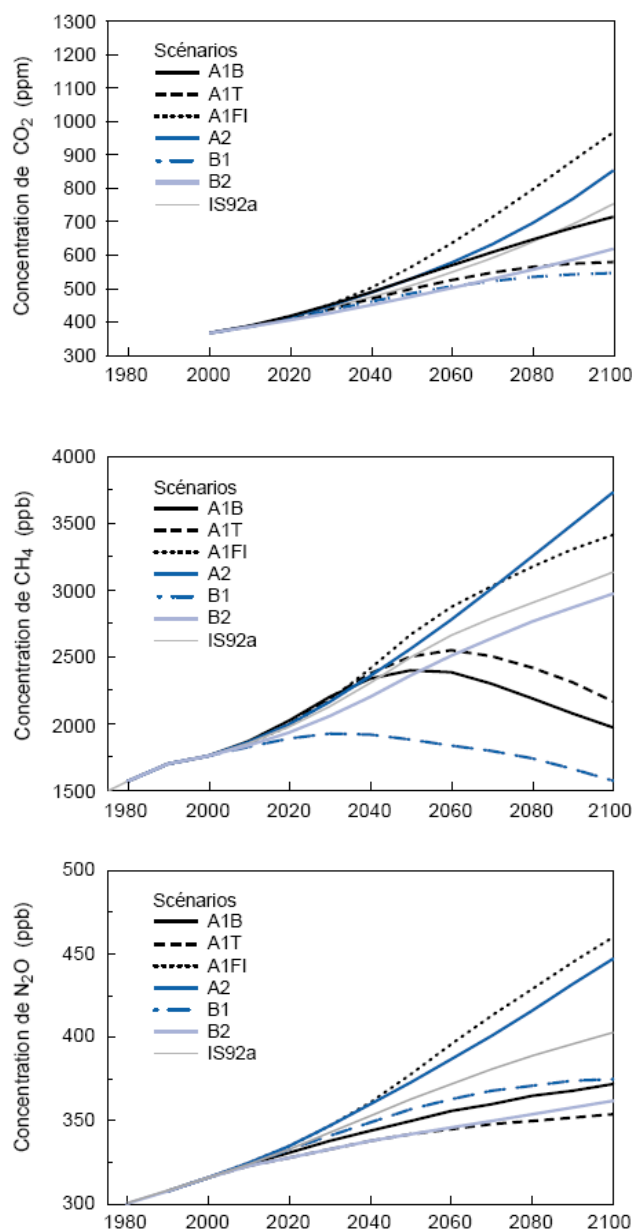


Figure IV.10 - Projections des concentrations en CO₂, CH₄ et N₂O pour le XXI^e s., selon différents scénarios d'émissions

La prédiction des fonctions d'abondance des émissions futures ne peut donc se faire que dans le cadre de modèles climatiques complexes, et l'influence de ce paramètre sur le calcul des PRG dynamiques n'a ainsi pas pu être quantifiée ici. Toutefois il peut être remarqué que celle-ci est potentiellement contraire à celle liée à l'évolution des efficacités radiatives. En effet, plus les niveaux d'émissions d'un GES sont élevés, et donc plus sa concentration atmosphérique est grande, plus il peut être attendu que les phénomènes de dégradation soient limités et les puits proches de la saturation, et donc que les durées de vie soient supérieures.

Sensibilité des PRG dynamiques à l'évolution des efficacités radiatives

La figure IV.11 présente les PRG dynamiques du CO₂, CH₄ et N₂O après prise en compte des effets sur leur efficacité radiative de l'évolution de leurs concentrations atmosphériques selon les scénarios d'émissions B1, A1B et A1FI. Les PRG dynamiques de référence désignent les résultats obtenus à la section précédente.

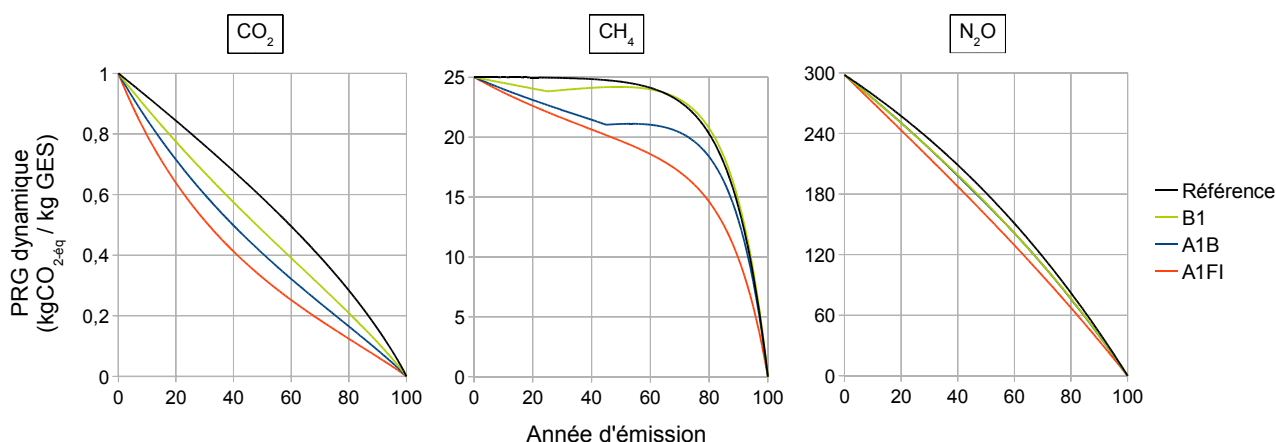


Figure IV.11 - Effets des scénarios d'émissions B1, A1B et A1FI sur les PRG dynamiques du CO₂, CH₄ et N₂O, pour un horizon de temps de 100 ans

Les variations des efficacités radiatives dues aux évolutions attendues des concentrations atmosphériques en CO₂, CH₄ et N₂O tendent à accentuer la pondération et valoriser davantage les émissions actuelles ou proches vis-à-vis de celles plus éloignées dans le temps. Ce phénomène s'intensifie avec les niveaux d'émissions projetées par les différents scénarios.

Les écarts absolus par rapport à la référence peuvent atteindre, pour le scénario A1FI, 0,27 kgCO_{2-ék} / kgCO₂, 5,9 kgCO_{2-ék} / kgCH₄ et 22 kgCO_{2-ék} / kgN₂O, soit alors respectivement 59, 74 et 87 % du PRG dynamique de référence correspondant. L'effet de l'évolution des efficacités radiatives peut donc être important pour la valeur du PRG dynamique ; toutefois il est important de souligner que celui des modifications des fonctions d'abondance, non pris en compte ici, y est potentiellement contraire.

III. Applications des PRG dynamiques à l'évaluation de scénarios d'émissions

III.1. Méthode générale d'évaluation de scénarios d'émissions à l'aide des PRG dynamiques

Les PRG dynamiques définis à la section II.3 précédente forment un système de pondération temporelle des émissions, établi par GES, en continuité avec les PRG statiques et cohérents avec la préférence temporelle que ces derniers induisent via l'horizon de temps T_H considéré. Par définition, l'émission pondérée $E_{i, T_H, pondérée}$ d'un scénario $E_i(T_E)$ d'émission d'un GES i en fonction du temps T_E , et pour un système étudié sur N années, est alors définie par l'équation (27) suivante :

$$E_{i, T_H, pondérée} = \frac{\sum_{T_E=0}^{N-1} E_i(T_E) \cdot PRG_{i, T_H, émis à T_E}}{\sum_{T_E=0}^{N-1} PRG_{i, T_H, émis à T_E}} \quad (27)$$

La formule générale (27) ne permet cependant pas de considérer les émissions différées au-delà de la durée N de l'étude. Cette équation (27) est alors corrigée selon l'équation (28) afin d'intégrer de telles émissions jusqu'à l'horizon de temps T_H , à partir duquel les PRG dynamiques sont nuls.

$$E_{i, T_H, pondérée} = \frac{\sum_{T_E=0}^{T_H} E_i(T_E) \cdot PRG_{i, T_H, émis à T_E}}{\sum_{T_E=0}^{N-1} PRG_{i, T_H, émis à T_E}} \quad (28)$$

L'émission pondérée $E_{i, T_H, pondérée}$ obtenue s'exprime en kg-équivalents de gaz i , où la notion d'équivalence signifie que le résultat pondéré est équivalent à une émission ponctuelle au temps $T_E = 0$. La forme de l'équation (28) présente notamment l'intérêt d'être compatible avec les données d'émissions ponctuelles puisque le résultat d'un scénario constant est invariant après pondération.

Après cette pondération des effets dynamiques, le résultat final d'émissions $E_{T_H, pondérée}$ est enfin obtenu de façon classique en sommant les différents GES à l'aide des PRG dynamiques définis pour une émission à $T_E = 0$, correspondant aux PRG statiques PRG_i . L'équation (29) donne alors la formule générale d'évaluation de scénarios d'émissions par pondération :

$$E_{T_H, pondérée} = \sum_i PRG_{i, T_H} \cdot E_{i, T_H, pondérée} = \sum_i PRG_{i, T_H} \cdot \frac{\sum_{T_E=0}^{T_H} E_i(T_E) \cdot PRG_{i, T_H, émis à T_E}}{\sum_{T_E=0}^{N-1} PRG_{i, T_H, émis à T_E}} \quad (29)$$

En accordant une importance plus grande aux émissions actuelles qu'aux émissions futures, cette méthode permet de comparer des scénarios d'émissions globalement équivalents mais de dynamiques différentes et ainsi évaluer l'effet des stockages et déstockages de carbone dans les sols ou dans la biomasse (voir section II.1.c). Les sections III.3 et III.4 présentent deux cas d'applications des PRG dynamiques dans ce cadre : effet sur les bilans d'émissions de GES de carburants végétaux d'une conversion de prairie en culture en vue d'une telle production (voir section III.3), et établissement d'objectifs de réduction d'émissions de GES pour les carburants végétaux représentatifs d'un usage optimal des terres du point de vue du stockage de carbone (voir section III.4). De plus, l'annexe D présente une autre application des PRG dynamiques liée aux

usages de biomasse mais non aux carburants végétaux puisqu'elle concerne la définition d'un crédit de séquestration de carbone pour le bois utilisé en tant que matériau³¹ [181].

Enfin, cette méthodologie permet également une évaluation plus pertinente d'autres effets dynamiques, non étudiés ici, tels que :

- les courbes d'apprentissage et les effets d'échelle, c'est-à-dire des éléments liés à l'expérience accumulée sur un type de production, particulièrement déterminants pour la comparaison de technologies matures et immatures [182], ou
- l'évolution des processus d'arrière-plan (voir chapitre I, section II.1.a) [182, 183].

III.2. Changements d'usages indirects liés aux co-produits

Les applications présentées aux sections III.3 et III.4 suivantes comparent les usages des sols induits par les filières de carburants végétaux à des usages de référence tels que prairie (voir section III.3) ou forêt (voir section III.4). Le changement d'usage direct à prendre en compte lors de la comparaison correspond à l'espace effectivement occupé par la culture réalisée en vue de la production de carburants. A ce changement direct s'ajoutent différents effets indirects qui peuvent être aussi bien dus à des phénomènes de substitution qu'à des facteurs économiques. Pour le présent travail, seuls seront considérés les changements d'usages indirects liés aux substitutions des co-produits présentées au chapitre précédent (voir chapitre III, section II.3).

Pour les co-produits valorisés en tant qu'amendement agricole, combustible, substrat de méthanisation ou en chimie, aucun effet indirect de changement d'usage des sols n'est considéré. A l'inverse les co-produits utilisés en alimentation animale, qui se substituent alors à des cultures dédiées à cette filière, peuvent avoir des effets indirects significatifs, en termes d'espace, qu'il est important de prendre en compte.

Le tableau IV.8 regroupe les éléments nécessaires aux calculs des surfaces affectées par la substitution de certains aliments conventionnels par les co-produits, relatifs aux niveaux de production impliqués. Les quantités de co-produits des filières sont issues des résultats des simulations présentées au chapitre III tandis que les quantités substituées d'aliments, exprimées par hectare de culture dédiée aux filières de carburants, sont déduites des règles d'équivalence définies au chapitre III (voir notamment tableau III.9) et des productivités médianes des filières issues de l'analyse du chapitre II et rappelées dans le tableau IV.4.

Tableau IV.8 - Éléments de calculs des surfaces affectées par les effets de substitutions des co-produits

Co-produit C considéré	Aliment S substitué	Quantité de co-produit (kg C / GJ carburant)	Quantité d'aliment substitué (t S / ha)
Drêches de blé	Tourteau de soja	32	1,7
Tourteau de colza		35	1,2
Glycérine	Blé	2,7	0,12
Pulpes de betterave		37	4,4

La surface libérée par la substitution des aliments par les co-produits des filières de carburants végétaux est ici notée S et exprimée en hectare libéré par hectare mobilisé pour la production de carburants. Dans le cas de la glycérine issue de la trans-estérification de l'huile de colza et des pulpes de betterave, cette surface peut être obtenue directement à partir des données du tableau IV.8 ci-dessus et du rendement médian en grains de blé obtenu au chapitre II et déjà considéré au chapitre III, soit 9 t / ha.

31 Cette annexe D est la reproduction d'un article présenté dans le cadre de la 4th International Conference on Life Cycle Management en septembre 2009 [181].

Dans le cas des co-produits substituant le tourteau de soja, le calcul est moins direct puisque la production de cet aliment s'accompagne de celle d'huile de soja. Afin de résoudre cette difficulté il est supposé ici, dans une approche simplifiée, que les surfaces en soja et en colza s'équilibrent afin de garantir les approvisionnements en huiles et en tourteaux, comme expliqué ci-après. Les huiles sont supposées équivalentes et les tourteaux se substituer selon la règle de 0,8 kg de tourteau de soja pour 1 kg de tourteau de colza, définie au chapitre III (voir notamment tableau III.9).

La figure IV.12 représente graphiquement l'équilibre à résoudre et les données nécessaires : les approvisionnements A_H et A_T en huiles et en tourteaux doivent être assurés de façon indépendante, à partir de surfaces X en colza et Y en soja aux productivités, notées respectivement x et y , différentes [8]. Lorsqu'une filière de carburants végétaux permet d'assurer l'approvisionnement d'une quantité Q_T de tourteaux, les surfaces X et Y sont supposées évoluer d'un état d'équilibre 0 vers un état d'équilibre 1 permettant de réduire les quantités produites de tourteaux tout en conservant l'approvisionnement en huiles constant. Ceci peut être traduit par le système d'équations (30) suivant :

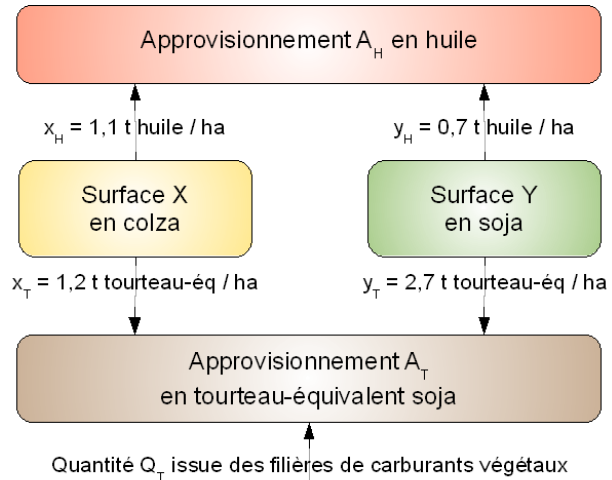


Figure IV.12 - Équilibre simplifié liant surfaces en colza et en soja et co-produits des filières de carburants végétaux

$$\begin{cases} A_H = x_H \cdot X_0 + y_H \cdot Y_0 = x_H \cdot X_1 + y_H \cdot Y_1 \\ A_T = x_T \cdot X_0 + y_T \cdot Y_0 = x_T \cdot X_1 + y_T \cdot Y_1 + Q_T \end{cases} \quad (30)$$

La résolution du système (30) permet d'exprimer la différence de surfaces mobilisées entre les états 0 et 1 en fonction de la quantité Q_T issue des filières de carburants végétaux :

$$(X_0 + Y_0) - (X_1 + Y_1) = Q_T \cdot \frac{y_H - x_H}{x_T \cdot y_H - x_H \cdot y_T} \quad (31)$$

Tableau IV.9 - Surfaces libérées par la valorisation des co-produits en alimentation animale

Co-produit valorisé	Surface S libérée (ha libéré / ha mobilisé)
Drêches de blé	0,31
Tourteau de colza	0,23
Glycérine	0,01
Pulpes de betterave	0,49

A partir des données du tableau IV.8 et de la figure IV.12, et de l'équation (31), le tableau IV.9 résume les surfaces S libérées en fonction du co-produit valorisé en alimentation animale. Il sera supposé par la suite que les effets liés au stockage ou au déstockage de carbone des sols sont équivalents sur les surfaces libérées et sur les surfaces directement mobilisées. Ceci constitue une approximation importante au regard des différences entre les dynamiques de stockage et celles de déstockage, et de la spécificité locale des niveaux de stocks atteignables (voir sections I.2 et I.3).

Exemple : l'application développée à la section III.3 s'intéresse à la substitution d'une prairie par une culture à vocation énergétique. Pour chaque hectare de culture implantée, un hectare de prairie est converti, et une quantité de S hectare est libérée, en France par exemple pour une substitution de blé (pulpes de betterave et glycérine) ou, d'après le raisonnement de la figure IV.12, une combinaison de surfaces en France et aux États-Unis pour une substitution de tourteau de soja (drêches et tourteaux de colza) [42].

Cette surface S est supposée être convertie en retour en prairie, et l'effet de stockage associé compenser l'effet de déstockage lié à une même quantité S de l'hectare converti initialement. Comme indiqué ceci est une approximation importante puisque la dynamique de déstockage et la différence de stocks entre prairie et culture pour un type de sol donné n'est en réalité pas équivalente à la dynamique de stockage, généralement plus lente, et les niveaux de stocks pour un autre type de sol.

Ainsi chaque hectare exploité pour la production de carburants végétaux est supposé en partie compensé, via la valorisation des co-produits, par une surface S libérée. Ceci permet ainsi de définir une productivité apparente en carburants, selon les filières et les voies de valorisation des co-produits. Le tableau IV.10 présente, à partir des productivités réelles du tableau IV.4 et des surfaces libérées du tableau IV.9, les productivités apparentes utilisées dans la suite de ce chapitre.

Tableau IV.10 - Productivités apparentes, par hectare mobilisé, des filières européennes considérées de carburants végétaux

Filières de carburants	Voies de valorisation des co-produits	Productivités apparentes (GJ / ha mobilisé)
EtOH ex betterave	Pulpes en alimentation animale	286
	Énergétique	146
EtOH ex blé	Drêches en alimentation animale	96
	Énergétique	66
EMHV ex colza	Tourteau en alimentation animale	56
	Tourteau et glycérine en alimentation animale	57
	Énergétique	43

III.3. Effet du déstockage de carbone lié à un retournement de prairies sur les bilans d'ACV des carburants végétaux

a) Évolution des superficies en prairies

Les superficies en prairies peuvent varier de façon importante au cours du temps, en fonction notamment des concurrences avec les autres usages agricoles tels que les cultures annuelles et de l'artificialisation, pour l'habitat et les voies de communication [184, 185]. La figure IV.13 décrit l'évolution des surfaces en prairies et cultures annuelles, en France, depuis 1950 : représentant de l'ordre de 17 à 18 millions d'hectares jusqu'au début des années 1970, la superficie en prairies a connu une forte baisse jusqu'aux années 2000, où elle semble stabilisée, notamment par les incitations européennes plus favorables à une extensification des pratiques d'élevage, à un niveau de l'ordre de 13 millions d'hectares [184].

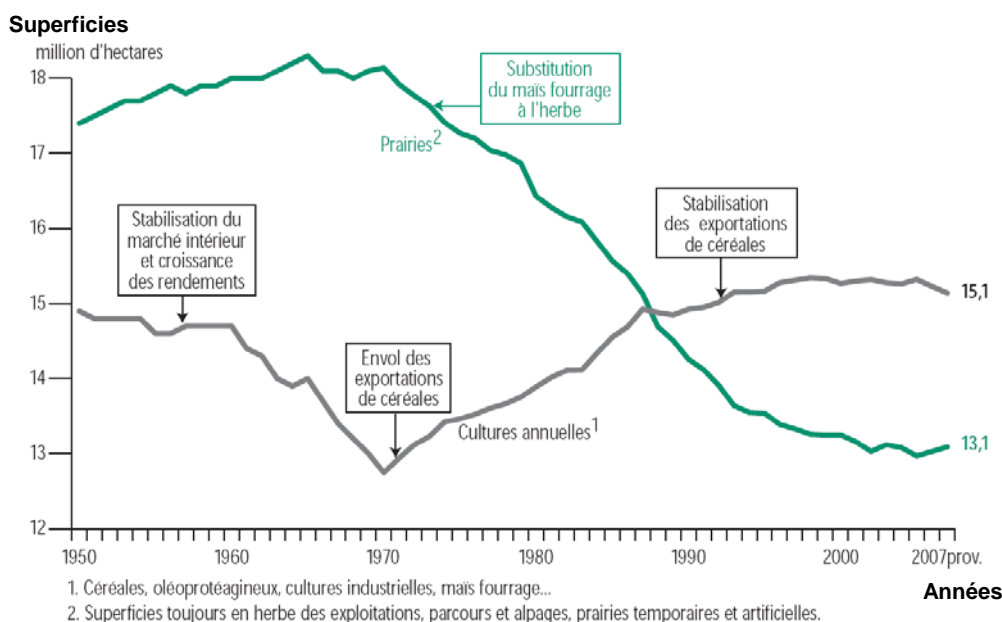


Figure IV.13 - Évolution des surfaces en prairies et cultures annuelles, en France, entre 1950 et 2007

Les superficies en prairies sont ainsi en partie déterminées par l'attractivité économique relative entre les activités de cultures et d'élevage, liée aux cours et tendances des marchés des produits agricoles et aux aides des politiques agricoles. Toutefois l'attribution de telles évolutions globales à des phénomènes particuliers est complexe et délicate, et n'est pas l'objet du présent travail.

