



THÈSE

PRÉSENTÉE A

L'UNIVERSITÉ BORDEAUX 1

ÉCOLE DOCTORALE DES SCIENCES PHYSIQUES ET DE L'INGENIEUR

Par Manuel HEREDIA

POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR

SPÉCIALITÉ : MECANIQUE

Méthodologies d'analyse environnementale des filières bioénergie : approches par analyse de cycle de vie et nouvelles approches spatiales

Soutenue publiquement le 4 Juillet 2012

Après avis de :

Mme Isabelle BLANC
M. Benoît GABRIELLE

Maître de Recherche, MINES ParisTech
Professeur, AgroParisTech

Rapporteur
Rapporteur

Devant la commission d'examen formée de :

M. Henri BERTIN
Mme Isabelle BLANC
M. Jean-François BONNET
M. Benoît GABRIELLE
M. Jean-Rodolphe PUIGGALI
M. Lionel THELLIER

Directeur de Recherche, CNRS
Maître de Recherche, MINES ParisTech
Maître de Conférences, Université Bordeaux 1
Professeur, AgroParisTech
Professeur, Université Bordeaux 1
Ingénieur de Recherche, IFPEN

Examineur
Rapporteur
Examineur
Rapporteur
Président
Examineur

**Méthodologies d'analyse environnementale des filières
bioénergie : approches par analyse de cycle de vie et
nouvelles approches spatiales**

Remerciements

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'une CIFRE entre l'IFPEN et l'I2M - Département TREFLE. Sans le travail préalable pour le montage de ce projet par Anne PRIEUR à l'IFPEN et Jean-François BONNET co-directeur de cette thèse, au TREFLE, je n'aurais pas eu l'opportunité de m'atteler à ce sujet. Je les en remercie chaleureusement. Je dois par ailleurs en partie ma reconversion en énergéticien, ainsi qu'une certaine vision des systèmes techniques dans leurs environnements à ce dernier. Les apports factuels et techniques de Lionel THELLIER, ont été largement complémentaires et bien utiles pour achever ce travail. Je le remercie pour son aide et sa grande disponibilité. Henri BERTIN, directeur de cette thèse, fût pour moi un repère fiable, rassurant. Je le remercie aujourd'hui pour m'avoir fait confiance et pour avoir su efficacement me pousser à finaliser mon travail tout en restant attentif à mes ressentis.

Je remercie Isabelle BLANC et Benoît GABRIELLE pour avoir accepté, puis pris le temps de rapporter mon travail. Le caractère juste, constructif et instructif de leurs appréciations et de leurs questionnements m'est indéniable. En ce sens, leurs apports auront sans aucun doute une portée durable et significative dans ma démarche scientifique.

Je remercie Jean-Rodolphe PUIGGALI pour avoir accepté de présider mon jury de thèse et plus largement pour l'intérêt qu'il porte à ces thématiques environnementales et énergétiques. J'ai beaucoup apprécié sa faculté à poser des questions sensibles sans pour autant qu'elles fassent rougir.

Je remercie enfin Eric ARQUIS et Jean-Christophe BATSALE pour avoir accepté de m'accueillir au sein de l'I2M, bien que ce sujet ne soit pas tout à fait représentatif du cœur de travail du laboratoire.

Au-delà d'une souffrance intellectuelle et parfois d'un accomplissement, la thèse est aussi un morceau d'espace-temps fort propice au développement personnel. Pour cause, cet espace-temps est globalement peuplé de créatures et d'ambitions éthérées dont les limites outrepassent l'horizon réduit du thésard, hébété qu'il est par ses propres vicissitudes ésotériques. A ces grandes âmes donc, qu'on a eu la chance de côtoyer, certains en tant qu'étudiant, d'autres en tant que thésard. Je ne pourrais évidemment tous les remercier individuellement, tant ils sont nombreux. Ainsi, sans les nommer, je remercie chaleureusement l'ensemble des permanents du TREFLE pour leur sympathie et l'ambiance de travail aussi rigoureuse que chaleureuse qu'ils font régner dans le laboratoire. A Elena PALOMO pour avoir partagé des considérations sociétales, institutionnelles, humanistes autour de quelques verres de lait. A Patrick SEBASTIAN grâce à qui fumer rend plus intelligent. A ces apôtres de l'amour qu'on croise avec malice aux alentours de la machine à café et dans l'agonie du sommeil, ou encore dans ces espaces encore licites, permettant d'inhaler quelques vaporisations toxiques. Ainsi, merci à Yannick ANGUY, maître Eros incontesté, cultivateur de perles sauvages, pour m'avoir appris à dire non quand c'est trop demandé. Merci à Alain SOMMIER (nom de jeune fille PROST) et Christophe PRADERE (Rôti d'Or !), affineurs de perles sauvages, pour m'avoir enrichi en rhétoriques utiles pour la vie en société. Merci à Jean Luc DAUVERGNE, issu de grand seigneur, amateur d'olives, artiste-pintes surréaliste et lanceur de poils de carotte, pour m'avoir transmis l'essence de sa poésie et l'ambition d'une vie meilleure, même passé 2h. A cet artiste de l'informatique, qui me sauva parfois la mise, et surtout me donna l'ambition d'ordonner à ma propre machine d'exécuter quelques tâches ingrates et complexes, mais non moins indispensables. Merci à Frédéric LAPEGUE pour sa contribution, qui bien que certainement insoupçonnée, reste pour autant l'amorce d'une corde majeure à mon arc d'aujourd'hui. Merci à un autre artiste du PC, Marian ANTOS pour m'avoir épargné quelques mises à jour trop lourdes à digérer pour mon vieux biniou. A ces artistes de l'organisation, de la traçabilité et du savoir-faire ordonné. Merci à Muriel BORE pour m'avoir consciencieusement encouragé à rester dans les rails administratifs et pour avoir usé de ses pouvoirs élevés afin de me doter d'items indispensables ou d'éléments de confort appréciables (une grande fenêtre !). Dans la continuité, merci à Sylviane BOYA pour m'avoir donné aussi une existence comptable.

Bien qu'ayant travaillé principalement au TREFLE, je tiens à remercier l'équipe IFPEN qui m'a toujours considéré en « local » et qui m'a permis d'assister à des échanges stimulants dans le domaine du transport. Je remercie notamment Frédérique BOUVART pour avoir pu m'éclairer de ses connaissances expertes.

A vous maintenant, compagnons de galère, thésards atterrés de tous horizons ou encore post-doc éclairés, voire jeunes MdC comme Raphaël CHERRIER (Débats Pizzas) : un grand merci pour votre bonne et réconfortante compagnie, que la suite soit bonne pour vous !

A ceux, d'abord, qui se sont déjà libérés des affres de la rédaction puis ont migrés vers d'autres horizons : Mario BOULOS (petits bras), Malick CISSOKHO (sagesse du Sénégal), Elvire TOGNISSO (tu veux un thé ?), Nisrine SEFRIOUI (si ! tu vas y arriver !), Cécile GABORIEAU (calmement et sûrement), Arno COLLIGNAN (scooter à toute heure), Serge Ekomi ANGO (Word Addict), Essam ALMANSOUR (ça biogaz mec ?), Rim DORBADJ (la zéolithe durable), Vincent PRODJINOTO (Manuel : Dieu est avec nous), Clarence SEMASSOU (je te dis où trouver des cigarettes, tu me dis ...) et Vladimir CANSECO (force et équilibre, c'est une question de timing). Comme j'ai eu une sacrée chance de ne voir que des jolies filles s'installer plus ou moins temporairement en face de moi, j'ouvre ici la mention spéciale « Elles sont passées dans mon bureau ! » : Carolina GARCIA DARRAS (prof. d'espagnol de la calle), Olfa MEJRI (tape m'en 5 !), Wafa SAMET (design d'un monde mécanique) et bien sûr Fouzia ACHCHAQ qui fût ma première équipière (bureau presque avec une fenêtre !), mais, qui bien que tenace, a failli se perdre par son amour des machines. Dans le bureau toujours, mais plutôt sur le côté, je revois encore Andrea CAPELLA, mon Italien, se décarcasser sur son mémoire. Derrière, cette fois, je n'oublierais pas Jesus NVE MITOGO ENSENG, qui va forcément revenir pour nous faire partager un bout de sa culture internationale ! Pour finir la tournée bureaucratique, j'ouvre la mention « Les baltringues », groupe instrumental éphémère mais génial, composé, selon les réglages, de Vigen AYVAZYAN (Vas-y quoi !), de Christophe RAVEY (mais non, t'es pas roux la nuit !) et de Lilian CLERJAUD (Synthetik Man). Une mention spéciale double sens « Terminator de la science » pour évoquer un lauréat unique : Vincent SCHICK « la blonde », il valait mieux être son ami que son PC, ou comment une encyclopédie peut être mécaniquement dangereuse. Une mention spéciale « Mais qu'est-ce qu'on fait là ? » dans laquelle je salue l'autre lauréat : Clément LELABOUSSE, fier représentant des services publiques (PTT) et de l'écologie, il diversifie ses atouts environnementaux depuis le transport jusqu'à l'agriculture.

A ceux qui finissent maintenant, les gladiateurs de la thèse : Fabio MENTEN (que la force soit avec toi !), la douce Sandra PROFICE, le petit Franck Nono, le travailleur acharné (et pourtant surfer !) Thomas QUIRANTE, Alexandre GODIN artiste peintre sous Matlab - travaille mieux après un demi -, Marie DUQUESNE qui m'a nourrit lorsque je ne pesais plus que 500 g ! Une spéciale dédicace, d'ailleurs, à ces petites malicieuses qui se jouent de l'été comme de la crise financière, mais qui pourtant ne font pas l'économie d'égards bienveillants ni de manifestations amicales. A ceux qui commencent : bienvenue et surtout, bon courage !

A mes vieux amis Franky, Totof, Nono, Gromano, Seb, Le Ben, Patoch, Le Steph, TRY, Jules et tous les autres ! Merci de m'avoir fait sortir de la thèse par diverses méthodes dont vous avez le secret.

A ma famille qui bien qu'à distance m'a toujours soutenue dans mes études, financièrement – car il a bien fallu en faire avant d'arriver en thèse –, moralement en m'écoutant m'étendre sur mes réflexions de laboratoire, ou tout simplement humainement par ses attentions et par ce qu'elle représente pour moi. Merci pour tout et pour bien plus que ça (et pour les corrections !).

Enfin, à ma douce et tendre qui m'a rejoint au pire moment de ce périple, mais qui a tout de même réussi à me laisser l'achever en autiste scientifique sans pour autant m'en tenir rigueur : merci pour ta compréhension et ton soutien (et pour les corrections !).

J'aimerais profiter de ce modeste mémoire pour saluer tous ceux qui ne s'arrêtent ni au rejet, ni à la tolérance, mais cherchent avant tout à comprendre.

Sommaire

| | |
|---|------------|
| Introduction | 1 |
| Partie I : Etat de l'art et problématique générale..... | 3 |
| 1 Filières bioénergie : Enjeux, contextes de développement et implications environnementales locales | 5 |
| 1.1 Les biocarburants, un nouvel usage des filières bioénergie | 7 |
| 1.1.1 Qu'est-ce qu'une filière biocarburant ? | 7 |
| 1.1.2 Principaux types de filières biocarburants..... | 9 |
| 1.1.3 Cadres réglementaires et mécanismes d'incitation pour les biocarburants | 11 |
| 1.2 Développement durable et implications énergétiques..... | 13 |
| 1.2.1 Développement durable et durabilité..... | 13 |
| 1.2.2 Implications des usages énergétiques : quelles options pour le transport ?..... | 15 |
| 1.2.3 Développement des biocarburants vis-à-vis du développement durable | 15 |
| 1.3 Enjeux liés à l'intégration des spécificités locales dans les démarches d'évaluation nationales | 17 |
| 1.3.1 Type d'implications des spécificités locales | 17 |
| 1.3.2 Qu'est-ce qu'un impact local ?..... | 19 |
| 1.3.3 Impacts locaux prépondérants pour les filières biocarburants..... | 21 |
| 1.4 Questionnements et problématique de recherche liés à la prise en compte des spécificités locales..... | 25 |
| 2 Démarches d'évaluation environnementale et outils appliqués aux filières biocarburants | 27 |
| 2.1 L'Analyse de Cycle de Vie comme outil de référence | 29 |
| 2.1.1 Principes fondamentaux en ACV | 29 |
| 2.1.2 Revue des résultats d'ACV appliquées aux filières biocarburants G1 | 33 |
| 2.1.3 Revue de résultats d'ACV appliquées aux filières biocarburants G2..... | 37 |
| 2.2 L'Analyse de Cycle de Vie comme outil de référence ?..... | 39 |
| 2.2.1 Adaptations de la méthodologie ACV pour l'application aux biocarburants | 39 |
| 2.2.2 Elargissement du cadre méthodologique : ACV « conséquentielle »..... | 49 |
| 2.2.3 Limites des ACV appliquées aux filières biocarburants. Les ACV comme cadre de référence ?..... | 55 |
| 2.3 MFA et flux équivalents pour l'intégration des vecteurs d'impacts..... | 59 |
| 2.3.1 Principes fondamentaux (MFA)..... | 59 |
| 2.3.2 Flux d'échanges internationaux en bioproduits..... | 59 |
| 2.3.3 Implications dans les Changements d'Affectation des Sols (CAS)..... | 61 |
| 2.4 Approches spatiales pour la prise en compte d'impacts locaux | 63 |
| 2.4.1 Démarche et outils dans les approches spatiales | 63 |
| 2.4.2 Prise en compte d'impacts locaux | 65 |
| 2.4.3 Problématiques majeures identifiées à l'issue de l'examen bibliographique | 77 |
| 2.4.4 L'énergétique agricole, nouvelles sources de données..... | 79 |
| Partie II : Caractérisation et reconstitution des filières biocarburants | 81 |
| 3 Caractérisation des filières biocarburants à l'échelle internationale, au niveau de détail national | 83 |
| 3.1 Etat des lieux global du marché des biocarburants | 85 |
| 3.1.1 Elaborations et consommations globales de biocarburants | 85 |
| 3.1.2 Soldes nets en biocarburants à l'horizon 2020 : les zones d'enjeux majeurs du développement des biocarburants | 91 |
| 3.1.3 Flux d'échanges internationaux de biocarburants en 2008..... | 93 |
| 3.2 Etude statistique de la population d'unités d'élaboration dans le monde : indicateurs techniques, bioproduits mobilisés et projection à l'horizon 2020..... | 95 |
| 3.2.1 Les entités d'élaboration de biocarburants dans le monde | 95 |
| 3.2.2 Les bioproduits pour l'élaboration de biocarburants dans le monde | 101 |
| 3.2.3 Les filières biocarburant à l'horizon 2020..... | 107 |
| 3.3 Panorama des situations de développements extra européennes au niveau de détail national | 113 |
| 4 Méthode d'analyse des filières à partir des pays consommateurs : Application à l'Union Européenne | 123 |
| 4.1 Cadre des objectifs d'incorporation de biocarburants à l'échelle des états membres de l'Union Européenne..... | 125 |
| 4.2 Indicateurs nationaux pour l'analyse des situations nationales | 131 |

| | | |
|---|---|------------|
| 4.2.1 | Méthode et construction des indicateurs | 131 |
| 4.2.2 | Résultats sur la période 2006 - 2009 | 133 |
| 4.2.3 | Typologie des stratégies d'approvisionnement en biocarburants 2010 – 2020 pour les Etats membres de l'Union Européenne | 135 |
| 4.3 | Reconstitution des filières biocarburant à partir des consommations de l'Union Européenne..... | 137 |
| 4.3.1 | Démarche méthodologique générale | 139 |
| 4.3.2 | Application à l'Union Européenne : mise en œuvre de la démarche PEC | 141 |
| 4.3.3 | Reconstitution du réseau d'entités d'élaboration approvisionnant la consommation en biodiesel de l'Union Européenne | 149 |
| 4.3.4 | Reconstitution du réseau d'entités de production approvisionnant les entités d'élaboration sollicitées par la consommation en biodiesel de l'Union Européenne | 155 |
| 4.3.5 | Résultats par bioproduit pour la filière complète à partir des consommations en biodiesel de l'Union Européenne | 157 |
| 4.3.6 | Résultats agrégés à l'échelle de la filière PEC pour les consommations en biodiesel de l'Union Européenne..... | 161 |
| 4.4 | La place des biocarburants en Europe dans les évolutions sur une longue période (1961-2009)..... | 165 |
| 4.4.1 | Les biocarburants parmi les usages alimentaires de la filière (1961-2007)..... | 165 |
| 4.4.2 | Modifications dans les échanges internationaux (1991-2009) | 167 |
| 4.4.3 | Conclusions et perspectives | 168 |
| 4.5 | Eléments de conclusion : nature et ampleur des implications à distance | 169 |
| Partie III : Proposition et application d'outils pour l'évaluation | | 170 |
| 5 | Examens de situations de productions végétales utilisées dans l'élaboration de biocarburants..... | 171 |
| 5.1 | Situations de productions végétales actuellement utilisées pour l'élaboration de biocarburants | 171 |
| 5.1.1 | Situations de production de Soja | 173 |
| 5.1.2 | Situations de production de Canne à sucre..... | 181 |
| 5.2 | Situations de productions de végétales potentiellement mobilisées pour les biocarburants : Projets de mise en cultures de <i>Jatropha curcas</i> en Afrique | 185 |
| 5.3 | Intégration des indicateurs de sensibilité aux zones de production sollicitées par les filières biocarburants de l'Union Européenne | 191 |
| 6 | Analyse spatialisée des filières biocarburants pour l'intégration des impacts locaux | 193 |
| 6.1 | Analyse spatialisée de la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil | 193 |
| 6.1.1 | Objectifs généraux | 193 |
| 6.1.2 | Détermination des zones d'influence de la filière bioéthanol de canne à sucre à partir des unités d'élaboration | 195 |
| 6.1.3 | Dynamiques de la culture de canne à sucre à l'échelle des <i>municípios</i> | 207 |
| 6.2 | Exemples de problématiques spatiales pour les filières de troisième génération..... | 213 |
| 6.2.1 | Démarche | 213 |
| 6.2.2 | Détermination des types d'occupation des sols affectés par l'implantation potentielle d'unités G3 sur sites cimentiers | 215 |
| 6.2.3 | Eléments de conclusion partiels | 216 |
| 7 | Conclusion générale..... | 217 |
| 7.1 | Le questionnement de recherche | 217 |
| 7.2 | Principaux résultats obtenus dans ce travail | 217 |
| 7.2.1 | Formalisation d'une approche méthodologique générale..... | 217 |
| 7.2.2 | Approches opérationnelles et résultats quantitatifs | 218 |
| 7.3 | Discussion : Approches et résultats d'analyse environnementale dans le cas des filières bioénergies | 220 |
| 7.4 | Perspectives associées aux résultats principaux | 222 |
| 7.5 | Pour conclure ce travail | 224 |
| Bibliographie..... | | 227 |
| Nomenclature | | 239 |
| Annexes..... | | 242 |

Introduction

Les filières biocarburants ont connu un développement accéléré à partir du milieu des années 2000 dans beaucoup de pays industrialisés. Ce développement soudain s'est accompagné de questionnements environnementaux, sociaux, économiques, et énergétiques parmi différentes équipes scientifiques et chez les principaux décideurs. Vis-à-vis de ces questionnements nouveaux et complexes, de forts besoins sociétaux ont émergé en matière d'évaluation environnementale, s'exprimant en termes de résultats d'analyses, mais aussi en termes de méthodes suffisamment fiables et générales. Actuellement, l'outil d'évaluation utilisé pour guider les prises de décisions liées aux modalités de déploiements de ces filières est principalement l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Cet outil d'évaluation a l'avantage de produire des résultats quantitatifs détaillés, mais présente des difficultés à s'appliquer aux productions de biomasse, en particulier vis-à-vis des spécificités territoriales et locales (productions et impacts locaux) qui montrent de fortes hétérogénéités. Dans ce domaine d'application, le besoin d'approches complémentaires tournées vers les territoires s'est révélé indispensable et se trouve à l'origine des questionnements abordés dans cette thèse. Ainsi, dans le présent travail, **notre démarche est volontairement située en périphérie du formalisme de l'ACV pour y apporter des éclairages complémentaires. Ces éclairages portent principalement sur la description qualitative et quantitative des situations de production actuelles avec l'objectif de produire des retranscriptions aussi explicites que possible de la réalité concrète étudiée. Cette approche a deux grands objectifs principaux :**

- **fournir un support d'interprétation pour les résultats d'ACV,**
- **aider à définir les moyens d'analyse et d'investigation requis pour les questionnements territoriaux spécifiques.**

Autrement dit, la question simple qui a nourri le processus de réflexion, puis guidé la sélection de problématiques particulières dans ce travail est : « **Comment mettre en relation les consommations de biocarburants et les impacts environnementaux qu'elles génèrent aux échelles territoriales et locales ?** ». Dans notre vision, ce questionnement constitue le point de départ nécessaire à une meilleure prise en compte des impacts locaux engendrés par les filières biocarburants. Ce questionnement n'est que peu traité dans les nombreux travaux existants qui se focalisent soit sur des sites d'études particuliers, soit sur des outils d'évaluation généraux qui nécessitent une grande richesse d'informations pour être paramétrés. C'est pourquoi il nous a semblé important de transcrire la réalité des filières biocarburants par le déploiement d'approches complémentaires, entre elles, mais aussi aux travaux existants. Les points communs dans ces approches sont d'une part le souci d'un apport qualitatif documenté qui nous semble indispensable à une meilleure retranscription des réalités, et d'autre part une orientation volontaire vers la prise en compte de la dimension spatiale à plusieurs échelles d'observation caractéristiques de ces filières.

Dans ce document, **la première partie** est, dans un premier temps, l'occasion de poser la problématique, complexe, des filières biocarburants dans le contexte général des usages énergétiques et à travers le prisme du concept de développement durable. Une définition des filières biocarburants est proposée et les différents enjeux sont détaillés dans le Chapitre 1, qui constitue un complément d'introduction détaillé. Dans un second temps (Chapitre 2), un état de l'art dédié aux outils et aux méthodes appliquées aux filières biocarburants est établi. Nécessairement non définitif, étant donné la dynamique de production scientifique actuelle, cet état de l'art a permis d'identifier les manques et les besoins pour orienter notre démarche. Enfin, pour clore cette partie, nous faisons référence à une recherche menée sur les sources de données pour l'intégration des spécificités locales dans les outils et méthodes identifiés. Ce dernier travail part d'une idée originale et porteuse d'intérêt, qu'il n'était pas envisagé de développer dans ses volets opérationnels. Une analyse des informations potentiellement disponibles à ce jour est détaillée (cf 2.4.4).

Dans **la seconde partie**, nous proposons une analyse centrée sur les filières biocarburants dans leur ensemble. Cette analyse est nécessairement menée à **l'échelle internationale**, afin de proposer une vision complète de ces filières, depuis la production de matières végétales, jusqu'à la consommation de biocarburants. En premier lieu, l'objectif est de caractériser les filières biocarburants d'un point de vue historique et organisationnel, puis statistique et technique. Les principales composantes de ces filières sont décrites et quantifiées par un jeu d'indicateurs techniques dont les valeurs moyennes permettent de déterminer des « systèmes type » représentatifs (Chapitre 3). En second lieu, nous focalisons l'étude sur les consommations de biocarburants de l'Union Européenne (Chapitre 4). La question centrale réside dans la définition du périmètre d'une filière, que nous choisissons ici de définir à partir des consommations. Ainsi, nous cherchons à établir une méthodologie permettant de **reconstituer les filières biocarburants à partir des consommations, en tenant compte du caractère mondialisé** de ces filières. Nous montrons comment les flux d'échanges internationaux constituent ici, à plusieurs titres, un vecteur incontournable dans la structuration des ces filières. Ces flux sont par ailleurs encore peu étudiés dans le cas des filières biocarburants de l'Union Européenne dont environ 80% de la consommation est composée de biodiesel. La mise en œuvre d'une telle méthode sur les consommations de biodiesel de l'Union Européenne vise à évaluer la part des surfaces distantes (hors Union Européenne) sollicitées pour satisfaire les consommations de biodiesel de l'Union Européenne. On cherche ainsi à estimer l'intérêt de prendre explicitement en compte l'éclatement spatial des filières biocarburants en préalable de l'établissement d'un bilan environnemental complet.

Dans **la troisième partie**, nous mettons en œuvre des approches descriptives et spatialisées destinées à préciser les éléments de contexte relatifs aux situations de production distantes précédemment identifiées comme représentatives. Dans un premier temps (Chapitre 5), l'objectif est de décrire qualitativement et quantitativement les principales zones de production sollicitées dans les pays producteurs de façon à donner une réalité à ces surfaces distantes. Cette étape préalable nous permet de concentrer notre attention sur la description des aspects territoriaux afin de dégager les spécificités locales dans chacune de ces situations. Ainsi, nous soulignons par **l'examen des situations**, les principales problématiques environnementales en insistant particulièrement sur les implications des ces productions dans les Changements d'Affectation des Sols (CAS). Par ailleurs, nous déployons ces examens sur des situations de production en Afrique longtemps vues comme de gros potentiels de production d'huiles végétales dédiés au biodiesel (*Jatropha curcas* L.). Dans un deuxième temps (Chapitre 6), nous proposons d'exploiter des outils de systèmes d'information géographique (SIG) pour étudier la **structuration spatiale** des filières biocarburants, notamment le lien existant entre zones de production végétale et unités d'élaboration de biocarburants. L'outil SIG est appliqué au cas de la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil dont l'excédent de production alimente en partie les consommations de l'Union Européenne. Enfin, un exemple d'application aux filières futures de biodiesel algal en France est proposé comme illustration des potentialités des outils SIG pour la sélection de zones d'opportunités tenant compte des principales contraintes spatiales.

Partie I : Etat de l'art et problématique générale

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | Filières bioénergie : Enjeux, contextes de développement et implications environnementales locales | 5 |
| 1.1 | Les biocarburants, un nouvel usage des filières bioénergie | 7 |
| 1.1.1 | Qu'est-ce qu'une filière biocarburant ?..... | 7 |
| 1.1.2 | Principaux types de filières biocarburants | 9 |
| 1.1.3 | Cadres réglementaires et mécanismes d'incitation pour les biocarburants | 11 |
| 1.2 | Développement durable et implications énergétiques | 13 |
| 1.2.1 | Développement durable et durabilité | 13 |
| 1.2.2 | Implications des usages énergétiques : quelles options pour le transport ?..... | 15 |
| 1.2.3 | Développement des biocarburants vis-à-vis du développement durable | 15 |
| 1.3 | Enjeux liés à l'intégration des spécificités locales dans les démarches d'évaluation nationales..... | 17 |
| 1.3.1 | Type d'implications des spécificités locales | 17 |
| 1.3.2 | Qu'est-ce qu'un impact local ? | 19 |
| 1.3.3 | Impacts locaux prépondérants pour les filières biocarburants | 21 |
| 1.4 | Questionnements et problématique de recherche liés à la prise en compte des spécificités locales..... | 25 |
| 2 | Démarches d'évaluation environnementale et outils appliqués aux filières biocarburants..... | 27 |
| 2.1 | L'Analyse de Cycle de Vie comme outil de référence..... | 29 |
| 2.1.1 | Principes fondamentaux en ACV..... | 29 |
| 2.1.2 | Revue des résultats d'ACV appliquées aux filières biocarburants G1..... | 33 |
| 2.1.3 | Revue de résultats d'ACV appliquées aux filières biocarburants G2 | 37 |
| 2.2 | L'Analyse de Cycle de Vie comme outil de référence ? | 39 |
| 2.2.1 | Adaptations de la méthodologie ACV pour l'application aux biocarburants | 39 |
| 2.2.2 | Elargissement du cadre méthodologique : ACV « conséquentielle » | 49 |
| 2.2.3 | Limites des ACV appliquées aux filières biocarburants. Les ACV comme cadre de référence ? | 55 |
| 2.3 | MFA et flux équivalents pour l'intégration des vecteurs d'impacts | 59 |
| 2.3.1 | Principes fondamentaux (MFA)..... | 59 |
| 2.3.2 | Flux d'échanges internationaux en bioproduits | 59 |
| 2.3.3 | Implications dans les Changements d'Affectation des Sols (CAS) | 61 |
| 2.4 | Approches spatiales pour la prise en compte d'impacts locaux | 63 |
| 2.4.1 | Démarche et outils dans les approches spatiales..... | 63 |
| 2.4.2 | Prise en compte d'impacts locaux..... | 65 |
| 2.4.3 | Problématiques majeures identifiées à l'issue de l'examen bibliographique..... | 77 |
| 2.4.4 | L'énergie agricole, nouvelles sources de données | 79 |

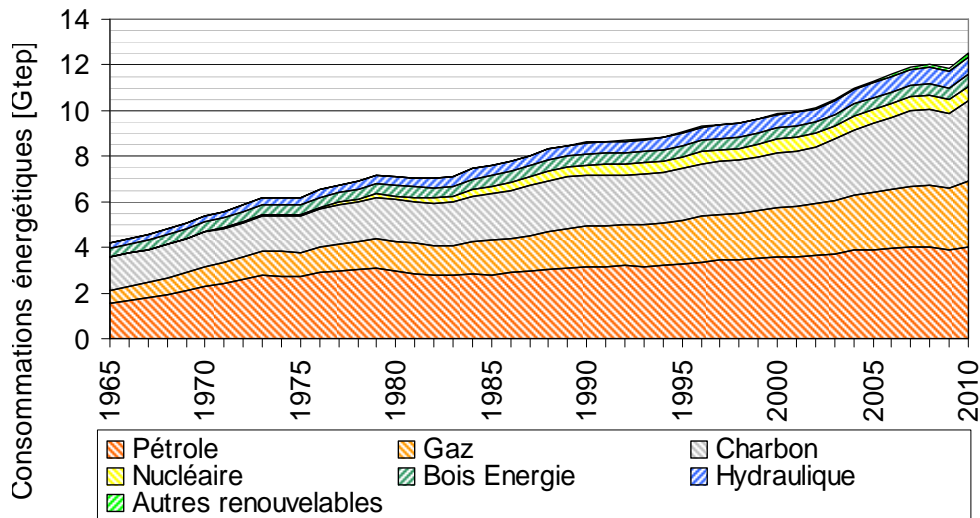


Figure 1 : Evolution des consommations énergétiques conventionnelles et renouvelables dans le monde sur la période 1965-2000. Source : Les données de consommations sur le bois énergie sont issues de FAOSTAT (2011) (coefficient de conversion $CUM.tep^{-1}$ issu de (Bonnet, 1998)). Les consommations énergétiques conventionnelles et autres renouvelables sont issues des statistiques BP.