Ainsi, si la question de savoir si le développement des carburants végétaux, par ses effets directs sur l'usage des terres ou indirects sur les marchés des matières premières végétales, contribue ou contribuera à une diminution des superficies en prairies est essentielle, elle ne sera pas abordée plus avant ici. Toutefois la prise en compte de l'impact d'un tel phénomène sur les bilans d'ACV des carburants végétaux est également, comme l'a montré la section II.1, un enjeu important. L'objet de cette première application est donc de quantifier l'impact de cette conversion potentielle et de l'intégrer aux résultats d'ACV.

b) Émissions associées au retournement d'une prairie pour la production de carburants végétaux

Les systèmes comparés de cette première application sont définis à la figure IV.14. Les systèmes initial, final et de référence sont similaires, avec une raffinerie pétrolière produisant X GJ / an de carburant, essence ou gazole, et $1-S$ ha de prairie utilisée pour l'élevage. Le système B consiste en l'exploitation de la prairie initiale et des surfaces S libérées par la valorisation des co-produits en alimentation animale pour la production de Y GJ / an de carburant (voir section III.2), pendant 20 ans, ce qui permet de diminuer la production en raffinerie à $X-Y$ GJ / an.

La transformation des végétaux en carburants est incluse au sein du système B ; la production des produits de référence auxquels les co-produits des filières de carburants végétaux se substituent, selon les références définies au chapitre III précédent, est incluse dans les systèmes A, 0 et 1. L'activité d'élevage est supposée quantitativement inchangée entre les systèmes A et B et l'impact éventuel associé à son intensification due à la perte de surface est négligée devant l'effet du déstockage de carbone du sol.

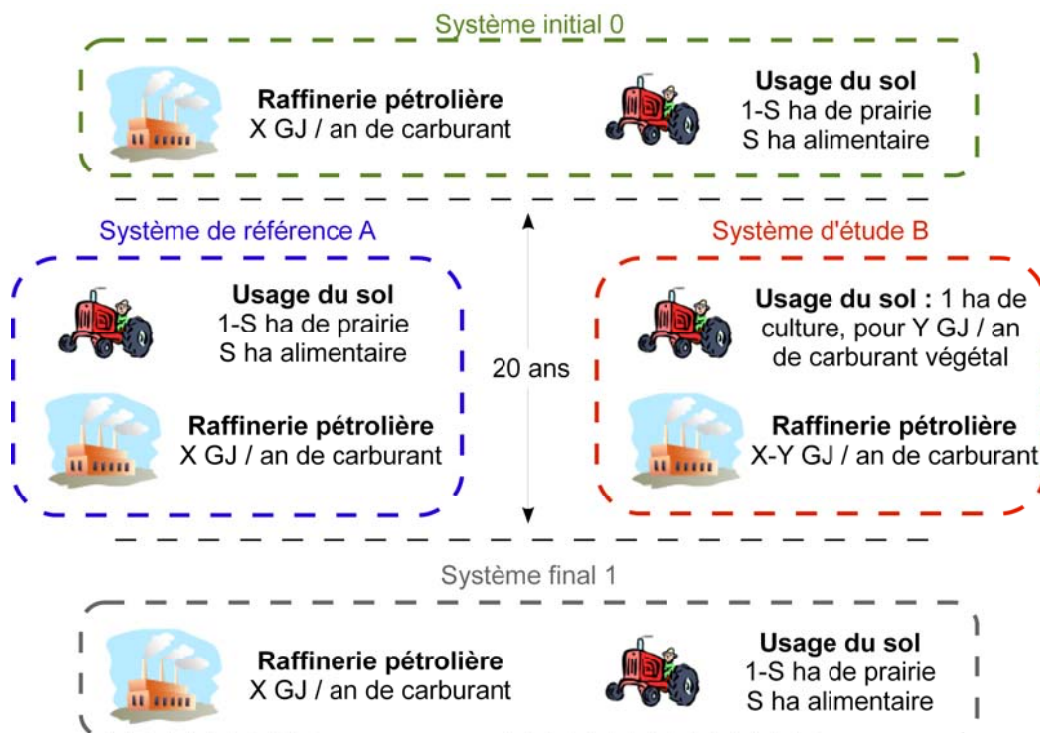


Figure IV.14 - Application 1 - Systèmes d'étude liés à l'analyse

Aucune évolution du stock de carbone des sols n'est associée à la surface S convertie entre les systèmes A et B d'une culture exploitée pour l'alimentation animale (blé ou soja) à une culture

exploitée pour la production de carburants (betterave, blé ou colza). Concernant la surface 1-S convertie d'une prairie dans le système A en culture dans le système B, la figure IV.15 présente les variations du stock de carbone du sol, selon les éléments et données de la section I. La figure IV.16 traduit cette dynamique en émissions de CO₂, pour le changement d'usage des sols uniquement, qui tendent vers zéro après un temps très long avec le traitement brut des PRG statiques, mais s'élèvent à 2,0 tCO₂-éq / ha / an avec les PRG dynamiques définis pour un horizon temporel de 100 ans.

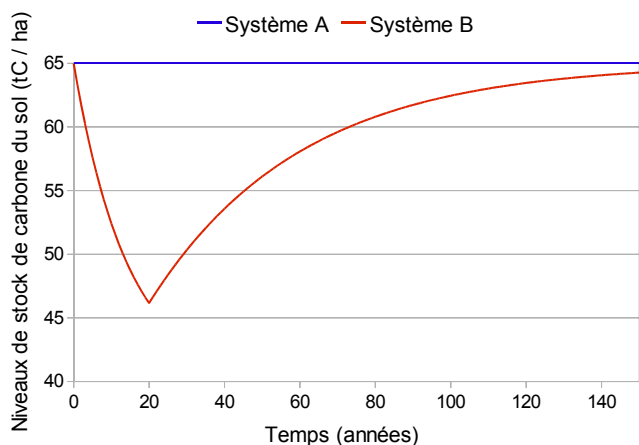


Figure IV.15 - Application 1 - Évolutions du stock de carbone du sol de la surface 1-S des scénarios A et B

Afin d'être intégré aux résultats d'émissions de référence des filières de carburants végétaux (voir tableau IV.4, section I.5), cet impact supplémentaire doit être affecté à la surface 1-S convertie, puis exprimé par MJ de carburant à l'aide des productivités. D'après leur définition, ceci revient à considérer directement les productivités apparentes des filières présentées au tableau IV.10, page 174. Le tableau IV.11, page suivante, traduit alors l'impact supplémentaire lié au retournement potentiel d'une prairie pour la production de carburants selon les filières, et son influence sur les résultats obtenus au chapitre III.

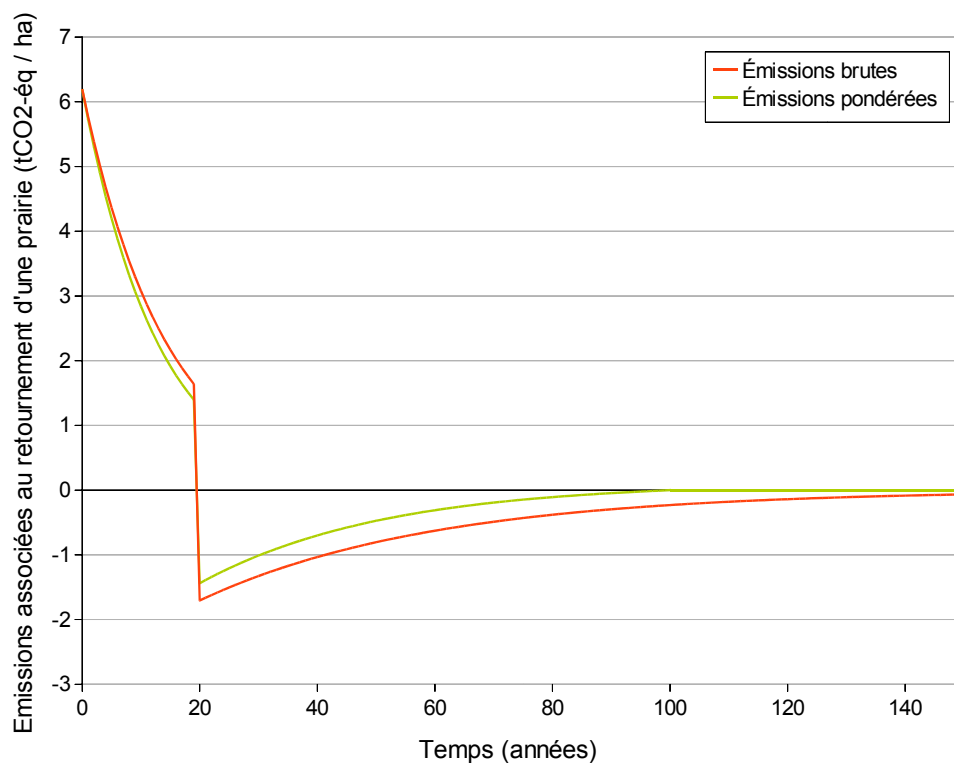


Figure IV.16 - Application 1 - Dynamique brute et pondérée d'émissions de CO₂ du système B-A, associée à la surface 1-S convertie

L'émission supplémentaire associée au déstockage de carbone des sols est importante et très variable selon la productivité apparente de la filière considérée. En effet, pour les scénarios de référence présentés au chapitre III précédent, l'impact supplémentaire dû au retournement de prairie réduit l'économie de GES permise par l'utilisation du carburant végétal en substitution de son équivalent fossile de 31 à 22 % dans le cas de la betterave, de 36 à 11 % dans le cas du blé et de 65 à 22 % dans le cas du colza. Ainsi, malgré des économies initiales de GES très différentes, l'effet du

retournement temporaire de prairie limite fortement l'intérêt de toutes les filières, pour ne permettre une économie de GES que de 11 à 22 %.

Tableau IV.11 - Impact des émissions associées au retournement d'une prairie, pendant 20 ans, pour la production de carburants végétaux, sur les bilans d'émissions des filières

Filières de carburants	Voies de valorisation des co-produits	Émissions de base (gCO _{2-éq} / MJ)	Émission supplémentaire (gCO _{2-éq} / MJ)	Émissions globales (gCO _{2-éq} / MJ)
EtOH ex betterave	Pulpes en alimentation animale	53,6 – 59,0^(a)	7,1	60,7 – 66,1^(a)
	Énergétique	30,5 – 40,0	13,9	44,4 – 53,9
EtOH ex blé	Drêches en alimentation animale	42,8 – 54,4^(a)	21,2	64,0 – 75,6^(a)
	Énergétique	32,3 – 44,6	30,7	63,0 – 75,3
EMHV ex colza	Tourteau en alimentation animale	29,9^(a) – 43,2	36,3	66,2^(a) – 79,5
	Tourteau et glycérine en alimentation animale	44,6	35,8	80,4
	Énergétique	31,2	47,1	78,3

^(a) : ces valeurs en gras italique correspondent aux filières de référence

Remarque : si les valeurs du tableau IV.11 sont intéressantes pour une comparaison de l'effet de la conversion selon les filières, il est important de rappeler les incertitudes auxquelles ces résultats sont soumis, tant par la variabilité liée aux résultats d'ACV utilisés dans ce chapitre (voir chapitre II, où, par exemple, les incertitudes liées au facteur d'émission de N₂O par les sols ont été évaluées à 13, 16 et 35 gCO_{2-éq} / MJ pour, respectivement, l'éthanol de betterave et de blé, et l'EMHV de colza) que par l'importance des hypothèses émises dans le présent chapitre.

Pour l'éthanol de betterave, les résultats du tableau IV.11 montrent que, malgré sa plus faible productivité apparente, la valorisation énergétique des co-produits permet toujours, lorsqu'un retournement temporaire de prairie est considéré, des économies en termes d'émissions de GES plus importantes que l'amélioration des procédés. Ainsi, d'une économie d'émissions de GES par rapport à l'essence de 22 % dans le cas de référence, avec retournement, celle-ci peut atteindre 29 % dans le cas d'un procédé plus performant, et de 37 à 48 % pour une valorisation énergétique des pulpes et vinasse.

Ceci ne se vérifie pas pour l'éthanol de blé et l'EMHV de colza. En effet, dans le cas de l'exemple du tableau IV.11 d'un retournement temporaire de prairie de 20 ans, l'intérêt d'une valorisation énergétique des drêches de blé ou du tourteau de colza est, à 2 gCO_{2-éq} / MJ près, entièrement neutralisé par la diminution de productivité apparente. Seule une éventuelle amélioration des procédés, notamment dans le cas du blé, étudié plus précisément de ce point de vue dans cette thèse, permet alors de réellement réaliser une économie d'émissions de GES.

Au-delà de l'importance du changement d'usage des sols sur les bilans d'émissions de GES des filières de carburants végétaux, cet exemple montre que ce phénomène transforme les conclusions en termes de comparaison de filières et, pour une même filière, de comparaison de différents schémas de production, au point de modifier leurs hiérarchisations. Il est donc essentiel de pouvoir caractériser les filières non seulement du point de vue de la qualité environnementale du carburant produit (unité fonctionnelle de type MJ) mais également de celui de la pertinence de la mobilisation de surface (unité fonctionnelle de type ha).

En effet, dans un contexte de concurrence sur les terres, où il peut être attendu que les surfaces mobilisables pour une production de carburants végétaux seront limitées, il est légitime de s'interroger sur leur efficacité d'usage des sols, vis-à-vis de l'atténuation du changement climatique. Cette problématique est l'objet de la seconde application des PRG dynamiques, présentée à la section III.4 suivante.

III.4. Définition d'objectifs de réduction d'émissions de GES des carburants végétaux représentatifs d'un usage optimal des terres

La section I a montré que l'usage des sols permettant le stockage de carbone le plus important est la forêt, puisqu'à une dynamique de stockage dans les sols comparable à celle de la prairie (voir figure IV.4) s'ajoute le stockage dans la biomasse aérienne. Comme un des objectifs de la production de carburants végétaux est de réaliser une économie d'émissions de GES, il apparaît intéressant de comparer son potentiel d'économies au pouvoir de séquestration de carbone d'une forêt. La figure IV.17 définit les différents systèmes de la comparaison. La durée d'exploitation du système analysé est prise comme une variable d'étude.

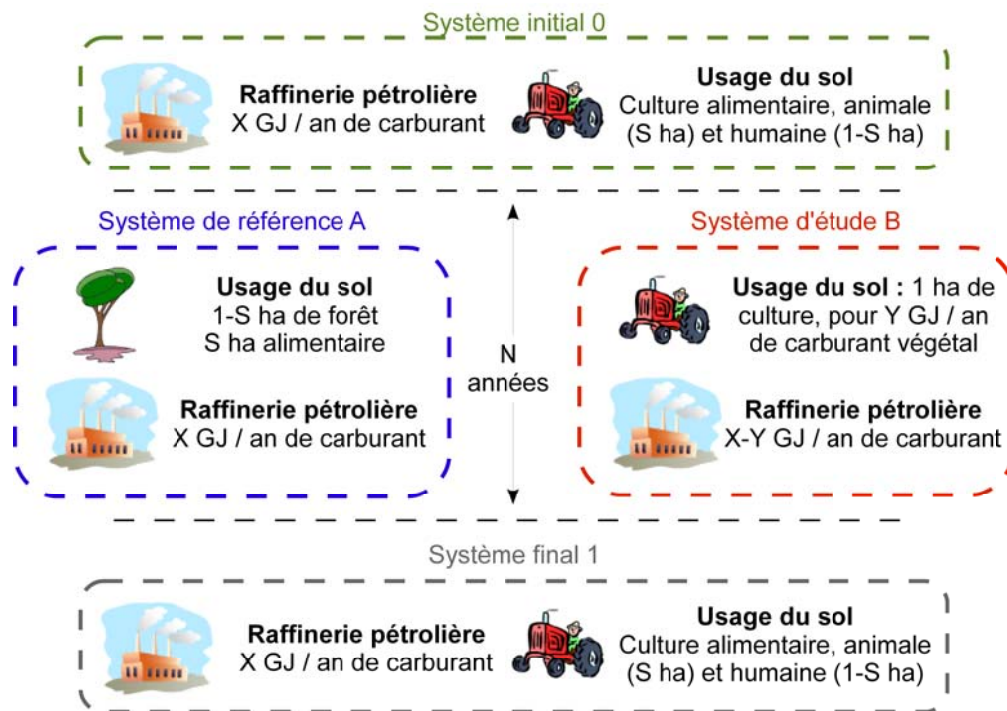


Figure IV.17 - Application 2 - Systèmes d'étude liés à l'analyse

Comparer les systèmes A et B du strict point de vue des économies de GES n'a que peu de sens d'un point de vue décisionnel puisqu'ils impliquent des activités, l'agriculture et la foresterie, aux enjeux économiques et environnementaux très différents. Cependant leur comparaison du point de vue de l'atténuation potentielle du changement climatique est intéressante à considérer afin de définir des objectifs de réduction d'émissions de GES des carburants végétaux permettant une mobilisation des terres plus pertinente qu'un stockage temporaire en forêts.

Dans ce cadre, aucune exploitation de la forêt n'est prise en compte pendant la période d'étude N considérée. A la fin de celle-ci, le carbone stocké dans la biomasse aérienne est supposé être non émis pour une partie et ré-émis vers l'atmosphère pour l'autre, selon un taux variable. Ce taux est défini comme la part non émise du flux de carbone, celle-ci pouvant représenter une économie de GES due à la substitution du bois obtenu à d'autres produits (exemple : utilisation du bois comme combustible permettant une économie d'énergie fossile) ou un stockage plus long du carbone sous une autre forme (exemple : utilisation du bois comme matériau).

Référence : s'il est considéré par la suite au titre de maximum théorique, un taux de non-émission de 100 % n'est bien évidemment pas atteignable en pratique.

Lorsqu'il représente une économie associée à une valorisation du bois, ce taux peut être calculé pour certains cas à l'aide des données de la littérature [42]. Pour une production d'éthanol et de diesel synthétique à partir de bois, et donc issus de procédés de deuxième génération, en substitution à l'essence et au gazole conventionnels, les taux de non-émission sont de l'ordre de 20 à 38 %. Dans le cadre d'une production d'électricité se substituant au mix européen, ce taux peut atteindre 54 à 60 % pour des sites de 200 MW électrique.

En l'absence d'éléments plus précis, il sera supposé que le taux de non-émission est potentiellement plus important dans le cas d'une séquestration via une utilisation comme bois matériau, et qu'une valeur de 75 % est vraisemblable. Toutefois une telle valorisation nécessite des durées de plantation plus importantes que pour une valorisation énergétique, de l'ordre par exemple de 50 à 60 ans [186].

De la même façon que pour l'application précédente (voir section III.3), aucune variation des stocks de carbone n'est associée à la surface S, cultivée pour l'alimentation animale dans le système A et à des fins énergétiques dans le système B. Concernant la surface 1-S, la figure IV.18 présente les évolutions du stock de carbone associées, pour une durée d'exploitation de 20 ans et un taux de non-émission nul.

Dans le cas de la figure IV.18, la valeur de stockage de la forêt, déterminée à l'aide des PRG dynamiques définis pour un horizon temporel de 100 ans, est de 1,3 tCO_{2-éq} / ha / an. Cependant cette grandeur peut varier fortement selon la durée de plantation N et le taux de non-émission considérés. La figure IV.19 présente l'évolution de l'effet de stockage de la forêt, exprimé en tCO_{2-éq} / ha / an, en fonction de ces deux paramètres.

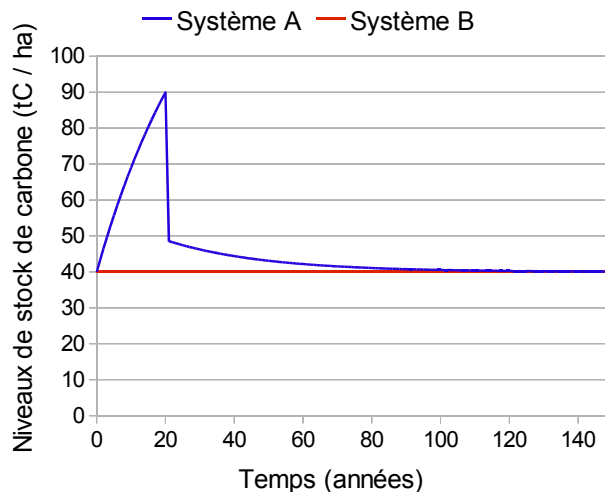


Figure IV.18 - Application 2 - Évolutions des stocks de carbone, dans le sol et la biomasse aérienne, liés à la surface 1-S, selon les scénarios A et B

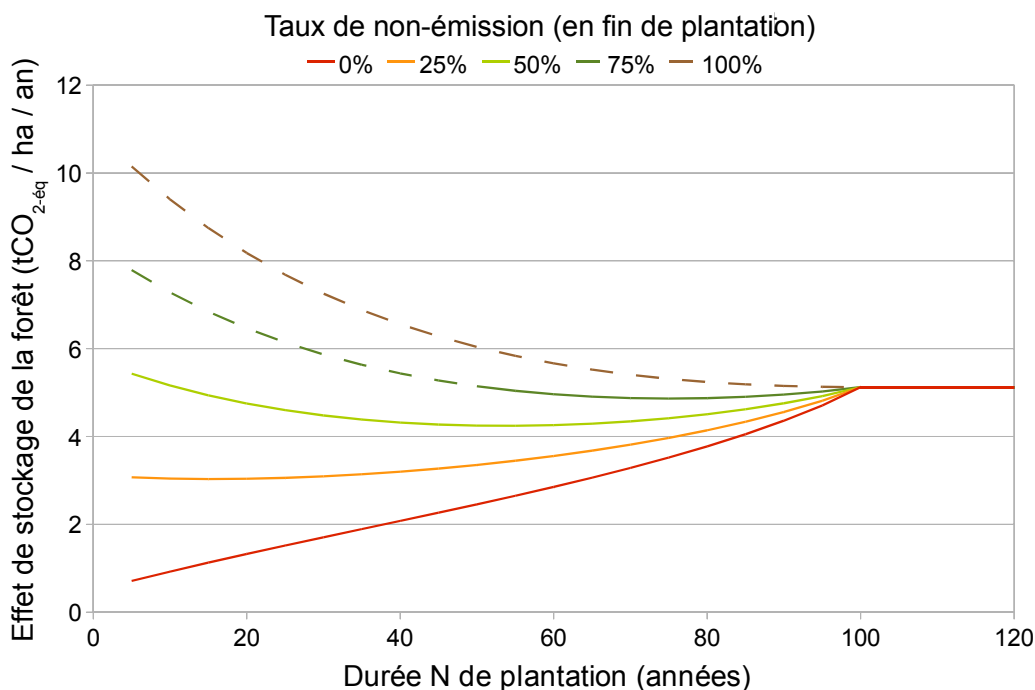


Figure IV.19 - Application 2 - Évolution de l'effet de stockage d'une forêt en fonction de la durée d'exploitation et du taux de non-émission de carbone considérés

Rappel : la figure IV.19 est représentative de scénarios où la forêt n'est pas exploitée pendant la durée de sa plantation, qu'elle est entièrement coupée à la fin de cette durée et que le bois obtenu est valorisé dans différents circuits permettant une séquestration ou une économie de carbone selon des taux de non-émission variables.

Pour des durées de plantation inférieures à 50 ans, ce taux représente principalement une économie d'émissions par la substitution d'autres produits, jusqu'à des taux de l'ordre de 50 à 60 %. Au-delà de ce

type de durée, le bois peut être valorisé comme matériau, permettant des taux de non-émission supposés ici plus importants, de l'ordre de 75 %. Ces limitations sont représentées par les parties en pointillés des courbes de la figure IV.19.

L'effet de stockage de la forêt croît avec le taux de non-émission, mais avec des écarts entre les taux d'autant plus faibles que la durée d'exploitation considérée est élevée, puisque l'effet de pondération, par les PRG dynamiques, limite alors l'impact de l'émission liée à la déforestation. L'évolution d'une courbe de stockage en fonction de la durée de plantation dépend du taux de non-émission ; en effet l'effet de stockage est croissant pour les faibles taux, décroissant pour les taux élevés (théoriques) et présente un minimum pour les taux intermédiaires. Ceci s'explique par l'impact de l'émission du carbone contenu dans la biomasse aérienne, représentant selon les cas un niveau d'émission plus ou moins important, pondéré par les PRG dynamiques de façon plus ou moins marquée.

Note : même si cela n'en est pas l'objet initial, les courbes de la figure IV.19 pourraient permettre de comparer différents modes d'exploitation d'une forêt entre eux. Il ne serait toutefois pas pertinent de ne penser la gestion d'une forêt que sur la base de l'effet de stockage de carbone qu'elle induit ; les problématiques de cycle de l'eau ou de biodiversité notamment constituent des éléments importants de réflexion.

Pour une planification donnée d'exploitation, les résultats de la figure IV.19 indiquent donc l'effet de stockage accessible par l'implantation d'une forêt, exploitée en fin de vie ou non. Il est alors intéressant de traduire cette économie en un seuil minimal de réduction des émissions de GES à respecter pour la mise en place d'une filière de carburants végétaux. Cette conversion nécessite toutefois d'utiliser la productivité apparente et dépend donc de la filière considérée.

Le tableau IV.12 réalise cette traduction pour une durée d'exploitation de 20 ans. Les résultats sont présentés pour chacune des filières et des voies de valorisation des co-produits et, afin de servir de base de comparaison, les réductions de GES atteintes par les différentes variantes étudiées dans le présent travail sont reproduites. Puisqu'il a été vu que pour une durée d'exploitation de 20 ans, les taux maximaux de non-émission sont de l'ordre de 50 à 60 %, les valeurs au-delà n'ont pas été considérées.

Tableau IV.12 - Objectifs minimaux, définis par comparaison avec une plantation forestière non-exploitée de 20 ans, et réductions effectives de GES, pour les différentes filières considérées de carburants végétaux

Filières de carburants	Voies de valorisation des co-produits	Objectifs de réductions de GES				Réductions de GES atteintes par les variantes étudiées
		Taux de non-émission (en fin de plantation de la forêt)				
		0 %	20 %	40 %	60 %	
EtOH ex betterave	Pulpes en alimentation animale	5 %	11 %	17 %	22 %	31 ^(a) – 37 %
	Énergétique	11 %	21 %	33 %	44 %	53 – 64 %
EtOH ex blé	Drêches en alimentation animale	16 %	33 %	50 %	67 %	36 ^(a) – 50 %
	Énergétique	24 %	48 %	72 %	97 %	48 – 62 %
EMHV ex colza	Tourteau en alimentation animale	28 %	57 %	85 %	114 %	49 – 65 ^(a) %
	Tourteau et glycérine en alimentation animale	27 %	56 %	84 %	112 %	48 %
	Énergétique	36 %	74 %	111 %	149 %	63 %

Objectifs : inférieurs à 35 %, compris entre 35 et 50 %, compris entre 50 et 100 %, supérieurs à 100 %

^(a) : ces valeurs en gras italique correspondent aux filières de référence

Exemple de lecture du tableau IV.12 : pour une production de carburants végétaux planifiée pour 20 ans, il peut être fixé que l'usage des sols réalisé doit permettre une économie d'émissions de GES plus importante que l'effet du stockage de carbone lié à l'implantation d'une forêt pendant ce même laps de temps. En considérant que la forêt n'est pas exploitée pendant sa durée de plantation et qu'à la fin de celle-ci, la valorisation du bois permet une économie de GES représentant 40 % de son contenu en carbone, cela impose des objectifs de réduction de GES pour les carburants végétaux compris entre 17 et 111 %, selon la filière et la valorisation des co-produits considérées, par rapport à la référence fossile de 85 gCO_{2-éq}/MJ. Il

peut alors être observé que la filière d'éthanol de betterave telle qu'étudiée dans cette thèse respecte les objectifs minimaux de réduction de GES ainsi définis, tandis que les filières d'éthanol de blé et d'EMHV de colza ne les atteignent pas, ou les atteignent exactement (EtOH ex blé, alimentation animale, procédé amélioré).

A titre d'indication, les valeurs d'objectifs données dans le tableau IV.12 peuvent être comparées aux objectifs définis par la directive 2009/28/CE, de 35 % initialement et de 50 % à partir de 2017, et de 60 % en 2018 pour les installations construites après 2017 [65]. Les objectifs de réduction des émissions de GES par rapport à l'essence ou au gazole du tableau IV.12 sont ainsi représentés en couleurs selon les références de la directive, le vert signalant les valeurs moins restrictives que celles de la directive, et le rouge et le noir celles plus restrictives,

Note : si les objectifs de réduction présentés dans le tableau IV.12 sont intéressants à comparer à ceux issus des compromis politiques de la directive 2009/28/CE, il ne doit pas être oublié que leurs implications en termes de sélection de filières peuvent être très différentes du fait des méthodologies auxquelles ils se réfèrent. La directive 2009/28/CE, dont l'objectif est de définir une méthode de certification, utilise notamment une règle d'affectation énergétique, tandis que la méthodologie employée ici est celle de l'affectation par substitution des impacts évités ; le chapitre II a montré l'influence d'une telle différence sur les résultats d'ACV (voir notamment figure II.10, section III.2).

Les résultats du tableau IV.12 montrent bien que la comparaison, du point de vue de l'atténuation du changement climatique, entre filières de carburants végétaux et plantation forestière temporaire non-exploitée dépend fortement de la filière considérée et, à travers cela, de sa productivité. En effet, dans le cas présent d'une exploitation de 20 ans, les économies permises par les filières de carburants se situent au-delà d'objectifs qui seraient fixés par une forêt dont 60 % du carbone aérien ne serait pas émis en fin de plantation pour la betterave, sont comprises entre les objectifs définis par des taux de non-émission de 20 et 40 % pour le blé et sont de l'ordre d'objectifs définis par un taux de non-émission de 20 % pour le colza.

Tableau IV.13 - Résultats de réduction des émissions de GES obtenus pour les différentes filières considérées de carburants

Filières de carburants	Voies de valorisation des co-produits	Économies de GES réalisées par hectare (tCO _{2-éq} / ha / an)
EtOH ex betterave	Pulpes en alimentation animale	7,4^(a) – 9,0
	Énergétique	6,6 – 8,0
EtOH ex blé	Drêches en alimentation animale	2,9^(a) – 4,1
	Énergétique	2,7 – 3,5
EMHV ex colza	Tourteau en alimentation animale	2,3 – 3,1^(a)
	Tourteau et glycérine en alimentation animale	2,3
	Énergétique	2,3

^(a) : ces valeurs en gras italique correspondent aux filières de référence

L'expression des économies de GES permises par les filières de carburants végétaux non plus en gCO_{2-éq} / MJ mais en tCO_{2-éq} / ha / an permet de s'affranchir de la variabilité des productivités de ces filières et donc de les comparer plus directement à celles d'une plantation forestière temporaire et non-exploitée. Le tableau IV.13 précise ces potentiels d'économies, selon la filière et la voie de valorisation des co-produits considérées, pour une référence fossile de 85 gCO_{2-éq} / MJ et d'après les résultats d'émissions des filières et de productivités issus des chapitres II et III (voir éléments rappelés à la section I.5).

D'après les résultats représentés à la figure IV.19, l'effet de stockage d'une forêt temporaire non-exploitée varie grossièrement entre 1 et 6 tCO_{2-éq} / ha / an, pour une durée de plantation supérieure à 5 ans et un taux de non-émission compris entre 0 et 60 % pour les plantations de moins de 50 ans et entre 0 et 75 % au-delà de 50 ans. Ces valeurs peuvent être précisées à, par exemple, 1,3 à 5,4 tCO_{2-éq} / ha / an pour une durée de plantation de 20 ans, ou 2,9 à 5,0 tCO_{2-éq} / ha / an pour une durée de 60 ans. Ces gammes sont tout à fait comparables avec les résultats du tableau IV.13 et il apparaît qu'un critère minimum d'économies de GES par hectare, défini à partir des performances d'une forêt temporaire non-exploitée, serait sans effet sur la filière d'éthanol de betterave mais pourrait affecter de façon importante les filières de blé et de colza.

Un tel critère, absent de la directive 2009/28/CE, n'est pourtant pas excessif du point de vue des exigences environnementales, et complète de façon pertinente le critère déjà présenté d'économies de GES par MJ de carburant produit puisqu'il lui apporte une vision territoriale d'efficacité d'usage des sols. Les résultats développés ici à partir de l'étude du stockage réalisé par une forêt temporaire non-exploitée peuvent alors servir de base au choix quantitatif d'un tel critère.

Remarque : il est important de noter que les résultats des calculs réalisés ici quant à l'évaluation de l'effet de stockage d'une forêt temporaire dépendent fortement du choix effectué quant à l'horizon temporel de calcul des PRG, statiques ou dynamiques, notamment pour les faibles taux de séquestration. En effet cet effet de stockage, pour une plantation forestière de 20 ans et pour des taux de non-émission de 0 à 60 %, est de :

- 1,3 à 5,4 tCO_{2-éq} / ha / an, comme vu précédemment, pour un horizon temporel de 100 ans,*
- 0,23 à 4,7 tCO_{2-éq} / ha / an pour un horizon de 500 ans, et*
- 10,0 tCO_{2-éq} / ha / an, pour un horizon temporel de 20 ans, soit une valeur plus importante que toutes les économies potentielles des filières de carburants végétaux (voir tableau IV.13) ; pour cet horizon, la valeur est unique car indépendante du taux de non-émission, le déstockage lié à la disparition de la forêt n'étant pas comptabilisé du fait de la pondération temporelle des émissions.*

Conclusion

Ce dernier chapitre a montré que la problématique du stockage et du déstockage de carbone dans les sols et la biomasse est un enjeu important pour les carburants végétaux, mais plus largement pour les produits issus de la biomasse et les activités très consommatrices d'espaces. Deux des difficultés, non traitées ici en détails, de sa prise en compte sont notamment de pouvoir quantifier ces phénomènes, qui sont en lien étroit avec les conditions locales de sol et de climat, et de pouvoir correctement les identifier, puisque des changements d'usage des sols peuvent apparaître de façon très indirecte.

Une dernière difficulté est d'évaluer de façon pertinente ces effets et de pouvoir les intégrer dans la pratique de l'ACV. Les travaux de ce chapitre contribuent à ce point puisqu'ils ont permis de mettre en valeur et corriger deux défauts de la pratique actuelle :

- la pertinence d'une ACV consécutive est tributaire de la précision avec laquelle les scénarios comparés sont définis et de leur cohérence ; si la prise en compte de l'usage alternatif des terres mobilisées par un système donné relève d'une meilleure cohérence spatiale des scénarios, celle-ci doit également être assurée du point de vue temporel, ce qui implique notamment de considérer un usage des terres à la fin de la période étudiée, vers lequel les différents scénarios vont converger, et
- la prise en compte des phénomènes lents que sont le stockage et le déstockage de carbone nécessite de rendre compte des dynamiques d'évolution des scénarios, ce que ne permettent pas les méthodes actuelles mais ce qui a été l'objet des PRG dynamiques définis ici.

Les PRG dynamiques d'un GES désignent des PRG tenant compte du moment d'émission du gaz, selon le principe de préférence temporelle induit par les travaux de l'IPCC. Ces grandeurs constituent alors un système de pondération temporelle des émissions qui permet de comparer des émissions décalées dans le temps et donc, plus largement, des scénarios d'émissions. Les principaux intérêts de ces PRG dynamiques sont de former un système de pondération en continuité et physiquement cohérents avec les PRG de l'IPCC, de permettre une évaluation de l'ensemble des effets dynamiques en ACV, tels que les stockages de carbone mais également, par exemple, les courbes d'apprentissage, et d'obtenir des résultats comparables avec les résultats constants d'émission obtenus par la voie statique.

Les PRG dynamiques ainsi définis ont enfin été appliqués à deux cas d'étude relatifs aux carburants végétaux :

- dans le premier, l'impact potentiel du retournement temporaire d'une prairie en vue de l'exploiter pour la production de carburants végétaux a été évalué et les résultats varient d'une émission supplémentaire de 7,1 à 47,1 gCO_{2-éq} / MJ, selon la filière (betterave, blé ou colza) et la voie de valorisation des co-produits considérées ; une telle opération réduit alors très fortement les économies d'émissions de GES permises par ces filières, et
- dans le second cas, la mobilisation de terres pour la production de carburants végétaux a été comparée, du point de vue de l'atténuation du changement climatique, à celle pour l'implantation d'une forêt, permettant un stockage de carbone, ce qui a permis d'observer que l'effet de stockage d'une plantation forestière temporaire et non-exploitée, compris entre 1 et 6 tCO_{2-éq} / ha / an selon la durée de plantation et l'exploitation réalisée du bois récolté, était du même ordre de grandeur que les réductions d'émissions de GES permises par les filières de carburants végétaux, de 2 à 9 tCO_{2-éq} / ha / an selon les filières et les schémas de production.

Ces deux cas d'étude ont ainsi souligné le caractère essentiel d'une bonne productivité à l'hectare des carburants végétaux. En ce sens l'usage du MJ comme unité fonctionnelle des études d'ACV des carburants végétaux, s'il permet très efficacement de comparer différents types

carburants entre eux, ne donne aucune indication a priori sur la capacité des filières à mobiliser les terres de façon efficace, qui est un enjeu de première importance des carburants végétaux de première génération.

Il apparaît donc important de compléter le critère de réduction des émissions de GES des carburants défini par la directive 2009/28/CE par un critère d'efficacité minimale d'usage des sols, évalué en fonction des économies de GES réalisées par hectare mobilisé. Les travaux du présent chapitre, en calculant la valeur de telles économies dans le cadre de l'implantation d'une forêt temporaire, permettent de définir une première gamme de valeurs pertinentes pour chiffrer un tel objectif.

Conclusion

Est-ce que je dois montrer les dents ?
Est-ce que je dois baisser les bras ?
Je ne sais pas, je ne sais plus, je suis perdu
Michel Fugain, *Fais comme l'oiseau*, 1972

Cadre d'analyse de la thèse

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) constitue une méthodologie pertinente d'évaluation d'impact environnemental d'un bien, dont la norme 14044/2006 fournit un cadre général indispensable. Toutefois les éléments pratiques de sa réalisation ne sont pas fixés de façon stricte et de nombreux choix méthodologiques sont à définir selon l'étude, et notamment selon son champ et sa portée. La distinction des ACV selon deux grandes familles d'objectifs, *attributive* pour les études visant à déterminer l'impact global d'un système, et *consécutives* pour celles ayant pour but l'évaluation des effets d'une modification de celui-ci, permet néanmoins de formuler pour chacun des cas des recommandations plus précises.

Dans le cadre de cette thèse, l'ACV a été employée afin de *quantifier l'intérêt, vis-à-vis d'objectifs de réduction des consommations d'énergie et de diminution des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES), de la mise en place et du développement de filières de production de carburants végétaux*, en vue de substituer partiellement les carburants pétroliers conventionnels, l'essence et le gazole. En ce sens, la démarche considérée ici est **consécutives**, comparant des scénarios d'implantation de ces filières à des scénarios où celles-ci sont absentes, avec pour objectif de définir le potentiel et les limites de tels carburants. Cette approche se distingue donc de la démarche attributive utilisée aujourd'hui pour la mise en place de systèmes de certification et développée notamment dans le cadre de la directive 2009/28/CE, visant non pas à juger de la pertinence de l'implantation de ces filières mais à comparer les filières les unes par rapport aux autres, sur la base d'objectifs de réduction prédéfinis.

Enfin, un certain nombre de résultats obtenus dans cette thèse sont issus de l'analyse des études d'ACV existantes, en exploitant les valeurs médianes de la littérature déterminées au chapitre II. Par conséquent, si ces données se sont avérées suffisantes pour les réflexions et le travail méthodologique de cette thèse, elles ne se substituent pas à la réalisation de nouvelles études d'ACV, sur la base de données locales précises et mises à jour.

Adaptation de l'ACV aux valorisations de la biomasse

L'application de l'ACV aux carburants végétaux et, plus largement, aux filières d'exploitation de la biomasse, constitue un usage assez récent de cette méthodologie. Cette relative jeunesse se traduit par une grande disparité des résultats disponibles, que le chapitre II a analysé en détail afin d'en déterminer l'origine.

Une part importante des variations constatées entre les sources de la littérature peut s'expliquer directement par la revue bibliographique de l'ACV réalisée au chapitre I. Il apparaît notamment que *le caractère attributif ou consécutif d'une étude doit être clairement exprimé et les recommandations méthodologiques associées correctement appliquées*, du fait de l'influence très marquée de choix tels que la **définition des frontières du système** ou la **sélection d'une règle d'affectation** sur les résultats finaux. Le chapitre II a notamment montré une influence de ce dernier paramètre comprise entre 38 et 149 %, selon la filière et l'indicateur considérés.

Toutefois, au-delà de ces choix méthodologiques, les données utilisées pour la réalisation de l'ACV, notamment pour la phase du cycle de vie correspondant à la culture végétale, sont également une source importante de variabilité. De ce point de vue, le chapitre II a montré l'influence importante des **spécificités locales**, de 24 à 167 %, et de la **modélisation des émissions de N₂O par les sols**, de 17 à 46 %. Si ce dernier point peut être partiellement amélioré par une meilleure connaissance et le développement de modèles plus complets des phénomènes de nitrification et dénitrification, c'est essentiellement la disponibilité de données locales précises et donc la définition de portées géographiques restreintes qui permettront de limiter les incertitudes liées aux données en général.

Enfin un dernier facteur identifié essentiel à la pertinence des résultats d'ACV obtenus pour les systèmes vivants est l'intégration des variations de qualité du sol au sein des frontières du système,

au-delà de son simple caractère de support physique des activités. Compte tenu des lacunes des approches actuelles sur ce point, un développement méthodologique a été effectué au sein du chapitre IV, permettant notamment une amélioration de deux points essentiels :

- si la prise en compte du sol et des variations de ses usages selon les systèmes comparés relève d'une meilleure cohérence spatiale des frontières d'étude, son évaluation pertinente requiert également de disposer d'une bonne **cohérence temporelle** ; de ce point de vue, les états initial et final des systèmes, communs à l'ensemble des systèmes comparés, doivent être définis afin de garantir la comparabilité des scénarios décrits ;
- dans ce cadre, une évaluation pertinente des effets de l'usage des sols sur leur rôle de puits de carbone doit représenter les dynamiques induites d'émissions de GES ; pour cela les principes de définition des Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) par l'IPCC ont été repris afin de développer des **PRG dynamiques**, distinguant les émissions de GES selon l'année où elles se produisent. La pondération temporelle ainsi définie permet alors de fournir un cadre adapté pour l'évaluation des effets dynamiques liés aux émissions de GES qui ne remet pas en cause l'utilisation actuelle des PRG, assurant ainsi la compatibilité de ces nouveaux résultats avec les nombreux résultats d'émissions déjà développés.