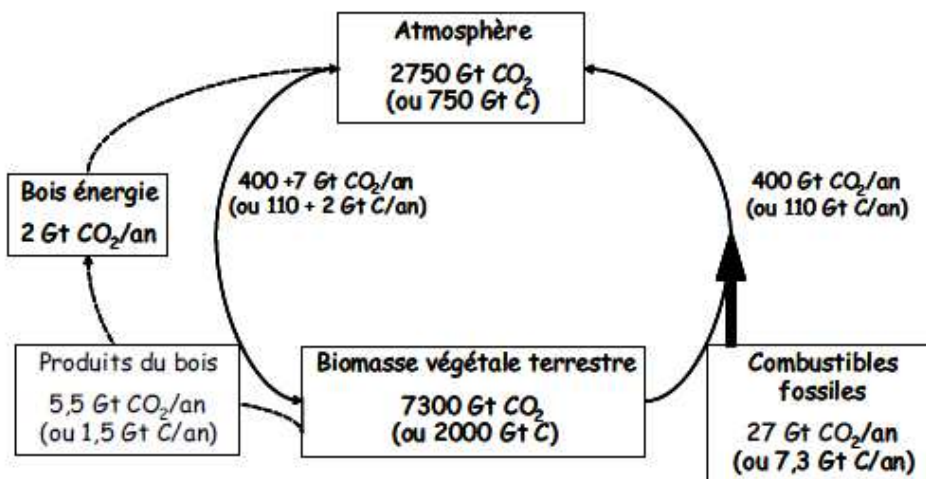


Figure 2 : Cycle du carbone dans deux compartiments du système « STA ». Le système STA (Surface Terrestre-Atmosphère) comprend aussi le compartiment océanique. Cette représentation correspond aux données relatives à l'année de référence 2002. Source : Issu de (Prieur, 2004).

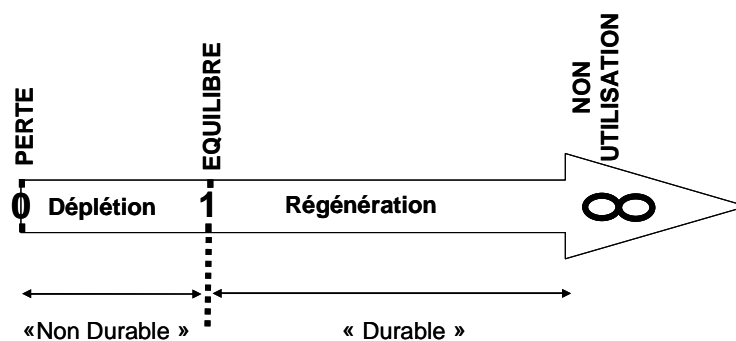


Figure 3 : Evaluation de la durabilité de l'exploitation d'une ressource d'un point de vue quantitatif. Le paramètre représenté correspond au rapport entre le volume de renouvellement annuel de la ressource considérée et le volume de prélèvement annuel effectué. Dans ce schéma, seul l'exploitation de ressources renouvelables (qui possède une capacité de renouvellement) peut être considéré durable. Si l'exploitation de ressources finies n'est pas durable, il est utile de mesurer sa durée de vie apparente qui est le rapport entre le volume des ressources disponibles et le volume des prélèvements (45 ans pour le pétrole en 2005 par exemple selon BP).

1 Filières bioénergie : Enjeux, contextes de développement et implications environnementales locales

Depuis l'ère industrielle, le recours aux ressources énergétiques conventionnelles (Pétrole, Gaz, Charbon) n'a cessé de s'intensifier au point de représenter la quasi-totalité des consommations énergétiques mondiales en 2011. Auparavant, l'usage direct de la biomasse constituait le principal usage énergétique, il est aujourd'hui marginal à l'échelle globale (4,5% en 2010, Figure 1). Cet usage conserve désormais un poids significatif dans certains pays en voie de développement où l'énergie commerciale conventionnelle, en tant que produit de consommation, n'est pas systématiquement en adéquation avec le fonctionnement socio-économique local.

Actuellement en France, la chaîne de production d'énergie commerciale issue de biomasse est communément regroupée sous l'appellation « *filière bioénergie* ». En apparence unificateur, ce terme ne rassemble pas moins un large éventail de productions déclinées dans la pratique. Les deux éléments terminologiques soulignés méritent d'être détaillés pour apporter des nuances dont l'importance se retrouvera dans toute initiative d'analyse environnementale appliquée à ces systèmes de productions énergétiques. **Le terme « *filière* », sans équivalent en anglais, intègre implicitement l'ensemble de la chaîne physique depuis la mobilisation de l'énergie sous une forme primaire jusqu'à la consommation finale de l'énergie disponible dans le produit fini mis à disposition du consommateur.** Dans ce travail, nous utilisons par conséquent *filière* en ce sens et de manière à indiquer en une expression un périmètre systémique et spatial précis. **Le terme *bioénergie* désigne un produit dédié à un usage énergétique et issu d'une transformation de la biomasse.** Le préfixe *bio* est donc hérité du recours à la biomasse comme ressource primaire. **La transformation de la biomasse en bioénergie est nécessairement opérée via un ensemble de processus provoqué et contrôlé par l'Homme.** C'est précisément la nature de cette transformation qui oppose les principales ressources énergétiques conventionnelles et les bioénergies. Le gaz, le pétrole et le charbon sont originellement issus de la biomasse, mais leurs transformations ont été opérées par des processus naturels dont les cinétiques chimiques se mesurent à une échelle de temps géologique. Cette origine particulière qui justifie le qualificatif « fossile » généralement appliqué à ces ressources énergétiques implique deux caractéristiques importantes dans le champ environnemental :

- ces ressources sont **non renouvelables** à l'échelle de temps humaine,
- leur déplétion en l'espace de quelques siècles introduit des sources significatives dans le cycle géochimique du carbone à l'échelle du système STA (Figure 2).

Du point de vue du caractère renouvelable, nous intégrons les ressources « fissiles » (minerais dédiés à la fission nucléaire) et fossiles, dans les ressources énergétiques conventionnelles. L'origine minière des ressources énergétiques conventionnelles leur confère une troisième particularité essentielle à l'échelle des sociétés humaines : la répartition géographique des principaux gisements produit des inégalités internationales dans l'accès à l'énergie. Cette distribution inégale implique une dépendance énergétique des pays dépourvus de ces ressources vis-à-vis des pays possédant les principaux gisements. Ces relations de dépendance génèrent des tensions géopolitiques qui entretiennent des relations conflictuelles pouvant parfois déboucher sur des guerres (Guerres du golfe) ou des instabilités intérieures majeures (coups d'Etats). Le recours aux bioénergies semble moins contraint car la répartition des zones potentielles de production végétale est plus diffuse que pour les énergies conventionnelles. En outre, le caractère renouvelable de ces ressources permet d'en faire un usage durable moyennant un taux de prélèvement adapté (Figure 3).

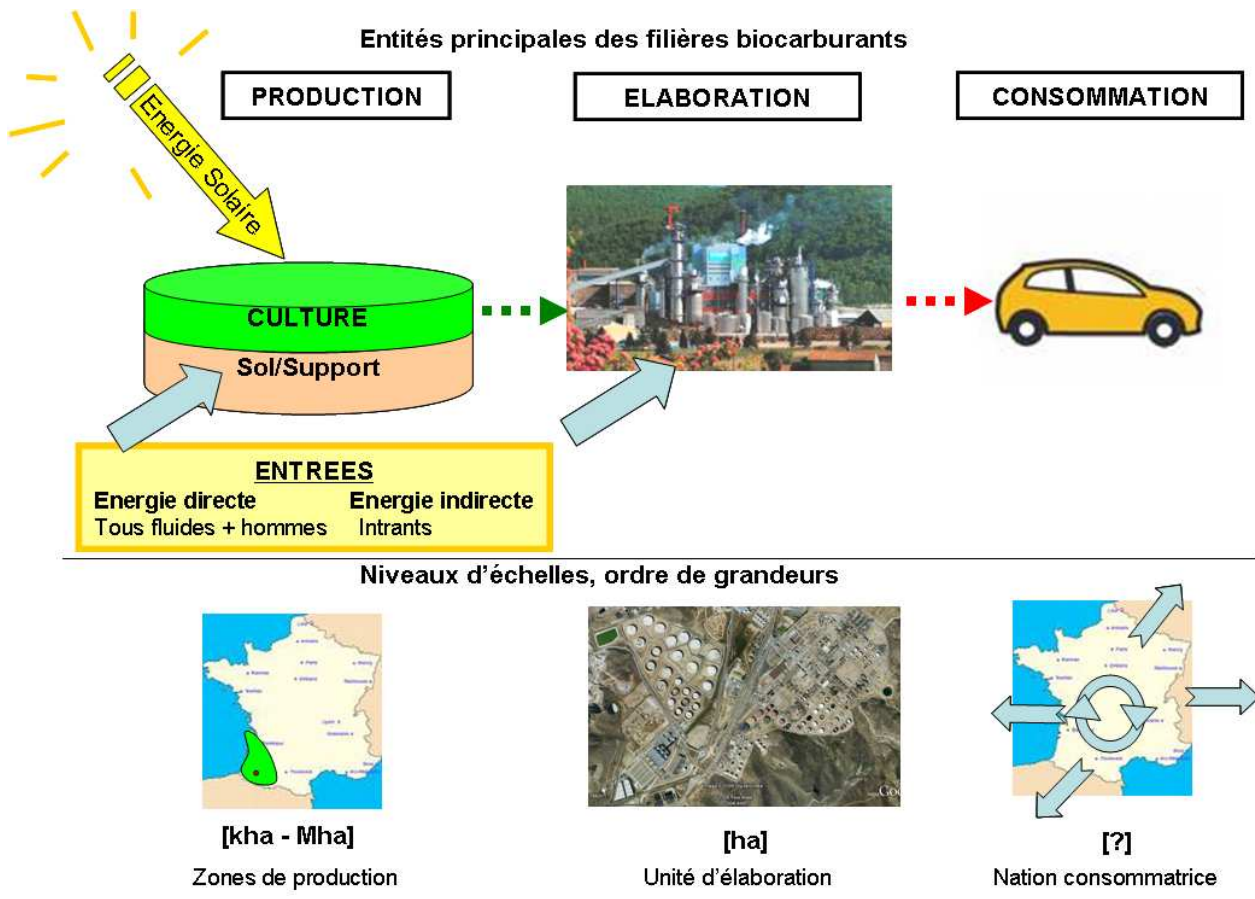


Figure 4 : Illustration schématique des composantes principales d'une filière biocarburant et de leurs interactions directes. Les principaux flux physiques associés au fonctionnement de ces filières sont illustrés dans la première partie de la figure. La deuxième partie de la figure indique les caractéristiques spatiales types des filières existantes ainsi que les ordres de grandeurs indicatifs correspondant.

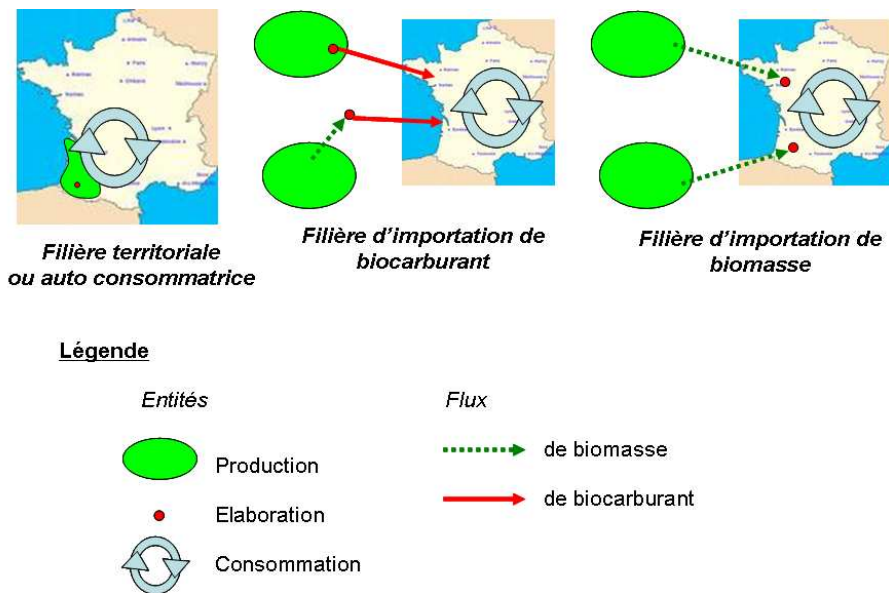


Figure 5 : Illustration des principaux cas de structurations spatiales des filières biocarburants. Les filières sont représentées selon les entités principales Production, Elaboration, Consommation. La terminologie employée pour les filières est basée sur le point de vue du consommateur par convention.

1.1 Les biocarburants, un nouvel usage des filières bioénergie

Dans ce travail, nous développons des approches spécifiques aux filières *biocarburant*. En anglais le terme *biofuels* regroupe indifféremment les produits finaux des filières bioénergie. Il n'interfère pas avec le mode de culture biologique désigné par *organic*. A l'opposé, en France, le terme *biocarburant*, est un néologisme qui a fait et fera probablement l'objet de controverses. Selon ses partisans et ses utilisateurs, ***biocarburant* désigne un carburant liquide ou gazeux issu d'une filière bioénergie particulière.** Selon ses détracteurs, *biocarburant* montre une consonnance trompeuse avec le mode de conduite biologique des productions végétales et animales (utilisant exclusivement des intrants issus de processus naturels et faisant l'objet d'une certification particulière). Cette remarque pourrait néanmoins plus largement s'appliquer aux filières *bioénergie*. Dans la pratique les controverses concernent les biocarburants issus de productions agricoles. En réaction, le terme alternatif le plus couramment proposé est *agrocarburant*. Celui-ci présente l'avantage d'interdire toute confusion quant au mode de production associé, mais n'est pas adapté aux biocarburants issus de recyclages divers (huiles usagées, graisses animales, ...), de ressources forestières ou aquacoles. De plus, *biocarburant* est un terme usité dans les textes réglementaires ainsi que dans la plupart des études scientifiques en France (pour une discussion plus approfondie, voir (Mercier, 2011)). **Nous choisissons ici d'employer le préfixe *bio* pour indiquer un recours à la biomasse indépendamment de sa nature ou de son mode de production.** Par conséquent, les *biocarburants* constituent une forme de *bioénergie* dont l'appellation peut être déclinée selon la nature du produit fini commercialisé (*bioéthanol*, *biodiesel*, *biogaz*, ...). **Cette terminologie ne présuppose en aucun cas un niveau de qualité environnementale.**

1.1.1 Qu'est-ce qu'une filière biocarburant ?

Une filière biocarburant est une filière bioénergie dédiée à la production de carburant pour le secteur des transports. **La raison principale de l'existence de ces filières est qu'elles constituent des filières alternatives dont le bilan environnemental semble être avantageux vis-à-vis des filières pétrolières conventionnelles. Par extension, cette amélioration relative du bilan environnemental est la condition principale à la justification de l'usage de biocarburants dans les pays développés.**

En première approche, une filière biocarburant est typiquement composée de trois entités principales (Figure 4) : **l'entité productrice (Production, P) de biomasse, l'entité transformant la biomasse en biocarburant (Elaboration, E) et l'entité consommant le biocarburant (Consommation, C).** Cette représentation est basée sur une approche systémique et technique. Elle est particulièrement adaptée à l'échelle des principales filières généralement située entre le niveau international et national. A un niveau de détail plus poussé et pour des échelles d'analyse plus fines, cette représentation peut s'avérer inadaptée. Toutefois les études détaillées ne traitent généralement que d'une des trois entités présentées.

Sans analyse spécifique, cette représentation par entités ne rend pas compte de la structuration spatiale des filières (Figure 5). Dans la pratique, **le type de structuration spatiale est un point clé dans la conduite d'analyse environnementale sur les filières biocarburants.** D'une part, **les analyses environnementales conduites sont construites du point de vue du consommateur final** afin d'évaluer les impacts environnementaux liés aux consommations de telles ou telles nations ou groupements de nations. Une filière est donc reconstituée depuis le consommateur jusqu'au producteur. D'autre part, les impacts et les enjeux liés aux *Productions* dépendent largement des contextes locaux. **La connaissance de la structuration spatiale de la filière est donc nécessaire pour prendre en compte les spécificités locales.** C'est pourquoi une filière biocarburant devrait nécessairement être représentée dans sa dimension systémique et dans sa dimension spatiale.

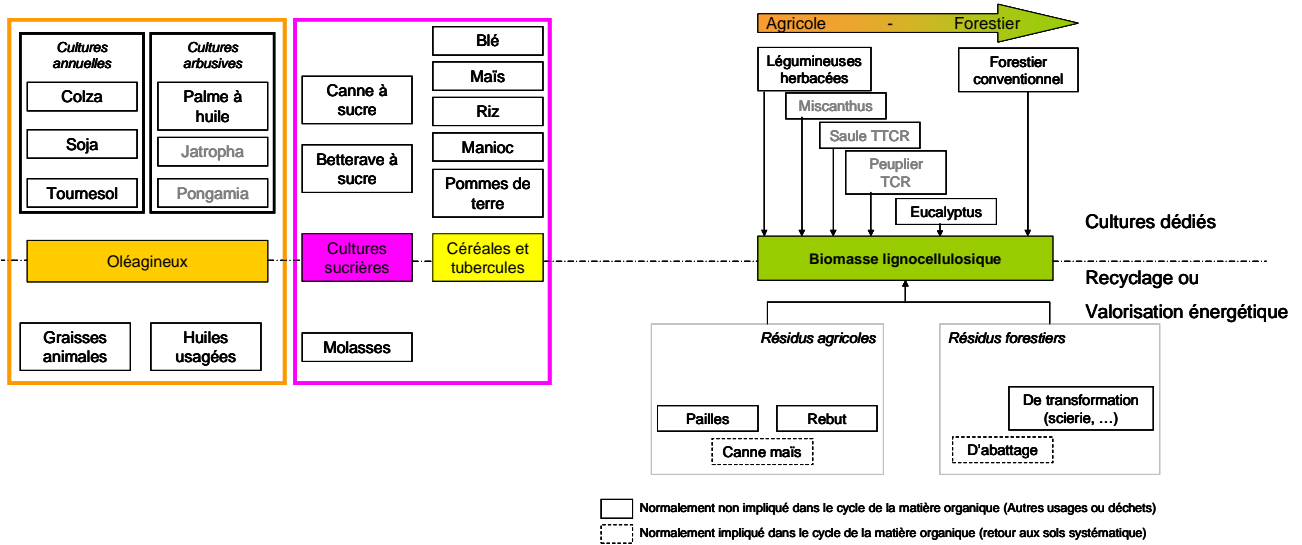


Figure 6 : Ressources mobilisées pour la production de biocarburants G1 (à gauche) et G2 (à droite). Les ressources présentées pour la G1 sont les principales cultures dédiées en 2011. Les filières de recyclage/valorisation G1 sont généralement les premières ressources mobilisées lors de la mise en place d'unités d'élaboration. Les ressources indiquées pour la G2 sont indicatives. Ce sont les plus étudiées et les plus citées pour l'approvisionnement de ces filières dans les études de potentiels, ou dans les études d'Analyse de Cycle de Vie comparatives. Leur appartenance aux systèmes de production forestiers ou agricoles est indiquée. Les nouvelles cultures spécifiquement développées pour les biocarburants sont indiquées en gris.

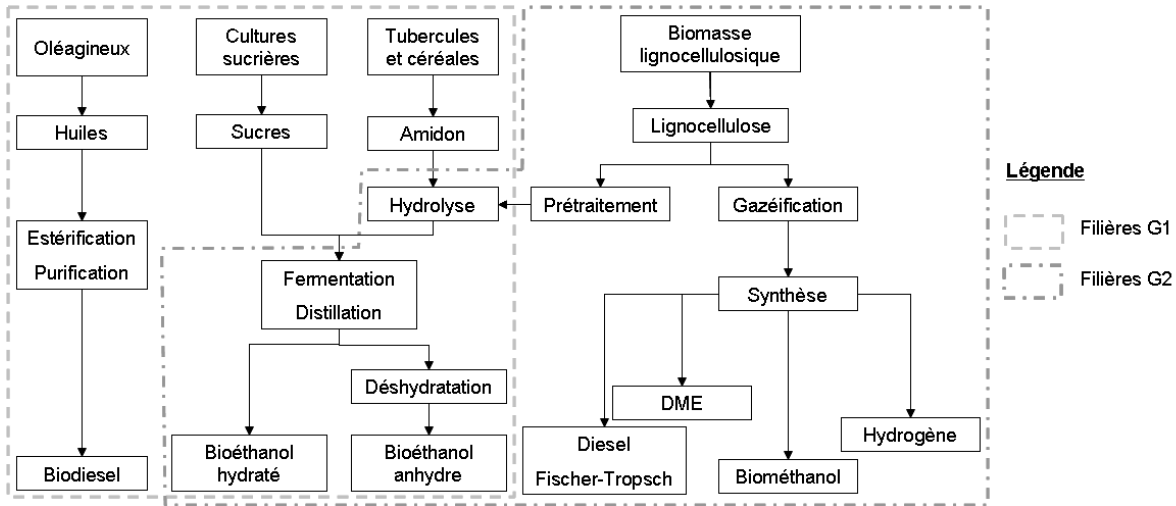


Figure 7 : Schématisation des process sollicités dans l'élaboration des biocarburants G1 et G2. A ce niveau, certains processus communs soulignent l'ambiguïté des classifications des filières biocarburants. Ces classifications doivent être utilisées en conscience de ces phénomènes. *Source : Adapté de (Lorne et Chabrelié, 2011).*

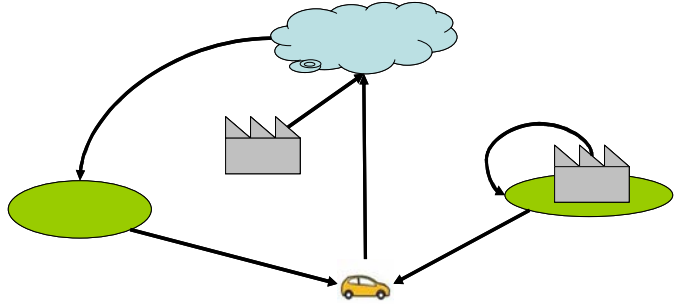


Figure 8 : Illustration des captations de dioxyde de carbone diffuses des filières G1 et G2 (à gauche) et concentrées pour les filières G3 (à droite). Les principales implications concernent les temps de résidence atmosphérique du CO₂ et l'intensification « artificielle » de la photosynthèse due à une plus grande disponibilité du CO₂ dans les filières G3. Cette représentation est schématique, le CO₂ du site industriel n'est pas capté en totalité dans les filières G3.

1.1.2 Principaux types de filières biocarburants

Au regard des différentes publications officielles (DIR/2009/28/CE, RFS, ...), il est important de noter qu'aucune classification officielle des filières biocarburants n'est établie à ce jour. L'absence de consensus sur les classifications est principalement liée (i) aux multiples possibilités dans le choix des clés de typologie (types de biomasse employés, process industriels mis en jeu, flottes de véhicules ciblées,...), (ii) aux points communs multiples et variables entre les entités des différentes filières. Différents types de classifications peuvent donc être justifiés en tenant compte de l'usage qui en est attendu. Pour les besoins de ce travail, nous choisissons d'établir une classification basée à la fois sur les entités *Production* et *Elaboration*. Cette classification correspond à une typologie couramment employée en France (ADEME *et al.*, 2008). Elle aboutit à la distinction de **trois grandes classes de filières : première génération (G1), seconde génération (G2) et troisième génération (G3).**

Les filières G1 sont définies par :

- des entités de *Production* axées sur des cultures agricoles alimentaires conventionnelles (Figure 6),
- des entités *Elaboration* basées sur des process existants et technologiquement mûres, dépendantes **du contenu amylicé, sucrier ou oléagineux de la biomasse** (Figure 7).

L'utilisation de produits élaborés de la biomasse (fruits, tubercules) limite les sources d'approvisionnement et le rendement énergétique global des filières G1. Par ailleurs, les filières utilisant de nouvelles cultures comme le *Jatropha curcas* L. (Achten *et al.*, 2010b; Ouwens *et al.*, 2007; Reinhardt *et al.*, 2007; Renner *et al.*, 2008; Timizar, 2007) ou le *Pongamia* (Suhawani et Sreedevi, 2009) font partie des G1.

Les filières G2 sont définies par :

- des entités *Production* basées sur des résidus ou sur des cultures agricoles et forestières dédiées principalement non alimentaires (Figure 6),
- des entités *Elaboration* basées sur des approvisionnements végétaux diversifiés (tissus mécaniques, plantes entières) dont le contenu en lignocellulose est la cible principale (Figure 7). Les procédés de conversion sont identifiés sous le nom « Biomasse To Liquid » (BTl).

Les filières G3 sont définies par :

- des entités *Production* basées sur des cultures algales en milieu plus ou moins contrôlés,
- des entités *Production* et *Elaboration* qui peuvent être partiellement combinées.

La possibilité de **combinaison partielle des entités permet aux filières G3 une captation concentrée du CO₂** (spatialement ponctuelle et quantitativement massive), **par opposition à une captation diffuse** (spatialement diffuse et quantitativement massive) **pour les filières G1 et G2** (Figure 8). **Les filières G3 sont donc des symbiotes attendus pour des sites industriels fortement émetteurs de dioxyde de carbone.**

Les filières biocarburants existantes en 2011 sont des filières G1 (ADEME *et al.*, 2010). Les filières G2 et G3 ne sont pas encore industriellement opérationnelles (Bacovsky *et al.*, 2010). Leur stade de développement correspond à des essais culturaux pour certaines nouvelles cultures dédiées et à des pilotes de plus ou moins grande échelle pour les unités d'élaboration ((Lorne, 2008), Lorne, D. 2011, com. pers.). Dans la suite de ce travail, **les filières seront différenciées sur la base du carburant substitué.** Nous présenterons séparément les filières se substituant au diesel conventionnel (**biodiesel**) ou à l'essence conventionnelle (**bioéthanol**).