Intérêt des carburants végétaux pour le secteur des transports

L'analyse de la bibliographie du chapitre II a montré que la consommation d'énergie et les émissions de GES des carburants végétaux étaient globalement inférieures à celles des références fossiles essence et gazole. Afin d'analyser plus finement ces résultats, une simulation simplifiée des procédés de production des carburants végétaux a été réalisée, permettant de calculer le bilan d'ACV de la transformation de la biomasse en carburants ainsi que le crédit lié à la valorisation des co-produits. Les résultats obtenus par ce travail dans le cadre de scénarios de référence de production ont été validés par comparaison avec la littérature et les simulations ont ainsi pu être exploitées afin de comparer les gains attendus par différentes variantes technologiques et / ou de valorisation des co-produits.

Si les *gains attendus par l'amélioration technologique des procédés*, certes non négligeables, ne constituent pas les économies potentielles les plus importantes parmi celles identifiées, ceux-ci ne sont pas compromis par d'autres effets environnementaux, notamment concernant l'usage des sols (voir section suivante). La production d'éthanol à partir de blé s'est révélé comme la filière la plus susceptible d'économies, avec des gains de l'ordre de 0,24 MJ / MJ pour la consommation énergétique et de 11,6 gCO_{2-éq} / MJ pour les émissions de GES, soit respectivement 38 et 21 % des résultats finaux, à confirmer par une analyse de faisabilité technique, par un recours à la vapeur d'eau surchauffée pour le séchage des drêches.

A l'inverse, la *valorisation énergétique des co-produits* présente, du point de vue des bilans d'ACV, des **potentiels d'économies importants**, toutes filières confondues. En effet les gains attendus pour les filières d'éthanol de betterave et de blé varient globalement *entre 0,27 et 0,63 MJ / MJ* pour la consommation énergétique et *entre 9,8 et 22,2 gCO_{2-éq} / MJ* pour les émissions de GES soit, plus précisément, des économies, comparées aux résultats finaux des filières, comprises entre 61 et 67 % (consommation énergétique) et entre 32 et 38 % (émissions de GES) pour l'éthanol de betterave, et entre 43 et 90 % (consommation énergétique) et entre 18 et 41 % (émissions de GES) pour l'éthanol de blé. Dans le cas de l'EMHV de colza, la situation est différente puisque la valorisation actuelle de la glycérine en chimie constitue une voie très pertinente ; si ce marché venait à être saturé et qu'aucun débouché innovant n'était mis en place, seule une combustion des tourteaux permettrait d'atteindre des performances globales de la filière similaires, avec une consommation énergétique inférieure de 13 % et des émissions de GES supérieures de 4 %.

Bien évidemment les économies les plus importantes sont atteintes lorsque sont combinées à la fois l'amélioration technologique des procédés et la valorisation énergétique des co-produits. Dans ce cas, les bilans globaux d'ACV des filières peuvent être réduits, par rapport au schéma de production de référence, de 80 et 48 % pour, respectivement, les consommations énergétiques et les émissions de GES de l'éthanol de betterave, et de 94 et 42 % pour les consommations énergétiques et les émissions de GES de l'éthanol de blé.

En comparaison avec les résultats d'ACV des *références fossiles* essence et gazole, établis par analyse bibliographique au chapitre II à $1,1 \text{ MJ / MJ}$ et $85 \text{ gCO}_2\text{-}\text{eq} / \text{MJ}$, les filières étudiées comme référence au chapitre III représentent, pour respectivement l'éthanol de betterave et de blé, et l'EMHV de colza, des réductions de 15, 44 et 107 % de la consommation d'énergie et de 31, 36 et 65 % des émissions de GES. Les variantes étudiées au chapitre III permettent alors d'augmenter significativement l'intérêt des carburants végétaux et d'atteindre des réductions, quelle que soit la filière considérée et sans changement d'usage des sols préalable, comprises **entre 83 et 109 %** pour la consommation énergétique, et **entre 63 et 64 %** pour les émissions de GES. Cette optimisation des performances, lorsqu'elle est réalisée par une modification de la valorisation des co-produits, conduit toutefois à une emprise au sol des filières plus importante, qui provoque une diminution du potentiel d'économies de GES par hectare mobilisé (voir section suivante).

Enfin une analyse économique complémentaire a montré que les schémas de production les plus performants ne deviennent rentables que pour des prix du baril élevés, variables selon les filières et les cours des marchés agricoles. D'une façon générale il peut être noté que les conditions pour lesquelles les carburants végétaux deviennent plus intéressants économiquement que leurs équivalents fossiles coïncident approximativement avec celles pour lesquelles la valorisation énergétique des co-produits constitue la voie de production la plus intéressante, externalités exclues.

Enjeux des carburants végétaux vis-à-vis de l'aménagement du territoire

Si la question de l'intérêt des filières de carburants végétaux n'est plus posée en termes de performances des carburants mais d'**efficacité d'usage des sols**, les résultats sont très différents. L'unité fonctionnelle retenue n'est alors plus le contenu énergétique du carburant, en MJ, mais l'emprise de la filière au sol, en hectares. Le passage de l'une à l'autre implique la prise en compte de la productivité des filières ou plutôt leur *productivité apparente*, définie au chapitre IV, qui permet d'inclure les effets sur l'usage des sols liés aux co-produits.

De ce point de vue, et dans le cas des scénarios de référence définis au chapitre III, *la hiérarchisation des filières n'est plus la même* que précédemment puisque l'éthanol de betterave se distingue nettement avec un potentiel de **7,4 tCO₂-eq économisées par hectare mobilisé**, devant l'EMHV de colza et l'éthanol de blé à, respectivement, **3,1 et 2,9 tCO₂-eq économisées par hectare mobilisé**. Dans le cas des *améliorations technologiques des procédés* étudiées ici, ces valeurs peuvent augmenter *jusqu'à atteindre 9,0 et 4,1 tCO₂-eq économisées par hectare mobilisé* pour, respectivement, l'éthanol de betterave et de blé.

A l'inverse, la *valorisation énergétique des co-produits*, en se substituant à une valorisation en alimentation animale, *tend à réduire l'efficacité d'usage des sols des filières*. En effet, malgré les gains importants de performances, exprimées en $\text{gCO}_2\text{-}\text{eq} / \text{MJ}$, que permet cette voie de valorisation (voir section précédente), ceux-ci sont compromis par la baisse de productivité apparente des filières. Ainsi, selon la technologie des procédés, *la mise en place d'une valorisation énergétique des co-produits peut réduire la quantité de GES économisées par hectare mobilisé* de **0,8 à 1,0 tCO₂-eq / ha** pour l'éthanol de betterave et de **0,2 à 0,6 tCO₂-eq / ha** pour l'éthanol de blé, tandis que cette quantité est constante pour les différentes voies de valorisation étudiées pour l'EMHV de colza.

Ce point, complété par l'analyse de l'effet potentiel de la conversion d'une prairie sur les résultats d'ACV des carburants végétaux, montre que *la productivité est un paramètre essentiel de*

l'intérêt environnemental de ces filières. Afin de ne pas conduire à des schémas d'usage des sols contre-productifs du point de vue de l'atténuation du changement climatique, il est donc important de ne pas seulement **fixer des objectifs** en termes d'impact des carburants, par MJ, mais également **en termes d'efficacité d'usage des sols**, par hectare mobilisé.

Pour cela, le chapitre IV, en étudiant l'effet du stockage de carbone dans une forêt temporaire, permet de fournir une base de valeurs de référence pour fixer ces objectifs. Ainsi, cet effet de stockage est évalué, à l'aide des PRG dynamiques et pour une forêt temporaire de 20 ans, **de 1,3 à 5,4 tCO₂-éq économisées par ha mobilisé**, selon le taux de séquestration considéré, de 0 à 60 %, en fin d'exploitation pour le carbone de la biomasse aérienne. Ce **nouveau critère** peut donc être particulièrement discriminant pour les filières de carburants végétaux, mais *il est absolument nécessaire afin d'assurer que la diminution de l'impact du secteur des transports ne se fasse pas au détriment des stocks de carbone existants ou potentiels.*

Bibliographie

Je m'en sortirai, je te le jure
A coup de livres, je franchirai tous ces murs
Jean-Jacques Goldman, *Envole-moi*, 1984

Bibliographie

- 1 : Guy Jacques, Bernard Saugier. *Les puits de carbone*. Paris, France : Editions TEC & DOC, 2008, 171 p.
- 2 : Eystein Jansen, Jonathan Overpeck, Keith R. Briffa, Jean-Claude Duplessy, Fortunat Joos, Valérie Masson-Delmotte, Daniel Olago, Bette Otto-Bliesner, W. Richard Peltier, Stefan Rahmstorf, Rengaswamy Ramesh, Dominique Raynaud, David Rind, Olga Solomina, Ricardo Villalba, De'er Zhang. *Paleoclimate*. **In** : Susan Solomon, Dahe Qin, Martin Manning, Zhenlin Chen, Melinda Marquis, Kristen Averyt, Melinda M.B. Tignor, Henry LeRoy Miller, Jr.. *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007, p 433-497.
- 3 : Gabriele C. Hegerl, Francis W. Zwiers, Pascale Braconnot, Nathan P. Gillett, Yong Luo, Jose A. Marengo Orsini, Neville Nicholls, Joyce E. Penner, Peter A. Stott. *Understanding and attributing climate change*. **In** : Susan Solomon, Dahe Qin, Martin Manning, Zhenlin Chen, Melinda Marquis, Kristen Averyt, Melinda M.B. Tignor, Henry LeRoy Miller, Jr.. *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007, p 663-746.
- 4 : Kenneth L. Denman, Guy Brasseur, Amnat Chidthaisong, Philippe Ciais, Peter M. Cox, Robert E. Dickinson, Didier Hauglustaine, Christoph Heinze, Elisabeth Holland, Daniel Jacob, Ulrike Lohmann, Srikanthan Ramachandran, Pedro Leite da Silva Dias, Steven C. Wofsy, Xiaoye Zhang. *Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry*. **In** : Susan Solomon, Dahe Qin, Martin Manning, Zhenlin Chen, Melinda Marquis, Kristen Averyt, Melinda M.B. Tignor, Henry LeRoy Miller, Jr.. *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007, p 499-587.
- 5 : Alex Kirby, Jasmina Bogdanovic, Claudia Heberlein, Otto Simonett, Christina Stuhlberger. *Kick the habit - A UN guide to climate neutrality*. ISBN 978-92-807--2926-9. Malta : Progress Press Ltd. United Nations Environment Program, GRID-Arendal, 2008, 202 p.
- 6 : Jean-Pierre Chang, Jean-Pierre Fontelle, Laëtitia Serveau. *Secten - Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France*. Rapport CITEPA 770. Paris, France : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), 2009, 306 p.
- 7 : Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS). *Economie & statistiques [en ligne]*. Disponible sur : <<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/>> (dernier accès le 10 octobre 2009).
- 8 : Daniel Ballerini. *Les biocarburants - Etat des lieux, perspectives et enjeux du développement*. Paris, France : Editions Technip (IFP Publications), 2006, 348 p.
- 9 : EurObserv'ER. *Le baromètre des biocarburants*. Systèmes solaires - Le journal des énergies renouvelables, 2008, vol. juin, n°185, p 49-66.
- 10 : Markus Quirin, Sven O. Gärtner, Martin Pehnt, Guido A. Reinhardt. *CO2 mitigation through biofuels in the transport sector*. IFEU - Institut für Energie und Umweltforschung, 2004, 55 p.
- 11 : AFNOR. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre*. NF EN ISO 14040/2006, La Plaine Saint-Denis, France : AFNOR, 2006, 23 p.
- 12 : United Nations Environment Program (UNEP) - Industry and Environment. *Life cycle assessment: what it is and how to do it*. ISBN : 92-807-1546-1. Paris, France : UNEP, 1996, 77 p.
- 13 : Allan Astrup Jensen, Leif Hoffman, Birgitte T. Moller, Anders Schmidt, Kim Christiansen, John Elkington, Francesca van Dijk. *Life Cycle Assessment - A guide to approaches, experiences and information sources*. European Environment Agency, 1997, 119 p.

-
-
- 14 : Patrick Rousseaux. *Analyse du cycle de vie (ACV)*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie industriel, G5500, 2005, 4 p.
 - 15 : Mary Ann Curran. *Life cycle assessment: principles and practice*. Report EPA/600/R-06/060. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, 2006, 80 p.
 - 16 : Reinout Heijungs et al.. *Environmental life cycle assessment of products*. ISBN 90-5191-064-9. Leiden, The Netherlands : CML (Centre of Environmental Science), TNO (Netherlands Organisation for Applied Scientific Research), B&G (Fuels and Raw Materials Bureau), 1992, 96 (Guide) and 130 (Backgrounds) p.
 - 17 : AFNOR. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices*. NF EN ISO 14044/2006, La Plaine Saint-Denis, France : AFNOR, 2006, 49 p.
 - 18 : Matthias Finkbeiner, Atsushi Inaba, Reginald B.H. Tan, Kim Christiansen, Hans-Jürgen Klüppel. *The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2006, vol. 11, n°2, p 80-85.
 - 19 : Enrico Benetto. *Analyse du cycle de vie - Réalisation de l'inventaire*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie industriel, G5510, 2005, 19 p.
 - 20 : Anne-Marie Tillman. *Significance of decision-making for LCA methodology*. Environmental Impact Assessment Review, 2000, vol. 20, n°1, p 113-123.
 - 21 : DANISH-DUTCH WORKSHOP ON LCA METHODS (1999 ; CML, Leiden University, The Netherlands). Leiden, The Netherlands, 113 p.
 - 22 : Tomas Ekvall, Anne-Marie Tillman, Sverker Molander. *Normative ethics and methodology for life cycle assessment*. Journal of Cleaner Production, 2005, vol. 13, n°13-14, p 1225-1234.
 - 23 : Tomas Ekvall, Bo Pedersen Weidema. *System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2004, vol. 9, n°3, p 161-171.
 - 24 : G. Rebitzer, T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W.-P. Schmidt, S. Suh, B.P. Weidema, D.W. Pennington. *Life cycle assessment - Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications*. Environment International, 2004, vol. 30, n°5, p 701-720.
 - 25 : Tomas Ekvall. *Cleaner production tools: LCA and beyond*. Journal of Cleaner Production, 2002, vol. 10, n°5, p 403-406.
 - 26 : Jeroen B. Guinée, Marieke Gorrée, Reinout Heijungs, Gjalt Huppes, René Kleijn, Arjan de Koning, Laurant van Oers, Anneke Wegener Sleeswijk, Sangwon Suh, Helias A. Udo de Haes, Hans de Bruijn, Robbert van Duin, Mark A.J. Huijbregts. *Life cycle assessment - An operational guide to the ISO standards*. Centre of Environmental Science - Leiden University (CML), 2001, 702 p.
 - 27 : A.A. Burgess, D.J. Brennan. *Application of life cycle assessment to chemical processes*. Chemical Engineering Science, 2001, vol. 56, n°8, p 2589-2604.
 - 28 : Michael Wang, Hanjie Lee, John Molburg. *Allocation of energy use in petroleum refineries to petroleum products - Implications for life-cycle energy use and emission inventory of petroleum transportation fuels*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2004, vol. 9, n°1, p 34-44.
 - 29 : Tomas Ekvall, Göran Finnveden. *Allocation in ISO 14041 - a critical review*. Journal of Cleaner Production, 2001, vol. 9, n°3, p 197-208.
 - 30 : Rolf Frischknecht. *Allocation in life cycle inventory analysis for joint production*. International Journal of LCA, 2000, vol. 5, n°2, p 85-95.
 - 31 : Jeroen B. Guinée, Reinout Heijungs, Gjalt Huppes. *Economic allocation: examples and derived decision tree*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2004, vol. 9, n°1, p 23-33.
 - 32 : Adisa Azapagic, Roland Clift. *Life cycle assessment and linear programming - Environmental optimisation of product system*. Computers & Chemical engineering, 1995, vol. 19, n°1 (Supplement), p 229-234.
 - 33 : Adisa Azapagic, Roland Clift. *Allocation of environmental burdens in multiple-function systems*. Journal of Cleaner Production, 1999, vol. 7, n°2, p 101-119.
-
-

-
-
- 34 : Adisa Azapagic, Roland Clift. *Allocation of environmental burdens in co-product systems: product-related burdens (Part 1)*. International Journal of Life Cycle Assessment, 1999, vol. 4, n°6, p 357-369.
- 35 : François Schneider, Jacques Chevalier, Alain Navarro. *Analyse du cycle de vie - Problèmes d'affectation*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie industriel, G5550, 1998, 16 p.
- 36 : Mary Ann Curran. *Co-product and input allocation approaches for creating life cycle inventory data: a literature review*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2007, vol. 12, n°1 (Special Issue), p 65-78.
- 37 : Alexander E. Farrell, Richard J. Plevin, Brian T. Turner, Andrew D. Jones, Michael O'Hare, Daniel Kammen. *Ethanol can contribute to energy and environmental goals*. Science, 2006, vol. 311, n°5760, p 506-508.
- 38 : Hosein Shapouri, James A. Duffield, Michael S. Graboski. *Estimating the net energy balance of corn ethanol*. Agricultural Economic Report No. 721. U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, Office of Energy, 1995, 15 p.
- 39 : Hosein Shapouri, James A. Duffield, Michael Wang. *The energy balance of corn ethanol: an update*. Agricultural Economist Report No. 813 (AER-813). U.S. Department of Agriculture, Office of the Chief Economist, Office of Energy Policy and New Uses, 2002, 16 p.
- 40 : Sven Bernesson, Daniel Nilsson, Per-Anders Hansson. *A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions*. Biomass and Bioenergy, 2004, vol. 26, n°6, p 545-559.
- 41 : Sven Bernesson, Daniel Nilsson, Per-Anders Hansson. *A limited LCA comparing large- and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions*. Biomass and Bioenergy, 2006, vol. 30, n°1, p 46-57.
- 42 : R. Edwards, J.-F. Larivé, V. Mahieu, P. Rouveïrolles. *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context*. Well-to-tank report. CONCAWE, EUCAR, JRC, 2007, 140 p.
- 43 : Raj Choudhury et al.. *GM Well-to-wheel analysis of energy use and greenhouse gas emissions of advanced fuel/vehicle systems - A European study*. Ottobrunn, Germany : GM, LBST, BP, ExxonMobil, Shell, TotalFinaElf, 2002, 135 p.
- 44 : Seungdo Kim, Bruce E. Dale. *Allocation procedure in ethanol production system from corn grain - I. System expansion*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2002, vol. 7, n°4, p 237-243.
- 45 : Helias Udo de Haes, Olivier Jolliet, Göran Finnveden, Michael Hauschild, Wolfram Krewitt, Ruedi Müller-Wenk. *Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment*. SETAC-Europe: Second Working Group on LCIA. International Journal of Life Cycle Assessment, 1999, vol. 4, n°2-3, p 66-74 and 168-174.
- 46 : D.W. Pennington, J. Potting, G. Finnveden, E. Lindeijer, O. Jolliet, T. Rydberg, G. Rebitzer. *Life cycle assessment - Part 2: Current impact assessment practice*. Environment International, 2004, vol. 30, n°5, p 721-739.
- 47 : Patrick Rousseaux. *Analyse du cycle de vie - Evaluation des impacts*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie industriel, G5605, 1998, 13 p.
- 48 : Khalil Khalifa. *Analyse du cycle de vie - Problématique de l'évaluation des impacts*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie industriel, G5610, 1999, 12 p.
- 49 : United Nations Environment Program. *Evaluation of environmental impacts in life cycle assessment*. ISBN 92-807-2144-5. United Nations Environment Program, Division of Technology, Industry and Economics, 2003, 95 p.
- 50 : Khalil Khalifa. *Analyse du cycle de vie - Méthodes d'évaluation des impacts*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie industriel, G5615, 2002, 20 p.
- 51 : Mark Goedkoop, Renilde Spriensma. *The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Report 1999/36A. PRé Consultants B.V., 2001, 132 p.
- 52 : Olivier Jolliet, Manuele Margni, Raphaël Charles, Sébastien Humbert, Jérôme Payet, Gerald Rebitzer, Ralph Rosenbaum. *IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2003, vol. 8, n°6, p 324-330.
-
-

-
- 53 : F. Brentrup, J. Küsters, H. Kuhlmann, J. Lammel. *Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology - Part I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production*. European Journal of Agronomy, 2004, vol. 20, n°3, p 247-264.
- 54 : Bengt Steen. *A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 - General system characteristics*. CPM report 1999:4. Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, 1999, 66 p.
- 55 : Hervé Le Treut, Richard Somerville, Ulrich Cubasch, Yihui Ding, Cecilie Mauritzen, Abdalah Mokssit, Thomas Peterson, Michael Prather. *Historical overview of climate change science*. In : Susan Solomon, Dahe Qin, Martin Manning, Zhenlin Chen, Melinda Marquis, Kristen Averyt, Melinda M.B. Tignor, Henry LeRoy Miller, Jr.. *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007, p 93-128.
- 56 : Jacques Chevalier, Patrick Rousseaux. *Classification in LCA: buiding of a coherent family of criteria*. International Journal of Life Cycle Assessment, 1999, vol. 4, n°6, p 352-356.
- 57 : Sébastien Humbert, Manuele Margni, Olivier Jolliet. *IMPACT 2002+: User Guide*. Draft for version 2.1. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group (GECOS), Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), 2005, 36 p.
- 58 : Bengt Steen. *A systematic approach to environmental priority strategies (EPS). Version 2000 - Models and data of the default method*. CPM report 1999:5. Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, 1999, 312 p.
- 59 : Piers Forster, Venkatachalam Ramaswamy, Paulo Artaxo, Terje Berntsen, Richard Betts, David W. Fahey, James Haywood, Judith lean, Davis C. Lowe, Gunnar Myrhe, John Nganga, Ronald Prinn, Graciela Raga, Michael Schulz, Robert van Dorland. *Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing*. In : Susan Solomon, Dahe Qin, Martin Manning, Zhenlin Chen, Melinda Marquis, Kristen Averyt, Melinda M.B. Tignor, Henry LeRoy Miller, Jr.. *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007, p 129-234.
- 60 : José Potting, Michael Hauschild. *Spatial differentiation in Life-Cycle Assessment via the site-dependent characterisation of environmental impact from emissions*. International Journal of Life Cycle Assessment, 1997, vol. 2, n°4, p 209-216.
- 61 : José Potting, Michael Hauschild. *The linear nature of environmental impact from emissions in Life-Cycle Assessment*. International Journal of Life Cycle Assessment, 1997, vol. 2, n°3, p 171-177.
- 62 : Reinout Heijungs. *On the use of units in LCA*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2005, vol. 10, n°3, p 173-176.
- 63 : Eric Audsley, Sebastian Alber, Roland Clift, Sarah Cowell, Pierre Crettaz, Gérard Gaillard, Judith Hausheer, Olivier Jolliet, Rene Kleijn, Bente Mortensen, David Pearce, Etienne Roger, Hélène Teulon, Bo Weidema, Henk van Zeijts. *Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture*. Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission, DG Agriculture, Community Research and Technological Development Programme in the field of "Agriculture and Agro-Industry, including Fisheries" (AIR 3), 2003, 101 p.
- 64 : Journal officiel des Communautés européennes. *Directive 2001/77/CE du Parlement Européen et du Conseil relative à la promotion de l'électricité produite à partir de sources d'énergies renouvelables sur le marché intérieur de l'électricité*. L283/33-40, 2001, 8 p.
- 65 : Journal officiel de l'Union européenne. *Directive 2009/28/CE du Parlement Européen et du Conseil relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables et modifiant puis abrogeant les directives 2001/77/CE et 2003/30/CE*. L140/16-62, 2009, 47 p.
-

-
- 66 : Albert Demeyer, François Jacob, Maurice Jay, Gilbert Menguy, Joseph Perrier. *La conversion bioénergétique du rayonnement solaire et les biotechnologies*. Paris, France : Technique et Documentation, 1981, 314 p.
- 67 : Malcolm Slessor, Chris Lewis. *Biological energy resources*. London, Great Britain : E. & F.N. Spon, 1979, 194 p.
- 68 : Alain Damien. *La biomasse énergie*. Paris, France : Dunod, 2008, 248 p.
- 69 : Amos Richmond. *Handbook of Microalgal Culture - Biotechnology and applied phycology*. Ames, Iowa, USA : Blackwell Publishing Professional, 2004, 566 p.
- 70 : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. *FAOSTAT [en ligne]*. Disponible sur : <<http://faostat.fao.org/DesktopDefault.aspx?PageID=291&lang=fr>> (dernier accès le 11 juin 2009).
- 71 : International Energy Agency. *Key World Energy Statistics*. Energy Statistics Division, 2005, 82 p.
- 72 : Michel Griffon. *Nourrir la planète*. Paris, France : Odile Jacob, 2006, 456 p.
- 73 : Philippe Collomb. *Une voie étroite pour la sécurité alimentaire d'ici à 2050*. Paris, France : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Economica, 1999, 197 p.
- 74 : Anthony Benoist. *Conception et dimensionnement d'un pilote laboratoire de pyrolyse rapide de biomasse*. CIRAD - Ecole Centrale Paris, Mémoire de stage de Master Recherche, 2006, 67 p.
- 75 : Ademe. *Pyrolyse et gazéification de la biomasse pour la production d'électricité - Procédés et acteurs*. OBSERVER - CIRAD Forêt, 2001, 155 p.
- 76 : Felix A. Peuser, Karl-Heinz Remmers, Martin Schnauss. *Installations solaires thermiques*. Paris, France : Observ'ER, 2005, 405 p.
- 77 : Falk Antony, Christian Dürschner, Karl-Heinz Remmers. *Le photovoltaïque pour tous*. Paris, France : Observ'ER, 2006, 278 p.
- 78 : Ralph Sims, Michael Taylor, Jack Sadler, Warren Mabee. *From 1st- to 2nd-generation biofuel technologies*. OECD / IEA, IEA Bioenergy, 2008, 124 p.
- 79 : Nataliya Olkhova. *La promotion environnementale des filières biocarburants*. Master ParisTech Fondation Renault, Mission professionnelle de fin d'études, 2008, 61 p.
- 80 : Journal officiel des Communautés européennes. *Directive 2003/30/CE du Parlement Européen et du Conseil visant à promouvoir l'utilisation de biocarburants ou autres carburants renouvelables dans les transports*. L123/42-46, 2003, 5 p.
- 81 : Harro von Blottnitz, Mary Ann Curran. *A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective*. Journal of Cleaner Production, 2007, vol. 15, n°7, p 607-619.
- 82 : Jacques Bouvet, Pierre Leprince. *Rapport des travaux du groupe de travail n°1*. Commission Consultative pour la Production des Carburants de Substitution, 1991, 117 p.
- 83 : Ecobilan - PricewaterhouseCoopers. *Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production de biocarburants*. ADEME / DIREM, 2002, 132 p.
- 84 : J. Calzoni, N. Caspersen, N. Dercas, G. Gaillard, G. Gosse, M. Hanegraaf, L. Heinzer, N. Jungk, A. Kool, G. Korsuize, M. Lechner, B. Leviel, R. Neumayr, A.M. Nielsen, P.H. Nielsen, A. Nikolaou, C. Panoutsou, A. Panvini, A. Patyk, J. Rathbauer, G.A. Reinhardt, G. Riva, E. Smedile, C. Stettler, B. Pedersen Weidema, M. Wörgetter, H. van Zeijts. *Bioenergy for Europe: which ones fit best?*. European Commission, FAIR V Programme, contract CT 98 3832. IFEU, 2000, 178 p.
- 85 : R. Edwards, J.-C. Griesemann, J.-F. Larivé, V. Mahieu. *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context*. Well-to-tank report. CONCAWE, EUCAR, JRC, 2003, 77 p.
- 86 : Sven Bernesson. *Life cycle assessment of rapeseed oil, rape methyl ester and ethanol as fuels - A comparison between large- and small-scale production*. Rapport 2004:01, ISSN 1652 3237. Department of Biometry and Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences, 2004, 267 p.
- 87 : Isaias de Carvalho Macedo, Manoel Regis Lima Verde Leal, João Eduardo Azevedo Ramos da
-

- Silva. *Assessment of greenhouse gas emissions in the production and use of fuel ethanol in Brazil*. Government of the State of São Paulo, Secretariat of the Environment, 2004, 37 p.
- 88 : David Pimentel, Tad W. Patzek. *Ethanol production: Energy and economic issues related to U.S. and Brazilian sugarcane*. DOI : 10.1007/s11053-007-9049-2. Natural Resources Research, 2007, vol. 16, n°3, p 235-242.
- 89 : Marcelo Dias de Oliveira. *Sugarcane and ethanol production and carbon dioxide balances*. **In** : David Pimentel. *Biofuels, Solar and Wind as Renewable Energy Systems*. Heidelberg, Germany : Springer Science+Business Media B.V., 2008, p 215-230.
- 90 : Robert M. Boddey, Luis Henrique de B. Soares, Bruno J.R. Alves, Segundo Urquiaga. *Bio-ethanol production in Brazil*. **In** : David Pimentel. *Biofuels, Solar and Wind as Renewable Energy Systems*. Heidelberg, Germany : Springer Science+Business Media B.V., 2008, p 321-356.
- 91 : Michael Wang, Christopher Saricks, May Wu. *Fuel-cycle fossil energy use and greenhouse gas emissions of fuel ethanol produced from U.S. Midwest corn*. Argonne National Laboratory, Center for Transportation Research, 1997, 63 p.
- 92 : M. Q. Wang. *REET 1.5 - Transportation fuel-cycle model - Volume 1: Methodology, development, use, and results*. ANL/ESD-39, Vol. 1. Argonne National Laboratory, Center for Transportation Research, 1999, 239 p.
- 93 : Hosein Shapouri, James A. Duffield, Andrew McAloon, Michael Wang. *The 2001 net energy balance of corn-ethanol*. U.S. Department of Agriculture (USDA) and U.S. Department of Energy (DoE), 2004, 6 p.
- 94 : David Pimentel. *Ethanol fuels: energy balance, economics, and environmental impacts are negative*. Natural Resources Research, 2003, vol. 12, n°2, p 127-134.
- 95 : David Pimentel, Tad W. Patzek. *Ethanol production using corn, switchgrass, and wood; Biodiesel production using soybean and sunflower*. Natural Resources Research, 2005, vol. 14, n°1, p 65-76.
- 96 : M. Wu, M. Wang, H. Huo. *Fuel-cycle assessment of selected bioethanol production pathways in the United States*. ANL/ESD/06-7. Argonne National Laboratory, Center for Transportation Research, 2006, p.
- 97 : Sumiani Yusoff, Sune Balle Hansen. *Feasibility study of performing a life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2007, vol. 12, n°1, p 50-58.
- 98 : D. Ehhalt, M. Prather, F. Dentener, R. Derwent, E. Dlugokencky, E. Holland, I. Isaksen, J. Katima, V. Kirchhoff, P. Matson, P. Midgley, M. Wang. *Atmospheric chemistry and greenhouse gases*. **In** : J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, C.A. Johnson. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom : Cambridge University Press, 2001, p 239-288.
- 99 : Anthony Benoist, Dominique Dron, Assaad Zoughaib, Ari Rabl. *Analyse critique des études existantes sur la production et l'utilisation des carburants végétaux*. Mines ParisTech - Association des Régions de France, 2008, 212 p.
- 100 : Intergovernmental Panel on Climate Change. *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Volume 3: Reference Manual. IPCC, 1996, 486 p.
- 101 : L. Brown, S. Armstrong Brown, S.C. Jarvis, B. Syed, K.W.T. Goulding, V.R. Phillips, R.W. Sneath, B.F. Pain. *An inventory of nitrous oxide emissions from agriculture in the UK using the IPCC methodology: emission estimate, uncertainty and sensitivity analysis*. Atmospheric Environment, 2001, vol. 35, n°8, p 1439-1449.
- 102 : Annette Freibauer. *Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture*. European Journal of Agronomy, 2003, vol. 19, n°2, p 135-160.
- 103 : C. Hénault, F. Bizouard, P. Laville, B. Gabrielle, B. Nicoullaud, J.-C. Germon, P. Cellier. *Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database*. Global Change Biology, 2005, vol. 11, n°1, p 115-127.
- 104 : B. Gabrielle, P. Laville, O. Duval, B. Nicoullaud, J.-C. Germon, C. Hénault. *Process-based*

- modeling of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils at the subregional scale*. Global Biochemistry Cycles, vol. 20 : GB4018, 2006, 13 p.
- 105 : Bio Intelligence Service. *Elaboration d'un référentiel méthodologique pour la réalisation d'Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France*. ADEME / MEDAD / MAP / ONIGC / IFP, 2008, 130 p.
- 106 : William Easterling, Pramod Aggarwal, Punsalma Batima, Keith Brander, Lin Erda, Mark Howden, Andrei Kirilenko, John Morton, Jean-François Soussana, Josef Schmidhuber, Francesco Tubiello. *Food, fibre and forest products*. In : Martin Parry, Osvaldo Canziani, Jean Palutikof, Paul van der Linden, Clair Hanson. *Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007, p 273-313.
- 107 : Ph. Ciais, M. Reichstein, N. Viovy, A. Granier, J. Ogée, V. Allard, M. Aubinet, N. Buchmann, Chr. Bernhofer, A. Carrara, F. Chevallier, N. De Noblet, A.D. Friend, P. Friedlingstein, T. Grünwald, B. Heinesch, P. Keronen, A. Knohl, G. Krinner, D. Loustau, G. Manca, G. Matteucci, F. Miglietta, J.M. Ourcival, D. Papale, K. Pilegaard, S. Rambal, G. Seufert, J.F. Soussana, M.J. Sanz, E.D. Schulze, T. Vesala, R. Valentini. *Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003*. Nature, doi:10.1038/nature03972, 2005, vol. 437, n°7058, p 529-533.
- 108 : Gill Tuck, Margaret J. Glendining, Pete Smith, Jo I. House, Martin Wattenbach. *The potential distribution of bioenergy crops in Europe under present and future climate*. Biomass and Bioenergy, 2006, vol. 30, n°3, p 183-197.
- 109 : David B. Lobell, Christopher B. Field. *Global scale climate-crop yield relationships and the impacts of recent warming*. doi:10.1088/1748-9326/2/1/014002. Environmental Research Letters, 2007, vol. 2, 7 p.
- 110 : Piers Forster, Venkatachalam Ramaswamy, Paulo Artaxo, Terje Berntsen, Richard Betts, David W. Fahey, James Haywood, Judith lean, Davis C. Lowe, Gunnar Myrhe, John Nganga, Ronald Prinn, Graciela Raga, Michael Schulz, Robert van Dorland. *Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing*. In : Susan Solomon, Dahe Qin, Martin Manning, Zhenlin Chen, Melinda Marquis, Kristen Averyt, Melinda M.B. Tignor, Henry LeRoy Miller, Jr.. *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2007, p 129-234.
- 111 : Bachir Abou Khalil, *Méthodologie d'analyse énergétique et exergetique des procédés de transformation de produits dans l'industrie*, 2008
- 112 : Anthony Waters. *Pinch technology Introduction*. Northwich, England : KBC Energy Services, 2009, 71 p.
- 113 : Martin Pfeffer, Walter Wukovits, Georg Beckmann, Anton Friedl. *Analysis and decrease of the energy demand of bio-ethanol production by process integration*. Applied Thermal Engineering, 2007, vol. 27, n°16, p 2657-2664.
- 114 : Angel Martin, Fidel A. Mato. *Hint: An educational software for heat exchanger network design with the pinch method*. Education for Chemical Engineers, 2008, vol. 3, n°1, p e6-e14.
- 115 : Jean-Jacques Bimbenet, Albert Duquenoy, Gilles Trystram. *Génie des procédés alimentaires - Des bases aux applications*. 2ème édition. Paris, France : Dunod, 2007, 574 p.
- 116 : Catherine Bonazzi, Jean-Jacques Bimbenet. *Séchage des produits alimentaires - Appareils et applications*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Agroalimentaire, F3002, 2008, 17 p.
- 117 : Michèle Slansky, Serge Perdrix. *Gestion des effluents de l'industrie sucrière : les évolutions techniques et financières*. Industries Alimentaires et Agricoles, 2008, vol. 125, n°7/8, p 38-46.
- 118 : CM International. *Evaluation des quantités actuelles et futures de sous-produits épandus sur les sols agricoles provenant des industries agroalimentaires*. Rapport final. Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, 2002, 52 p.
- 119 : Patrick Chapoutot, Marie-Catherine Leclerc, Philippe Brunschwig, Pierrick Boulan. *Guide pour la prévision de la valeur nutritive des coproduits pour les ruminants*. Institut de l'Elevage /

- Agro ParisTech / Ademe / Chambres d'Agriculture, 2009, 51 p.
- 120 : Etienne Poitrat. *Biocarburants*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie énergétique, BE8550, 1999, 13 p.
- 121 : Institut Technique de la Betterave. *ITB : Institut technique de la betterave industrielle [en ligne]*. Disponible sur : <<http://www.itbfr.org/>> (dernier accès le 10 juillet 2009).
- 122 : Claire Doré, Fabrice Varoquaux. *Histoire et amélioration de cinquante plantes cultivées*. Paris, France : INRA, 2006, 812 p.
- 123 : Comité National des Coproduits. *Fiche n° 7 - Feuilles et collets de betterave*. Ademe - Institut de l'Elevage, 2003, 8 p.
- 124 : Paul Crédoz, Benoît Lalizel, Jean-Christophe Toury. *Indicateurs énergétiques et gaz à effet de serre relatifs à la production d'éthanol de betterave. Site d'Arcis-sur-Aube de Cristal Union*. Industries Alimentaires et Agricoles, 2008, vol. 125, n°7/8, p 51-54.
- 125 : Martine Decloux. *Procédés de transformation en sucrerie*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Agroalimentaire, F6150 à F6152, 2002, 37 p.
- 126 : Comité National des Coproduits. *Fiche n° 9 - Pulpe de betterave surpressée*. Ademe - Institut de l'Elevage, 2003, 40 p.
- 127 : Comité National des Coproduits. *Fiche n° 10 - Vinasse de mélasse de betterave*. Ademe - Institut de l'Elevage, 2003, 23 p.
- 128 : CIRAD, GRET, Ministère des Affaires Etrangères. *Mémento de l'agronome*. Paris, France : CIRAD, GRET, MAE, 2002, 1694 p.
- 129 : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture. *FAOSTAT [en ligne]*. Disponible sur : <<http://faostat.fao.org/DesktopDefault.aspx?PageID=291&lang=fr>> (dernier accès le 29 juillet 2009).
- 130 : A.V. Ensinas, M. Modesto, S.A. Nebra, L. Serra. *Reduction of irreversibility generation in sugar and ethanol production from sugarcane*. Energy, 2009, vol. 34, n°5, p 680-688.
- 131 : Adriano V. Ensinas, Silvia A. Nebra, Miguel A. Lozano, Luis M. Serra. *Analysis of process steam demand reduction and electricity generation in sugar and ethanol production from sugarcane*. Energy Conversion and Management, 2007, vol. 48, n°11, p 2978-2987.
- 132 : J.A. Quintero, M.I. Montoya, O.J. Sanchez, O.H. Giraldo, C.A. Cardona. *Fuel ethanol production from sugarcane and corn: comparative analysis for a Colombian case*. Energy, 2008, vol. 33, n°3, p 385-399.
- 133 : Ministerio da Agricultura, Pecuaria e Abastecimento. *Portal do Ministerio da Agricultura, Pecuaria e Abastecimento [en ligne]*. Disponible sur : <<http://www.agricultura.gov.br/>> (dernier accès le 24 août 2009).
- 134 : J.D. van den Wall Bake, M. Junginger, A. Faaij, T. Poot, A. Walter. *Explaining the experience curve: cost reductions of Brazilian ethanol from sugarcane*. Biomass and Bioenergy, 2009, vol. 33, n°4, p 644-658.
- 135 : Jerry D. Murphy, Niamh M. Power. *How can we improve the energy balance of ethanol production from wheat?*. Fuel, 2008, vol. 87, n°10-11, p 1799-1806.
- 136 : Ademe, Institut Technique des Céréales et des Fourrages. *Résidus de culture : Paille de céréales*. Etude Agrice, 1998, 6 p.
- 137 : Comité National des Coproduits. *Fiche n° 1 - Paille de céréale*. Ademe - Institut de l'Elevage, 2003, 16 p.
- 138 : E. Gnansounou, A. Dauriat. *Etude comparative de carburants par analyse de leur cycle de vie*. Rapport réf. 420.100. Lausanne (Suisse) : Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) - Laboratoire des Systèmes Energétiques (Lasen), 2004, 70 p.
- 139 : Oscar J. Sanchez, Carlos A. Cardona. *Trends in biotechnological production of fuel ethanol from different feedstocks*. Bioresource technology, 2008, vol. 99, n°13, p 5270-5295.
- 140 : Pierre Bertrand. *Huile végétale, un vrai biocarburant*. Mens, France : Terre Vivante, 2007, 124 p.
- 141 : Germain Brisson. *Lipides et nutrition humaine*. Laval, Canada : Presses de l'Université de Laval, 1982, 192 p.
- 142 : Ayhan Demirbas. *Biodiesel - A realistic fuel alternative for diesel engines*. London, United

- Kingdom : Springer, 2008, 208 p.
- 143 : L.C. Meher, D. Vidya Sagar, S.N. Naik. *Technical aspects of biodiesel production by transesterification - a review*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2006, vol. 10, n°3, p 248-268.
- 144 : Fangrui Ma, Milford A. Hanna. *Biodiesel production: a review*. Bioresource Technology, 1999, vol. 70, n°1, p 1-15.
- 145 : Centre technique interprofessionnel des oléagineux métropolitains. *Internet CETIOM [en ligne]*. Disponible sur : <<http://www.cetiom.fr/>> (dernier accès le 19 août 2009).
- 146 : Loïc Prieur, Eric Justes. *Disponibilité en azote issue du précédent légumineuse, de culture intermédiaire et d'engrais organique*. Alter Agri, 2006, vol. 80, n°5 (Novembre / Décembre), p 13-17.
- 147 : Benoît Gabrielle, Nathalie Gagnaire. *Life-cycle assessment of straw-use in bio-ethanol production: a case study based on biophysical modelling*. Biomass and Bioenergy, 2008, vol. 32, n°5, p 431-441.
- 148 : Eugene S. Domalski, Thomas L. Jobe, Jr, Thomas A. Milne. *Thermodynamic data for biomass conversion and waste incineration*. Solar Technical Information Program, U.S. Department of Energy, 1986, 351 p.
- 149 : René Moletta. *Méthanisation de la biomasse*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Bioprocédés, BIO5100, 2008, 21 p.
- 150 : Urs Baserga. *Fermentation de déchets organiques dans les installations agricoles de biogaz*. Rapport FAT No 546. Station fédérale de recherches en économie et technologie agricoles (FAT), 2000, 12 p.
- 151 : Alexander Bauer, Regina Hrbek, Barbara Amon, Vitaliy Kryvoruchko, Vitomir Bodiroza, Helmut Wagenstridt, Wermer Zollitsch, Bettina Liebmann, Martin Pfeffer, Anton Friedl, Thomas Amon. *Potential of biogas production in sustainable biorefinery concepts*. 18th International Congress of Chemical and Process Engineering, Prag, 2008, 5 p.
- 152 : Awosolu Mary Omolola. *Anaerobic digestion of ethanol distillery waste-stillage for biogas production*. Högskolan i Boras, 2007, 53 p.
- 153 : Abhay Koppur, Pratap Pullammanappallil. *Single-stage, batch, lead-led, thermophilic anaerobic digestion of spent sugar beet pulp*. Bioresource Technology, 2008, vol. 99, n°8, p 2831-2839.
- 154 : National Institute of Standards and Technology. *WebBook de Chimie NIST [en ligne]*. Disponible sur : <<http://webbook.nist.gov/chemistry/>> (dernier accès le 8 avril 2009).
- 155 : Louis Schuffenecker, Jean-Noël Jaubert, Roland Solimando. *Formalisme et principes de la thermodynamique*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Sciences fondamentales, AF4040, 1999, 24 p.
- 156 : André Lallemand. *Compression et détente des gaz ou des vapeurs*. Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie énergétique, BE8013, 2003, 26 p.
- 157 : R. Edwards, J.-F. Larivé, V. Mahieu, P. Rouveïrolles. *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context*. Well-to-wheel report. CONCAWE, EUCAR, JRC, 2007, 88 p.
- 158 : Marc de Wit, Martin Junginger, Sander Lensink, Marc Londo, André Faaij. *Competition between biofuels: modeling technological learning and cost reductions over time*. Biomass and Bioenergy, article in press, doi:10.1016/j.biombioe.2009.07.012, 2009, 15 p.
- 159 : DGEMP-DIREM. *Les prix du pétrole et des produits pétroliers [en ligne]*. Disponible sur : <http://www.industrie.gouv.fr/cgi-bin/industrie/frame23e.pl?bandeau=/energie/statisti/be_stats.htm&gauche=/energie/statisti/me_stats.htm&droite=/energie/statisti/se_stats7.htm> (dernier accès le 11 septembre 2009).
- 160 : International Energy Agency. *Biofuels for transport*. IEA / OECD, 2004, 216 p.
- 161 : OCDE / FAO. *Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO : 2009-2018*. OCDE / FAO, 2009, 91 p.
- 162 : Hervé Guyomard, Chantal Le Mouël, Christine Jez, Agneta Forslund, Estelle Fournel. *Prospective "Agriculture 2013" - Résultats et enseignements principaux par thème*. INRA,