Tableau 1 : Objectifs d'incorporation de biocarburants principaux dans le monde en 2008. Source : *Adapté de* (Petersen, 2008).

| Pays | Horizon | Objectifs | Unité | Horizon | Mélange | Unité | Biocarburant |
|------------------------|---------|-----------|--------------------|---------|---------|-------|--------------|
| Argentine | | | | 2010 | 5 | [%] | E |
| Argentine | | | | 2010 | 5 | [%] | B |
| Australie | 2010 | 0,35 | [Mm ³] | 2011 | 10 | [%] | E/B |
| Bolivie | | | | 2015 | 20 | [%] | E |
| Brésil | | | | 2007 | 25 | [%] | E |
| Brésil | | | | 2013 | 5 | [%] | B |
| Canada | | | | 2010 | 5 | [%] | E |
| Canada | | | | 2012 | 2 | [%] | B |
| Chine | 2020 | 15 | [%transport] | 2020 | 15 | [%] | B/E |
| Colombie | | | | 2007 | 10 | [%] | E |
| Colombie | | | | 2008 | 5 | [%] | B |
| République Dominicaine | | | | 2015 | 15 | [%] | E |
| République Dominicaine | | | | 2015 | 2 | [%] | B |
| Union Européenne | 2010 | 5,75 | [%transport] | 2010 | 5,75 | [%] | B/E |
| Union Européenne | | | | 2020 | 10 | [%] | B/E |
| Inde | | | | 2008 | 10 | [%] | E |
| Inde | | | | 2012 | 5 | [%] | B |
| Indonésie | | | | 2010 | 10 | [%] | B/E |
| Japon | 2020 | 6 | [Mm ³] | | | | B/E |
| Malaisie | | | | | 5 | [%] | B |
| Nouvelle Zélande | | | | 2012 | 3,4 | [%] | B/E |
| Paraguay | | | | 2009 | 5 | [%] | B |
| Pérou | | | | 2010 | 7,8 | [%] | E |
| Pérou | | | | 2010 | 5 | [%] | B |
| Philippines | | | | 2011 | 10 | [%] | E |
| Philippines | | | | 2010 | 2 | [%] | B |
| Afrique du Sud | | | | 2013 | 2 | [%] | B/E |
| Thaïlande | | | | 2011 | 5 | [%] | B |
| Etats-Unis | 2012 | 27 | [Mm ³] | | | | B/E |
| Etats-Unis | 2013 | 1 | [Mm ³] | | | | EG2 |
| Etats-Unis | 2022 | 134 | [Mm ³] | | | | B/E |
| Uruguay | | | | 2014 | 5 | [%] | E |
| Uruguay | | | | 2012 | 5 | [%] | B |

| Initiatives pour la certification des biocarburants | | Périmètre d'intervention, nature et objectifs des démarches | | | | |
|--|----------------------|---|----------------|---------------|--------------------------|--|
| Nom | Initiales | National | Supra-National | International | ONG/Associations Privées | Objectifs |
| Rountable on Sustainable Biofuels | RSB | | | X | | |
| Rountable for Sustainable Palm Oil | RSPO | | | [1] | | |
| Rountable for Sustainable Soy | RSS | | | X | | |
| Better Sugarcane Initiative | BSI | | | X | | |
| Assured Combinable Crops Scheme | ACCS | | | X | | |
| Linking Environment And Farming | LEAF | | | X | | |
| Sustainable Agriculture Standard / Rainforest Alliance | SAN/RA | | | X | | |
| Global Bioenergy Partnership | GBEP | | | X | | |
| Biofuels Sustainability Scorecard | BSS-IBD | | AM | | | |
| Greenery | | Royaume Unis | | X | | Certification éthanol Brésilien |
| SEKAB | | Suède | | X | | Certification éthanol Brésilien |
| Renewable Transport Fuel Obligation | RTFO | Royaume Unis | | | | Conso transport base PCI |
| Directive Européenne ENR | RED | | UE | | | Conso transport base PCI |
| Cramer Criteria | NTA 8081 | Pays Bas | UE | | | |
| Biomass Sustainability Ordinance for Biofuels | BSOB | Allemagne | UE | | | |
| Biofuels Tax Exemption | BTE | Suisse | UE | | | Exemption de taxe si -40% GES |
| Initiatives en Belgique | | Belgique | UE | | | Réduction GES |
| Renewable Fuel Standard | RFS | | USA | | | |
| Low Carbon Fuel Standard | LCFS | California | | | | Réduction GES |
| Massachusetts | | Massachusetts | | | | Biocarburants de déchets ou agrément de l'EPA |
| CEM Working Group on Renewable Fuels | CEM | Canada | | | | |
| Social Fuel Seal | SFS | Brazil | | X | | Réductions de taxes |
| Biofuels Industril Strategy | BIS | Afrique du Sud | | | | Impact emplois/sécurité alimentaire/écosystème/canne à sucre, betterave, soja, |
| Biofuels Policy | BP | Mozambique | | | | Critères socio-économiques/Zonage agricole |
| Initiatives gouvernementales | | Indonésie | | | | Déforestation /Favorise Jatropha et Coco par rapport à l'huile de palme |
| Biomass Mark | BM | Japon | | | | Label pour bio-produit, sans critères de durabilité |
| Biofuels Sales Obligation/ Biofuels Bill | BSO/BB | [2] | | | | Obligation sur distributeurs de carburants au prorata PCI de leurs ventes |
| Standard de durabilité des bioénergies | ISO | | | X | | |
| EC-funded Carbon Labeling (CO ₂ Star) | CO ₂ Star | X | | | X | Certification du biodiesel de colza VS diesel |
| Nordic Ecolabel | SWAN | | [3] | | X | Critères de durabilité pour les biocarburant à au moins 33% d'origine renouev |

Références

Scarlat et Dallemand, 2011
Green, 2010
van Dam et al., 2011

Légende

[1] Malaisie/Indonésie/Colombie/Papouasie Nouvelle Guinée
[2] New Zealand/Australie
[3] Norvège/Suède/Finlande/Icelande/Danemark
AM Continent Américain
UE Union Européenne
USA Etats-Unis d'Amérique

Tableau 2 : Principaux cadres réglementaires et principales initiatives d'encadrement du développement des filières biocarburants dans le monde en 2010. Source : *Adapté de* (Green, 2010; Scarlat et Dallemand, 2011; van Dam et al., 2011).

1.1.3 Cadres réglementaires et mécanismes d'incitation pour les biocarburants

L'analyse des principaux cadres réglementaires régissant les filières biocarburant dans le monde montre que l'approche incitative est systématiquement celle d'objectifs de consommation. Dans la pratique pour les filières biocarburants, ce type d'objectif se traduit principalement par des taux d'incorporation dans le carburant conventionnel (Tableau 1) couplé ou non à une distribution parallèle de biocarburants « purs » (Ethanol pur au Brésil, Huile Végétale Pure en Allemagne, Biogaz en Finlande...). Cette incitation par la consommation ne pose pas de contraintes sur l'origine (nationale ou non) des biocarburants. Ainsi, **tels que déclinés actuellement, les objectifs peuvent être atteints par le biais de filières auto consommatrices autant que par le biais de filières d'importation (Figure 5). Ceci justifie fondamentalement la conduite d'analyses environnementales de ces filières du point de vue de la consommation finale.** En d'autres termes, l'ensemble des impacts générés par le produit fini devrait logiquement être attribué à l'entité de Consommation. Aussi, par extension, toute analyse environnementale des filières biocarburants limitée aux périmètres des entités de Production ou d'Elaboration est, selon les contextes, plus ou moins incomplète.

En parallèle du déploiement d'objectifs de consommations réglementés par des directives cadres, de nombreuses initiatives d'encadrement des filières biocarburants ont émergé (Tableau 2). Ces initiatives répondent aux préoccupations publiques et citoyennes concernant la garantie du caractère vertueux attribué à ces filières : la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) dans le secteur des transports par l'utilisation d'une ressource énergétique renouvelable générant globalement une moindre pression environnementale comparativement aux filières pétrolières conventionnelles. Plus spécifiquement, la prise de conscience des effets induits par les opportunités d'échange entre zones productrices de matières premières et zones consommatrices de biocarburants a favorisé l'émergence des initiatives tournées vers la gestion de l'aspect environnemental de ces productions. Naturellement, les initiatives de ce type (RSPO, RSS, BSI, ACCS, LEAF, SAN/RA, ...) sont concentrées sur les principaux pays producteurs de matières premières dédiées aux biocarburants.

Selon Van Dam *et al* (van Dam *et al.*, 2011), il est utile de noter que, concernant les impacts des biocarburants, les considérations socio-économiques constituent les préoccupations premières dans les pays en voie de développement, tandis que les critères environnementaux priment en Europe et en Amérique du Nord (les plus gros consommateurs mondiaux de biocarburants). Ces priorités dans le traitement des aspects nationaux et locaux du déploiement des filières biocarburants sont en cohérence avec la situation mondiale des biocarburants en 2011. D'un côté, des entités géopolitiques majeures accroissent leurs consommations et importations en biocarburants sur la base d'une recherche d'amélioration environnementale. D'un autre côté, les pays producteurs en voie de développement, qui répondent à des opportunités d'exportations en nette augmentation, constatent localement les pressions socio-économiques engendrées sur les zones de productions et sur le fonctionnement socio-économiques des zones rurales sollicitées.

Enfin concernant les critères d'évaluation principaux, la plupart de ces initiatives indiquent l'importance d'une prise en compte du contexte national dans lequel on considère les productions. Ceci implique qu'**un emboîtement de principes élémentaires à différents niveaux d'échelles** (culture, zones de culture, système socio-économique national, ressources nationales, échanges et effets induits internationaux) **est nécessaire pour garantir un bilan environnemental avantageux à l'échelle des filières biocarburants.**

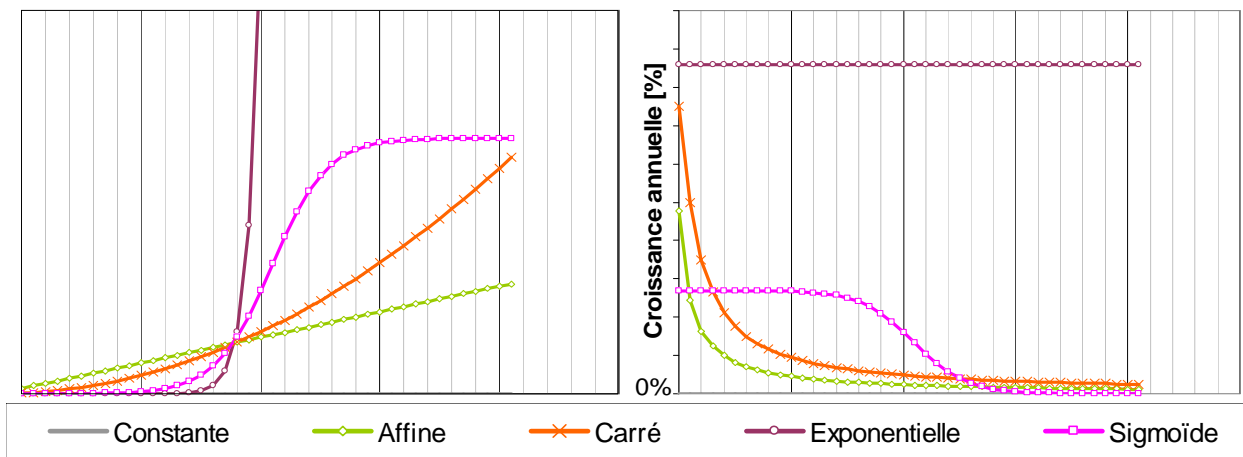


Figure 9 : Illustration de différents types d'évolutions de grandeurs (à gauche) et de l'évolution des croissances annuelles associées (à droite). Les types d'évolutions choisis représentent un système stable (Constante), en expansion (Affine, Carré, Exponentiel), ou encore un système présentant plusieurs phases d'évolution (Sigmoïde). Les valeurs brutes sont arbitraires et ne sont pas indiquées.

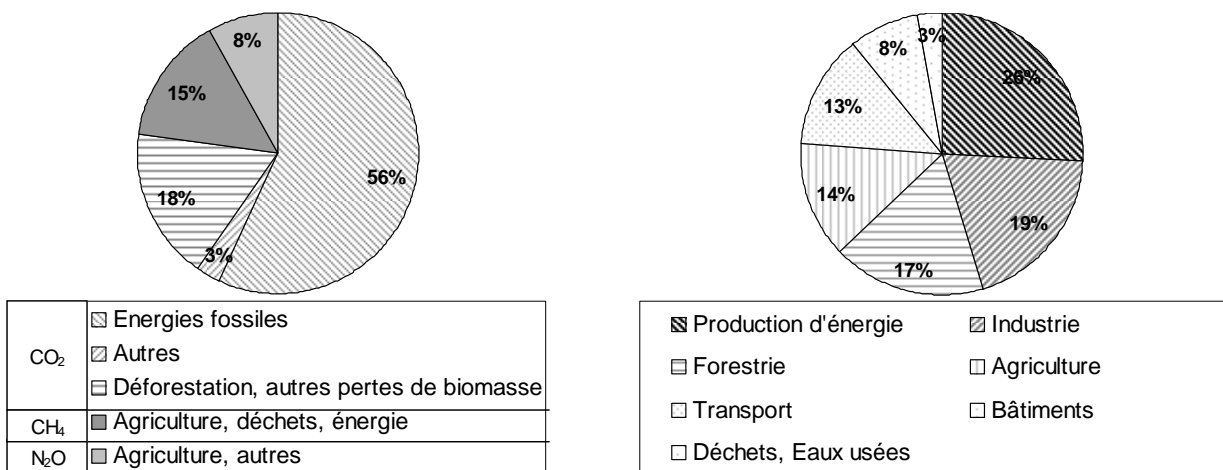


Figure 10 : Distribution des émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine anthropique dans le Monde (2004) par type de gaz (à gauche) et par activités humaines (à droite). Ces émissions ont été identifiées comme fortement impliquées dans les changements climatiques observés empiriquement. Les conséquences potentielles ou avérées du changement climatique sont nombreuses et hautement significatives sur les conditions de vie humaines (désertification, calamités agricoles, migrations des populations, diminution des surfaces terrestres émergées, pertes en biodiversité,...). *Source : Adapté de (Ribeiro et al., 2007).*

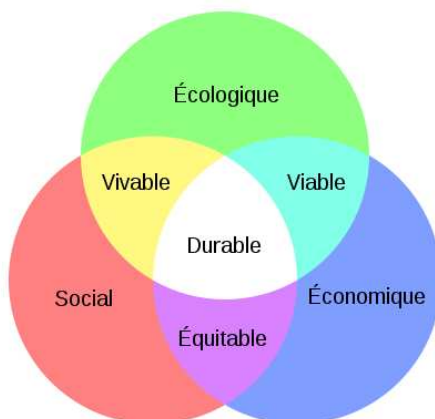


Figure 11 : Représentation schématique des piliers du développement durable (Social, Ecologique et Economique) et de leurs interactions. Cette représentation est la plus commune dans l'illustration de ce concept.

1.2 Développement durable et implications énergétiques

1.2.1 Développement durable et durabilité

Le modèle de développement économique actuel des pays développés repose essentiellement sur la force motrice de la croissance. Ce modèle économique est progressivement transféré à l'ensemble des pays du monde. Ce transfert est opéré via différents mécanismes destinés à unifier les modalités liées aux transactions internationales et à ses opérateurs. D'une part la mise en place, par l'Organisation Mondiale du Commerce, de réglementations internationales vise à favoriser les échanges commerciaux en limitant les contraintes douanières nationales. D'autre part, la mise en place d'un système de conditionnalités particulières adossées aux prêts qu'attribuent les principaux organismes internationaux pour le développement économique (Banque Mondiale, Fond Monétaire International) parachève l'adhésion des pays débiteurs au système économique observé dans les pays développés. Ces conditionnalités portent notamment sur la privatisation d'une multitude de secteurs d'activités encore régis par l'autorité publique dans les pays débiteurs (pour exemples concernant l'agriculture voir Magnagna Nguema (Magnagna Nguema, 2005) ou Barbier (Barbier, 2000)).

Ainsi, la croissance économique globale, qui se mesure par l'évolution relative annuelle du PIB mondial, est devenue un paramètre clé dans l'équilibre économique mondial et dans la plupart des pays développés. Une croissance économique constante implique une production économique d'allure exponentielle *a minima* (Figure 9). De ce constat simple découle la question de l'origine de cette croissance et de sa durabilité. Les productions économiques globales reposent essentiellement sur les productions globales de matières premières. Dès lors, la durabilité de ce modèle est en partie conditionnée par la durabilité de l'exploitation des ressources primaires nécessaires à la production de matières premières. Ces ressources primaires sont d'origines minières, terrestres, et aquatiques. Leur utilisation est limitée par leurs **quantités finies** sur Terre et par leurs **disponibilités**. La disponibilité de ces ressources, du point de vue de l'Homme, est fonction de ses capacités à les **découvrir** puis à les **mobiliser**. Dans la pratique, **l'ensemble des opérations nécessaires à la mobilisation des ressources, à leur transformation et leur utilisation produit des perturbations et des pollutions** (transferts de composés dans l'eau, l'air et la terre) **qui engendrent dans la plupart des cas des impacts environnementaux**. Certains impacts globaux, dont ceux des gaz à effets de serre sur le climat global soulignent le lien entre consommations, pollutions (Figure 10) et impacts de grande ampleur (Ribeiro *et al.*, 2007). Ce lien est plus difficile à illustrer pour des impacts locaux. **Aussi, la distribution des retombées économiques liée à la consommation des ressources primaires n'est pas nécessairement guidée par des principes d'équité.**

Devant ces problématiques sociétales, un concept de modèle de développement a émergé sous l'appellation de « développement durable ». L'apport principal de ce concept est **la prise en compte des champs sociaux et écologiques conjointement au champ économique conventionnel** dans la définition des stratégies de développement globales et locales (Figure 11). Ces trois champs forment les piliers du développement durable. Par conjonction, **l'ambition de durabilité consiste à imaginer et implémenter un modèle permettant d'opérer et de conserver des rapports économiques équitables et viables dans un environnement viable**. Il s'agit de passer d'un état d'équilibre résultant de tensions (forces économiques, forces physiques), à un état d'équilibre résultant de cohésions (écologie ou métabolisme industriel,...).

Dans notre démarche, nous ne prétendons pas à couvrir l'ensemble de ces domaines d'études. Toutefois, **nous inscrivons volontairement nos recherches dans ce cadre conceptuel. D'une part, nous focalisons notre attention sur les dimensions techniques, énergétiques et environnementales de filières bioénergie particulières : les filières biocarburants. D'autre part, nous produisons des éléments d'appréciations permettant de relier nos analyses aux composantes socio-économiques majeures pour ce type de filière.** Par ailleurs, comme la viabilité économique est dans la pratique une condition inhérente à la mise en œuvre de ces filières, nous choisissons de ne pas l'étudier spécifiquement.

| Source énergétique contemporaine | Vecteur Energétique | Rdt E | | |
|--|---------------------|-------------------|-----------|------|
| Filières actuelles | | | | |
| <i>Non renouvelable</i> | | | | |
| Pétrole | Carburant liquide | B | | |
| Gaz | Carburant liquide | B | | |
| Fossiles | Electricité | B | | |
| Charbon | Electricité | B | | |
| <i>Renouvelable</i> | | | | |
| Solaire | Biomasse | Carburant liquide | n.a. | |
| Filières étudiées ou en développement | | | | |
| <i>Non renouvelable</i> | | | | |
| Fossiles | Electricité | Hydrogène | C | |
| Charbon | Electricité | Hydrogène | C | |
| Charbon | Carburant liquide | | C | |
| <i>Renouvelable</i> | | | | |
| Solaire | | Electricité | n.a. | |
| Solaire | | Electricité | Hydrogène | n.a. |
| Solaire | Biomasse | Electricité | Hydrogène | n.a. |
| Solaire | | Hydrogène | n.a. | |

| | | | | | |
|----------------|-----------|---------|------------|-----|------------------|
| Infrastructure | Parc Auto | Risques | Besoin R&D | GES | Impact sanitaire |
|----------------|-----------|---------|------------|-----|------------------|

| Source Energétique | A | B |
|--------------------|---|---|
| Solaire | | |
| Fossiles | C | A |
| Charbon | B | C |
| Pétrole | C | C |
| Gaz | C | C |
| Biomasse | A | B |

| Véhicules fonctionnant avec | A | A | A | C |
|-----------------------------|---|---|---|---|
| Carburant liquide | A | A | A | C |
| Electricité | C | B | A | A |
| Hydrogène | B | C | C | A |

| | |
|-------------------------|---|
| Infrastructures | Degré de modifications à apporter aux infrastructures routières pour assurer le fonctionnement de la filière. |
| Parc Auto | Adéquation des véhicules requis avec le parc automobile existant. |
| GES | Emissions globales de gaz à effet de serre (GES) de la filière. |
| Risques | Risques inhérents à la filière. |
| Besoin R&D | Besoin en recherche et développement pour la mise en place effective de la filière. |
| Impact sanitaire | Impacts sanitaires locaux lors de l'usage final. L'impact principal considéré est lié à l'émission de particules en milieu urbain. |
| Rdt E | Rendement énergétique global de la filière entre l'énergie primaire (mobilisée à la source énergétique) et l'énergie utile nécessaire au service final rendu (distance parcourue). Non appliqué pour les filières renouvelables (n.a.). |

Figure 12 : Avantages et inconvénients théoriques des différentes filières existantes et d'options en développement pour le transport routier. Les magnitudes notifiées sont indicatives et croissantes (A, B, C). Les alternatives renouvelables sont soulignées. Note : Les filières de recyclage ne sont pas représentées (ordre de grandeur non comparable). Ces filières doivent cependant être soutenues et favorisées car elles sont directement impliquées dans l'amélioration de l'efficacité de l'usage énergétique général. L'hydraulique n'est pas représentée séparément pour cause d'une grande hétérogénéité dans les potentiels nationaux (représentatif de cas particuliers). « Fossiles » indique l'ensemble des ressources utilisées pour la fission nucléaire.

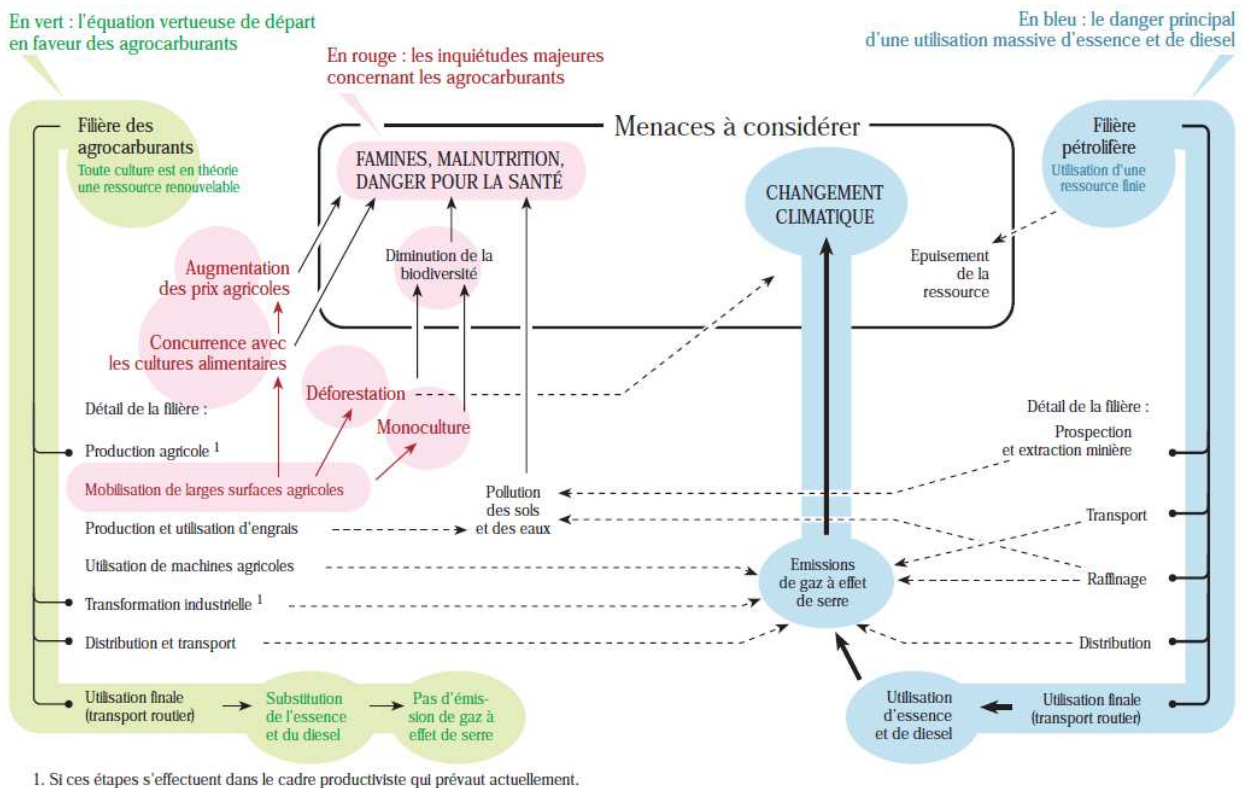


Figure 13 : « Agrocarburants contre Pétrole : Les termes de l'équation ». Source : Emmanuel Bournay, UNEP/GRID-Arendal (Bournay, 2007). Paru dans l'Atlas environnement du Monde Diplomatique, 2007.

1.2.2 Implications des usages énergétiques : quelles options pour le transport ?

Les usages énergétiques conventionnels reposent principalement sur les ressources fossiles et fissiles dans une moindre mesure (*cf* 1). L'exploitation, la conversion de ces ressources en vecteurs énergétiques, et leurs consommations finales engendrent une série de pollutions et de problématiques environnementales particulières. L'approvisionnement énergétique durable implique donc une transition vers un bouquet énergétique moins polluant. En ce sens le choix des filières énergétiques est primordial et doit favoriser les solutions les plus adaptées aux secteurs d'application et aux situations existantes. Appliqué au secteur du transport, les implications énergétiques vis-à-vis du développement durable sont étroitement liées aux impacts associés aux filières pétrole et gaz et à leur caractère non renouvelable. **Du seul point de vue des émissions de GES (13% des émissions globales, Figure 10), l'enjeu concernant le changement climatique est majeur. A cet impact global s'ajoute une multitude d'impacts locaux potentiels (pollutions aux hydrocarbures, etc.). Sur le plan de l'équité, les « pétrodollars » sont peu efficaces dans des contextes politiques instables et de nombreuses tensions géopolitiques sont liées à l'exploitation de ces ressources. A ce stade, la question des filières de substitution destinées à améliorer la situation actuelle est légitime et urgente.** A court terme trois options complémentaires existent (crédit de l'association Negawatt). **Premièrement une sobriété accrue est requise. Ceci se résout conjointement à l'échelle individuelle et dans l'aménagement des transports en zones urbaines (limiter l'étalement urbain, favoriser les transports collectifs). Deuxièmement, l'efficacité énergétique des filières est une source majeure connue de maîtrise des consommations. Enfin, la mise en place de filières renouvelables spécifiques aux transports est cruciale pour la durabilité de ce secteur.** Les options pour des filières plus efficaces ou renouvelables dans le transport sont limitées. Le principal frein est le vecteur énergétique et son adéquation avec le parc automobile existant. **En cela, l'option la plus probablement significative reste l'utilisation de la biomasse à l'horizon 2020-2030.** D'autres options sont prometteuses mais nécessitent des adaptations ou des développements importants et un temps de mise en œuvre conséquent (Figure 12).

1.2.3 Développement des biocarburants vis-à-vis du développement durable

Sur le plan Européen, les objectifs associés aux filières biocarburants sont d'**apporter un débouché supplémentaire à l'agriculture** (Politique Agricole Commune, 1992), de **réduire les émissions de GES** (DIR/2009/28/CE) **et la dépendance aux importations énergétiques**. Dans notre démarche, nous considérons que **les filières alternatives renouvelables dans le transport doivent contribuer à diversifier le bouquet énergétique** en vue de **prolonger les réserves conventionnelles** existantes, et d'**améliorer le bilan environnemental** sur les impacts les plus importants (Figure 13). En outre, des éléments spécifiques doivent faire l'objet d'une veille et d'un approfondissement scientifique pour permettre une évaluation *a priori*, puis *a posteriori*. Dans le cadre du développement durable, nous exposons les points complémentaires perçus comme importants dans la suite de notre raisonnement. Sur le plan de l'**équité**, les objectifs d'incorporation sans regard des capacités de production favorisent les **filières d'importation qu'il faut identifier et étudier**. Les **gains économiques** liés à ces échanges doivent **rétribuer justement les producteurs vis-à-vis des opérateurs commerciaux** rémunérés sur les transactions de ces productions (Lamers *et al.*, 2011). Ce constat vaut également pour les subventions accordées aux cultures énergétiques. Les **systèmes de production végétale doivent s'intégrer au fonctionnement socio-économique local**. Sur le plan écologique, **les impacts locaux liés à ces productions doivent être identifiés, mesurés et attribués aux consommateurs, quelle qu'en soit la répartition géographique**. Ces impacts doivent être minimisés afin de **garantir un environnement viable**. Sur le plan social, les concurrences d'usages doivent être hiérarchisées. Par exemple, la disponibilité alimentaire doit prévaloir sur les cultures énergétiques. **D'une manière générale, le niveau de mobilisation des ressources pour les cultures énergétiques (Eau, Sols, Mains d'œuvre) doit être réalisé en fonction des contextes locaux et de leurs contraintes spécifiques.**

| Ressources | | Hétérogénéité spatiale naturelle | Moyens d'homogénéisation | Action type |
|-------------------------------|----------------|----------------------------------|--------------------------|---|
| Naturelles | Température | A | C | Serres* |
| | Ensoleillement | A | C | Eclairages (limité aux serres, rendement énergétique faible)* |
| | Eau | A | A | Aménagements hydrologiques territoriaux et Irrigation des parcelles |
| | Sol | A | B | Réhabilitation, Amendements, cultures hors sol* |
| Humaines et techniques | Main d'Œuvre | B | B | Développement socio-économique du territoire, échanges |
| | Matériel | A | A | Commerce/Réseau para agricole ou para forestier |

* Ces moyens ne peuvent pas être appliqués à grande échelle (techniquement et/ou d'un point de vue environnemental) ou ont une efficacité limitante.

Figure 14 : Déterminants locaux dans la disponibilité des principales ressources requises pour les productions végétales. Marges de manœuvre indicatives et actions existantes pour leurs redistributions à l'échelle territoriale. Ces indications rendent compte d'une faisabilité technique sans regard des contraintes technico-économiques et sociétales. Les magnitudes notifiées sont indicatives et croissantes.