- 2007, 56 p.
- 163 : FAO. *Directives pour la description des sols*. Rome, Italie : 3ème édition. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 1994, 73 p.
- 164 : Raoul Calvet. *Le sol - Propriétés et fonctions, Tome 2 - Phénomènes physiques et chimiques*. Paris, France : Editions France Agricole, Dunod, 2003, 512 p.
- 165 : Raoul Calvet. *Le sol - Propriétés et fonctions, Tome 1 - Constitution et structure, phénomènes aux interfaces*. Paris, France : Editions France Agricole, Dunod, 2003, 456 p.
- 166 : International Union of Soil Sciences Working Group WRB. *World reference base for soil resources 2006*. 2ème édition. World Soil Sciences Reports no. 103. Rome, Italie : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2006, 145 p.
- 167 : International Union of Soil Sciences Working Group WRB. *World reference base for soil resources 2006, first update 2007*. World Soil Sciences Reports no. 103. Rome, Italie : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2007, 128 p.
- 168 : Soil Survey Staff. *Soil Taxonomy - A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2ème édition. Agricultural Handbook no. 436. U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 1999, 871 p.
- 169 : D. Arrouays, J. Balesdent, J.C. Germon, P.A. Jayet, J.F. Soussana, P. Stengel. *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*. INRA, Expertise Scientifique Collective, 2002, 332 p.
- 170 : Intergovernmental Panel on Climate Change. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4: Agriculture, Forestry, and Other Land use*. Japan : IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, 2006, 678 p.
- 171 : Véronique Antoni, Dominique Arrouays. *Le stock de carbone dans les sols agricoles diminue*. Ifen : le 4 pages, n° 121. Institut Français de l'Environnement, 2007, 4 p.
- 172 : Jean Roger-Estrade. *Gestion des peuplements végétaux et des ressources du milieu : Gestion des états physique et chimique*. Agro ParisTech, Enseignement d'agronomie, 2009, 60 p.
- 173 : P. Smith, J.U. Smith, D.S. Powlson, W.B. McGill, J.R.M. Arah, O.G. Chertov, K. Coleman, U. Franko, S. Frolking, D.S. Jenkinson, L.S. Jensen, R.H. Kelly, H. Klein-Gunnewiek, A.S. Komarov, C. Li, J.A.E. Molina, T. Mueller, W.J. Parton, J.H.M. Thornley, A.P. Whitmore. *A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments*. Geoderma, 1997, vol. 81, n°1-2, p 153-225.
- 174 : Y. Malhi, D.D. Baldocchi, P.G. Parvis. *The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests*. Plant, Cell and Environment, 1999, vol. 22, n°6, p 715-740.
- 175 : Jean-Luc Dupouey, Gêrôme Pignard, Vincent Badeau, Anne Thimonier, Jean-François Dhôte, Gérard Nepveu, Laurent Bergès, Laurent Augusto, Saïd Belkacem, Claude Nys. *Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises*. Forêt Wallonne, 2002, vol. 57, n° mars - avril, p 6-19.
- 176 : L. Reijnders, M.A.J. Huijbregts. *Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases*. Journal of Cleaner Production, 2008, vol. 16, n°4, p 477-482.
- 177 : V. Ramaswamy, O. Boucher, J. Haigh, D. Hauglustaine, J. Haywood, G. Myhre, T. Nakajima, G.Y. Shi, S. Solomon. *Radiative forcing and climate change*. In : J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, C.A. Johnson. *Climate Change 2001: The scientific basis*. New York, NY, USA : Cambridge University Press, 2001, p 349-416.
- 178 : Intergovernmental Panel on Climate Change. *Special report on emissions scenarios*. Cambridge, United Kingdom : Cambridge University Press, 2000, 599 p.
- 179 : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. *Bilan 2001 des changements climatiques : Les éléments scientifiques*. Rapport du Groupe de travail I du GIEC. Contribution du Groupe de travail I au troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2001, 97 p.
- 180 : Fortunat Joos, I. Colin Prentice, Stephen Sitch, Robert Meyer, Georg Hooss, Gian-Kasper Plattner, Stefan Gerber, Klaus Hasselmann. *Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios*. Global Biogeochemical Cycles, 2001, vol. 15, n°4, p 891-907.

-
- 181 : Anthony Benoist, Dominique Dron. *Integrating GHG dynamics in biomass-based products LCA*. 4th International Conference on Life Cycle Management, Cape Town, South Africa, 6-9 September 2009, 6 p.
- 182 : Karl Jonasson, Björn Sandén. *Time and scale aspects in life cycle assessment of emerging technologies - Case study on alternative transport fuels*. CPM-report 2004:6. Chalmers University of Technology, Environmental Systems Analysis, 2004, 52 p.
- 183 : Martin Pehnt. *Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies*. Renewable Energy, 2006, vol. 31, n°1, p 55-71.
- 184 : Agreste. *Les paysages agricoles se redessinent*. Agreste Primeur, n° 217, novembre 2008, 4 p.
- 185 : Agreste. *La maison individuelle grignote les espaces naturels*. Agreste Primeur, n° 219, janvier 2009, 4 p.
- 186 : Gerfried Jungmeier, Frank Werner, Anna Jarnehammar, Catharina Hohenthal, Klaus Richter. *Allocation in LCA of wood-based products. Experiences of Cost Action E9. Part II. Examples*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2002, vol. 7, n°6, p 369-375.
- 187 : Adisa Azapagic, Roland Clift. *Allocation of environmental burdens in co-product systems: process and product-related burdens (Part 2)*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2000, vol. 5, n°1, p 31-36.

Annexes

*La lumière revient déjà
Et le film est terminé
Je réveille mon voisin
Il dort comme un nouveau né*
Eddy Mitchell, *La dernière séance*, 1977

Table des matières

Annexe A - Définitions relatives à l'Analyse de Cycle de Vie.....	209
Annexe B - Résolution du problème d'affectation selon la méthode de programmation linéaire d'Azapagic et Clift.....	213
I. Problème d'optimisation sous contraintes.....	213
I.1. Hypothèses.....	213
I.2. Notations des caractéristiques du système.....	213
I.3. Description du système.....	213
I.4. Théorie de l'optimisation sous contraintes et système dual.....	214
a) Optimisation sous contraintes.....	214
b) Système dual étudié.....	215
II. Résolution du problème d'affectation.....	216
Annexe C - Éléments de calcul des Pouvoirs de Réchauffement Global définis par l'IPCC...217	217
I. Définition et calcul brut des PRG.....	217
II. Efficacités radiatives du CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O.....	218
II.1. Effet direct.....	218
II.2. Effets indirects.....	218
III. Durées de vie du CH ₄ et du N ₂ O.....	219
III.1. Le méthane CH ₄	219
III.2. Le protoxyde d'azote N ₂ O.....	219
Annexe D - Article 'Integrating GHG dynamics in biomass-based products LCA'.....	220
I. Traduction du résumé en français.....	220
II. Texte intégral de l'article.....	220

Index des tables

Tableau 1 - Efficacités radiatives et durées de vie du CO ₂ , CH ₄ et N ₂ O.....	217
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

Annexe A - Définitions relatives à l'Analyse de Cycle de Vie

Les termes relatifs aux notions et à la méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie, et utilisés au sein de la présente thèse, ont été employés en accord avec les définitions établies par la norme NF EN ISO 14040/2006 [11]. Par souci de clarté cette liste est reproduite ici.

- **Affectation** : imputation des flux entrant ou sortant d'un processus ou d'un système de produits entre le système de produits étudié et un ou plusieurs autres systèmes de produits.
- **Affirmation comparative** : déclaration relative à la supériorité ou à l'équivalence en matière d'environnement d'un produit par rapport à un produit concurrent qui remplit la même fonction.
- **Analyse d'incertitude** : procédure systématique permettant de rechercher, puis de quantifier, l'incertitude introduite dans les résultats d'un inventaire du cycle de vie par les effets cumulés de l'imprécision du modèle, de l'incertitude sur les intrants et de la variabilité des données.
- **Analyse de sensibilité** : procédure systématique pour estimer les effets sur les résultats d'une étude des choix concernant les méthodes et les données.

Note : cette analyse d'incertitude se fonde soit sur des plages, soit sur des lois de probabilité.

- **Analyse du cycle de vie, ou ACV** : compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie.
- **Aspect environnemental** : élément des activités, produits ou services d'un organisme susceptible d'interactions avec l'environnement.
- **Catégorie d'impact** : classe représentant les points environnementaux étudiés à laquelle les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être affectés.
- **Co-produit** : l'un quelconque de deux produits ou plus issus du même processus élémentaire ou système de produits.
- **Contrôle de cohérence** : procédé, mis en oeuvre avant d'arriver aux conclusions, permettant de vérifier que les hypothèses, les méthodes et les données sont appliquées de manière cohérente tout au long de l'étude, et conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.
- **Contrôle de complétude** : procédé permettant de vérifier si les informations des phases précédentes d'une analyse du cycle de vie suffisent pour arriver à des conclusions conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.
- **Contrôle de sensibilité** : procédé permettant de vérifier que les informations obtenues à partir d'une analyse de sensibilité sont pertinentes pour établir des conclusions et donner des recommandations.
- **Critères de coupure** : spécification de la quantité de flux de matière ou d'énergie ou du niveau de signification environnementale associés aux processus élémentaires ou au système de produits devant être exclus de l'étude.
- **Cycle de vie** : phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale.

- **Déchet** : substances ou objets que le détenteur a l'intention d'éliminer ou qu'il est tenu d'éliminer.
- **Émissions** : émissions dans l'air et rejets dans l'eau et le sol.
- **Énergie matière** : chaleur de combustion des matières premières qui ne sont pas utilisées comme source d'énergie, exprimée en termes de pouvoir calorifique supérieur ou de pouvoir calorifique inférieur.

Note : il faut veiller à ce qu'un double comptage du contenu d'énergie des matières premières ne soit pas effectué.

- **Énergie procédé** : apport d'énergie nécessaire dans un processus élémentaire pour mettre en œuvre le processus ou faire fonctionner l'équipement correspondant, à l'exclusion des intrants énergétiques de production et de livraison de cette énergie.
- **Évaluation de l'impact du cycle de vie, ou ACVI** : phase de l'analyse du cycle de vie destinée à comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels d'un système de produits sur l'environnement au cours de son cycle de vie.
- **Extrant** : flux de produit, de matière ou d'énergie sortant d'un processus élémentaire.

Note : les produits et les matières comprennent des matières premières, des produits intermédiaires, des co-produits et des émissions.

- **Facteur de caractérisation** : facteur établi à partir d'un modèle de caractérisation qui est utilisé pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie.

Note : l'unité commune permet le regroupement des résultats dans un même indicateur de catégorie.

- **Flux de produits** : produits entrant ou sortant d'un système de produits en direction d'un autre.
- **Flux de référence** : mesure des extrants des processus, dans un système de produits donné, nécessaire pour remplir la fonction telle qu'elle est exprimée par l'unité fonctionnelle.
- **Flux élémentaire** : matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable, ou matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure.
- **Flux énergétique** : intrant ou extrant d'un processus élémentaire ou d'un système de produits, exprimé en unités d'énergie.

Note : le flux énergétique entrant peut être appelé intrant, et le flux énergétique sortant, extrant.

- **Flux intermédiaire** : flux de produit, de matière ou d'énergie intervenant entre des processus élémentaires du système de produits étudié.
- **Frontière du système** : ensemble de critères qui spécifient quels processus élémentaires font partie d'un système de produits.
- **Impact final par catégorie** : attribut ou aspect de l'environnement naturel, de la santé humaine ou des ressources, permettant d'identifier un point environnemental à problème.
- **Indicateur de catégorie d'impact, ou indicateur de catégorie** : représentation quantifiable d'une catégorie d'impact.
- **Interprétation du cycle de vie** : phase de l'analyse du cycle de vie au cours de laquelle les résultats de l'analyse de l'inventaire ou de l'évaluation de l'impact, ou des deux, sont évalués en relation avec les objectifs et le champ définis pour l'étude afin de dégager des conclusions et des recommandations.
- **Intrant** : flux de produit, de matière ou d'énergie entrant dans un processus élémentaire.

Note : les produits et les matières comprennent des matières premières, des produits intermédiaires et des co-produits.

- **Intrant auxiliaire** : matière entrante utilisée dans le processus élémentaire de production du produit, mais ne faisant pas partie du produit.
- **Inventaire du cycle de vie, ou ICV** : phase de l'analyse du cycle de vie impliquant la compilation et la quantification des intrants et des extrants, pour un système de produits donné au cours de son cycle de vie.

- **Matière première** : matière première ou secondaire utilisée pour réaliser un produit.

Note : les matières secondaires incluent les matières recyclées.

- **Mécanisme environnemental** : ensemble de processus chimiques, biologiques et physiques pour une catégorie d'impact donnée, reliant les résultats de l'inventaire du cycle de vie aux indicateurs de catégorie d'impact et aux impacts finaux par catégorie.
- **Partie intéressée** : individu ou groupe concerné ou affecté par la performance environnementale d'un système de produits ou par les résultats de l'analyse du cycle de vie.
- **Processus** : ensemble d'activités corrélées ou interactives qui transforme des intrants en extrants.
- **Processus élémentaire** : plus petite partie prise en compte dans l'inventaire du cycle de vie pour laquelle les données d'entrée et de sortie sont quantifiées.
- **Produit** : tout bien ou service.

Note 1 : il existe quatre catégories de produits :

- les services (par exemple le transport),
- les «software» (par exemple programme informatique, dictionnaire);
- les produits matériels (par exemple une pièce mécanique de moteur);
- les matières issues de processus (par exemple lubrifiant).

Note 2 : les services représentent des éléments matériels et immatériels. La prestation d'un service peut impliquer, par exemple :

- une activité réalisée sur un produit tangible fourni par un client (par exemple réparation d'une voiture),
- une activité réalisée sur un produit immatériel fourni par un client (par exemple déclaration de revenus nécessaire pour déclencher l'impôt),
- la fourniture d'un produit immatériel (par exemple fourniture d'informations dans le contexte de la transmission des connaissances),
- la création d'une ambiance pour le client (par exemple dans les hôtels et les restaurants).

Un «software» se compose d'informations et est généralement immatériel et peut se présenter sous forme de démarches, de transactions ou de procédures.

Un produit matériel est généralement tangible et sa quantité est une caractéristique dénombrable. Les matières issues de processus sont généralement tangibles et leur quantité est une caractéristique continue.

- **Produit intermédiaire** : extrant d'un processus élémentaire qui est un intrant vers d'autres processus élémentaires parce qu'il nécessite une transformation ultérieure au sein du système.
- **Qualité des données** : caractéristiques des données reposant sur leur capacité à répondre aux exigences requises.
- **Résultat de l'inventaire du cycle de vie, ou résultat de l'ICV** : issue d'un inventaire du cycle de vie qui catalogue les flux traversant les frontières du système et fournit le point de départ pour l'évaluation de l'impact du cycle de vie.
- **Revue critique** : processus destiné à s'assurer de la cohérence entre une analyse du cycle de vie et les principes et exigences spécifiés par les Normes internationales traitant de l'analyse du cycle de vie.

- **Système de produits** : ensemble de processus élémentaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit.
- **Transparence** : présentation ouverte, complète et compréhensible des informations.
- **Unité fonctionnelle** : performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse du cycle de vie.
- **Vérification** : élément de la phase d'interprétation du cycle de vie permettant d'établir la confiance dans les résultats de l'étude de l'analyse du cycle de vie.

Note : la vérification comprend le contrôle de complétude, de sensibilité, de cohérence et toute autre validation pouvant être requise conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Annexe B - Résolution du problème d'affectation selon la méthode de programmation linéaire d'Azapagic et Clift

Cette annexe est fondée sur plusieurs articles d'Azapagic et Clift [34, 187, 33, 32]. Pour une description plus détaillée ainsi qu'une présentation de plusieurs exemples de résolutions de problème d'affectation selon cette méthode, le lecteur pourra se référer à ces articles.

I. Problème d'optimisation sous contraintes

I.1. Hypothèses

Pour l'application de la méthode d'Azapagic et Clift, il est nécessaire que l'objectif de l'ACV soit d'évaluer l'impact d'un changement au sein du système étudié et que l'échelle de ce changement puisse être considérée comme marginale. Le système étudié et les relations au sein de celui-ci doivent être parfaitement connus. Il faut également que le problème d'affectation à résoudre soit issu d'un procédé combiné.

Il est également nécessaire que le système soient optimisé ou proche de l'optimum selon les contraintes définies pour celui-ci (voir équations (32) à (36)).

I.2. Notations des caractéristiques du système

Au sein de cette annexe, seront notés :

- x_i , i variant de 1 à I , les caractéristiques des différents flux composant le système,
- B_j , j variant de 1 à J , les différentes émissions et consommations recensées au cours de l'inventaire de cycle de vie,
- E_k , k variant entre 1 et K , les indicateurs d'impact définis lors de l'évaluation de l'impact du cycle de vie, et
- c_n , n variant de 1 à N , les valeurs ou valeurs limites des différentes contraintes du système.

I.3. Description du système

L'échelle du changement étudié étant marginale, il est toujours possible de lier les émissions et consommations B_j du système aux caractéristiques des flux x_i de celui-ci de façon linéaire et homogène³². Si besoin, l'écriture de ces relations peut être obtenue en linéarisant les relations entre émissions et caractéristiques autour du point de fonctionnement considéré du système. On a alors :

$$B_j = \sum_{i=1}^I \beta_{j,i} \cdot x_i, \text{ pour } j \text{ de } 1 \text{ à } J \quad (32)$$

³² Sans terme constant.

Lors de l'évaluation de l'impact du cycle de vie, les indicateurs d'impact E_k sont définis à partir des différentes émissions et consommations du système B_j . On peut alors écrire :

$$E_k = \sum_{j=1}^J \epsilon_{k,j} \cdot B_j, \text{ pour } k \text{ de } 1 \text{ à } K \quad (33)$$

Dans les équations (32) et (33), les termes $\beta_{j,i}$ et $\epsilon_{k,j}$ sont des constantes, caractéristiques respectivement du système autour du point de fonctionnement considéré et des indicateurs d'impact du cycle de vie.

A ce système s'ajoute un certain nombre de contraintes linéaires, qui peuvent s'écrire sous la forme :

$$\sum_{i=1}^I a_{n,i} \cdot x_i = c_n \text{ pour } n \text{ de } 1 \text{ à } N' \quad (34)$$

ou

$$\sum_{i=1}^I a_{n,i} \cdot x_i \leq c_n \text{ pour } n \text{ de } N'+1 \text{ à } N \quad (35)$$

où les coefficients $a_{n,i}$ sont des constantes, et

$$x_i \geq 0 \quad (36)$$

D'un point de vue pratique, ces contraintes peuvent être la traduction de bilans de masse ou d'énergie, s'exprimant alors sous la forme de l'équation (34), ou de limites de capacité ou de fonctionnement des équipements, de disponibilité de matériaux ou de contraintes économiques ou de marché, s'exprimant alors plutôt sous la forme de l'équation (35).

Les problèmes d'optimisation sous contraintes qui nous intéressent alors sont constitués, pour chaque consommation ou émission B_j , de l'équation (32) à minimiser sous les contraintes définies par les équations (34), (35) et (36).

I.4. Théorie de l'optimisation sous contraintes et système dual

a) Optimisation sous contraintes

La théorie de l'optimisation sous contraintes montre qu'au problème de maximisation d'une fonction objectif F , définie de la manière suivante :

$$\begin{aligned} \text{Maximiser } F &= \sum_{i=1}^I f_i \cdot x_i, \text{ où les } (f_i)_{i \in [1;I]} \text{ sont des constantes} \\ &\text{sous l'ensemble de contraintes :} \\ &\text{pour } j \in [1;J], \sum_{i=1}^I \alpha_{j,i} \cdot x_i \leq M_j \end{aligned} \quad (37)$$

où les $(\alpha_{j,i})_{j \in [1;J], i \in [1;I]}$ et $(M_j)_{j \in [1;J]}$ sont des constantes correspond un problème dual suivant :

$$\begin{aligned} \text{Minimiser } F^* &= \sum_{j=1}^J M_j \cdot \lambda_j \\ &\text{sous l'ensemble de contraintes :} \\ &\text{pour } i \in [1;I], \sum_{j=1}^J \alpha_{j,i} \cdot \lambda_j \geq f_i \end{aligned} \quad (38)$$

et qu'alors, s'il existe une solution, $\text{Max } F = \text{Min } F^*$.

Note : La théorie d'optimisation sous contraintes est valable de la même façon pour les fonctions objectifs à maximiser que pour celles à minimiser, même si elle est plus généralement employée dans le cadre d'une maximisation, notamment pour des fonctions objectifs économiques.

Max F est une fonction des contraintes M_j , j variant de 1 à J. Or, dans le cadre de variations marginales des coefficients M_j , la variation marginale correspondante de la fonction objectif est alors :

$$dF = \sum_{j=1}^J \left(\frac{\partial F}{\partial M_j} \right)_{M_1, M_2, \dots, M_{j-1}, M_{j+1}, \dots, M_J} dM_j \quad (39)$$

où la dérivée partielle

$$\lambda_j = \left(\frac{\partial F}{\partial M_j} \right)_{M_1, M_2, \dots, M_{j-1}, M_{j+1}, \dots, M_J} \quad (40)$$

est interprétée comme la variation marginale de l'optimum Max F résultant d'une variation marginale d'une de ses contraintes M_j .

L'écriture de l'équation (39) n'est valable que dans le cas de variations marginales des contraintes M_j autour de l'optimum. Cependant, dans ce cas, il est possible d'intégrer l'équation (39) :

$$F = \sum_{j=1}^J \left(\frac{\partial F}{\partial M_j} \right)_{M_1, M_2, \dots, M_{j-1}, M_{j+1}, \dots, M_J} M_j \quad (41)$$

ou, en utilisant l'équation (40) :

$$F = \sum_{j=1}^J \lambda_j \cdot M_j \quad (42)$$

b) Système dual étudié

D'après la théorie de l'optimisation sous contraintes, il existe donc un ensemble de systèmes duaux à ceux formés, pour chaque B_j , par les équations (32), (34), (35) et (36), qui s'écrivent :

$$B_j^* = \sum_{n=1}^N c_n \cdot y_{j,n} \quad (43)$$

sous les ensembles de contraintes suivants :

$$\sum_{n=1}^N a_{n,i} \cdot y_{j,n} \geq \beta_{j,i} \quad \text{pour } i \text{ de } 1 \text{ à } I \quad (44)$$

Mais, selon Azapagic et Clift, le système étant supposé proche de l'optimum, on a également, d'après l'équation (42), pour tout j de 1 à J :

$$B_j = \sum_{n=1}^N c_n \cdot y_{j,n} \quad (45)$$

avec

$$y_{j,n} = \left(\frac{\partial B_j}{\partial c_n} \right)_{c_1, c_2, \dots, c_{n-1}, c_{n+1}, \dots, c_N} \quad (46)$$

L'écriture de l'équation (46) suppose que les contraintes c_n puissent varier de façon indépendantes entre elles, et donc, les volumes de production souhaités faisant partie de ces contraintes, que les procédés soient bien de type combinés.

II. Résolution du problème d'affectation

Ainsi, à partir de l'écriture des relations, connues, définissant les liens entre impacts environnementaux et caractéristiques du système, et celles, connues également, définissant les contraintes de ce système, la théorie d'optimisation sous contraintes permet de lier impacts environnementaux et contraintes du système, via l'équation (45).

En utilisant l'ensemble d'équations (33), connu, on peut en déduire les coefficients $\mu_{k,n}$ des équations suivantes :

$$E_k = \sum_{n=1}^N \mu_{k,n} \cdot c_n, \text{ pour } k \text{ de } 1 \text{ à } K \quad (47)$$

où

$$\mu_{k,n} = \left(\frac{\partial E_k}{\partial c_n} \right)_{c_1, c_2, \dots, c_{n-1}, c_{n+1}, \dots, c_N} \quad (48)$$

Or, au sein des contraintes c_n du système apparaissent notamment les volumes de production souhaités de chacun des L produits du système, que l'on notera P_l , l variant de 1 à L . En supposant, uniquement afin de simplifier l'écriture, que ces L contraintes correspondent aux L premières contraintes c_n définies par les équations (34) et (35), sont donc connus les coefficients :

$$\mu_{k,l} = \left(\frac{\partial E_k}{\partial P_l} \right)_{P_1, P_2, \dots, P_{l-1}, P_{l+1}, \dots, P_L, c_{L+1}, \dots, c_N} \quad (49)$$

Les coefficients $\mu_{k,l}$ permettent ainsi de connaître l'influence relative des volumes de production de chacun des produits issus du système sur les indicateurs d'impact de celui-ci. La part $p_{k,l}$ des différents impacts E_k à allouer à chacun de ces produits peut donc être facilement obtenue par l'équation suivante :

$$p_{k,l} = \frac{\mu_{k,l}}{\sum_{l=1}^L \mu_{k,l}} \quad (50)$$

Note : il est possible de réaliser l'affectation sur les émissions et consommations B_j selon la même méthode que celle présentée ici pour les indicateurs d'impact E_k .

Annexe C - Éléments de calcul des Pouvoirs de Réchauffement Global définis par l'IPCC

Cette annexe présente les éléments théoriques relatifs aux calculs des Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) définis par l'IPCC, et utilisés au sein du chapitre IV de cette thèse.

I. Définition et calcul brut des PRG

Le chapitre IV a donné l'équation générale de calcul des PRG de l'IPCC, rappelée à l'équation (44) [110]. Le PRG_i d'un Gaz à Effet de Serre (GES) i dépend de l'horizon de temps T_H choisi et de son forçage radiatif RF_i , en $W.m^{-2}.kg^{-1}$, lui-même fonction de l'efficacité radiative a_i du gaz, en $W.m^{-2}.kg^{-1}$, et de sa fonction d'abondance C_i , sans unité.

$$PRG_i = \frac{\int_0^{T_H} RF_i(t) dt}{\int_0^{T_H} RF_{CO_2}(t) dt} = \frac{\int_0^{T_H} a_i \cdot C_i(t) dt}{\int_0^{T_H} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} \quad (51)$$

Les fonctions d'abondance C_i sont définies à partir des durées de vie τ_i des gaz selon l'équation (48), à l'exception du CO_2 . En effet, pour ce gaz, la fonction d'abondance est obtenue à partir d'une simplification du modèle *Bern Carbon Cycle Bern2.5CC*, donnée à l'équation (49) pour une concentration atmosphérique en CO_2 de 378 ppm [110].

$$C_i(t) = e^{-\frac{t}{\tau_i}} \quad (52)$$

$$C_{CO_2}(t) = 0,217 + 0,259 \cdot e^{-\frac{t}{172,9}} + 0,338 \cdot e^{-\frac{t}{18,51}} + 0,186 \cdot e^{-\frac{t}{1,186}}, \quad t \text{ en années} \quad (53)$$

Les données nécessaires aux calculs des PRG du CO_2 , CH_4 et N_2O selon les équations (44) et (48) sont regroupées dans le tableau 1 [110]. Les efficacités radiatives sont ici exprimées en fonction de la concentration atmosphérique des gaz ; afin de les exprimer en fonction de leur masse, la loi des gaz parfaits permet de lier la masse volumique ρ_i à la masse molaire M_i , à la constante des gaz parfaits R , de la pression p et de la température T selon l'équation (47):

$$\rho_i = M_i \cdot \frac{p}{R \cdot T} \quad (54)$$

Pour les besoins de l'équation (44), le rapport des efficacités radiatives massiques peut donc être exprimé en fonction de celui des efficacités radiatives volumiques et des masses molaires des gaz, soit 44, 16 et 44 $g.mol^{-1}$ pour, respectivement, le CO_2 , le CH_4 et le N_2O .

Tableau 1 - Efficacités radiatives et durées de vie du CO_2 , CH_4 et N_2O

GES	Efficacité radiative a_i ($W.m^{-2}.ppb^{-1}$)	Durée de vie τ_i (années)
CO_2	$1,4.10^{-5}$	Voir équation (49)
CH_4	$3,7.10^{-4}$	12
N_2O	$3,03.10^{-3}$	114

II. Efficacités radiatives du CO₂, CH₄ et N₂O

II.1. Effet direct

L'efficacité radiative d'un GES est définie comme le forçage radiatif induit par l'augmentation de sa concentration de 1 ppm pour le CO₂ et de 1 ppb pour le CH₄ et le N₂O. Les équations (43) à (41) présentent les relations liant les efficacités radiatives a_{CO_2} , en $W \cdot m^{-2} \cdot ppm^{-1}$, et a_{CH_4} et a_{N_2O} , en $W \cdot m^{-2} \cdot ppb^{-1}$, aux concentrations atmosphériques en CO₂, en ppm, et en CH₄ et en N₂O, en ppb, respectivement notées C_0 , M_0 et N_0 [177].

$$a_{CO_2} = 5,35 \cdot \ln\left(\frac{C_0 + 1}{C_0}\right) \quad (55)$$

$$a_{CH_4} = 0,036 \cdot (\sqrt{M_0 + 1} - \sqrt{M_0}) - (f(M_0 + 1, N_0) - f(M_0, N_0)) \quad (56)$$

$$a_{CH_4} = 0,12 \cdot (\sqrt{N_0 + 1} - \sqrt{N_0}) - (f(M_0, N_0 + 1) - f(M_0, N_0)) \quad (57)$$

avec

$$f(M_0, N_0) = 0,47 \cdot \ln\left(1 + 2,01 \cdot 10^{-5} \cdot (M_0 \cdot N_0)^{0,75} + 5,31 \cdot 10^{-15} \cdot M_0 \cdot (M_0 \cdot N_0)^{1,52}\right) \quad (58)$$

Les valeurs du tableau 1, issues du quatrième rapport de l'IPCC, ont été obtenues à l'aide des équations (43) à (41) pour des concentrations atmosphériques en CO₂, CH₄ et N₂O de, respectivement, 379 ppm, 1774 et 319 ppb [110].

II.2. Effets indirects

L'effet indirect d'un GES sur le forçage radiatif de l'atmosphère terrestre désigne les effets de composés issus de la dégradation de ce GES initial ou dont la concentration se trouve modifiée par celui-ci. Ces effets sont particulièrement importants pour le méthane CH₄, pour lequel l'IPCC intègre trois d'entre eux dans le calcul de son PRG :

- le méthane modifie la concentration atmosphérique en radicaux OH, ce qui en retour tend à augmenter la durée de vie du méthane (voir section III.1 suivante),
- le méthane change la concentration en ozone troposphérique, et
- il accroît la concentration en vapeur d'eau dans la stratosphère.

Ces deux derniers effets sont supposés amplifier l'efficacité radiative du CH₄ de, respectivement, 25 et 15 % [110]. Ceci modifie donc l'équation (38) selon l'équation (37) suivante :

$$a_{CH_4} = 1,4 \cdot \left(0,036 \cdot (\sqrt{M_0 + 1} - \sqrt{M_0}) - (f(M_0 + 1, N_0) - f(M_0, N_0))\right) \quad (59)$$

III. Durées de vie du CH₄ et du N₂O

III.1. Le méthane CH₄

Trois processus régissent la durée de vie du méthane dans l'atmosphère : réaction avec les radicaux OH de la troposphère, destruction au sein de la stratosphère et destruction dans les sols. Chacun de ces processus possède une constante de temps, respectivement notée $\tau_{CH_4, OH}$, $\tau_{CH_4, strato.}$ et $\tau_{CH_4, sols}$, de valeurs 9,58, 120 et 160 ans. La durée de vie τ_{CH_4} s'exprime alors de la façon suivante [180] :

$$\frac{1}{\tau_{CH_4}} = \frac{rOH}{\tau_{CH_4, OH}} + \frac{1}{\tau_{CH_4, strato.}} + \frac{1}{\tau_{CH_4, sols}} \quad (60)$$

avec rOH , facteur lié à la concentration atmosphérique en radicaux OH cOH , l'indice 0 exprimant la valeur avant perturbation :

$$rOH = \ln \left(\frac{cOH}{cOH_0} \right) \quad (61)$$

La valeur de 12 années du tableau 1 pour la durée de vie τ_{CH_4} du CH₄ intègre l'effet indirect du méthane sur sa propre durée de vie via le facteur rOH .

III.2. Le protoxyde d'azote N₂O

L'évolution de la durée de vie τ_{N_2O} du N₂O est supposée ne dépendre que de la quantité de ses émissions annuelles eN_2O . Entre deux années t et t_0 , cette durée de vie varie selon l'équation suivante, avec τ_{N_2O} en années et eN_2O en TgN / an [180] :

$$\frac{\tau_{N_2O}(t)}{eN_2O(t)^{-0,055}} = \frac{\tau_{N_2O}(t_0)}{eN_2O(t_0)^{-0,055}} \quad (62)$$

Annexe D - Article '*Integrating GHG dynamics in biomass-based products LCA*'

Cette annexe est la reproduction d'un article présenté et publié dans le cadre de la 4th *International Conference on Life Cycle Management*, qui a eu lieu entre les 6 et 9 septembre 2009 au Cap (Afrique du Sud) [181]. La section I est la traduction en français du résumé, tandis que la section II reprend le texte intégral de l'article, en anglais.

I. Traduction du résumé en français

La comptabilisation en Analyse de Cycle de Vie (ACV) des émissions de CO₂ issues de la biomasse a été, et est toujours, une source de difficultés : tandis que l'hypothèse de la neutralité carbone est encore largement répandue, une comptabilisation complète du CO₂ apparaît plus pertinente (Rabl et al., 2007). De plus la biomasse et, par extension, les systèmes vivants nécessitent d'agréger différentes échelles de temps. En effet les flux de carbone issus de la biomasse peuvent être ponctuels (déforestations), récurrents (économies) ou longs (émissions ou séquestrations de carbone par les sols ou au sein des matériaux de construction). Ce problème est généralement résolu en ACV en répartissant les émissions sur une période de temps donnée, telle que 20 ans. Cette méthode, héritée de l'intégration en ACV des impacts liés à la construction des installations et des équipements industriels, manque de pertinence pour les systèmes vivants puisque par exemple, les sols ne sont pas compatibles avec des concepts tels que la durée de vie.

Ce travail a pour but de définir une pondération temporelle des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) en accord avec la méthodologie de calcul des Pouvoirs de Réchauffement Global (PRG) définie par le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC). Les PRG dynamiques alors obtenus différencient les émissions de CO₂, de CH₄ et de N₂O en fonction de leur année d'émission, et constituent un moyen intéressant d'évaluer des scénarios prospectifs d'émissions et de comparer des phénomènes relevant d'échelles de temps différentes.

Les PRG dynamiques peuvent avoir de nombreuses applications en ACV. Deux cas d'étude sont considérés ici comme exemples : l'ACV d'un carburant végétal impliquant un changement d'usage des sols, et la définition d'un crédit de séquestration du carbone pour le bois utilisé comme matériau de construction.

Enfin, les perspectives de ce travail sont une amélioration potentielle des calculs des PRG dynamiques et l'emploi de ces PRG en vue d'obtenir une ACV dynamique. En effet, puisque l'impact radiatif futur des GES est lié aux futurs niveaux de concentrations de ces gaz, le calcul des PRG dynamiques peut être affiné en exploitant les résultats issus des scénarios d'émissions du GIEC et des modèles climatiques. Puis les principes des PRG dynamiques peuvent être appliqués aux autres catégories d'impact en vue de définir une méthodologie complète d'ACV dynamique.

II. Texte intégral de l'article

Integrating GHG dynamics in biomass-based products LCA

Anthony Benoist*, Dominique Dron
Ecole des Mines ParisTech - Center for Energy and Processes
60, boulevard Saint-Germain - 75006 Paris - FRANCE
* anthony.benoist@mines-paristech.fr

Keywords: dynamic LCA; GHG; GWP; biomass; land-use change

Introduction

Time dimension is a crucial element of the climate change challenge. Climate dynamics imply indeed very inertial phenomena and GreenHouse Gases (GHG) lifetimes can vary from years to centuries (Forster et al., 2007). Each work dealing with climate change requires a special convention or hypothesis about time: Global Warming Potentials (GWP) from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) consider cumulative impacts of GHG emissions over a time horizon of 20, 100 or 500 years (Forster et al., 2007); GHG emissions valuation highly depends on the chosen discount rate for marginal damage costs methods and on the selected emission scenario objective for marginal abatement costs methods (Tol, 2005; Kuik, 2009).

Life-Cycle Assessments (LCA) also need a discount rate hypothesis because they aggregate different timescales. An industrial product LCA for instance deals with production impacts, generally proportional to the functional unit, and with facilities impacts, such as equipments and buildings impacts. The common assumption is thus to share out these impacts with a 0% discount rate over the facilities lifespan, usually 20 years. Fortunately facilities impacts are often negligible compared to production impacts, so that this hypothesis influence is generally not significant.

Biomass production imply very different timescales: GHG fluxes can be occasional (deforestation), recurrent (savings) or extended (carbon sequestration or emission from soils). The first case study of this work, dealing with a biofuel LCA involving a land-use change, will show the significance of this last type of flux for the GHG impact results. The carbon neutral assumption of biomass emissions, widely stated in the LCA community, also introduces a bias in GHG accounting since it neglects carbon sequestration effects (Rabl et al., 2007). The second case study of this work will consider the carbon sequestration credit which could be granted to wood-based materials.

These difficulties about time dimension in climate change impact assessment raises the question of a temporal weighting of GHG emissions: for example, is it preferable to save 3 tCO₂ now or 5 tCO₂ in ten years? This work aims at answering such questions by defining GWP depending on the emission year, in line with the IPCC calculations. The interest of the resulting dynamic GWP will then be shown in the two case studies.

Definition of the dynamic Global Warming Potential

The IPCC defines the Global Warming Potential GWP_i of a component i as follows:

$$GWP_i = \frac{\int_0^{T_H} a_i \cdot C_i(t) dt}{\int_0^{T_H} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} \quad (1)$$

where T_H is the time horizon, usually 20, 100 or 500 years, a_i is the radiative efficiency of component i stated in $W \cdot m^{-2} \cdot ppm^{-1}$ for CO₂ and in $W \cdot m^{-2} \cdot ppb^{-1}$ for other GHG, and $C_i(t)$ is the time-dependent abundance of component i in the atmosphere after a pulse emission of this compound (Forster et al., 2007). The radiative efficiency and the abundance function depend on the atmosphere composition and thus on the emission year since the atmosphere changes due to anthropogenic emissions. These phenomena will however not be considered in this preliminary work: radiative efficiencies will be taken as constants and the abundance function shapes as independent of the emission year.

By definition GWP takes into account all GHG effects on the radiative balance of the atmosphere within the time horizon frame and none of them beyond. The fundamental principle of the definition of dynamic GWP is to follow this convention. So the GWP of a compound i emitted at the year TE will not consider its radiative effects after the time horizon:

$$GWP_{i, \text{emitted at } t=T_E} = \frac{\int_0^{T_H} a_i \cdot C_i(t - T_E) dt}{\int_0^{T_H} a_{CO_2} \cdot C_{CO_2}(t) dt} \quad (2)$$

Figure 1 presents this reasoning for CO₂ and a time horizon of 100 years. Equation (2) means graphically that the GWP of CO₂ emitted at T_E = 50 years is the ratio between the grey and black hatched areas.

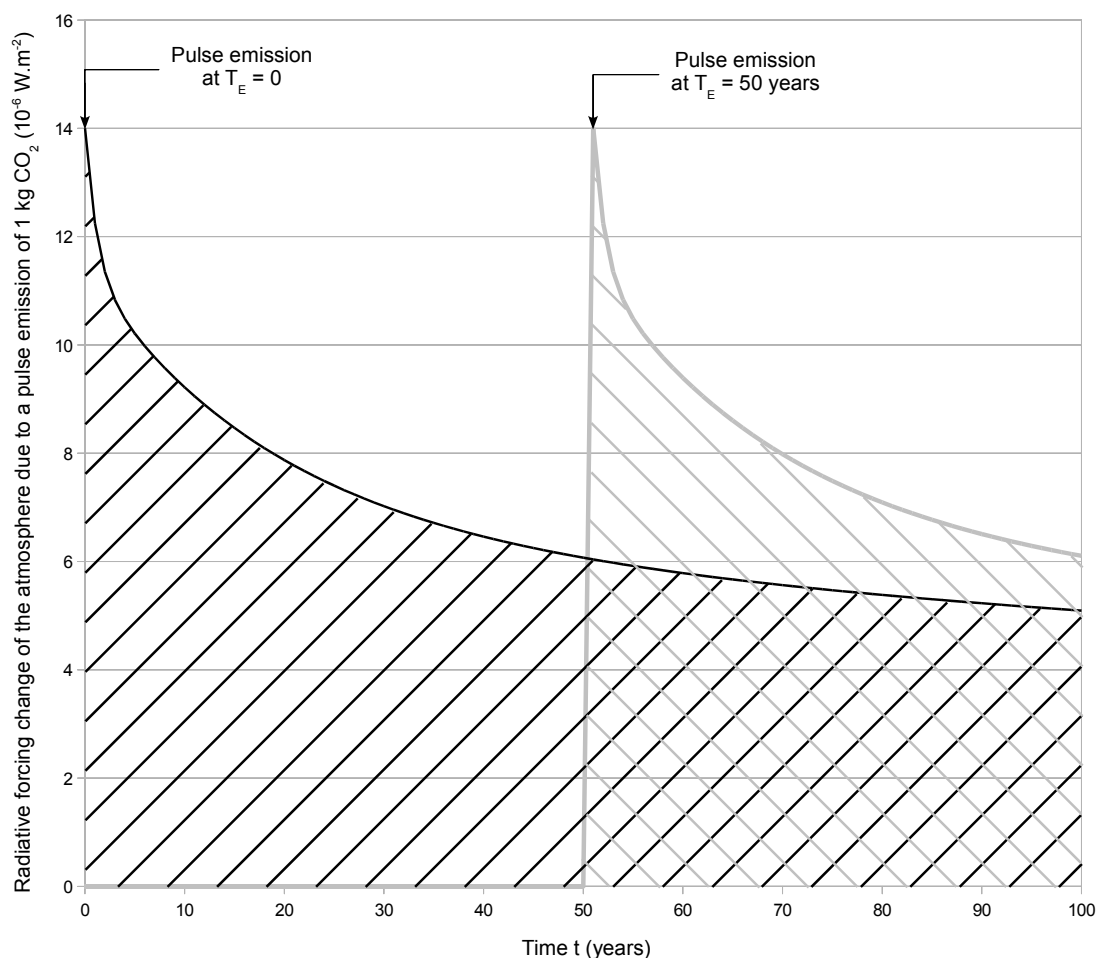


Figure 1: Definition of the dynamic GWP of CO₂ emitted at T_E = 50 years

Table 1 gives the resulting dynamic GWP per decade of carbon dioxide CO₂, methane CH₄ and nitrogen dioxide N₂O for a time horizon of 100 years, resulting from equation (2) and IPCC data (Joos et al., 2001; Forster et al., 2007).