1.3 Enjeux liés à l'intégration des spécificités locales dans les démarches d'évaluation nationales

La plupart des mécanismes d'incitations à l'intégration de biocarburants dans le bouquet énergétique dédié au secteur du transport opèrent à l'échelle nationale ou de groupements d'Etats (cf 1.1.3). De plus, ces mécanismes d'incitations sont essentiellement portés sur la consommation sans prise en compte des capacités de production internes. Dès lors, **les enjeux liés à l'intégration des spécificités locales dans les démarches d'évaluation nationales des filières biocarburants portent autant sur la reconnaissance de la structure réelle des filières** (prise en compte de l'origine des biocarburants importés) **que sur la mesure de l'adéquation entre les modalités de déploiement de ces filières et les spécificités des territoires sollicités.** C'est seulement en pleine connaissance de ces éléments que les **enjeux principaux** peuvent être évalués. Ceux-ci **concernent principalement le développement territorial, l'intérêt énergétique de telles productions, et les conséquences environnementales locales dans l'objectif d'apporter des bases de comparaisons avec les filières pétrolières conventionnelles.**

1.3.1 Type d'implications des spécificités locales

Les spécificités locales majeures dans les filières bioénergie s'expriment essentiellement à deux niveaux d'échelle distincts : **l'échelle territoriale** dans laquelle les sites de productions végétales sont inclus et **l'échelle du site de production végétale.**

A l'échelle territoriale, deux catégories de spécificités doivent être prises en compte. **Les spécificités territoriales contraignantes pour les sites de production** sont d'origines naturelles (climat, topologie, ...) ou anthropiques (zones urbaines ou artificialisées, aménagement du territoire, population rurale et système socio-économique). A cette échelle, les principales contraintes sont liées à la disponibilité des ressources requises pour la production végétale et l'élaboration de biocarburants (Figure 14). **Les spécificités de vulnérabilités territoriales** sont également d'origines naturelles (milieux naturels et services écosystémiques) ou anthropiques (usages de l'eau, usages des sols). A cette échelle, les **enjeux** liés à l'intégration des spécificités territoriales dans les démarches d'évaluation nationales concernent la **faisabilité et la viabilité des projets** de mise en place de filières bioénergie (**spécificités territoriales contraignantes**) ainsi que la prise en compte de la **sensibilité des milieux naturels sollicités** (spécificités de vulnérabilités territoriales).


A l'échelle des sites de production végétale, les spécificités qui influencent significativement les résultats de production et les évaluations d'impacts environnementaux sont d'ordres organisationnel, technique et naturel, comme indiqué par Milà I Canals (Milà I Canals, 2003). Ces spécificités se retrouvent à différents niveaux de détails du site de production et sont globalement dues aux :

- orientations technico-économiques des exploitations (OTEX),
- rotations, assolements et pratiques culturales (itinéraires et opérations techniques),
- caractéristiques des parcelles cultivées (nature des sols, forme et organisation du parcellaire, ...),
- conditions climatiques locales et accès aux ressources (eau, sols, main d'œuvre).

Les spécificités locales à prendre en compte dans les analyses environnementales de filières biocarburants s'appliquent à différents objets. Les spécificités locales d'intérêt concernent les **filières (structuration spatiale et infrastructures)**, les **ressources naturelles** (niveau de **disponibilité** local, taux de prélèvement, qualité requise, **degré d'accès** comme déterminant de la distribution des cultures), la **vulnérabilité des territoires aux catégories d'impacts locaux.**

| Dénomination | Superficie [ha] | Caractéristiques descriptives | | | | | | Aire biogéographique | | | | | | |
|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|----------|---------------|-------------------------|-----|-------|----------------------|-----------|-------|----------|------------|---------|---------------|
| | | Atmosphère | Géologie | Hydrogéologie | Hydrologie (subsurface) | Sol | Flore | Faune | Biosphère | Biome | Paysage* | Écosystème | Habitat | Micro-habitat |
| Ecozone | > 6,25 M | | | | | | | | | | | | | |
| Ecoprovince | [0,25 ; 6,25] M | | | | | | | | | | | | | |
| Ecorégion | [250 ; 10] k | | | | | | | | | | | | | |
| Ecodistrict | [10 ; 0,625] k | | | | | | | | | | | | | |
| Ecosection | [625 ; 25] | | | | | | | | | | | | | |
| Ecosite | [25 ; 1,5] | | | | | | | | | | | | | |
| Ecotope | [1,5 ; 0,25] | | | | | | | | | | | | | |
| Ecoélément | < 0,25 | | | | | | | | | | | | | |
| Facteurs biotiques | Physiocénose | | | | | | | | | | | | | |
| | Biocénose | | | | | | | | | | | | | |
| | Communauté | | | | | | | | | | | | | |
| | Population | | | | | | | | | | | | | |
| Facteurs abiotiques | Atmosphère | | | | | | | | | | | | | |
| | Hydrosphère | | | | | | | | | | | | | |
| | Lithosphère | | | | | | | | | | | | | |
| | Cryosphère | | | | | | | | | | | | | |
| | Physiotope | | | | | | | | | | | | | |
| | Biotope | | | | | | | | | | | | | |
| | Facteurs physico-chimiques | | | | | | | | | | | | | |

Légende :

 Domaines d'étude pour les impacts locaux


 Concordances

Figure 15 : Terminologie et niveaux d'échelles appropriés dans l'observation des milieux naturels. Exemple d'une classification couramment employée en écologie scientifique. Les objets d'études pour les impacts locaux et les échelles d'observation pertinentes sont soulignés. La nature biotique ou abiotique des facteurs contribuant à la spécificité de chaque élément de classification biogéographique est illustrée. Paysage* est la traduction de « Landscape » qui constitue généralement une échelle territoriale. *Source : Adapté de (Bailey, 2005; Frontier et al., 2008; Klijn et Udo de Haes, 1994; Pawlikowski et Pawlikowski, 2004).*

Facteurs Biotiques

| | |
|-------------------|---|
| Biocénose | Ensemble des êtres vivants coexistant dans un espace défini qu'est le biotope. |
| Communauté | Ensemble d'organismes appartenant à des populations différentes constituant un réseau de relations. |
| Population | Ensemble des individus d'une même espèce qui occupe le même milieu. |

Facteurs Abiotiques

| | |
|-------------------|--|
| Physiotope | Matrice abiotique totale d'habitats présents dans un écotope. |
| Biotope | Type de lieu de vie défini par des caractéristiques physiques et chimiques déterminées relativement uniformes. |

Figure 16 : Définitions concernant certains facteurs biotiques et abiotiques pris en compte dans les démarches d'écologie scientifique. *Source : Définitions issues de (Frontier et al., 2008).*

1.3.2 Qu'est-ce qu'un impact local ?

Le système global dans lequel nous menons la quantification des impacts locaux est considéré comme étant le système Surface Terrestre Atmosphère (STA, tel que défini dans (Combarrous, 2001)). Tout impact devant être mesuré à une échelle plus grande ou correspondante à celle du système STA est considéré comme étant un impact global. Les impacts mesurés à l'échelle du système STA (montée des eaux, changement climatique global, modification des régimes météorologiques continentaux, ...) sont des impacts globaux bien que certains de leurs effets réels puissent montrer des hétérogénéités spatiales. Dans notre démarche, nous considérons qu'un impact est local lorsqu'il présente des dépendances spatiales caractéristiques (Figure 15).

Sur un plan spatial, les impacts locaux sont caractérisés par l'**existence d'un zonage géographique propre** dont la définition conditionne la cohérence de l'évaluation. Ce zonage géographique est généralement déterminé par le périmètre physique de l'objet sur lequel s'exerce l'impact local considéré (bassin versant et masses d'eau, biodiversité et biome,...). Ainsi, **les effets de l'impact local considéré sont exclusivement exprimés à l'intérieur de ce zonage géographique propre**. La dimension du zonage caractéristique influence par ailleurs la faisabilité et la finesse de l'évaluation de l'impact local (Figure 15, Figure 16).

Sur un plan temporel, les impacts locaux sont caractérisés par une **grande variabilité qui est simultanément fonction de leurs natures et des contextes locaux dans lesquels ils s'exercent**. Cette variabilité se retrouve aussi bien dans les échelles de temps de **mise en place de l'impact** (par exemple l'érosion des sols, les épisodes de lessivage des parcelles agricoles et l'eutrophisation des plans d'eau voisins,...) que dans la **durée d'expression de ces impacts** (par exemple stress hydriques de quelques jours, contaminations des sols de plusieurs décennies, cuirasses latéritiques permanentes après défrichement des forêts tropicales, ...). Enfin, la **durée de réhabilitation des milieux naturels impactés** est aussi une variable importante à prendre en compte lors de l'évaluation des impacts locaux. Sur ce point, la forme la plus extrême de ségrégation se traduit par le caractère réversible ou irréversible de l'impact local considéré selon les contextes rencontrés (par exemple, pertes de biodiversité locale pour des espèces communes ou endémiques).

Sur un plan fonctionnel, les impacts locaux de natures très différentes sont souvent interdépendants (par exemple les impacts sur le fonctionnement hydrologique local engendrent des impacts sur la biodiversité locale et sur la vulnérabilité des sols locaux à l'érosion). Ces interdépendances ne sont pas propres aux impacts locaux, mais elles constituent une des sources majeures de complexité dans l'évaluation des impacts locaux.

Les **hétérogénéités spatio-temporelles, les natures très distinctes** que présentent les impacts locaux **et leurs interdépendances** impliquent que ces impacts doivent être mesurés spécifiquement dans chaque situation présentant des différences notables. Ainsi, c'est en premier lieu une bonne connaissance des situations traitées qui rend possible une juste évaluation des impacts locaux. Enfin, des **approches spatialisées spécifiques aux impacts considérés et adaptables aux situations rencontrées constituent des outils très utiles pour envisager une juste évaluation de ces impacts**. Par ailleurs, ces outils permettent de produire des analyses de synthèse sur des impacts intrinsèquement non additifs pour une grande diversité de situations. Ce dernier avantage est primordial dans la construction d'analyses destinées à contribuer à l'élaboration de prises de décisions à caractère opérationnel à l'échelle de filières de production énergétique.

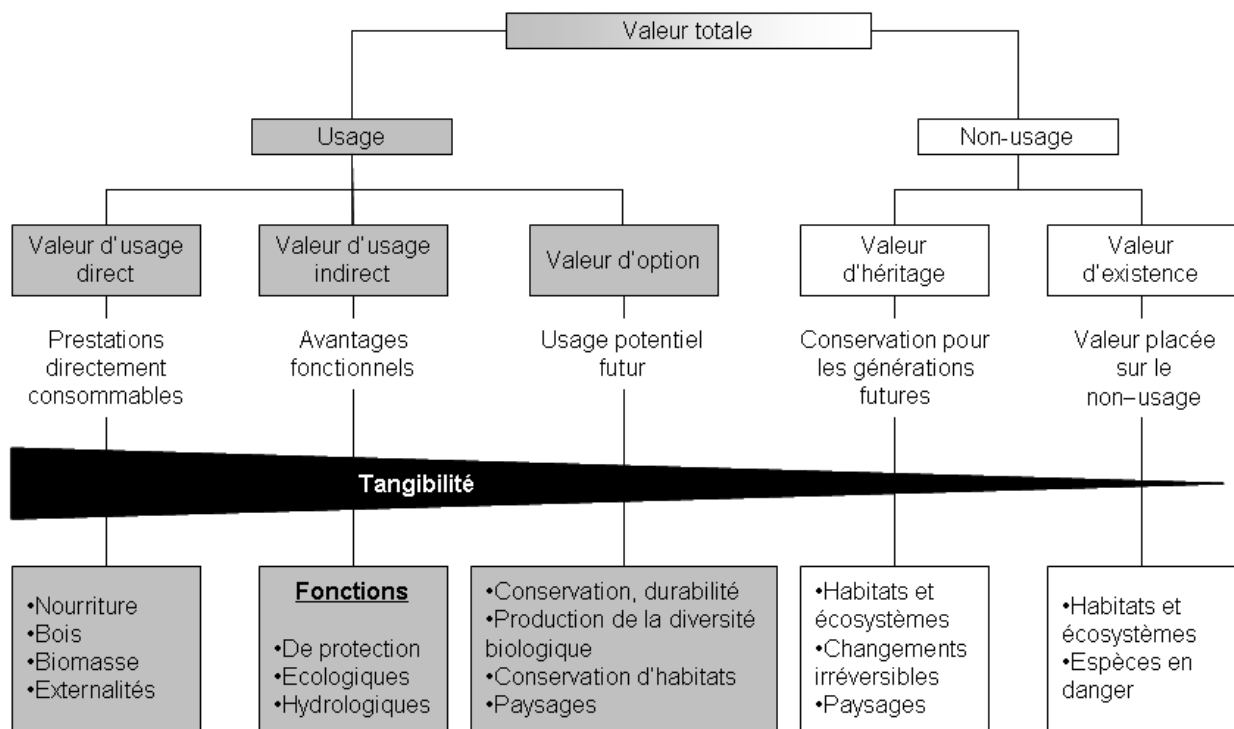


Figure 17 : Exemple d'intégration environnementale : les valeurs des services écosystémiques. Source : Adapté de (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009).

1.3.3 Impacts locaux prépondérants pour les filières biocarburants

Les impacts locaux prépondérants notifiés ici correspondent aux impacts connus *a priori* des productions végétales et ne peuvent être considérés exhaustifs sans une étude plus fine des situations réelles. Nous présentons les travaux développés spécifiquement pour l'évaluation des impacts locaux les plus reconnus.

Les travaux sur la biodiversité restent généralement limités à l'aspect interspécifique de la « biodiversité » (Koellner, 2002; Lindeijer, 2000; Schmidt, 2008). Ces travaux reposent sur la diversité des végétaux supérieurs par zones biogéographiques et par type d'usage des sols. Ils aboutissent à des méthodes opérationnelles, mais qui ont le défaut de considérer toutes les espèces comme équivalentes, et de ne pas tenir compte de facteurs prépondérants comme la fragmentation des espaces (Houet *et al.*, 2008) et le potentiel invasif (Buddenhagen *et al.*, 2009) des espèces introduites pour les productions de bioénergie. **Les travaux sur les services rendus par les écosystèmes** permettent d'élargir la prise en compte de la valeur de la biodiversité (Figure 17), en particulier celle d'écosystèmes « riches » (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). L'élaboration de scénarii (Biggs *et al.*, 2008) déployés à l'échelle de l'écorégion (Figure 15) et tenant compte des services écosystémiques constitue une des manières les plus efficaces d'évaluer les impacts sur la biodiversité.

Les travaux sur l'usage de l'eau montrent qu'il est possible d'amoindrir comme d'accentuer les dommages engendrés par la production de biocarburants (Lorne et Bonnet, 2009). L'irrigation, par exemple peut dans certaines situations être un facteur notable de développement (Goossens, 2006), ou bien causer des dommages irréversibles sur les sols (salinisation) et sur les écosystèmes aquatiques (étiage, eutrophisation). Des développements spécifiques existent sur l'aspect quantitatif avec un déploiement d'indicateurs d'intérêts (Milà I Canals *et al.*, 2009) qui restent insuffisants sans une analyse territoriale spécifique. Les nuisances ou bénéfiques de l'évolution des usages quantitatifs et qualitatifs de l'eau se mesurent à l'échelle d'entités hydrologiques cohérentes telles que les bassins versants.

Les travaux sur la qualité des sols montrent l'importance de la **préservation du capital actuel de terres fertiles**, et la **sensibilité des filières basées sur les résidus végétaux** traditionnellement laissés au champ pour alimenter le cycle naturel de l'humification. Des développements méthodologiques sont initiés (Milà I Canals, 2003) et développés, englobant un ensemble d'indicateurs physico-chimiques caractéristiques d'une approche agronomique (Cowell et Clift, 2000), ou focalisant sur **la matière organique** et sa dynamique comme indicateur de qualité (Milà I Canals *et al.*, 2007b).

Les travaux sur les mécanismes locaux d'émissions de GES montrent la grande sensibilité de l'impact GES aux émissions locales de N₂O (Smeets *et al.*, 2009). Ces émissions sont liées à des facteurs cultureux dus aux types de cultures ou aux conditions physico-chimiques des sols (humidité, tassements). D'autre part l'impact GES est aussi largement dépendant des **bilans carbonés nets des écosystèmes** (Chapin Iii *et al.*, 2006; Lovett *et al.*, 2006) qui incluent tous les flux carbonés (sols, biomasse). L'hypothèse de « neutralité carbone » des biocarburants pourrait être substituée par de nouvelles approches (Rabl *et al.*, 2007) basées sur les bilans GES réels des cultures (Béziat *et al.*, 2009; Johnson, 2009).

Dans le cadre de l'évaluation des filières biocarburants, **une description plus fine des impacts locaux** liés à l'usage des sols, **de leurs interactions** (Milà I Canals, 2007) et de leurs principaux déterminants est nécessaire. Parmi les déterminants globaux, les **Changements d'Affectation des Sols (CAS)** et les **modifications d'échanges en bioproduits** sont cruciaux. Ils contribuent à diverses concurrences d'usages et peuvent engendrer des **impacts locaux sur la sécurité alimentaire** des populations à risque (Fischer *et al.*, 2009).

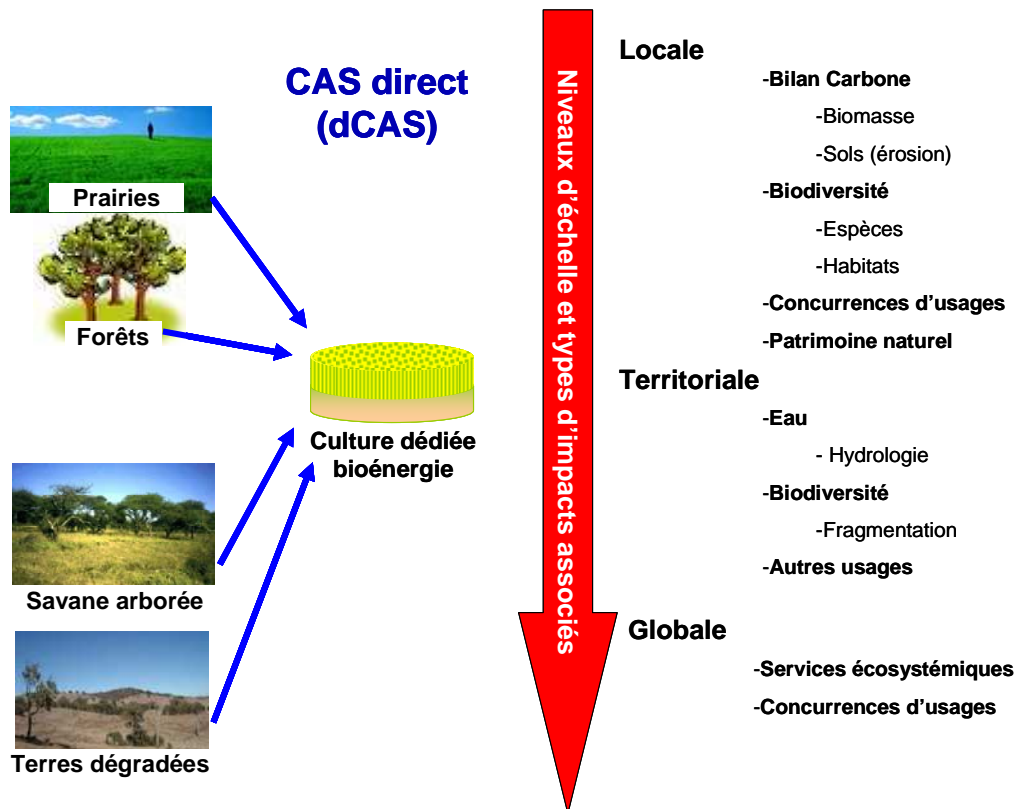


Figure 18 : Illustration d'une séquence de Changement d'Affectation des Sols direct (dCAS, à gauche) et des principaux impacts potentiellement associés (à droite).

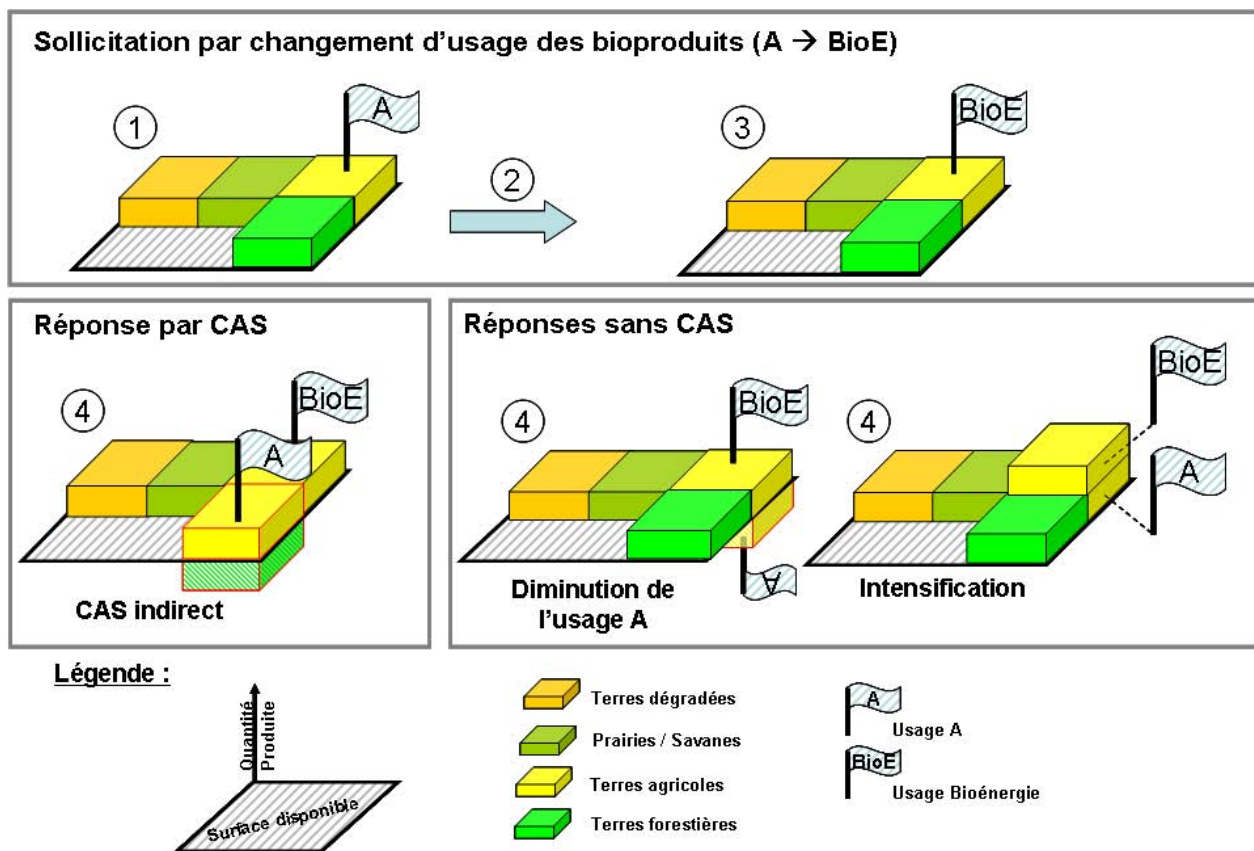


Figure 19 : Illustration de la séquence possible de concurrences d'usages provoqués par les filières bioénergie pouvant mener à des Changements d'Affectations des sols indirects (iCAS). (1) Une terre agricole en production est historiquement dédiée à un usage A. (2) Cette terre est mobilisée (dCAS) pour produire une culture dédiée bioénergie : (3) Une tension de concurrence d'usage est établie. (4) Différentes réponses sont envisageables (les cas présentés ne sont pas exhaustifs). Le iCAS est avéré (en bas à droite) lorsqu'une terre non agricole est convertie en terre agricole puis est mobilisée pour une production dont l'usage final est équivalent à l'usage substitué initialement (A).

Usage des Sols, Changements d'Affectation des Sols (CAS)

Un changement d'affectation des sols (CAS) correspond au changement de l'usage anthropique (Affectation des Sols, AS) qui est fait traditionnellement d'une portion d'espace terrestre. **L'identification d'un CAS repose donc nécessairement sur une origine historique particulière dont la détermination est sensible car subjective.** Le choix des catégories d'AS ne fait actuellement pas l'objet de standardisation (internationale ou nationale). La typologie finalement retenue dans les bases de données est fonction de l'objet et du niveau d'échelle de l'analyse qui sera produite sur les CAS. Généralement, à une échelle globale, les principales catégories d'AS sont les terres agricoles, les zones de prairies, les terres forestières, les terres artificialisées et les autres terres. Cette finesse de résolution est adaptée aux bases de données non spatialisées (FAOSTAT par exemple) et l'évaluation peut se faire par des recensements sur la base de questionnaires. Lorsque les inventaires sont réalisés sur la base d'imageries spatialisées, le processus de catégorisation est inversé : on définit d'abord les plus petites entités capturables (surface minimale, catégorie spécifique) puis on les agrège par successions de simplifications typologiques (niveaux de résolutions) jusqu'aux catégories de base quantifiées dans les bases non spatialisées. Par exemple, dans le projet Européen CORINE land Cover (1990 – 2006), 3 niveaux de détails dans les typologies sont disponibles (niveau 3 : 44 catégories, niveau 2 : 15 catégories, niveau 1 : 5 catégories). **La diversité d'AS définie initialement contraint la diversité de CAS potentiellement observables et par conséquent la finesse, et parfois la justesse de l'analyse.**

Les CAS constituent à la fois l'un de vecteurs d'impacts environnementaux les plus importants et une catégorie d'impact à part entière (déplétion des ressources) si on considère l'espace terrestre comme une ressource (Ojima *et al.*, 1994; Turner *et al.*, 1990; Turner *et al.*, 2007; Turner *et al.* et Meyer, 1991). **Considérés individuellement comme vecteurs**, les CAS sont reconnus pour engendrer plusieurs types d'impacts environnementaux à l'échelle locale et territoriale (Figure 18). Appliqué aux filières biocarburants, les impacts locaux directs les plus étudiés concernent les émissions de GES associées aux déstockages du carbone de la biomasse et du sol (Fargione *et al.*, 2008; Gibbs *et al.*, 2008; Kim *et al.*, 2009; Searchinger *et al.*, 2008). La réduction des habitats et de la biodiversité présente dans le milieu naturel initial est souvent mentionnée mais rarement évaluée (Fitzherbert *et al.*, 2008). A une échelle territoriale, les CAS sont impliqués dans les impacts sur l'hydrologie (Lorne et Bonnet, 2009) et la qualité de l'eau. **Considérés comme ressource**, les CAS exacerbent les tensions de concurrences d'usages des terres. Dans le cas des biocarburants, le potentiel de concurrence d'usage avec les productions alimentaires (Rathmann *et al.*, 2010) des filières G1 et les pressions environnementales engendrées (Tilman *et al.*, 2009) ont été récemment soulignés.

A la fois impact (allocation des ressources en terres productives) et vecteur d'impact (induit des concurrences d'usages sur les terres), la prise en compte des CAS dans les évaluations environnementales des filières bioénergie est une source majeure de complexité et d'incertitudes (Plevin *et al.*, 2010). Actuellement différentes méthodes sont développées pour contribuer à résoudre ces questionnements (Fehrenbach *et al.*, 2009). La problématique la moins maîtrisée concerne les CAS indirects que peuvent provoquer les concurrences d'usages (Figure 19). D'un point de vue théorique et sans appui à des situations réelles, il est légitime de questionner deux aspects centraux de l'implication des CAS dans les impacts environnementaux. La première question concerne le caractère exhaustif des impacts environnementaux communément associés aux CAS. La seconde question concerne le caractère représentatif des impacts environnementaux communément associés aux CAS dans les situations réelles.