Table 1: Dynamic GWP of CO₂, CH₄ and N₂O for a time horizon of 100 years

Emission year	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100	
Dynamic GWP (kgCO _{2-eq} per kg)	CO ₂	1	0.92	0.84	0.76	0.68	0.59	0.5	0.39	0.28	0.16	0
	CH ₄	25	25	25	25	25	25	24	23	20	14	0
	N ₂ O	298	279	257	234	209	181	151	118	82	43	0

As a result of their definition, dynamic GWP are equal to 0 kgCO_{2-eq} after the time horizon. Before this limit the decrease of GWP over years depends on the compound lifetime. Dynamic GWP of CH₄ for instance only decrease significantly in the last two decades due to its very short lifetime of 12 years. The results of table 1 finally allow to answer the introduction question whether it is preferable to save 3 tCO₂ now or 5 tCO₂ in ten years: an emission of 5 tCO₂ in ten years represent 5 x 0.92 = 4.6 tCO_{2-eq} and so should be preferable to save than 3 tCO₂ now.

Case study 1: Biofuel LCA involving a land-use change

A land-use change implies a carbon loss or uptake. Two types of carbon stock have to be considered: carbon from aboveground biomass and soil carbon. Both stocks depend on the land-use; for instance in Ile-de-France, the French region surrounding Paris, it has been estimated that one hectare of forest and of cereal crop typically represents, respectively, 80 and 6 tC for the aboveground biomass and 100 and 60 tC for the organic carbon in the first meter of soil [Arrouays et al., 2002]. If a land undergo a use change, these stocks are modified over a period of time depending on the change: if aboveground carbon losses (deforestation) are usually immediate, aboveground uptakes (reforestation) and soil carbon losses and uptakes occur over decades.

The objective of this first simplified case study is to compare these carbon fluxes to the GHG savings due to a biofuel production. The compared scenarios are shown in figure 2: in system B wheat ethanol is produced from one hectare of agricultural land, which is a grassland in the reference system A, and replaced an equal amount of energy from gasoline. In order to avoid allocation issues and make the LCA simpler, by-products from ethanol production were assumed to be burnt for energy purposes within the process.

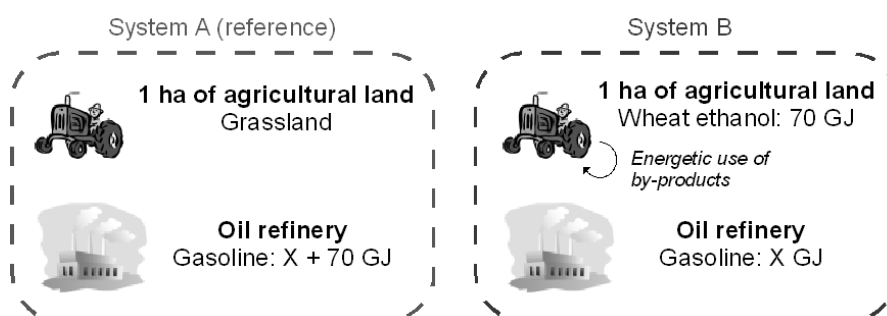


Figure 2: System definition of the compared scenarios, for 1 year, of the first case study LCA

LCA results needed came from the 2007 Joint Research Centre study and are valid for the European Union in 2010-2020 (Edwards et al., 2007). According to this study the production and use of 1 MJ of wheat ethanol emits 32 gCO₂, 0.07 gCH₄ and 0.06 gN₂O in the system B conditions; the production and use of 1 MJ of gasoline emits 83.9 gCO₂. Using standard GWP from the fourth assessment report of the IPCC for a time horizon of 100 years (see values in table 1, emission year 0), wheat ethanol production so saves 33.2 gCO₂-eq / MJ produced or 2.32 tCO₂-eq / ha / yr in the case of no land-use change.

In French conditions, substitution of a grassland by an annual crop may lead to a soil carbon loss of 92 ± 12 tCO₂-eq in 50-60 years, of which 75% in the first 20 years. Figure 3 presents the GHG impact over 100 years of the substitution of system A by system B, combining the annual saving due to replacement of gasoline by ethanol, assumed as constant, and the dynamic carbon loss due to landuse change. GHG are aggregated using the standard GWP from the IPCC.

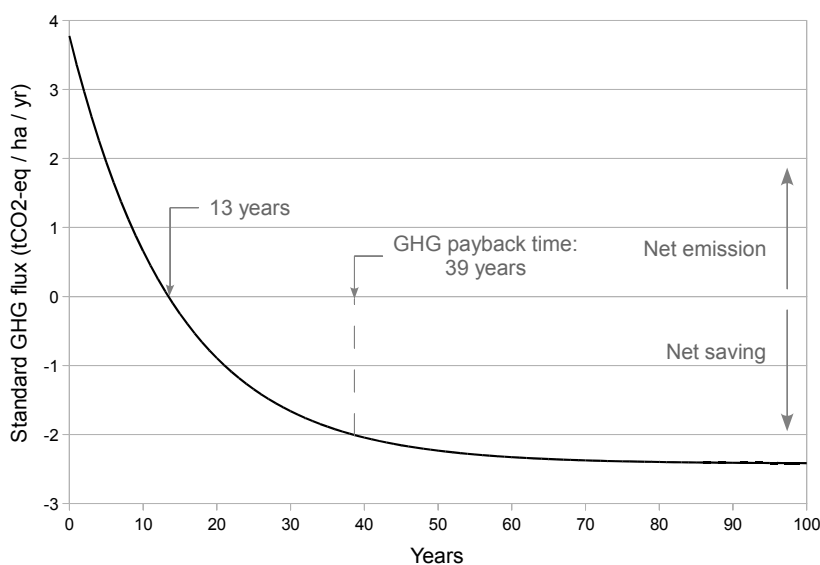


Figure 3: GHG impact dynamics of the first case study, standard GWP

GHG impact dynamics from figure 3 can be integrated in classical LCA results in two different ways (Edwards et al., 2007; Labouze et al., 2008; Reijnders et Huijbregts, 2008). The first one is to keep as the

final LCA result the annual saving of the considered system, i.e. 33.2 gCO_{2-eq} / MJ in this case, and to complete it with an additional value: the GHG payback time, defined as the ratio of the soil carbon loss by the annual saving, i.e. 39 years in this case. The second way is to share out the soil carbon loss over a given period of time and then to aggregate the result with the annual saving. The methodological difficulty comes from the choice of the period of time: 20 years may be chosen to stay in line with the classical convention in LCA, 50 years because the soil carbon loss occurs roughly in such a period, 100 years because the scenarios are considered over this period of time, etc. If 20 years is chosen, the final LCA result is a net emission of 32.3 gCO_{2-eq} / MJ produced, so that ethanol impact is higher than gasoline impact; if 50 or 100 years are chosen, the final LCA result is a net saving of, respectively, 7.0 or 20.1 gCO_{2-eq} / MJ produced. Thus this choice is at the root of high discrepancies in LCA results.

The proposition of this work is to deal with such an issue by means of a temporal weighting using dynamic GWP. Figure 4 so describes the weighted GHG flux from the first case study.

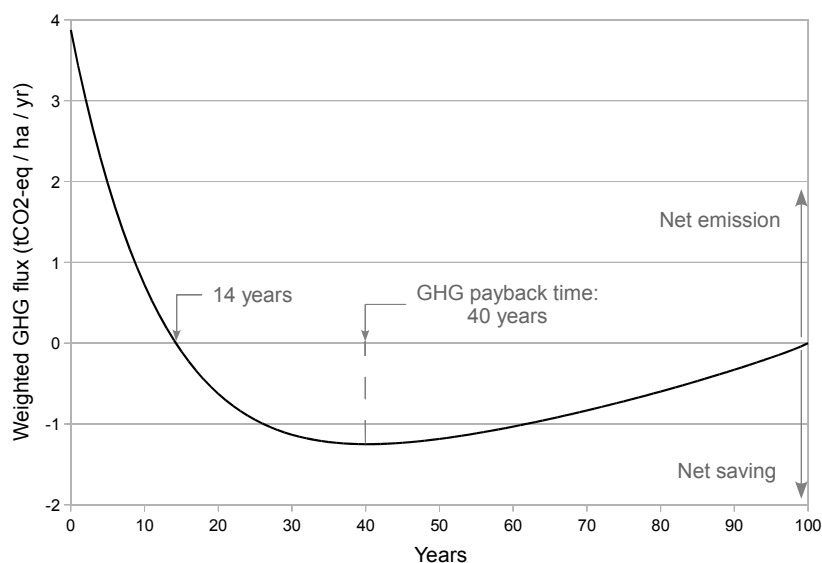


Figure 4: Weighted GHG impact of the first case study, dynamic GWP

Thus the total weighted GHG impact shows a similar GHG payback time as the standard impact and a saving of 45.5 tCO_{2-eq} / ha over 100 years, i.e. a saving of 6.5 gCO_{2-eq} / MJ produced. These results are similar to the 50 years sharing out assumption ones but this depends on the considered case study.

Finally application of dynamic GWP to this case study shows valid and able to prevent to state an additional subjective assumption concerning a period of time for sharing out. Indeed the assumptions required for the GWP calculations from the IPCC are enough to define dynamic GWP and so to weight GHG impact dynamics in order to get a single value. Furthermore GHG payback time and sharing out methods are only valid for a simple and single dynamic phenomenon whereas dynamic GWP can easily handle more complex scenarios integrating for instance in this case study a scenario of gasoline production impact related to oil scarcity, a biofuel production learning curve, etc.

Case study 2: Carbon sequestration credit of wood-based materials

Biomass-based materials and in particular wood-based materials might be a way to mitigate GHG emissions from the buildings sector. The two contradictory phenomena for the interest of wood as a building material compared to brick or concrete are generally lower GHG emissions due to the production phase and poorer thermal characteristics (Peuportier et al., 2005). However carbon sequestration effect of wood is generally badly considered whereas storing CO₂ from the atmosphere during decades in furniture or buildings may be considered as an interesting carbon sink.

The objective of this second case study is to define a carbon sequestration credit for wood-based materials. In order to be able to complete an existing Life Cycle Inventory (LCI) database with the resulting values, no assumption will be made about the material production and disposal; though it is assumed that at the end of the material lifespan the embodied CO₂ is released to the atmosphere.

The considered scenario is thus that the wood-based material absorb a given amount of CO₂ due to photosynthesis at the production year, and release the same amount at the end of its lifespan. Carbon sequestration credit is then defined as the subtraction of CO₂ amount absorbed at year 0 and this same amount released at the end of its lifespan weighted by the corresponding dynamic GWP. Table 2 shows the resulting credits depending on the lifespan for cellulose, assumed to represent an absorption of 1.85 kgCO₂ / kg (Peuportier et al., 2005), and for a GWP time horizon of 100 years.

Table 2: Carbon sequestration credit of cellulose-based material, using dynamic GWP for a time horizon of 100 years

Material lifespan (years)	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100 and more
Carbon sequestration credit (kgCO _{2-eq} / kg)	0.14	0.29	0.44	0.60	0.76	0.93	1.12	1.32	1.56	1.85

For comparison purposes, material impacts from 9 LCA-based tools for buildings range from -1.80 to 0.15 kgCO_{2-eq} / kg for wood, 0.22 to 0.32 kgCO_{2-eq} / kg for brick and 0.08 to 0.13 kgCO_{2-eq} / kg for concrete (Peuportier et al., 2005). Then credit values of cellulose-based materials from table 2 are not negligible compared to impacts of other common materials. Carbon sequestration effect is thus a key phenomenon to consider when dealing with biomass-based materials.

Discussion and conclusion

As a part of the photosynthesis-respiration CO₂ cycle, biomass has quickly been seen as a solution to address climate change issues. However biomass uses imply some slow or delayed GHG emissions or uptakes which are important to take into account to assess sustainability. For LCA practice considering an GHG dynamics rather than punctual fluxes means weighting differently GHG fluxes over time. As any weighting methods different approaches can be used to define the weighting factors. The proposition of the present work is to stay in line with the existing conventions required to define GWP.

The resulting dynamic GWP, i.e. varying according to the GHG emission year, were so computed for a time horizon of 100 years and applied to two case studies: the integration of the carbon dynamics due to a land-use change into a biofuel LCA, and the definition of a carbon sequestration credit for biomass-based materials. In both cases dynamic GWP application was relevant and allowed to handle efficiently the dynamics issue.

However whereas the second case study defined credits directly usable to integrate the carbon sequestration effect of biomass into existing LCI databases, the first one only shows the applicability and interest of dynamic GWP for assessment of dynamic scenarios. But in the same way as an inaccurate system definition leads to wrong LCA results, dynamic GWP are a tool and will not help if the assessed scenarios are irrelevant. Dynamic GWP should thus be used for consequential LCA aiming at comparing scenarios and integrated in a prospective work.

Furthermore dynamic GWP calculations have been simplified in this work by assuming no connection of radiative efficiencies and abundance functions shape with the emission year. This is an approximation since these two factors depend on the atmosphere composition. Taking into account the GHG emissions scenarios from the IPCC (Nakicenovic et Swart, 2000) and using climate modelling could therefore improve dynamic GWP values relevance and accuracy.

Finally dynamic GWP only concern climate change and so account for one step towards dynamic LCA. Temporal weighting principles should thus be applied to the other impact categories in order to set up a complete and consistent dynamic LCA methodology.

References

- Dominique Arrouays, Jérôme Balesdent, Jean-Claude Germon, Pierre-Alain Jayet, Jean-François Soussana, Pierre Stengel, 2002. *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*. Rapport d'expertise, INRA, 332p.
- R. Edwards, J.-F. Larivé, V. Mahieu, P. Rouveiolles, 2007. *Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context*. Well-to-tank report, CONCAWE, EUCAR, JRC, 140p.
- P. Forster, V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Berntsen, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz and R. Van Dorland, 2007. *Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing*. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Fortunat Joos, I. Colin Prentice, Stephen Sitch, Robert Meyer, Georg Hooss, Gian-Kasper Plattner, Stefan Gerber, Klaus Hasselmann, 2001. *Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios*. *Global Biogeochemical Cycles* 15 (4), 891-907.
- Onno Kuik, Luke Brander, Richard S.J. Tol, 2009. *Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis*. *Energy Policy* 37 (4), 1395-1403.

-
-
- Eric Labouze, Aymeric Schultze, Sébastien Gros, 2008. *Elaboration d'un référentiel méthodologique pour la réalisation d'Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France*. Final report, ADEME / MEDAD / MAP / ONIGC / IFP, 130p.
- Nebojsa Nakicenovic, Rob Swart, 2000. *Special Report on Emission Scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 570p.
- Bruno Peuportier, Katrien Putzeys, Jane Anderson, David Anink, Nico Hendriks, Daniel Kellenberger, Hildegund Mötzl, Sylviane Nibel, Sirje Vares, Holger König, 2005. *Inter-comparison and benchmarking of LCA-based environmental assessment and design tools*. Final report, PRESCO (Practical Recommendations for Sustainable Construction) Work Package 2, 74p.
- Ari Rabl, Anthony Benoist, Dominique Dron, Bruno Peuportier, Joseph V. Spadaro, Assaad Zoughaib, 2007. *How to account for CO2 emissions from biomass in an LCA*. International Journal of LCA 12 (5), 81.
- L. Reijnders, M.A.J. Huijbregts, 2008. *Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases*. Journal of Cleaner Production 16 (4), 477-482.
- Richard S.J. Tol, 2005. *The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties*. Energy Policy 33 (16), 2064-2074.

*La destinée un peu folle
A fait de moi un député.
Dans le pays je suis invité
Comme un ministre.
Je prends des airs de grand seigneur
Pour épater les électeurs
Que j'administre.
Mais un jour, devant l'école
Parmi la foule, vous étiez là.
Vous m'avez dit :
"Bonjour toi !"
Ça m'a fait drôle ...
Et je suis redevenu le p'tit gars
J'ai murmuré, comme autrefois :
"Bonjour monsieur le maître d'école ..."*

Bourvil, *Bonjour monsieur le maître d'école*, 1964

ELEMENTS D'ADAPTATION DE LA METHODOLOGIE D'ANALYSE DE CYCLE DE VIE AUX CARBURANTS VEGETAUX : CAS DE LA PREMIERE GENERATION

Résumé

Cette thèse vise à clarifier le panorama actuel des résultats d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) pour les carburants issus de cultures végétales, en vue d'identifier le potentiel et les marges de manœuvre de ces filières, pour la consommation d'énergie et les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES). A cette fin, après une analyse bibliographique de la méthodologie d'ACV, les études existantes sur les carburants végétaux de première génération sont revues et les causes de leurs disparités identifiées par une analyse de sensibilité portant sur les paramètres méthodologiques et les données. Il apparaît que les choix méthodologiques ont un impact prépondérant sur les résultats finaux, et des recommandations sont formulées quant à la réalisation de ces études d'ACV. Le lien étroit entre résultats d'ACV et localisation de la production est également relevé.

Une simulation simplifiée des procédés a ensuite été effectuée pour mesurer l'impact sur les bilans d'ACV de variantes technologiques ou de modes de valorisation des co-produits. Si la valorisation énergétique des co-produits montre le potentiel d'économies le plus significatif, sa rentabilité n'est assurée que pour des prix du baril élevés et des cours des marchés agricoles modérés, et son emprise sur les surfaces est plus importante.

Enfin la méthodologie de l'ACV est complétée en intégrant le rôle des sols en tant que puits de carbone au sein des frontières du système. Ceci a conduit à proposer un cadre temporel de comparaison des scénarios plus précis, ainsi qu'à définir une méthode dynamique de pondération des GES en fonction de leur année d'émission, cohérente avec les usages actuels des pouvoirs radiatifs des gaz. Son application à deux cas d'étude de changements d'usage des sols démontre la nécessité de définir, pour la production de carburants végétaux, des critères d'efficacité d'usage des sols en plus de ceux relatifs aux économies de GES de la directive 2009/28/CE.

Mots clés : Analyse de Cycle de Vie ; Biomasse ; Carburants végétaux de première génération ; Effets dynamiques ; Pondération temporelle des émissions ; Efficacité d'usage des sols.

ADAPTING LIFE-CYCLE ASSESSMENT TO BIOFUELS: SOME ELEMENTS FROM THE FIRST GENERATION CASE

Abstract

This thesis aims at giving a better understanding of present Life Cycle Assessment (LCA) results for biofuels in order to identify their potential and breathing spaces from an energy consumption and GreenHouse Gases (GHG) emissions point of view. To this end, LCA methodology and existing studies on first generation biofuels were reviewed; then a sensitivity analysis on methodological and data parameters allowed identifying the roots of the discrepancies of results. Methodological choices appeared to be very crucial elements for final results and recommendations were made for LCA carrying out for biofuels. The close relationship between LCA results and local specificities of production were also underlined.

A simplified process simulation was then performed to evaluate the impacts of technological and by-products uses alternatives on LCA results. Energy use of by-products shows the most significant potential savings per MJ although its economic profitability is only ensured for high oil prices and reasonable agricultural prices and its impact on land use is more important than for technological improvements.

Finally LCA methodology was completed by integrating soil quality, especially their role as carbon sinks, within the system boundaries. This led to suggest a more specific temporal framework for comparisons of scenarios and to define a dynamic method of GHG weighting consistent with current uses of Global Warming Potentials and according to their emission year. Application of GHG weighting on two case studies of land-use changes was done and showed the need for assessments of biofuels of defining efficient land use criteria in addition to the GHG savings criteria from Directive 2009/28/CE.

Key words : Life-Cycle Assessment; Biomass; 1st generation biofuels; Dynamic phenomena; GHG temporal weighting; Land use efficiency.

Laboratoire d'accueil : Centre Energétique et Procédés (CEP)
Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris
60 Bd Saint-Michel - F-75272 Paris Cedex 06

Thèse présentée par : BENOIST, Anthony le : 1^{er} décembre 2009

Ecole Doctorale : N° 432 : « Sciences des Métiers de l'Ingénieur »

Discipline : « Energétique » - ENSMP