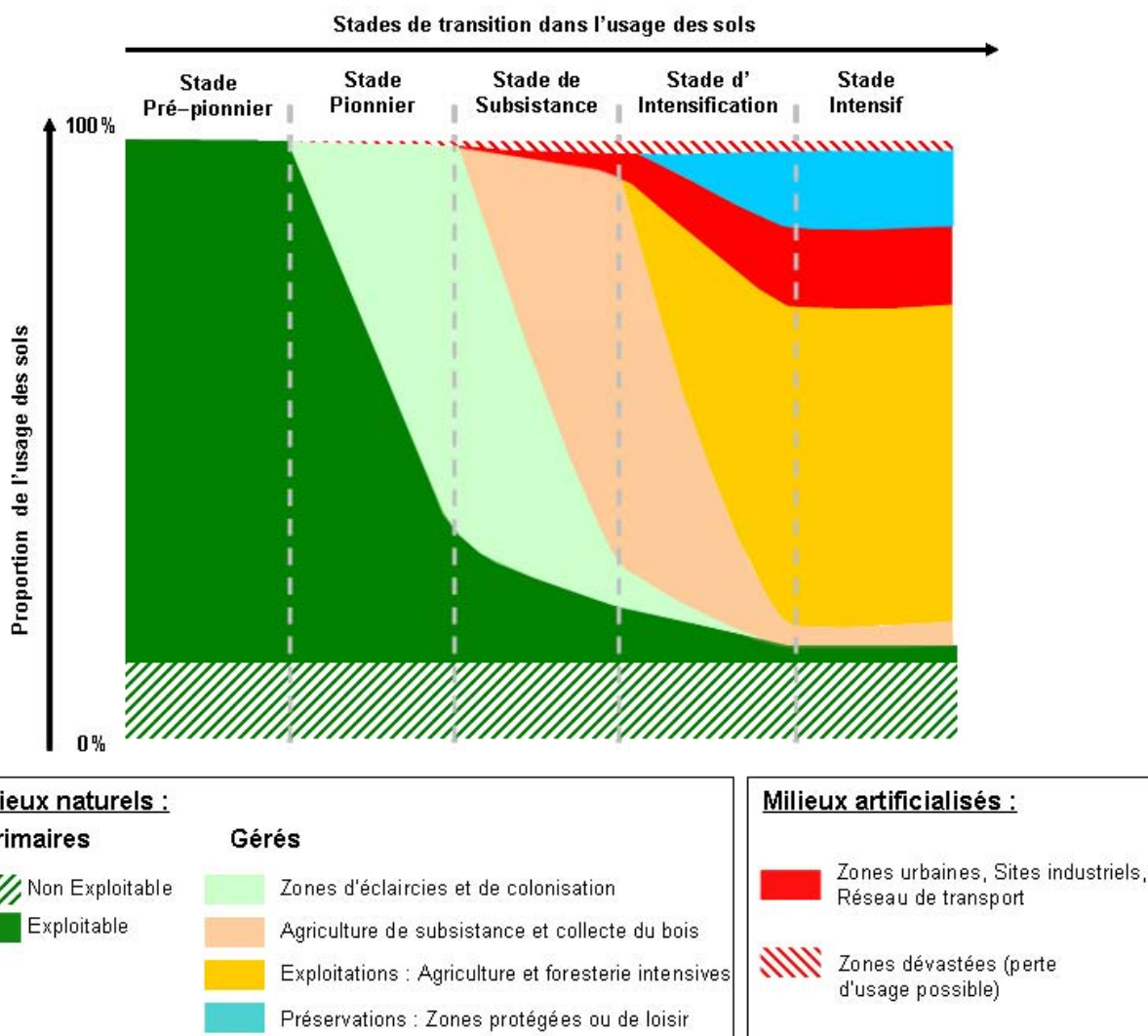


Figure 20 : Illustration schématique du développement territorial et de l'évolution conjointe du système socio-économique et des principaux usages des sols. Cette séquence observée historiquement à l'échelle d'un pays se déroule à l'échelle de siècles dans des conditions de développement sans apports significatifs de forces exogènes. Dans ces conditions, la durée des stades de développement diffère selon l'histoire des populations et l'environnement naturel considéré. Dans le contexte mondialisé contemporain, des forces exogènes majeures (principalement économiques) peuvent engendrer des sauts de transitions importants. L'aménagement du territoire et le système socio-économique local en sont fortement perturbés. Par conséquent la sensibilité des milieux naturels sollicités est accrue et le devenir des populations vivant dans cet ensemble transitoire doit être considéré en priorité. *Source : Adapté de (Foley et al., 2005).*

| Catégories | Types principaux | Principaux types de surfaces terrestres [Mha] | | | Répartition 2009 | Tendances 1961 - 2009 |
|------------|----------------------------------|---|------|------|------------------|-----------------------|
| | | 1961 | 1990 | 2009 | | |
| Agricole | Terres arables | 1282 | 1404 | 1381 | 11% | 8% |
| | Cultures permanentes | 89 | 118 | 152 | 1% | 71% |
| | Prairies et pâturages permanents | 3087 | 3335 | 3356 | 26% | 9% |
| Forestier | Superficie forestière | 4553 | 4168 | 4039 | 31% | -11% |
| Autres | Autres terres | 4038 | 4038 | 4088 | 31% | 1% |

Tableau 3 : Evolution de la répartition mondiale des principales affectations de sols entre 1961 et 2009 selon la FAO. Source : FAOSTAT(2011).

1.4 Questionnements et problématique de recherche liés à la prise en compte des spécificités locales

Dans ce travail, nous choisissons de nous intéresser aux implications environnementales de l'Union Européenne vis-à-vis de ses consommations de biocarburants. La question principale guidant notre travail se résume sous cette forme simplifiée : « **Le bilan environnemental lié à la production des biocarburants consommés au sein de l'Union Européenne est-il avantageux vis-à-vis du recours habituel aux filières pétrolières conventionnelles ?** ».

Dans cette démarche, nous considérons que le caractère avantageux ou non du bilan environnemental des filières biocarburants doit être traité spécifiquement pour chaque situation. **D'une part il n'existe pas de réponse générique** au caractère avantageux ou non des consommations de biocarburants **à l'échelle d'une entité géopolitique**. A cette échelle, nous observons un ensemble de situations montrant chacune un bilan environnemental particulier et des enjeux différents. D'autre part, dans une situation donnée, la nature des avantages et inconvénients environnementaux est variée. **Le bilan environnemental sera donc considéré favorable ou défavorable selon des priorités fixées en fonction des enjeux propres à la situation étudiée et de l'importance relative allouée aux différents impacts environnementaux relevés.**

Pour répondre à cette question, **nous devons nécessairement connaître les impacts environnementaux engendrés par les filières pétrolières et par les filières biocarburants**. Dans ce travail, nous contribuons à la connaissance des impacts environnementaux exclusivement liés aux filières biocarburants. La suite logique du questionnement nous amène à nous demander « **Quelles sont les filières mises en jeu ?** » et « **Quelles sont les situations réelles liées à ces filières ?** ».

Dans la pratique, il est nécessaire de procéder à l'**identification et à la description des filières biocarburants impliquées dans les consommations de l'Union Européenne**. Cette étape primordiale permet d'**identifier les différentes situations de productions végétales et d'élaboration des biocarburants consommés dans l'Union Européenne**. Ce faisant, nous constatons qu'il n'existe ni de référentiel officiel, ni de mécanisme de traçabilité spécifique. A ce stade de l'analyse, nous pouvons amorcer l'examen de ces situations en réponse à la question suivante : « **Dans ces situations, quels sont les impacts environnementaux engendrés ?** ».

Grâce à ces examens de situations nous pouvons **identifier et décrire les impacts environnementaux générés par ces filières dans la pratique**. Parmi ceux-ci, nous focalisons notre attention sur **les impacts locaux des productions végétales qui présentent une hétérogénéité spatio-temporelle souvent marquée par les contextes de développements territoriaux** (environnementaux et socio-économiques, Figure 20), **le taux de mobilisation des ressources naturelles à cette échelle et les déplacements induits d'activités préexistantes**. En outre, **des impacts locaux différents par nature peuvent paradoxalement être causés par des pressions communes** (par exemple la tendance globale des CAS présentée au Tableau 3).

Deux questionnements importants se posent quant à ces impacts particuliers : « **Comment mesure-t-on ces impacts ?** » et « **Comment produit-on un bilan de ces impacts ?** ». La difficulté réside à la fois dans la quantification de ces impacts et dans la méthode d'agrégation utilisée pour en analyser la sévérité. Nous apportons des éléments de réponse en élaborant et en appliquant des **méthodes ou des indicateurs permettant de prendre en compte certaines hétérogénéités spatiales dans les évaluations finales**.

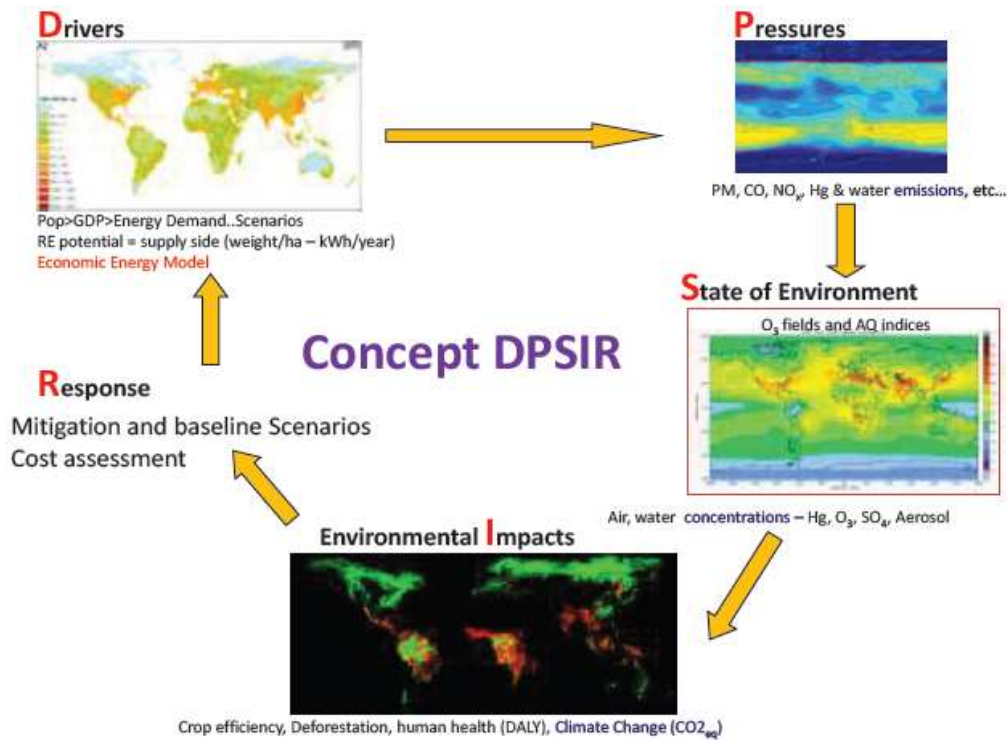


Figure 21 : Le concept DPSIR. Source : Tel que publié dans (Blanc, 2010) et initialement développé par l'Agence Environnementale Européenne et l'OCDE en 1997 (consultable en ligne à <http://www.eea.europa.eu/publications/92-9167-059-6-sum/page001.html>).

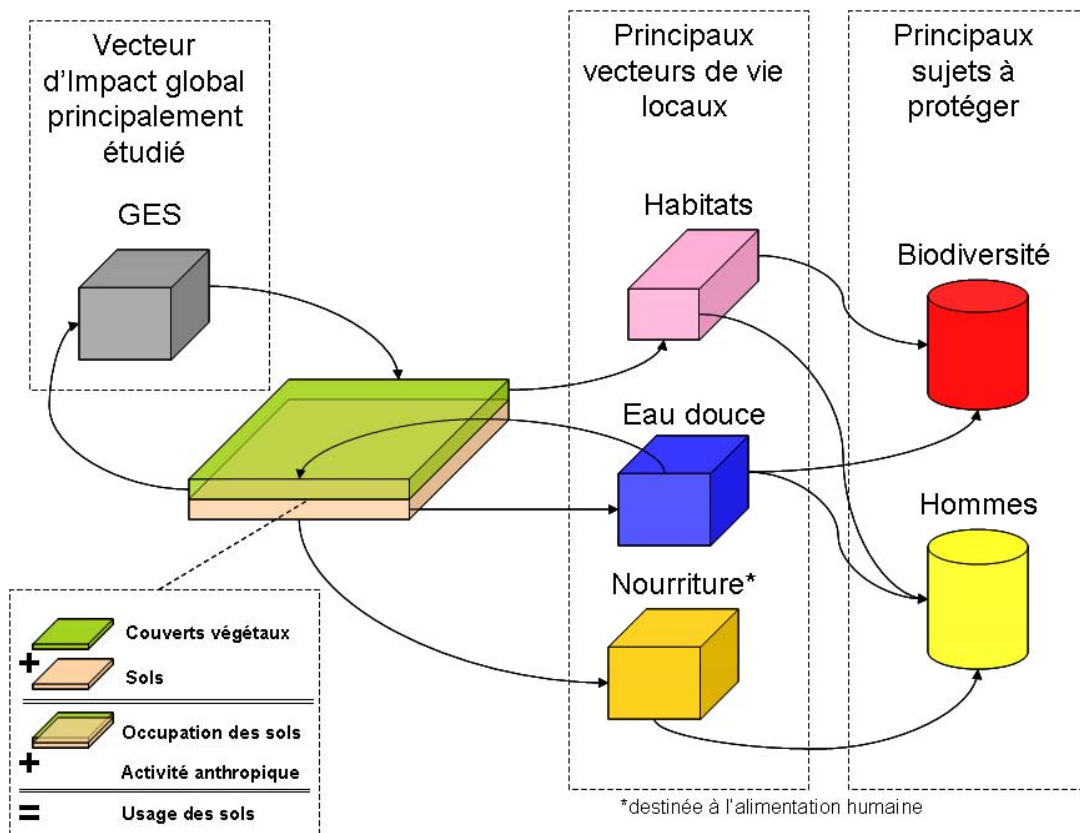


Figure 22 : Les principaux objets d'étude dans l'évaluation environnementale d'une activité Humaine. Mise en évidence de l'importance de l'usage des sols comme déterminant local dans la préservation des principaux vecteurs de vie et des milieux naturels. Les interrelations représentées entre les vecteurs de vie et les sujets à protéger ne sont pas exhaustives.

2 Démarches d'évaluation environnementale et outils appliqués aux filières biocarburants

Les démarches d'évaluations environnementales sont nécessairement des démarches pluridisciplinaires. L'objet principal de ces démarches est de produire une évaluation des avantages et inconvénients environnementaux liés au fonctionnement d'un système étudié dans son environnement. Pour ce faire, l'approche déployée est généralement cadrée par le concept Pression–Réponse–Impact, qui est au cœur des recherches dans le domaine de l'écologie scientifique. Initialement et largement utilisées sous la forme d'études d'impacts, les études à caractère environnemental faisaient appel à des connaissances strictement issues de l'écologie scientifique dont l'objet est d'identifier les pressions principales (en anticipation de la mise en place d'un site industriel par exemple) et les caractéristiques du milieu naturel récepteur pour anticiper les impacts potentiels. Ces études s'intéressent à des périmètres généralement très localisés et se focalisent sur les impacts négatifs (pertes d'espèces protégées, nuisances locales diverses,...). **Déployées dans un cadre plus large, les études environnementales permettent d'anticiper les retombées environnementales positives ou négatives dues à la mise en œuvre opérationnelle d'actions de natures très diverses.** Sous l'impulsion de problématiques environnementales mondiales (destruction de la couche d'ozone, changement climatique par les GES, érosion de la biodiversité,...) des processus politiques destinés à faire face à ces problématiques ont été mis en place à différents niveaux d'échelle (Mondial avec le protocole de Kyoto, Européen avec l'Agence Environnementale Européenne, ...). L'avancée majeure est d'assembler en un cadre méthodologique l'ensemble des mécanismes impliqués de la prise de décision politique jusqu'à la mesure des impacts potentiels (Figure 21). Les principaux avantages sont une amélioration de la compréhension des phénomènes mis en jeu et des marges de manœuvre existantes, la création d'un cadre d'échange enrichissant entre des disciplines très différentes et la facilitation de l'implémentation et de l'amélioration des modèles développés au fil du temps. Le travail présenté ici s'inscrit donc bien dans un ensemble de développements méthodologiques préexistant. Ce travail doit donc tenir compte de l'état de l'art concernant les filières biocarburants auxquels il s'intéresse. Ceci dans l'objectif de préciser la nature des contributions à apporter à ce vaste domaine de recherche.

Dans ce chapitre, nous choisissons d'établir un état de l'art sur les outils et méthodes appliquées aux filières biocarburants et à certains impacts locaux dans la littérature scientifique. Dans un premier temps, nous nous intéressons à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) proposée comme outil de référence pour les analyses environnementales (cf 2.1). Nous analysons les résultats de l'ACV appliqué à différentes filières biocarburants pour identifier les réponses obtenues ainsi que les différents questionnements non résolus (cf 2.2.3). Dans un deuxième temps, nous nous focalisons sur les questionnements identifiés. Nous approfondissons en particulier les aspects liés aux modes de prise en compte des impacts locaux engendrés par les filières biocarburants (cf 2.3, 2.4). Dans ces filières, les pressions locales principales s'articulent autour de l'usage des sols, de l'eau et des ressources humaines indispensables pour la captation et la mobilisation du flux énergétique solaire. Les impacts locaux attendus touchent par conséquent des vecteurs de vie et des sujets de natures très différentes (Figure 22). Ceux-ci présentent des interactions difficiles à prendre en compte et des états très variables en fonction des situations locales. Nous établissons au final (i) une synthèse des méthodologies et des modes de calculs les plus adaptés pour l'intégration des impacts locaux des filières biocarburants et (ii) une démarche méthodologique dédiée à définir la nature de nos contributions dans cette problématique ainsi que les moyens de les mettre en œuvre (cf 2.4.3).

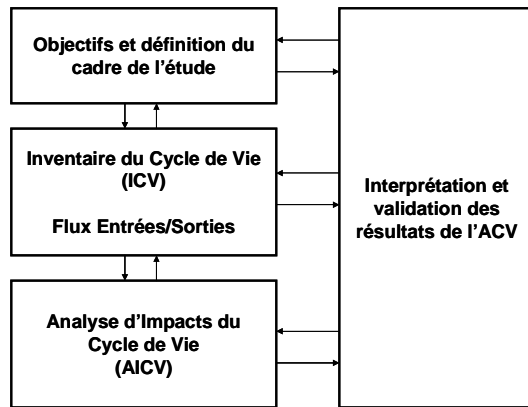


Figure 23 : Représentation des quatre étapes principales de la réalisation d'une Analyse de Cycle de Vie telle que recommandée par les normes internationales (ISO 14044). La phase de définition des objectifs permet de déterminer le périmètre du système analysé et l'unité fonctionnelle (UF) sur la base de laquelle seront rapportés tous les flux recensés dans l'ICV. La phase d'ICV appelle généralement à des règles d'allocations (entre produit et coproduits) et doit représenter au moins 95% des flux intervenant dans le périmètre défini. La phase d'AICV permet de convertir les flux de l'ICV en unités « d'impacts » environnementaux ou de « dommages » sur des sujets à protéger. Dans la pratique, ces étapes sont successives et nécessairement itératives. *Source : Adapté de International Standard ISO 14040 et 14044, 2006.*

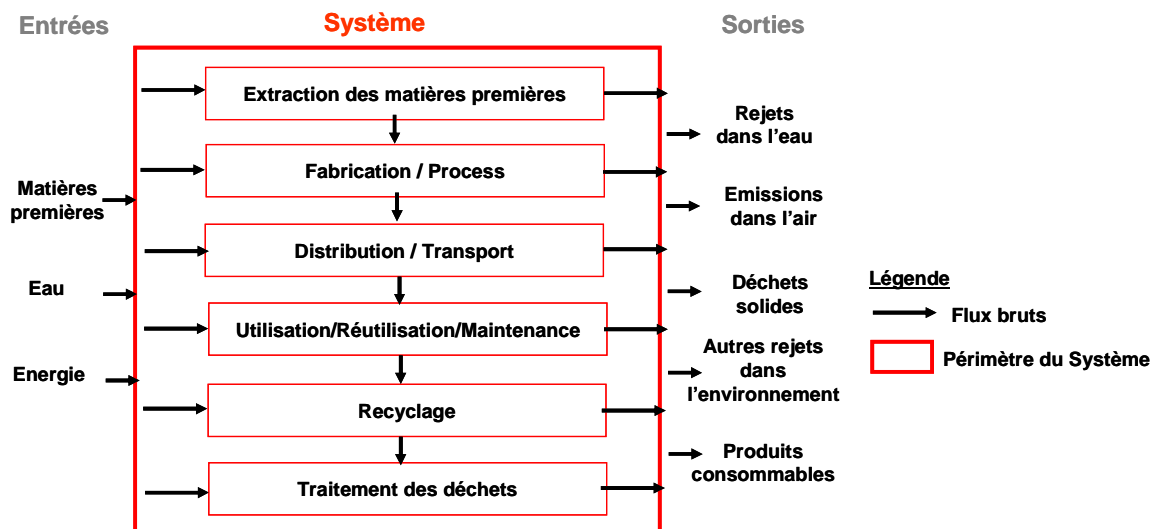


Figure 24 : Illustration de l'approche systémique employée dans la construction de l'Inventaire de Cycle de Vie d'un produit sur son Cycle de Vie complet. Le système identifié comme nécessaire à la production du produit étudié est découpé en sous-systèmes fonctionnels. Ce découpage facilite le travail d'inventaire et permet d'analyser la contribution de chaque sous-système aux impacts associés au produit étudié. Ce schéma présente des sous-systèmes en cascade bien que la plupart des systèmes étudiés fassent appel à des sous-systèmes en réseau. *Source : Adapté de (SETAC, 1991).*

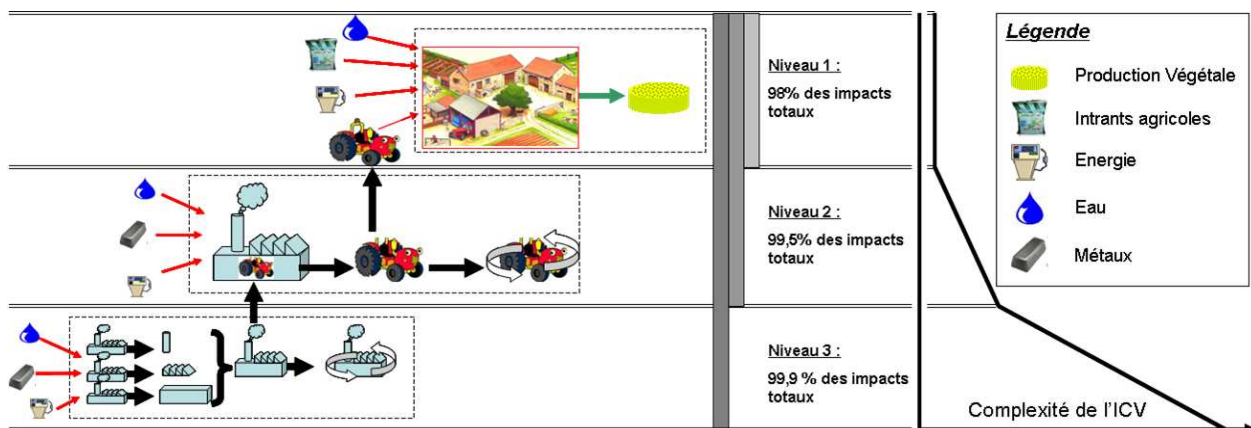


Figure 25 : Illustration de l'intérêt de la règle de coupure en ACV. Cas de l'ACV d'une production végétale. Dans ce cas, la prise en compte des impacts liés à la construction des tracteurs n'est pas nécessaire.

2.1 L'Analyse de Cycle de Vie comme outil de référence

2.1.1 Principes fondamentaux en ACV

Dans les années 1960, certaines approches ont été développées pour traiter la quantification de la consommation énergétique liée à des services ou à la production de biens. Les premiers outils ont été développés pour réaliser des bilans énergétiques plus ou moins élaborés dans une perspective de Cycle de Vie (CV). Dans les années 1970, des champs environnementaux supplémentaires (en particulier les émissions de substances dans le sol, l'air et l'eau) ont agrémenté ces bilans systémiques. Enfin, le concept d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) a émergé en fusionnant le concept de cycle de vie avec le concept d'une analyse d'impacts environnementaux exhaustive. L'appellation ACV a été officiellement adoptée lors d'une réunion de la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). Par la suite, des normes internationales (International Standard ISO) ont été établies ainsi qu'un guide opérationnel de référence pour aider les praticiens à la réalisation d'ACV (Guinée *et al.*, 2002). C'est pourquoi l'ACV est à la fois une approche conceptuelle, un référentiel méthodologique international (normes ISO 14040 et 14044 en 2006), et un outil d'analyse des impacts environnementaux engendrés par le CV d'un produit (un bien ou un service). Le CV complet d'un produit comprend l'ensemble des phases de production depuis l'extraction des matières premières nécessaires à sa fabrication, son utilisation et jusqu'à son retraitement en fin de vie. L'approche conceptuelle ACV est constituée de 4 étapes fondamentales (Figure 23).

La **première étape** de l'ACV a pour objet la **définition des objectifs et du cadre général de l'étude ACV**. Au cours de cette étape, quatre paramètres fondamentaux doivent être définis explicitement :

- le produit étudié,
- le champ d'application du produit étudié et son **unité fonctionnelle (UF)**,
- le périmètre de l'analyse (frontière systémique, étapes du cycle de vie considérées, ...),
- le type de public auprès duquel les résultats seront diffusés.

Ainsi, au terme de la première étape, les phases du CV retenues dans l'ACV, le degré d'investigation requis, et les moyens déployés pour y parvenir sont définis. Enfin, **l'unité fonctionnelle (UF)** est définie. L'UF **est l'unité de mesure des résultats finaux**. La nature de l'UF est fonction des objectifs et du périmètre de l'étude (Figure 30), son choix est primordial dans la pertinence de l'ACV.

La **seconde étape est l'inventaire de Cycle de Vie (ICV)**. L'ICV comprend l'élaboration d'une description systémique du système étudié. Celui-ci est découpé en sous-systèmes pour lesquels est répertorié l'ensemble des flux de matière, d'énergie voire d'information (Figure 24). A ce stade, **les principaux questionnements concernent :**

- **la profondeur de l'ICV**,
- **l'étude de systèmes multi-produits** dans le cas où plusieurs produits finaux sont générés par la filière étudiée (les produits générés en plus du produit étudié sont appelés **coproduits**).

La problématique de la profondeur de l'ICV est commune en ACV. Par exemple, un tracteur répertorié dans l'ICV d'une exploitation agricole est construit par une usine dont les impacts de production ramenés à ce tracteur doivent être pris en compte. Cette usine de production de tracteurs fait elle-même appel à des machines construites par des usines, *etc* (Figure 25). Les normes ISO 14040 et 14044 prévoient une « **règle de coupure** » qui propose de fixer la profondeur de l'ICV de sorte que le système retenu comprenne au minimum 95% des impacts totaux.

| Produit Fini | Allocation | Entrées | Déchets | Emissions |
|--------------|-------------|---|---|--|
| | [Nom] | [kg _{entrées} .kg _{produit} ⁻¹] | [kg _{déchets} .kg _{produit} ⁻¹] | [kg _{émission} .kg _{produit} ⁻¹] |
| Produit | Aucune | 10,0 | 45,0 | 45,0 |
| | Energétique | 7,0 | 3,5 | 31,5 |
| | Massique | 2,0 | 1,0 | 9,0 |
| Coproduit | Aucune | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | Energétique | 0,8 | 1,5 | 13,5 |
| | Massique | 2,0 | 4,0 | 36,0 |

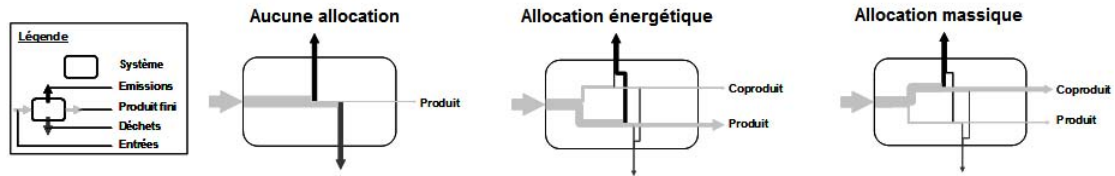


Figure 26 : Illustration du mode de prise en compte d'un coproduit par allocation selon différentes relations physiques. Lorsqu'aucune allocation n'est faite, le coproduit est considéré comme un déchet dans cet exemple. Source : Illustration personnelle inspirée de (European Commission et al., 2010).

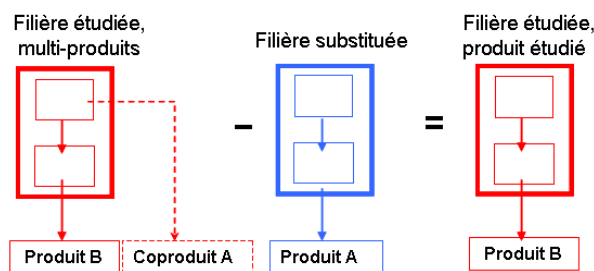


Figure 27 : Illustration du mode de prise en compte d'un coproduit par substitution. Dans cet exemple, les impacts de la filière substituée sont retranchés aux impacts de la filière étudiée (multi-produits) afin d'obtenir l'impact finalement affecté au produit étudié (produit B). Source : Adapté de (Joint Research Centre et al., 2010).

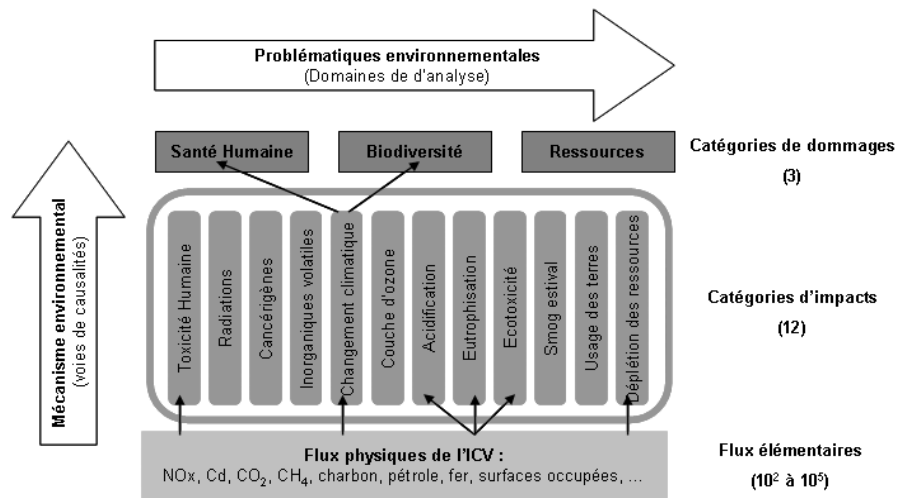


Figure 28 : Approche empruntée par les méthodes d'Analyse d'Impact du Cycle de Vie (AICV) disponibles en 2011. L'apport principal de ces méthodes est de réduire l'information par synthèse de flux élémentaires en impacts environnementaux. Source : Adapté de (Joint Research Centre et al., 2010).

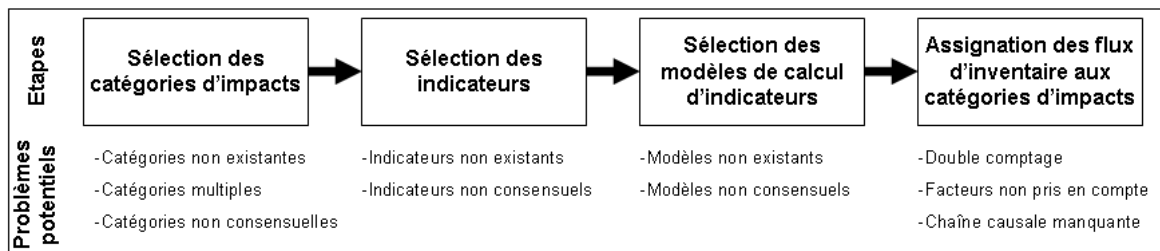


Figure 29 : Principe méthodologique de la conversion des flux de l'ICV en impacts environnementaux et problématiques potentielles associées. Source : Adapté de (Reap et al., 2008).

L'ACV des systèmes multi-produits ou générant des coproduits est systématiquement confrontée à la **question de l'attribution des impacts du système global entre le produit étudié et les autres produits générés (coproduits)**. La nature de la valorisation finale des coproduits est décisive dans cette étape de l'analyse. Ce critère permet d'identifier les produits pour lesquels l'attribution des impacts du système global est légitime, ce sont :

- **les produits non valorisés** sont comptabilisés comme des **déchets**, et à ce titre, constituent un impact environnemental à part entière,
- **les produits dont la valorisation profite uniquement au système étudié (recyclages internes)** sont déjà pris en compte dans l'approche d'ICV. Il n'est donc pas justifié de leur attribuer une part des impacts environnementaux du système étudié,
- **les produits valorisés à l'extérieur du système étudié (partiellement ou pleinement)** sont effectivement des **coproduits**. Ils supportent logiquement une part des impacts environnementaux du système étudié.

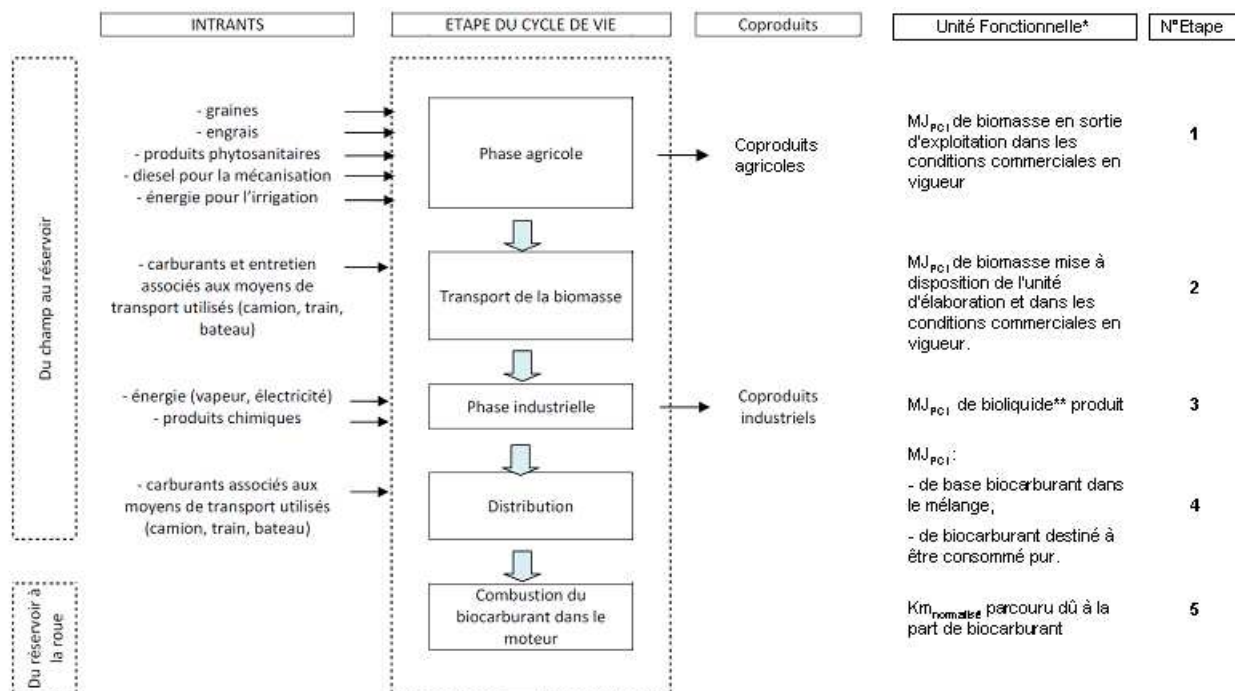
Lorsqu'il est établi qu'il existe effectivement des **coproduits**, le choix porte sur le **mode d'attribution de ces impacts**. Sur ce point, les normes ISO 14040 et 14044 indiquent que ces attributions doivent se faire :

- (1) **par subdivision** : on ignore les flux liés aux processus spécifiques au coproduit,
- (2) **par affectation** : on attribue une part des impacts aux coproduits (substitution ou allocation).

Lorsque la subdivision n'est pas applicable, l'affectation des impacts au(x) coproduit(s) doit être préférentiellement réalisée **par substitution** (Figure 27). Ce mode d'affectation n'est réalisable que s'il existe des filières de substitution de référence. Lorsque la substitution n'est pas satisfaisante ou réalisable, l'attribution des impacts est faite **par allocations** (Figure 26) à l'aide de proratas basés sur des grandeurs quantifiables. Le choix de la grandeur utilisée pour l'allocation (énergétique, massique, contenu carbone,...) doit être pertinent au regard du système étudié. Si aucune grandeur physique n'est utilisable, l'allocation économique peut être utilisée. En pratique, ces modes d'attribution d'impacts forment une source de variabilité systématique et souvent significative dans les résultats finaux d'ACV. Par conséquent, lorsqu'il n'existe pas de consensus, les normes ISO 14040 et 14044 recommandent la réalisation d'une étude de sensibilité tenant compte de tous les modes d'allocations envisageables.

La troisième étape est l'Analyse d'Impacts du Cycle de Vie (AICV) dont l'objectif est double. D'une part les flux de l'ICV sont convertis en impacts environnementaux associés au produit étudié (Figure 28). Ceci offre des éléments quantitatifs pour une analyse environnementale plus large. D'autre part, la catégorisation permet de synthétiser considérablement l'information contenue dans l'ICV (en général de 10^2 à 10^5 flux dans l'ICV pour une douzaine de catégories d'impacts et 3 à 4 catégories de dommages). En pratique, cette conversion est effectuée par des méthodes de calculs intégrées dans les logiciels ACV (par exemple (Goedkoop *et al.*, 2009; Jolliet *et al.*, 2003)). La diversité de ces méthodes complexifie toutefois l'analyse. Celles-ci ne sont pas nécessairement homogènes, ni du point de vue des impacts calculés, ni du point de vue de la méthode de calcul d'un même impact. La réalisation de l'AICV demande donc généralement un examen préalable des méthodes AICV pour déterminer celle qui est la plus adaptée aux impacts que génère le système étudié.

La quatrième étape consiste à établir une revue critique des résultats obtenus par des tiers. Le processus de revue critique permet d'améliorer la lisibilité et la qualité des résultats finaux et de garantir leur juste interprétation. Lorsque les résultats sont validés, ils peuvent être synthétisés puis publiés.



*Unité fonctionnelle classiquement utilisée, dans l'objectif d'évaluer l'intérêt des biocarburants.

**Le terme bioliquide est strictement employé ici pour regrouper les différentes formes de biocarburants envisageables (purs, base pour incorporation aux carburants traditionnels, ...).

Figure 30 : Illustration du système classiquement évalué dans l'ACV de biocarburants. L'ensemble des étapes « du champ au réservoir » sont classiquement notifiées *WTT* tandis que l'étape « du réservoir à la roue » dépendante du type de véhicule et de son usage est classiquement notifiée *TTW*. Ainsi l'ensemble de l'ACV « du champ à la roue » est notifiée *WTW*. Les principales étapes sont numérotées et les unités fonctionnelles correspondantes classiquement employées sont indiquées. *Source : Adapté de (ADEME et al., 2010).*

Encadré 1 : La définition de l'Unité Fonctionnelle dans l'ACV des productions végétales et des bioénergies.

Dans le cas des productions végétales, la nature de l'UF est déterminante et discutable (Basset-Mens, 2005). Les productions végétales utilisent les sols en temps que ressource de production, selon des modes de productions situés entre les deux modes de production opposés :

- Extensif : peu ou pas d'intrants par unité de surface, rendement cultural faible ;
- Intensif : beaucoup d'intrants par unité de surface, rendement cultural fort.

De ce fait, l'unité fonctionnelle peut être axée sur l'aspect territorial comme sur l'aspect productif. Selon l'aspect territorial, les comparaisons recherchées portent sur les pressions environnementales des productions par unité de surface. L'UF correspond alors à l' $ha_{cultivé}$. Selon l'aspect productif, les comparaisons portent principalement sur les pressions environnementales par unités produites. La notion de production est ici régie par deux critères centraux : la qualité et la quantité. L'UF correspond alors à une quantité standardisée produite ($kg_{Standard\ produit}$) qui intègre un niveau de qualité. Le critère de standardisation par la qualité dépend de la finalité de la filière de production : alimentation, production d'énergie, production de biomatériaux. Dans le cas des filières bioénergie, il est fréquent de standardiser l'unité de quantité par le pouvoir calorifique inférieur (PCI) du produit fini. C'est pourquoi la majorité des ACV de productions végétales dédiées aux filières bioénergie utilisent une UF exprimée en $MJ_{PCI\ Biomasse}$. Dans le cas de ces filières, l'UF « $ha_{cultivé}$ » utilisée seule ne porte que peu d'intérêt. Une alternative intéressante serait de produire des résultats pour des UF de valeur relativement significative à l'échelle des filières (ktep, Mtep) plutôt qu'à une échelle inférieure à celle de la micro-parcelle (MJ).

2.1.2 Revue des résultats d'ACV appliquées aux filières biocarburants G1

Etudes recensées

Parmi l'ensemble de la bibliographie considérée, nous retenons les études de référence du domaine, les revues d'ACV et les ACV qui abordent des problématiques particulières ou nouvelles nécessitant un effort de recherche (détails en Annexe 1). Les recherches couvrent les publications de la période 1996 – 2009 recensées dans les bases de données de Scopus et de Web of Science ainsi qu'un panel de rapports émanant de sources institutionnelles et universitaires. Des revues de synthèse ont été sélectionnées pour une analyse large des résultats d'ACV connus à ce jour (Davis *et al.*, 2009; Dorin et Gitz, 2007; Gnansounou et Dauriat, 2005; Gnansounou *et al.*, 2009; Majer *et al.*, 2009; SCOPE, 2008).

Ces études s'appuient sur une littérature scientifique composée de 88 études publiées entre 1989 et 2009, dont 50% entre 2009 et 2005 et 87% publiées depuis l'an 2000. Elles sont réalisées à 42% en Europe, à 42% aux Etats-Unis, à 6 % dans d'autres zones (Brésil, Canada, Australie) et 8% sont non identifiées. Ces études sont conduites à 41 % par des Universitaires, à 15 % par des instituts publics, à 13 % par des industriels, à 13% par des entités gouvernementales et à 13% par des consultants. Le panel est donc assez large, ce qui sous-tend plusieurs types d'approches et de spécialités. En Europe, les organismes identifiés sont l'IFEU (Allemagne), l'IFPEN, l'INRA, l'ADEME (France) et le Copernicus Institute (Pays bas). Les Universités comprennent : Leuven University (Belgique), Budapest University of Technology and Economics (Hongrie), Levington Agriculture Ltd. et Hallam University (Royaume Uni), l'Ecole Polytechnique de Fédérale de Lausanne et l'EMPA st Gallen (Suisse). Notons que les études de références (ADEME *et al.*, 2002; JEC, 2007; Quirin *et al.*, 2004; Zah *et al.*, 2007) sont souvent considérées ou évoquées pour illustration de points méthodologiques particuliers dans les revues d'ACV.

Filières étudiées

Les filières étudiées sont les plus répandues. Les résultats concernent à 82% les filières de 1^{ère} génération (G1), avec 72 % pour les filières communes (betterave, blé, maïs, soja, tournesol, colza), et 10 % pour des filières moins rapportées (canne à sucre), voire très peu (palme). Les filières de 2^{nde} génération (G2) sont beaucoup moins représentées avec 18 % des résultats et pour des matières premières très variées (22 types de matières premières, dont 6 sur résidus de cultures). Elles sont regroupées pour simplification sous l'appellation « Lignocellulose ». L'analyse des résultats connexes aux filières G1 reste intéressante au regard de la robustesse des indicateurs relatifs aux GES et aux bilans énergétiques. Même si leurs bilans sont pour la plupart relativement modestes, ces filières sont les seules à être actuellement fonctionnelles car elles s'appuient sur des structures logistiques existantes et sur une maturité technique avancée (Gabrielle, 2008). Elles sont, par conséquent, les plus documentées (SCOPE, 2008).

Périmètres, Unités fonctionnelles et Indicateurs

Les résultats présentés dans la Figure 31 ont été harmonisés du champ au réservoir (Well to tank ou WTT). Ils sont issus d'études parmi lesquelles la phase consommation est plus ou moins détaillée. L'étude JEC (JEC, 2007) par exemple est celle qui présente le scénario le plus détaillé. Elle propose 4 scénarii relatifs au parc automobile et décompose les résultats d'ACV (GES et énergie) selon les étapes suivantes présentées dans la Figure 30. Le découpage suivant est retenu : (1) production de la biomasse et mise à disposition, (2) transport de la biomasse, (3) transformation en biocarburant, (4) distribution et conditionnement, (5) consommation du biocarburant. Les étapes de (1) à (4) représentent le bilan du champ au réservoir (WTT), et (5) du réservoir à la roue (TTW). Les autres études présentent majoritairement des bilans WTT ou WTW mais peuvent opter pour des intermédiaires (1) à (2), voire (1) seulement en guise de résultat. L'UF est, logiquement (Encadré 1), soit le MJ de biocarburant (WTT), soit le km parcouru (WTW). Les modes de prise en compte des coproduits (Figure 26, Figure 27, Figure 36) sont très diversifiés.

Tableau 4 : Valeurs de « RefFossile » pour l'essence et le diesel selon leur origine (extraction du brut) et selon différentes années de publications. La valeur unique retenue dans la **DIR/2009/28/CE** est de $83,8 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{eq}} \cdot \text{MJ}^{-1}$. Source : Adapté de (ADEME et al., 2008; ADEME et al., 2010; Gnansounou et al., 2009; Larson, 2006; Liska et Perrin, 2009).

| Année | Type de ressource | Diesel | Essence | Périmètre géographique | Référence bibliographique |
|-------|-------------------|--|---------|------------------------|-----------------------------------|
| [an] | [Nom] | $[\text{g}_{\text{CO}_2\text{eq}} \cdot \text{MJ}^{-1}]$ | | [Nom] | [Nom] |
| 2006 | Mix* | 73,4 | 75,3 | Etats-Unis d'Amérique | (Larson 2006) |
| 2008 | Mix* | 87,1 | 85,0 | Adapté France | (ADEME, MEDAD et al. 2008) |
| 2008 | Mix* | 87,7 | 87,0 | Adapté France | (JEC, 2008) |
| 2009 | Mix* | NC | 92,1 | Union Européenne | (Gnansounou, Dauriat et al. 2009) |
| 2009 | Mix* | NC | 96,9 | Etats-Unis d'Amérique | (Liska et Perrin 2009) |
| 2009 | Sables Bitumineux | NC | 108,0 | Etats-Unis d'Amérique | (Liska et Perrin 2009) |
| 2009 | Charbon liquéfié | NC | 166,0 | Etats-Unis d'Amérique | (Liska et Perrin 2009) |
| 2009 | Huile de schiste | NC | 189,0 | Etats-Unis d'Amérique | (Liska et Perrin 2009) |
| 2010 | Mix* | 91,4 | 90,1 | Adapté France | (ADEME, MEDAD et al. 2010) |
| 2010 | Mix* | 75,2 | 75,0 | Union Européenne | (JEC, 2010) |

*Valeurs normalisées selon l'approvisionnement effectif pour le périmètre géographique correspondant. Les valeurs d'émissions de GES correspondent au périmètre ACV du puits à la roue (WTW).

Légende

NC = Non Connu

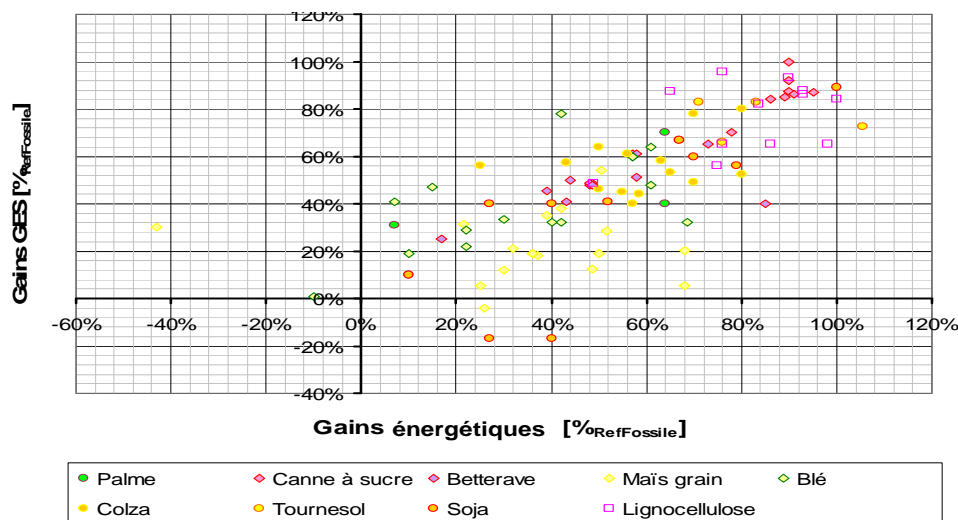


Figure 31 : Moyennes des valeurs notifiées par filières biocarburants. Source : Données sources issues et adaptées de (Davis et al., 2009; Dorin et Gitz, 2007; Gnansounou et Dauriat, 2005; Gnansounou et al., 2009; Majer et al., 2009; SCOPE, 2008).

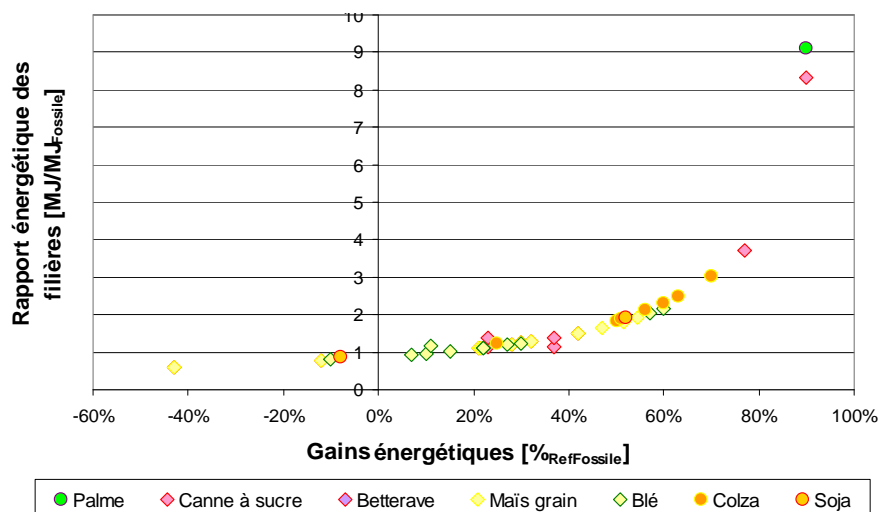


Figure 32 : Relation entre les gains énergétiques réalisés et le rapport énergétique de la filière. La tendance générale pour les différentes filières indique une certaine cohérence dans les résultats finaux d'ACV. Source : Données adaptées à partir de 6 revues d'ACV dont les résultats sont présentés en Figure 31.

Les indicateurs étudiés portent très majoritairement sur l'énergie et sur les émissions de GES. Le premier type d'indicateurs est en cohérence avec l'objet des filières étudiées tandis que le second s'inscrit dans le cadre des réductions d'émissions de GES pour lutter contre le changement climatique. Ces indicateurs sont les plus robustes car ils ne nécessitent que peu de conversions via les méthodes AICV. Les indicateurs GES sont exprimés en $\text{gCO}_{2\text{éq}}\cdot\text{UF}^{-1}$ ou en % de gains par rapport à la filière de référence. Les résultats sur les indicateurs GES dépendent de la méthode AICV utilisée pour les évaluer. Les indicateurs énergétiques sont exprimés sous des formes plus diversifiées (Davis *et al.*, 2009). Ils sont aussi exprimés en % de gains énergétiques par rapport à la filière de référence, puis en $\text{MJ}_{\text{fossile}}\cdot\text{UF}^{-1}$ ou $\text{MJ}_{\text{total}}\cdot\text{UF}^{-1}$. Cette dernière variante peut engendrer des incohérences dans le cas d'une étude de « population » d'ACV. Les indicateurs communs aux différentes études sont la consommation d'énergie non renouvelable ($\text{MJ}_{\text{fossile}}\cdot\text{UF}^{-1}$), puis les gains énergétiques [%_{RefFossile}] et les gains d'émissions de GES [%_{RefFossile}] par rapport à la filière pétrolière de référence (voir les références « RefFossile » au Tableau 4).

Analyse des résultats

Pour les filières analysées, l'ensemble des publications étudiées fait part du grand nombre d'ACV de filières G1 devant les ACV de filières G2. D'un point de vue général, les ACV sont plus appliquées aux filières basées sur des cultures conventionnelles qu'aux filières basées sur des cultures nouvelles, et ce pour des périmètres géographiques restreints (Union Européenne, Etats-Unis d'Amérique). Il existe donc un manque de connaissance des filières émergentes, pour lesquelles l'acquisition de données constitue un enjeu important pour leur évaluation. D'autre part, en raison d'un manque de transparence fréquent dans les données utilisées (en particulier pour les rendements et les pratiques culturales), deux problématiques sont soulignées :

- la validité des résultats n'est pas toujours vérifiable,
- les données ne sont pas réutilisables pour implémenter des bases de données de référence.

Sur un autre plan, l'ensemble des auteurs de revues d'ACV souligne l'importance des hypothèses liées aux modalités de prise en compte des coproduits dans les bilans finaux. **De plus, d'un point de vue méthodologique, la non prise en compte des changements d'affectation des sols dans les évaluations GES est quasi générale dans les évaluations finales. Cette remarque est valable pour l'analyse d'impact sur la biodiversité et l'usage de l'eau, ce qui est dans ce cas la conséquence directe d'un défaut de méthodes appropriées.** Enfin, concernant les analyses d'impacts, les auteurs font part du faible nombre d'études présentant des indicateurs autres que GES et Energie (~20 %).

Les études recensées fournissent des résultats sous forme de valeurs moyennes ou de plages de valeurs. Cependant, pour des besoins de synthèse, le choix a été d'homogénéiser les résultats. Pour ce faire, les résultats fournis sous forme de plages de valeurs ont été convertis en une valeur moyenne (Figure 31 et Figure 32). Cette précision est importante, car ce choix peut induire des biais et appelle à la prudence dans l'interprétation des résultats. Même harmonisés sur le périmètre WTT, les résultats de la Figure 31 montrent des variabilités conséquentes pour des filières de même type. Ces variations sont attendues car **l'efficacité des productions végétales dépendra d'abord du contexte local** (qualité des terres, pratiques et technicités agricoles, maîtrise des cultures, *etc.*). Toutefois, d'après différents auteurs, les variabilités de rendements n'expliquent pas ces variabilités intra-filières de manière satisfaisante. La très grande majorité des bilans est favorable comparativement aux filières pétrolières conventionnelles. Les filières G1 présentent des bénéfices modestes à remarquables généralement confirmés tandis que les filières G2 semblent plus prometteuses pour une incertitude relativement plus importante sur leur résultats (peu de cas concrets). Le croisement des gains énergétiques et des rapports énergétiques des filières permet de détecter les incohérences (Figure 32). L'ensemble des hypothèses calculatoires, en particulier des allocations, n'autorise pas une lecture comparative. Toutefois, d'un point de vue énergétique et dans une approche ne considérant pas les CAS, le biodiesel de palme et l'éthanol de canne à sucre peuvent constituer des filières particulièrement productives. En effet, les rapports énergétiques des filières G1 sont principalement compris entre 1 et 3 et peuvent atteindre 4 à 9 pour la palme et la canne à sucre.

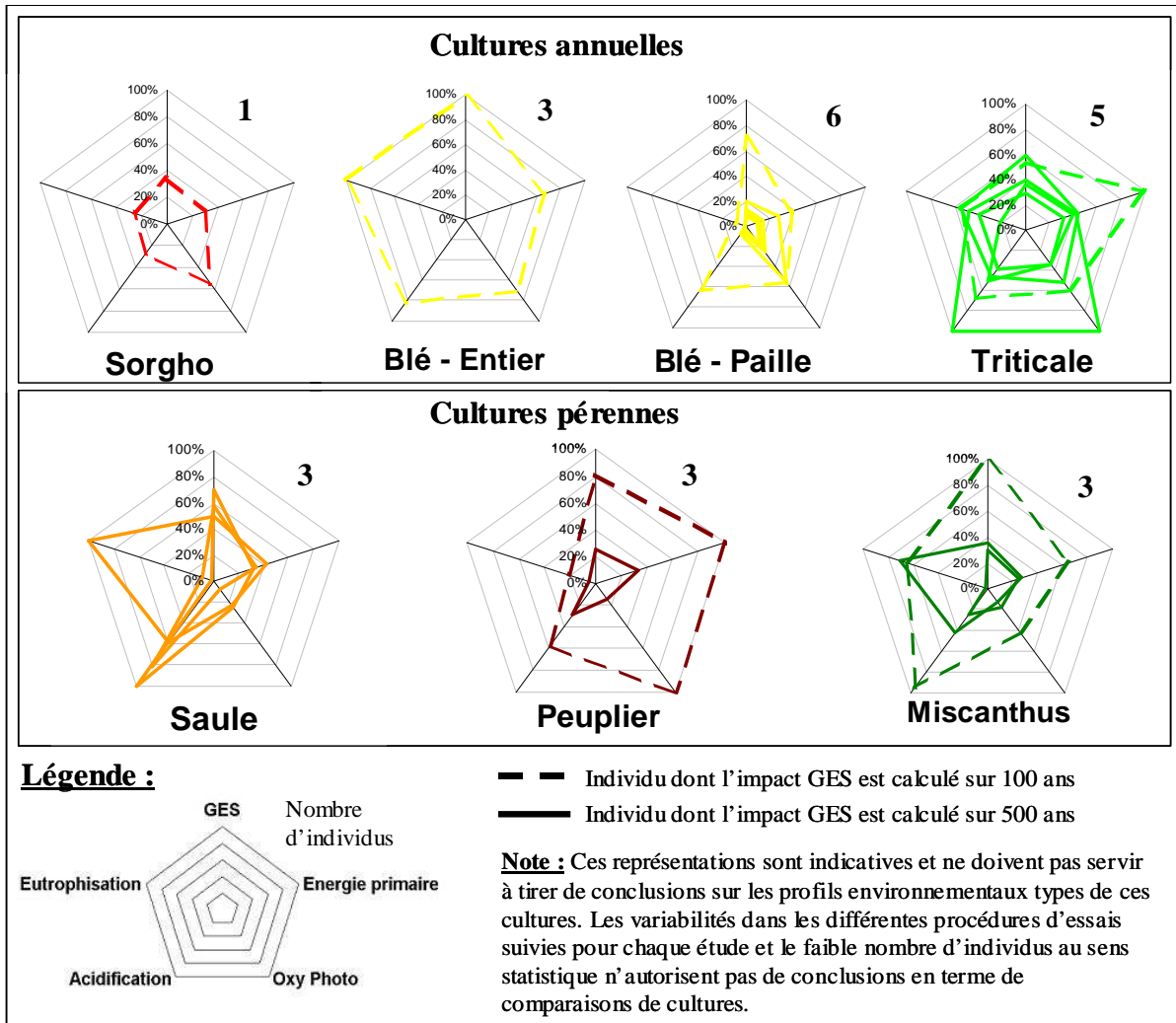


Figure 33 : Radars pour 5 indicateurs d'impacts classiquement calculés par les méthodes AICV appliqués à des cultures annuelles et pérennes. Pour chaque catégorie d'impact, les valeurs présentées sont normalisées par rapport à la valeur maximale de l'ensemble des individus du groupe (groupe des cultures annuelles ou groupe des cultures pérennes). Les scores sont donc relatifs à l'impact maximal par catégories d'impacts [%] pour des cultures annuelles et pour des cultures pérennes. Source : Données brutes issues de (Schultze et al., 2009).

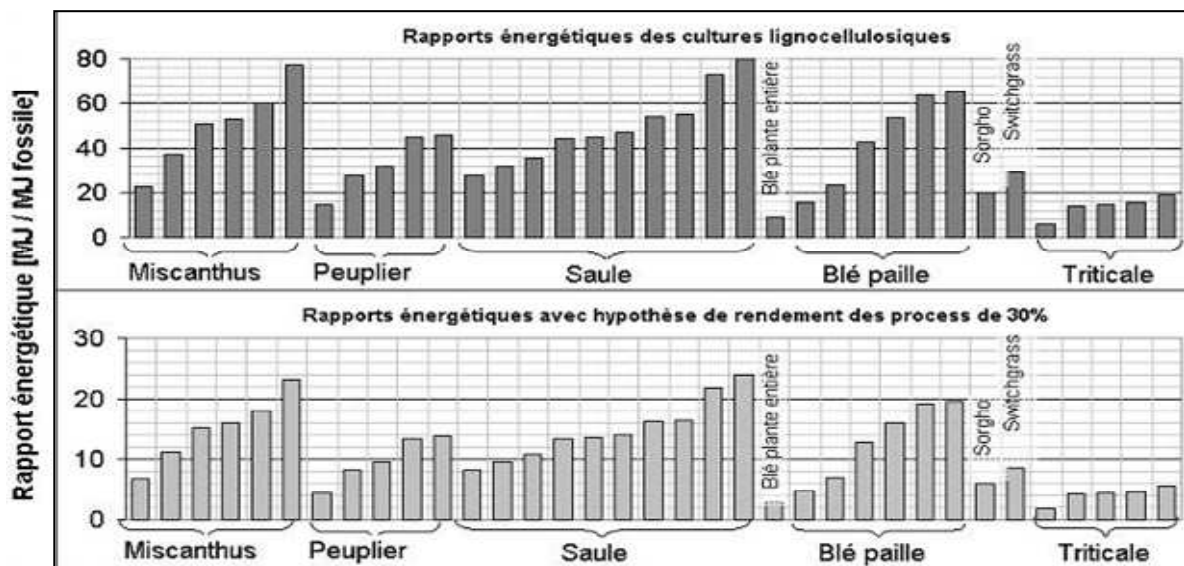


Figure 34 : Rapports énergétiques (en $\text{MJ}_{\text{biomasse}}/\text{MJ}_{\text{fossile}}$) des productions de différents types de biomasses dédiées aux filières biocarburants G2 (en haut). Estimation des rapports énergétiques (en $\text{MJ}_{\text{biocarburant}}/\text{MJ}_{\text{fossile}}$) pour les filières complètes correspondantes avec hypothèse d'un rendement d'élaboration et de distribution de 0,3 (en bas). Source : Données brutes issues de (Schultze et al., 2009).

2.1.3 Revue de résultats d'ACV appliquées aux filières biocarburants G2

Filières étudiées

L'application présentée ici se base sur l'analyse du cabinet BioIS (Schultze *et al.*, 2009) concernant les ressources bibliographiques disponibles en 2009. Les productions retenues portent sur des plantes entières (Miscanthus, Switchgrass, Sorgho, Blé et Triticale), sur des taillis à courtes ou à très courtes rotations (Peuplier, Saule) et sur la paille de blé. L'analyse porte ici sur les impacts environnementaux potentiels des phases de productions végétales traités par ACV. Les périmètres d'analyse correspondent à la sortie du champ, voire à la mise à disposition du produit sec. L'unité fonctionnelle choisie est soit la production à l'hectare de la culture, soit l'unité d'énergie produite (MJ).

Indicateurs étudiés

Les indicateurs présentés portent les pressions environnementales engendrées par ces filières. Ce sont des indicateurs d'impacts intermédiaires au sens des méthodes AICV. Les indicateurs homogènes et communs publiés retenus sont (Schultze *et al.*, 2009) :

- **effet de serre** [kg CO₂éq] : caractérise l'augmentation de GES dans la composition atmosphérique,
- **indicateur de pression relatif aux impacts sur la santé humaine : oxydation photochimique** [kg C₂H₄éq] : caractérise la formation d'ozone de basse atmosphère par réactions complexes entre composés organiques volatils et oxydes d'azote,
- **indicateurs de pression relatifs à la qualité des écosystèmes :**
 - **eutrophisation** [kg PO₄³⁻éq] : caractérise l'appauvrissement des écosystèmes aquatiques lorsqu'un surplus de nutriments provoque une prolifération de microorganismes en surface qui, par un ensemble de processus, rend le milieu anoxique,
 - **acidification terrestre** [kg SO₂éq] : caractérise le phénomène des pluies acides en comptabilisant les flux de SO₂, NO_x, NH₃, HCl, HF,... émis dans la basse atmosphère,
- **indicateurs de déplétion des ressources naturelles : énergie Primaire [MJ]** : consommation d'énergie fossile convertie en énergie primaire.

Analyse des résultats

La Figure 33 représente un « radar » de différentes catégories d'impacts intermédiaires pour chaque type de production pérenne ou annuelle. Cette représentation permet d'observer des tendances globales pour des indicateurs de pression de valeurs très variables afin d'identifier des profils environnementaux par type de production végétale s'ils existent. Il apparaît que les cultures pérennes ne présentent pas de profils environnementaux très marqués sur ces indicateurs. Les similitudes entre deux profils pour les TCR de saules ne sont probablement pas significatives, de même pour le peuplier au vu du faible nombre d'individus. Hors de leurs contextes locaux, ces impacts intermédiaires ne peuvent être qu'intercomparés. Plus généralement sur l'ensemble des publications, l'analyse indique que pour l'indicateur d'eutrophisation, les valeurs ne sont pas significativement différentes mais que les cultures pérennes semblent imposer moins de pressions sur les milieux naturels. Pour l'acidification, les mêmes variabilités sont constatées. L'indicateur d'oxydation photochimique ne montre pas de différences significatives. Enfin, l'indicateur de consommation d'énergie primaire montre une meilleure efficacité des cultures pérennes vis-à-vis des cultures annuelles. De plus, on peut tenter de projeter l'efficacité relative de chaque filière en posant une hypothèse sur le rendement global de l'élaboration et de la distribution (Figure 34). Avec l'hypothèse retenue, les filières G2 montrent des rapports énergétiques de 2 à 24 avec une moyenne de 10, supérieure aux filières G1.

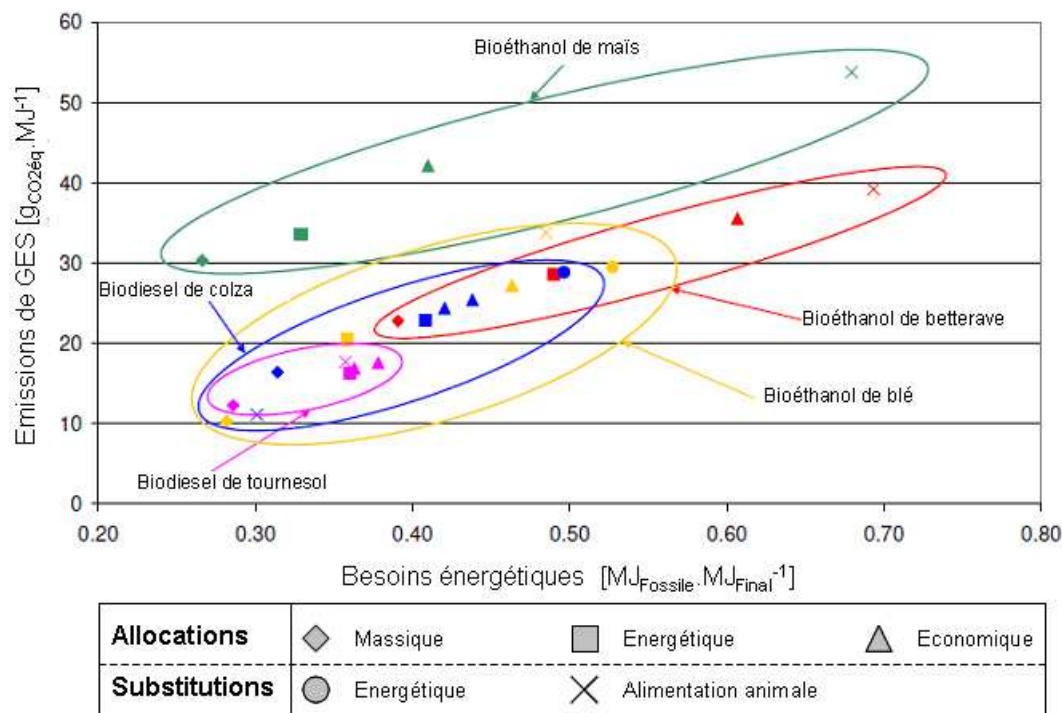


Figure 35 : Exemple de l'effet des modes d'allocations ou de substitution sur les résultats finaux d'ACV (du champ au réservoir - WTT) des principaux biocarburants produits en France. Le rapport énergétique total prend en compte Source : Adapté de (Prieur et al., 2008).

| Type de valorisation | Critère | Type de prise en compte | | | |
|----------------------|--------------------|-------------------------|------------|-------------|------------|
| | | Substitution | Allocation | | |
| | | | Massique | Energétique | Economique |
| Alimentation animale | Calculs | - | ++ | +++ | + |
| | Données | + | +++ | +++ | + |
| | Variations Entrées | - | + | + | + |
| | Robustesse | + | ++ | ++ | -- |
| | Impacts | - | - | - | - |
| | Cohérence | | - | +++ | ++ |
| Energétique | Calculs | +++ | | | |
| | Données | +++ | | | |
| | Variations Entrées | - | | | |
| | Robustesse | +++ | | | |
| | Impacts | +++ | | | |
| | Cohérence | +++ | | | |
| Industrielle | Calculs | - | ++ | +++ | +++ |
| | Données | ++ | +++ | +++ | +++ |
| | Variations Entrées | - | + | + | + |
| | Robustesse | - | ++ | ++ | -- |
| | Impacts | + | - | - | - |
| | Cohérence | | - | +++ | + |

Légende

-- Très mauvais

- Mauvais

+ Moyen

++ Bon

+++ Très bon

■ Non applicable

Calculs Faisabilité calculatoire
 Données Accessibilité des données
 Variations Entrées Capacité de la prise en compte des coproduits à relier les variations dans les données d'entrées
 Robustesse Stabilité et robustesse des paramètres d'allocation
 Impacts Représentativité de la méthode aux impacts réellement évités par le coproduit
 Cohérence Cohérence de la base du prorata avec l'enjeu de la filière

Les fertilisants agricoles sont pris en compte par substitution d'engrais chimiques. Ceci est naturel et cohérent car le produit substitué est clairement identifié. De plus, ce mode de prise en compte est classique dans le monde agricole (bilans de fumures annuels). Il reste à acter une méthodologie pouvant prendre en compte les effets "précédents" dans les rotations pour bien évaluer le taux de fertilisants substitués.

Figure 36 : Analyse de l'implication des différents modes de prise en compte des coproduits selon le type de valorisation finale. Note : le critère de cohérence n'est pas renseigné pour la substitution car ce mode de prise en compte est par définition le plus réaliste, donc cohérent. Source : Synthèse adaptée du référentiel méthodologique français en 2008 (ADEME et al., 2008).

2.2 L'Analyse de Cycle de Vie comme outil de référence ?

2.2.1 Adaptations de la méthodologie ACV pour l'application aux biocarburants

Prise en compte des coproduits des filières biocarburants

L'application de l'ACV aux productions végétales est une discipline récente. Ainsi, la question de la prise en compte des coproduits, question centrale en ACV, est d'autant plus importante dans le cas des filières biocarburants. Les coproduits peuvent être valorisés énergétiquement, dans l'industrie, ou l'alimentation animale. Dans les filières biocarburants actuelles les coproduits pris en compte sont :

- les **résidus agricoles** (fraction végétale non récoltée) valorisés comme fertilisants,
- les **coproduits industriels épandus** (eaux de lavage, vinasses d'éthanoleries) valorisés comme fertilisants,
- la **glycérine** et certaines **huiles acides** des filières biodiesel valorisées industriellement,
- les **drêches avec solubles DDGS** (éthanoleries de céréales) et les **pulpes** (éthanoleries de betteraves) valorisées comme aliments animaux,
- les **tourteaux** (résidus de presse) des filières biodiesel valorisés comme aliments animal,
- la **bagasse** (canne à sucre) et les **résidus végétaux à l'unité d'élaboration** (Palme) valorisés énergétiquement,
- les **effluents** en stations d'épuration, pour toutes les filières biocarburants, méthanisés et **valorisés énergétiquement**.

Un travail a été mené à l'IFPEN (Prieur *et al.*, 2008) sur les différentes hypothèses envisageables pour leur prise en compte. La prise en compte des coproduits peut être envisagée par allocations sur des critères physiques (énergétique, économique, masse), puis par substitution de filières d'alimentation animale, industrielles, ou de production d'électricité. Les résultats (Figure 35) montrent que les émissions de GES (WTT) peuvent varier du simple au double le plus souvent. Les différents modes d'allocation favorisent généralement les bilans par rapport aux substitutions. En France, cette problématique a déjà été soulignée lors de la comparaison des résultats du travail de l'ADEME et d'Ecobilan (ADEME *et al.*, 2002) à d'autres études (par exemple (JEC, 2007)) : le choix de l'allocation massique donnait des résultats sensiblement meilleurs dans l'ensemble. L'allocation massique n'est pas justifiée au regard des usages principalement énergétiques ou indirectement alimentaires (coproduits dédiés à l'alimentation animale) des coproduits des filières biocarburants étudiés. Dans le référentiel méthodologique français des ACV appliquées aux principales filières biocarburants (ADEME *et al.*, 2008), les modes de prise en compte des coproduits de biocarburants sont analysés en détail (Figure 36). Parmi les coproduits pris en compte, **les résidus agricoles** traditionnellement retournés au sol **sont idéalement comptabilisés par substitution aux engrais chimiques** par bilans azotés, phosphore et potassium. Parmi les types de valorisation reconnus, la **valorisation énergétique est prise en compte par substitution au mix électrique local**. Enfin, parmi les modes d'allocation testés **pour les coproduits restants, l'allocation énergétique semble la plus appropriée** au regard de l'ensemble des critères. Ce mode d'allocation est par ailleurs recommandé dans la directive Européenne (DIR/2009/28/CE, point 81 p.25).

Dans le cas des filières biocarburants et pour une ACV de type attributionnel, la prise en compte des coproduits par substitution peut paraître inadaptée. Cependant, cette inadaptation est liée à la façon dont la substitution est réalisée dans les études disponibles plutôt qu'à la substitution en elle-même. Ce phénomène est dû à la complexité du système de production agricole et à ses interactions fortes avec les secteurs industriels et énergétiques. L'ACV au sens classique (*cf* 2.1.1) n'est simplement pas adaptée pour traduire ces implications complexes. Pour parvenir à un tel objectif, deux voies d'amélioration sont envisageables : l'intégration d'outils spécifiques (dynamiques et spécialisés) à chaque type de substitution dans les logiciels d'ACV, ou bien l'intégration de résultats d'outils spécifiques aux calculs de substitutions (avec effets directs et indirects) dans les inventaires (ICV).

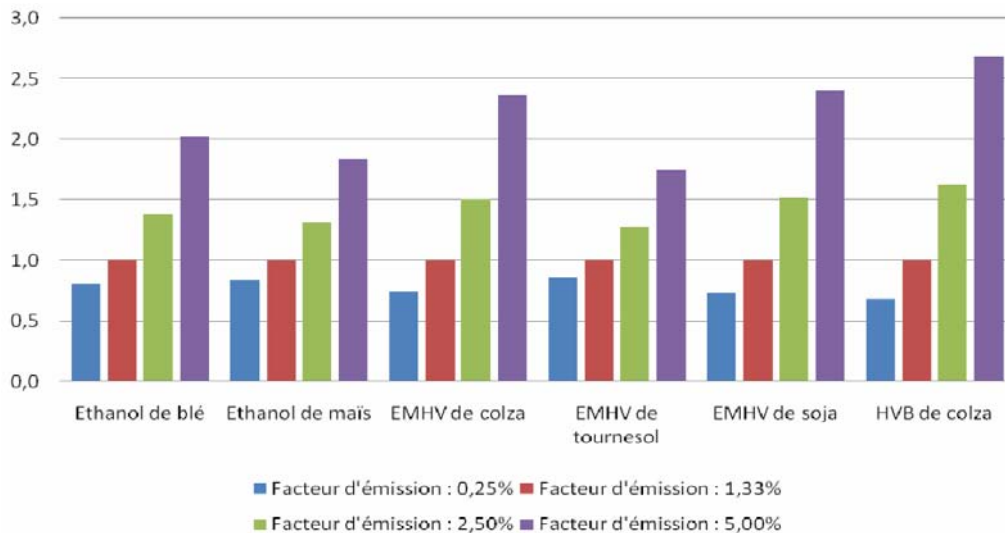
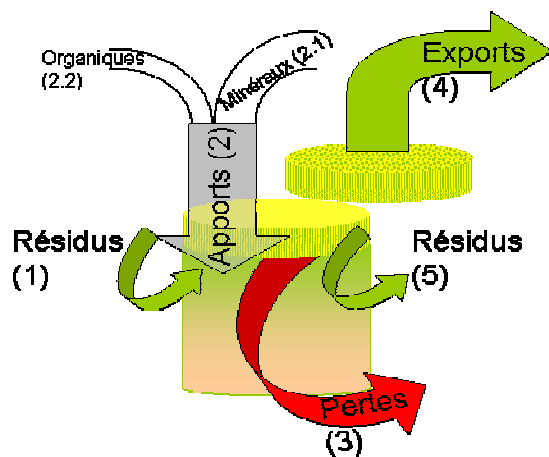


Figure 37 : Illustration de la sensibilité du bilan GES des filières biocarburants françaises aux modes de prise en compte des émissions de N₂O. La base 1 pour chaque filière correspond à une règle de calcul telle que les émissions de N₂O sont égales à 1,33% des apports en azote (en kg_N équivalent) comme recommandé par l'IPCC en 2008. Pour analyse de sensibilité, ce facteur est appliqué pour des valeurs de 0,25%, 1,33%, 2,50% et 5%. *Source : Référentiel méthodologique pour les ACV de biocarburants consommés en France, 2008 (ADEME et al., 2008).*



Emissions de N₂O équivalentes (adaptée IPCC) :

$$(2+5)*F_{N_{tot}} + 3*F_{pertes} + (2.1*F_{NH3Min} + 2.2*F_{NH3Org})*F_{NH3}$$

| | | |
|----------------------|--------|----------------|
| F _{Ntot} | 1,00% | |
| F _{Npertes} | 0,75% | |
| F _{NH3} | 1,00% | |
| F _{NH3Min} | 5,00% | Part minérale |
| F _{NH3Org} | 12,00% | Part organique |

Note :

- (1) = Résidus de la culture précédente
- (5) = Résidus de la culture en cours

Tous les éléments du calcul [1 à 5] sont rapportés en kg_N équivalent

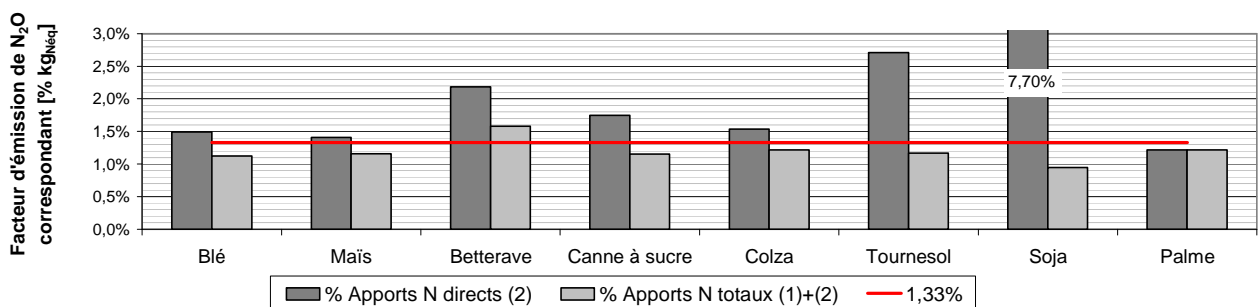


Figure 38 : Bilan azoté des productions végétales (en haut à gauche) et modélisation des émissions de N₂O (en haut à droite) tel que rapporté par l'ADEME. Ce calcul est une adaptation de l'approche proposée par l'IPCC. Il ne tient pas compte des facteurs locaux (à l'échelle intra-parcellaire) qui influencent les émissions de N₂O, mais tend à être représentatif de la situation mondiale. Les facteurs d'émissions de N₂O trouvés avec cette méthode de calcul sont donnés par filières biocarburants dans le graphique du bas. A cette échelle, les valeurs rapportées par Crutzen en 2008 (3 à 5% du N total, (Crutzen et al., 2008)) sont bien supérieures à celles présentées ici. *Source : Adapté de (ADEME et al., 2010).*

Prise en compte de phénomènes locaux : émissions locales de N₂O

Les émissions de N₂O constituent un flux sensible dans les bilans GES. L'émission d'une tonne de N₂O dans l'atmosphère équivaut à celle de 298 t_{CO₂éq} sur un horizon de 100 ans (IPCC, 2006). Les sols agricoles constituent une source reconnue de N₂O. Dans l'ACV des filières biocarburants existantes le N₂O joue un rôle majeur dans les émissions de GES. Selon les études, les proportions d'émissions diffèrent. Or, ce facteur d'émission est un paramètre très influent sur les émissions de GES des filières biocarburants existantes (Figure 37) :

- le N₂O est émis à hauteur de 30% à 50% par la phase agricole (ADEME *et al.*, 2008) selon une règle de calcul de **1,33% des apports azotés totaux** (en kg_N équivalent). A défaut d'autre standard, cette règle (IPCC) est adoptée dans la majorité des études ACV. Elle représente les émissions directes au champ (1 %) et indirectes (0,33%) via les apports azotés lessivés (0,23%) ou volatilisés (0,1%). Cette règle implique globalement un ratio d'émission GES de 3,96 kg_{CO₂éq}.kg_{Néq}⁻¹,
- différentes études ont montré des taux d'émissions de N₂O allant de **0,5% à 2,4% des apports azotés** selon différentes situations culturales et pour différentes cultures. Dans une publication largement commentée, Crutzen *et al* indiquent que les émissions de N₂O du secteur agricole mondial (cultures et élevages) seraient plutôt situées **entre 3% et 5% des apports azotés globaux** (Crutzen *et al.*, 2008).

La difficulté de valider une méthodologie de calcul particulière provient du caractère local des mécanismes impliqués dans les émissions de N₂O d'origine culturale. Plus largement, les émissions de N₂O d'origine culturale constituent un mécanisme local dans l'impact global des émissions GES. Ces émissions sont régies par des mécanismes de nitrification/dénitrification qui ont principalement lieu dans le sol. Si l'apport azoté total est actuellement le meilleur indicateur par défaut des émissions de N₂O attendues, ce paramètre n'explique pas les variabilités que l'on peut trouver dans les études de terrain menées à l'échelle de petites parcelles. A cette échelle, Bessou (Bessou, 2009) a mené un travail de mesure et de modélisation des émissions de N₂O pour des productions dédiées aux biocarburants G1 (Betteraves) et G2 (Miscanthus). Les résultats de ces travaux montrent des variabilités spatiales et temporelles fortes dans les émissions de N₂O. Les variabilités spatiales sont principalement dues aux caractéristiques du sol, et en particulier à leur degré de tassement. D'une part les émissions de N₂O sont plus importantes sur sols tassés que sur sols non tassés. D'autre part, sur deux années d'expérimentation, les émissions de N₂O sont plus fortement corrélées à la nature compactée ou non des sols qu'aux doses d'engrais apportées. Les variabilités temporelles sont principalement dues à la date d'application des doses d'engrais et aux cycles secs-humides du sol. Ces cycles secs-humides du sol engendrent de forts pics d'émissions dont le déterminisme est encore non compris. **Bessou (Bessou, 2009) conclut que les émissions de N₂O directes ne peuvent pas être correctement modélisées à partir du seul bilan azoté.**

Ce mécanisme prépondérant dans les émissions de GES est donc typiquement local. Les implications étant purement agronomiques, nous ne chercherons pas à affiner ce facteur. Toutefois, l'implémentation de base de données géolocalisées de facteurs d'émissions en fonction des cultures est réalisable au fil des essais agronomiques. De telles données pourraient être intégrées dans l'analyse environnementale des filières biocarburants. D'autre part, l'influence du tassement du sol sur les émissions de N₂O indique que des voies d'amélioration existent dans la pratique (Smeets *et al.*, 2009). Couplé à un respect du bilan azoté optimal, le choix de pratiques agricoles existantes limitant les tassements de sols semble approprié. Enfin, le référentiel méthodologique français (ADEME *et al.*, 2008) indique qu'en l'absence de données d'émissions de N₂O consensuelles et spécifiquement adaptées à la France, une adaptation de la règle indiquée par l'IPCC est préférable. Ce mode de calcul (Figure 38) est repris, puis adapté dans l'étude de référence française la plus récente (ADEME *et al.*, 2010).

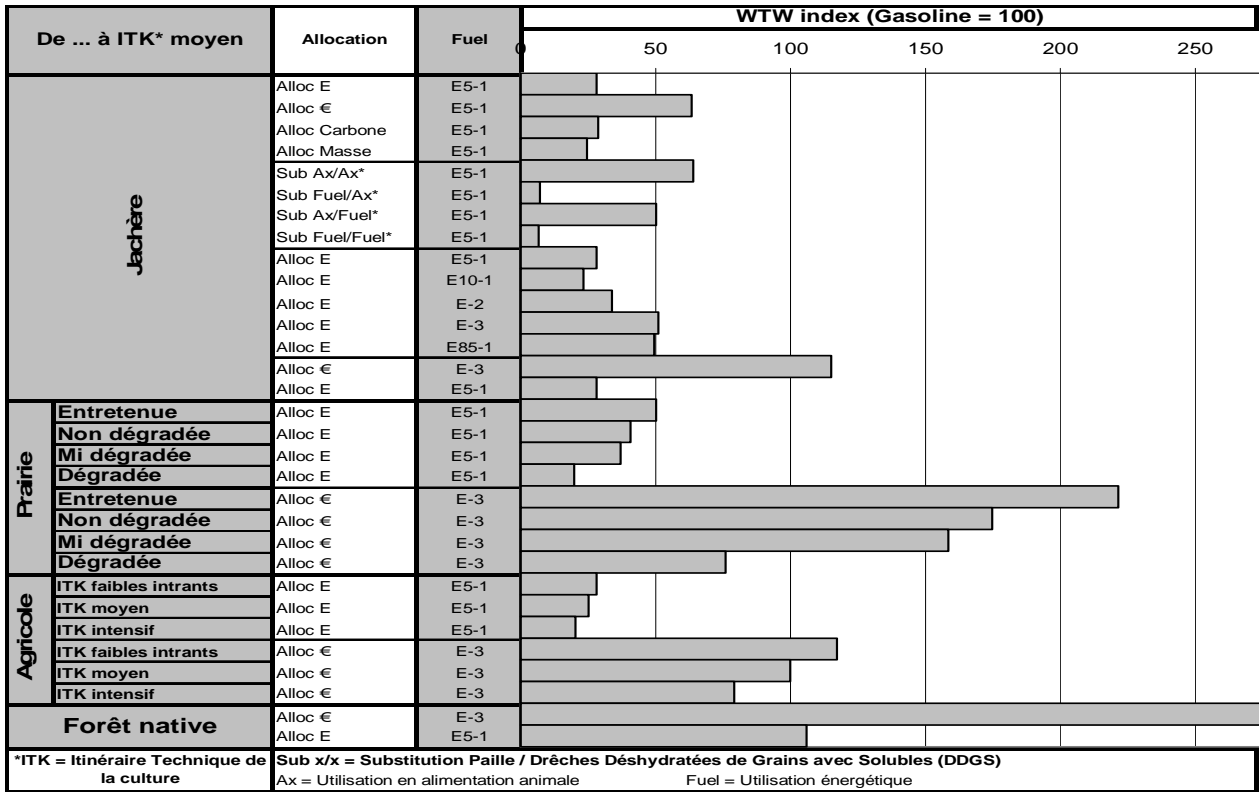


Figure 39 : Variabilité des gains GES par rapport à la référence « Essence » d'une production d'éthanol de blé en Suisse avec prise en compte des changements d'affectation des sols directs (dCAS) et des différents taux d'incorporations du bioéthanol à l'essence conventionnelle (E2, E3, E5, E10, E85). Les valeurs de dCAS utilisées ici sont directement issues de l'outil « IPCCtool » diffusé par l'IPCC pour les déstockages de carbone venant du sol. Dans le cas de la déforestation, une valeur de 93 t_c.ha⁻¹ est ajoutée au dCAS. Les valeurs de dCAS sont amorties linéairement sur une période de 20 ans (voire la méthode ADEME de l'Encadré 3). Source : Adapté de (Gnansounou et al., 2009).

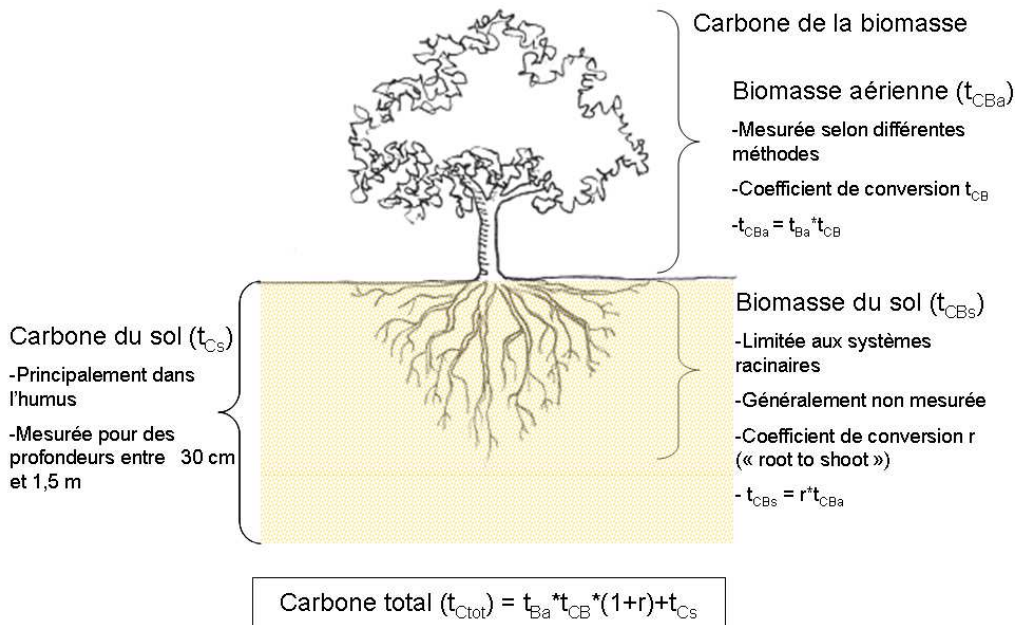


Figure 40 : Illustration des composantes principales considérées actuellement dans le bilan carbone des principaux biomes terrestres. Les séquences indiquées correspondent aux termes des modes de calcul classiquement employés pour obtenir les contenus carbone par type de biomes (pour des valeurs types, voir Encadré 2). Ces modes de calculs ne sont pas limités aux écosystèmes forestiers. La première source d'erreur principale se situe principalement dans l'estimation ponctuelle des paramètres t_{Ba}, t_{CB}, r et t_{Cs} auxquels peut s'ajouter la biomasse morte (litière, bois mort,...) quand elle est significative. Sur les milieux naturels réels, la deuxième source d'erreur principale se situe dans la bonne prise en compte des différentes strates végétales (gradient vertical) et dans l'intégration de l'hétérogénéité spatiale de ces strates (densité d'arbres, mélange d'espèces, ...).

Prise en compte d'impacts locaux : Changement d'affectation des sols direct (dCAS)

Un scénario de dCAS consiste à définir la nature du milieu naturel initial qui constitue le point de référence et la nature du milieu naturel final qui, dans le cas des biocarburants, est actuellement une culture agricole oléagineuse ou sucrière. **L'ensemble des modifications entre le milieu de référence et le milieu final est ensuite affecté au CAS**, toute modification antérieure ou ultérieure est considérée comme non allouable au CAS. La question du point de référence de l'analyse est par conséquent primordiale (Milà I Canals, 2007). **La finesse et le réalisme des scénarii de dCAS dépendent de la finesse des catégories d'AS considérées, des impacts attribués aux CAS et du mode de valorisation et de prise en compte des produits du CAS.** A l'échelle des productions végétales pour les biocarburants, les catégories d'AS généralement retenues correspondent à des biomes caractéristiques d'écosystèmes types. Le distinguo se fait entre les forêts, les prairies arbustives, les prairies herbues, les zones humides (dont les tourbières), les terres agricoles et les terres dégradées. Les scénarii de dCAS généralement envisagés dans le cadre des cultures dédiées aux biocarburants correspondent donc à la transformation des milieux non agricoles en milieux agricoles. Les impacts associés aux CAS sont nombreux et nécessairement locaux. Ils touchent notamment aux habitats naturels, à l'eau, aux capacités productives des milieux naturels initiaux, aux émissions de GES et à la biodiversité par voie de conséquence. Actuellement, l'impact des dCAS pris en compte dans les ACV de filières biocarburants se limite aux modifications dans les stocks de carbone des milieux naturels (biomasse, carbone du sol). Dans leur étude, Gnansounou *et al* (Gnansounou *et al.*, 2009) développent des analyses de sensibilité pour plusieurs scénarii de dCAS (Figure 39). Ces analyses démontrent l'importance des dCAS dans le cas de défrichage de forêts pour la mise en culture de blé en Suisse. Comme souligné dans beaucoup d'autres études (ADEME *et al.*, 2008; JEC, 2007; Reijnders et Huijbregts, 2008; Reinhardt *et al.*, 2007), **une déforestation au profit d'une production de biocarburant G1 désavantage le bilan GES vis-à-vis des carburants conventionnels.** A l'opposé, **la mise en culture de terres dégradées peut contribuer à favoriser le bilan GES de la filière.** Toutefois, la rentabilité économique de projets de ce type est délicate et nécessite une bonne anticipation de la fertilité réduite de ce type de sols (Majer *et al.*, 2009).

La prise en compte du dCAS est nécessaire pour une juste évaluation du bilan GES à l'échelle de la filière. Toutefois, cette prise en compte est délicate car elle nécessite des connaissances particulières sur le contenu carbone des milieux naturels intégrés dans les scénarii de dCAS. D'une part, ce contenu carbone est obtenu par une série d'estimations porteuses d'incertitudes (Figure 40). D'autre part, les estimations généralement utilisées (Encadré 2) représentent des biomes typiques qui sont représentatifs de situations globales et sont rarement adéquats dans le cas d'approches locales. De plus, l'influence des modes de prise en compte des coproduits et des taux d'incorporation du bioéthanol dans l'essence peut masquer les effets du dCAS (Figure 39).

Dans l'évaluation des bilans GES, la prise en compte des dCAS est nécessaire, toutefois les impacts du dCAS ne se limitent pas à ces émissions. En effet, trois domaines complémentaires doivent être étudiés dans le cadre plus général des CAS. Le premier domaine concerne les évaluations nécessaires sur **les impacts reconnus dans les CAS mais encore non** (ou partiellement) **quantifiés en ACV** (Eau, Sols, Biodiversité). Le second domaine concerne **les impacts engendrés par les CAS mais non associés aux CAS.** Ce sont (i) les impacts qui se produisent hors de la zone directement sollicitée par le CAS (aménagements hors parcelles telles que les routes et pistes d'accès,...), (ii) les impacts qui se produisent dans la zone du CAS mais qui sont **localement spécifiques** (érosion dans les pentes, libération de mercure en Amazonie,...) **ou encore non connus** (examens de situations nécessaires). Enfin, le troisième domaine concerne **l'étude de l'influence des vecteurs d'impacts que représentent les CAS.** C'est principalement le domaine d'étude sur **les CAS indirects** qui nécessitent un élargissement du cadre méthodologique de l'ACV classique et des études approfondies (ADEME *et al.*, 2010).

Encadré 2 : Stockage de carbone dans les principaux biomes et potentiels de déstockage de carbone par changements d'affectation des sols (CAS) ou changements de pratiques agricoles.

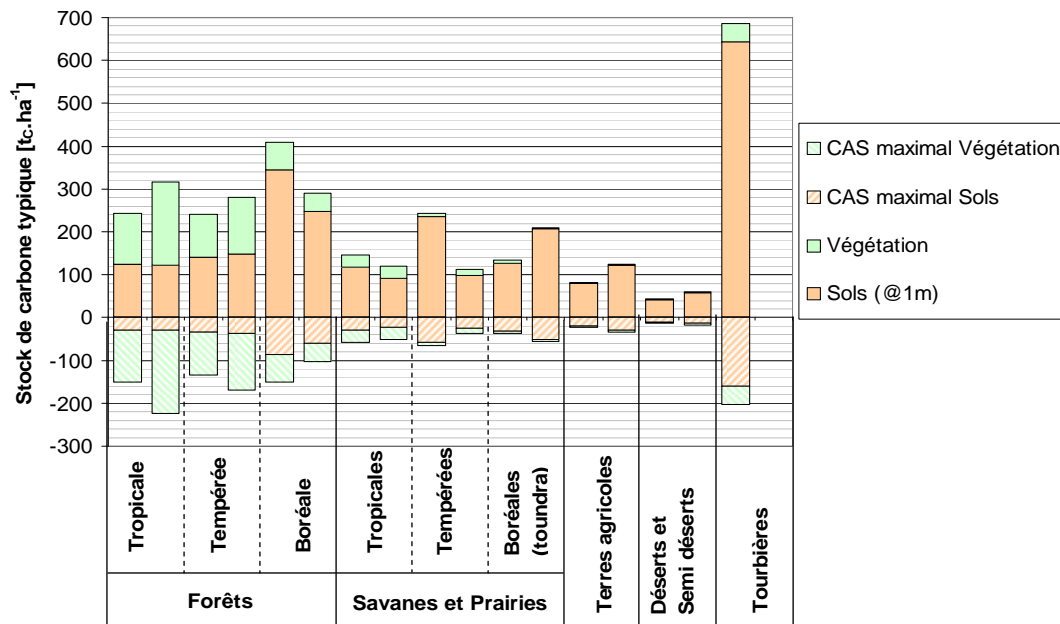


Figure 41 : Stockage et déstockage du carbone dans les biomes type. Note : $1t_C = 3,67 t_{CO_2eq}$. Source : Adapté de (Müller-Wenk et Brandão, 2010).

Les données de contenu carbone dans la Figure 41 sont issues de WBGU (sols et végétation), MRS (végétation) et IGBP (sols). L'hypothèse de transmission maximale du carbone des biomes vers l'atmosphère (CASmax) est de $25\% C_{sol}$ et $100\% C_{végétation}$. Dans le cas des tourbières, l'hypothèse $25\% C_{sol}$ ne tient pas compte de l'effet des techniques de drainage et de brûlis pour la mise en place de cultures (Palmeraies). Dans ce cas, le flux de déstockage peut être bien supérieur. Les flux de déstockage de carbone dans les tourbières aménagées sont estimés à $15,8 \pm 3,3 t_C.ha^{-1}.an^{-1}$ (période non connue (Bauen *et al.*, 2010)), $19,89 t_C.ha^{-1}.an^{-1}$ (IPCC, valeur par défaut) et $23,43 \pm 8,2 t_C.ha^{-1}.an^{-1}$ (sur 50 ans (Hooijer *et al.*, 2011)). La valeur retenue ici n'est donc pas représentative de ces usages, mais uniquement d'une perturbation ponctuelle par un CAS. Les valeurs de contenu carbone du sol intègrent le premier mètre du sol. Les principaux mécanismes mis en jeu par les pratiques agricoles se concentrent dans les 30 premiers centimètres (épaisseur généralement considérée en agronomie). C'est l'épaisseur retenue dans les standards de l'IPCC (Figure 42).

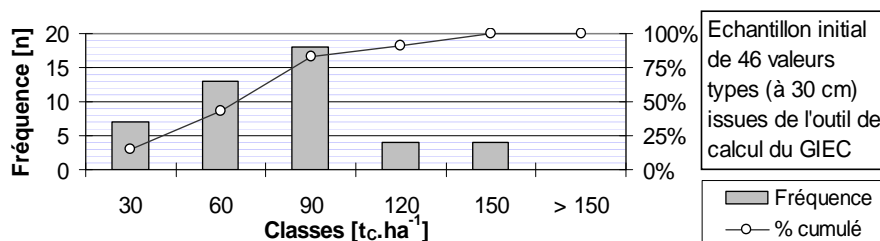


Figure 42 : Contenu carbone dans le sol d'après l'IPCC. Source : Valeurs issues de IPCCtool (2011).

La valeur conservatrice d'émissions de GES typiquement engendrés par des CAS montre que pour les biomes forestiers, le déstockage principal se produit sur la partie végétale à l'exception des forêts boréales qui revêtent une densité de végétation plus faible. Pour les biomes de prairies plus ou moins arbustives, la quantité de carbone déstockée depuis le sol est généralement prépondérante. Plus la nature arbustive de la prairie est prononcée, plus la tendance de déstockage est partagée entre les deux compartiments. Dans le cas des biomes à faible couvert végétal (Terres agricoles, Terres semi désertiques et désertiques), le potentiel de déstockage de carbone est principalement porté par l'impact sur le sol. Dans le cas des tourbières et milieux humides, le stock de carbone dans le sol est tellement prépondérant qu'il constitue la principale part de déstockage potentiel.

Encadré 3 : Calcul d'émissions de GES dues aux changements d'affectation des sols (CAS).

Les émissions de GES liées aux CAS sont principalement dues au déstockage du carbone contenu dans la biomasse aérienne et dans le sol (biomasse et carbone du sol) lors d'opérations d'aménagement dédiées au changement d'affectation. La prise en compte de ces émissions liées aux CAS est un sujet de controverse dans l'évaluation des bioénergies et en particulier des biocarburants (Fargione *et al.*, 2008; Fehrenbach *et al.*, 2009; Foley *et al.*, 2005; Gibbs *et al.*, 2008; Rathmann *et al.*, 2010). La reconnaissance de cet impact se traduit par des règles de calculs officielles dans l'évaluation des biocarburants, mais aussi par des développements méthodologiques spécifiques. Actuellement, parmi les principales méthodes disponibles, les plus représentatives sont :

- D'après la Commission Européenne (DIR 2009/28/CE) et l'ADEME (ADEME *et al.*, 2010) :

$$GES_{CAS} = \frac{\Delta C_{CAS}}{20} * CO_{2\text{éq}}, \text{ en } t_{CO_2\text{éq}} \cdot ha_{CAS}^{-1} \cdot an^{-1}$$

- D'après le Renewable Fuel Standard des Etats-Unis d'Amérique (RFS) :

$$GES_{CAS} = \frac{\Delta C_{CAS}}{30} * CO_{2\text{éq}}, \text{ en } t_{CO_2\text{éq}} \cdot ha_{CAS}^{-1} \cdot an^{-1}$$

Où $\Delta C_{CAS} = C_{AS_{final}} - C_{AS_{initial}}$, en $t_C \cdot ha^{-1}$. $C_{AS_{final}}$ est le contenu en carbone de l'affectation des sols final et $C_{AS_{initial}}$ est le contenu en carbone de l'affectation des sols initial.

- D'après Müller-Wenk et Brandaõ (MWB) (Müller-Wenk et Brandão, 2010) :

$$GES_{CAS} = \frac{t_{r_i,Retard} + t_{r_i,Occupation} + \frac{\Delta C_{CAS}}{2C_{retour,tot}}}{t_{r_{moy},EF}} * \Delta C_{CAS} * CO_{2\text{éq}}, \text{ en } t_{CO_2\text{éq}} \cdot ha_{CAS}^{-1}$$

$C_{retour,tot}$ ($t_C \cdot ha_{AS}^{-1} \cdot an^{-1}$) représente la quantité de carbone séquestrée annuellement par la reconstitution de l'AS précédant le CAS, et t_r (an) exprime le temps de résidence dans l'atmosphère du carbone émis :

- $t_{r_i,Retard}$ = délai de reprise de la croissance de biomasse après le CAS,
- $t_{r_i,Occupation}$ = temps d'occupation du nouvel AS après CAS,
- $t_{r_{moy},EF}$ = temps de résidence moyen d'une unité de carbone émis dans l'atmosphère à un horizon de temps défini : 157 ans pour un horizon à 500 ans, 47,5 ans pour un horizon de 100 ans.

$$\Delta C_{CAS} = C_{sol} * \eta_{C_{sol},air} + C_{vgx} * \eta_{C_{vgx},air}, \text{ en } t_C \cdot ha_{CAS}^{-1}$$

Où $\eta_{C_{sol},air}$ (%) représente la proportion massique de carbone du sol et $\eta_{C_{vgx},air}$ (%) la proportion massique de carbone de la végétation transmise à l'atmosphère lors des CAS. Ces proportions dépendent de la nature des CAS et des biomes mis en jeu. La principale condition fixée par les auteurs est :

$$\text{si } \left[t_{r_i,Retard} + t_{r_i,Occupation} + \frac{\Delta C_{CAS}}{2C_{retour,tot}} \right] > t_{r_{moy},EF}, \text{ alors } GES_{CAS} = \Delta C_{CAS} * CO_{2\text{éq}}$$

Pour ces trois méthodes, $CO_{2\text{éq}}$ ($t_{CO_2\text{éq}} \cdot t_C^{-1}$) est le coefficient de conversion entre l'unité carbone (C) et la quantité de CO_2 équivalente ($CO_{2\text{éq}} = 3,67$ est le ratio des masses molaires du CO_2 et du C). Notons que ΔC_{CAS} défini par Müller-Wenk et Brandaõ n'est pas nécessairement comparable avec le ΔC_{CAS} des deux autres méthodes qui incluent des pertes de C spécifiques à l'AS final (pratiques agricoles par exemple).

Temporalité dans les méthodes de calcul

Les approches linéaires ont l'avantage de représenter des règles de calcul simples. Cependant, ces règles correspondent plus à des calculs décisionnels qu'à des règles de calculs scientifiques d'impacts environnementaux (Levasseur *et al.*, 2010). Le paramètre « décisionnel » est la durée d'amortissement des émissions. Cela peut introduire des écarts significatifs selon les méthodes adoptées, telles que celles de l'Union Européenne (20 ans) et des Etats-Unis (30 ans) par exemple. Le choix d'un amortissement sur 20 ans est souvent justifié dans la mesure où cela correspond à la durée typique de stabilisation de la teneur en carbone d'un sol après perturbation par un CAS ou par changement de pratiques agricoles. Ce nouvel équilibre est la résultante des vecteurs d'érosions (perturbations du CAS et pratiques agricoles) et de dégradation de la matière organique par opposition aux vecteurs d'accumulation de l'humus (action de l'écosystème du sol (Le Roux *et al.*, 2008) et bilan des apports organiques). Toutefois, aucune de ces méthodes n'intègre le devenir du bois issu du CAS dont l'effet temporisateur sur la libération du carbone dans l'atmosphère est non négligeable (Figure 43).

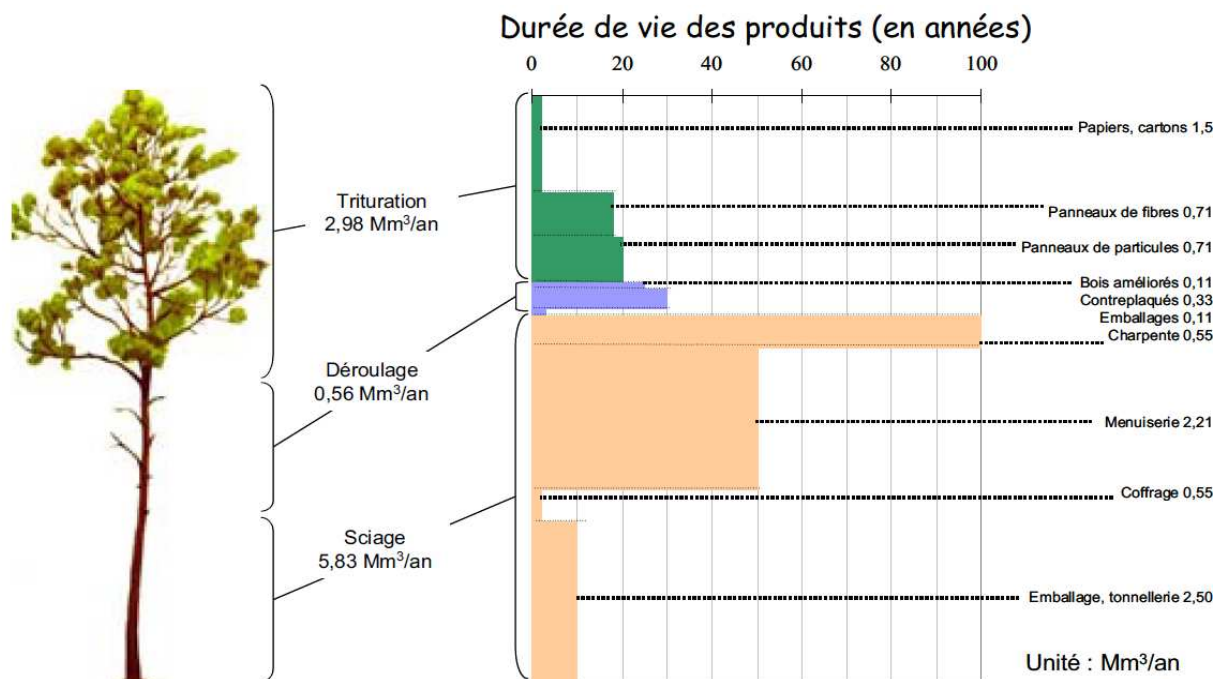


Figure 43 : Estimation de la répartition du devenir du pin maritime en Aquitaine en 2000. Source : Issu de (Prieur, 2004).

Comparaison indicative des méthodes de calcul

Lorsqu'on introduit une distinction entre les émissions fossiles de GES et les émissions faisant partie du cycle général du carbone, les résultats finaux (GES_{CAS}) dépendent à la fois des biomes affectés, des durées d'amortissement retenues pour l'annualisation et des horizons temporels retenus pour les calculs d'impacts (Tableau 5). D'après la méthode de Müller-Wenk et Brandaõ (MWB), sur un horizon d'impact de 100 ans, le terme $tr_{moy,EF}$ est limitant et les résultats ne diffèrent que par la durée d'amortissement choisie. Cet horizon de 100 ans pour le calcul des impacts GES est indirectement préconisé par la directive de la commission européenne (DIR 2009/28/CE, Annexe V, paragraphe C, point 5 : les facteurs d'impacts GES sont donnés pour un horizon de 100 ans). Sur un horizon de 500 ans, les résultats diffèrent aussi en raison de la prise en compte de la captation de carbone par la régénération spontanée des biomes initiaux après abandon de l'affectation des sols.

Encadré 3 - suite

Tableau 5 : Calculs et résultats de GES_{CAS} selon plusieurs méthodes. Source : Commission Européenne (DIR 2009/28/CE), ADEME (ADEME et al., 2010), Renewable Fuel Standard des Etats-Unis d'Amérique (RFS), (Müller-Wenk et Brandão, 2010).

| CAS provoquant la perturbation initiale | | Paramètres communs tels que notifiés dans Müller-Wenk et Brandão, 2010 | | | GES _{CAS} annualisés [tCO _{2eq} .ha ⁻¹ .an ⁻¹] | | | | | |
|---|----------------------|--|---|-----------------------|---|--------------------|--------------------|-------------|--------------------|--------------------|
| Affectation Initiale | Affectation Suivante | ΔC _{CAS} | C _{retour} | t _{r,Retard} | Union Européenne* | | | RFS** | | |
| [Nom Biome] | [Nom Biome] | [t _c .ha ⁻¹] | [t _c .ha ⁻¹ .an ⁻¹] | [an] | "Directive" | MWB ₁₀₀ | MWB ₅₀₀ | "Directive" | MWB ₁₀₀ | MWB ₅₀₀ |
| Forêt tropicale | Terre agricole | 150,8 | 2,45 | 0 | 27,7 | 27,7 | 8,9 | 18,4 | 18,4 | 7,1 |
| | Prairies | 120,0 | 1,85 | 0 | 22,0 | 22,0 | 7,4 | 14,7 | 14,7 | 5,8 |
| | Terre artificialisée | 150,8 | 2,45 | 25 | 27,7 | 27,7 | 13,3 | 18,4 | 18,4 | 10,1 |
| Forêt tempérée | Terre agricole | 135,0 | 1,83 | 0 | 24,8 | 24,8 | 9,0 | 16,5 | 16,5 | 7,0 |
| | Prairies | 100,0 | 1,35 | 0 | 18,4 | 18,4 | 6,7 | 12,2 | 12,2 | 5,2 |
| | Terre artificialisée | 135,0 | 1,83 | 50 | 24,8 | 24,8 | 16,9 | 16,5 | 16,5 | 12,3 |
| Forêt boréale | Terre agricole | 150,0 | 0,63 | 0 | 27,5 | 27,5 | 24,4 | 18,4 | 18,4 | 17,4 |
| | Prairies | 64,0 | 0,48 | 0 | 11,7 | 11,7 | 6,5 | 7,8 | 7,8 | 4,8 |
| | Terre artificialisée | 150,0 | 0,63 | 100 | 27,5 | 27,5 | 27,5 | 18,4 | 18,4 | 18,4 |
| Prairies tropicales | Terre agricole | 58,0 | 0,60 | 0 | 10,6 | 10,6 | 4,6 | 7,1 | 7,1 | 3,5 |
| | Terre artificialisée | 58,0 | 0,60 | 25 | 10,6 | 10,6 | 6,3 | 7,1 | 7,1 | 4,7 |
| Prairies tempérées | Terre agricole | 66,0 | 0,60 | 0 | 12,1 | 12,1 | 5,8 | 8,1 | 8,1 | 4,4 |
| | Terre artificialisée | 66,0 | 0,60 | 50 | 12,1 | 12,1 | 9,6 | 8,1 | 8,1 | 6,9 |

"Directive" Tel que calculé dans les directives cadres
 MWB₁₀₀ Müller-Wenk et Brandão, 2010, horizon de 100 ans
 MWB₅₀₀ Müller-Wenk et Brandão, 2010, horizon de 500 ans

* t_{r,Occupation} = 20 ans et annualisation sur 20 ans
 ** t_{r,Occupation} = 30 ans et annualisation sur 30 ans

Dans le cas d'un calcul à horizon de 500 ans, les impacts obtenus par les méthodes d'amortissement linéaires sont significativement supérieurs aux impacts obtenus par la méthode MWB (Figure 44). Si l'objet principal de la méthode MWB est de tenir compte de la différence fondamentale entre émissions de GES d'origines fossiles ou biotiques, elle comprend principalement deux hypothèses délicates et discutables. La première hypothèse concerne l'intégration de la temporalité différenciée entre émissions de GES fossiles et biotiques. Cette **intégration de la temporalité est faite de manière simplifiée en considérant un temps de retour carbone** ($\Delta C_{CAS} / C_{retour, tot}$, temps de reconstitution du stock de carbone initial) **divisé par 2 pour les GES biotiques**. La seconde hypothèse concerne la prise en compte de la capacité d'un biome à reconstituer son stock carbone après CAS. Dans cette méthode, **la reconstitution du stock de carbone initial des biomes affectés est considérée comme intégrale, indifféremment de leurs niveaux de maturité au moment du CAS** (par exemple il est considéré ici qu'une forêt primaire âgée de milliers d'années reconstitue, après défrichage, son stock de carbone initial en 62 ans - compté ici pour 31 ans -, au même titre qu'une forêt exploitée âgée de 30 ans).

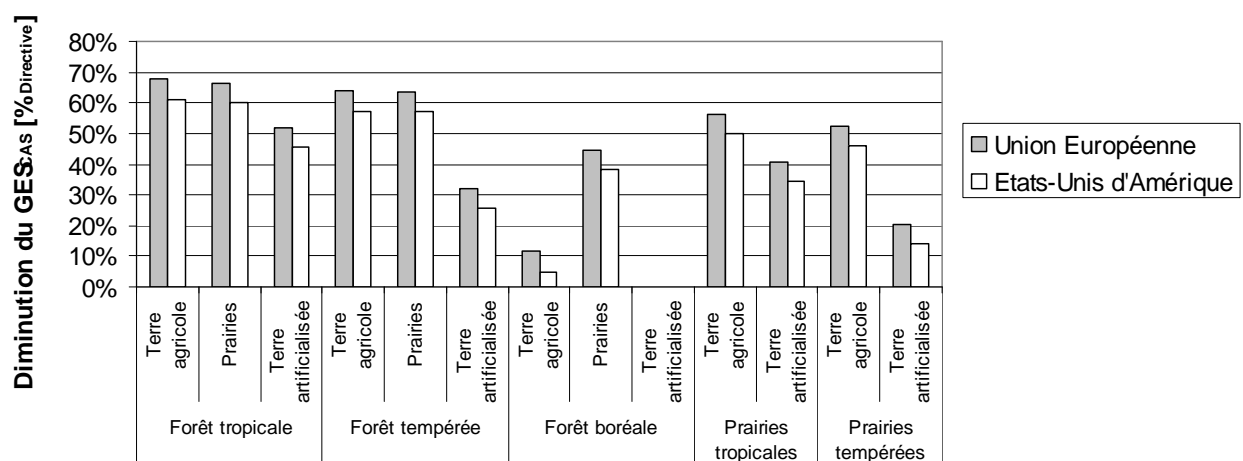


Figure 44 : Différence du GES_{CAS} calculé entre MWB₅₀₀ et les directives de l'Union Européenne et des Etats-Unis d'Amérique. Note : Les valeurs positives indiquent une valeur plus faible pour MWB₅₀₀. Source : Union Européenne (DIR 2009/28/CE), Etats-Unis d'Amérique (RFS), MWB₅₀₀ (Müller-Wenk et Brandão, 2010).

Tableau 6 : Principales caractéristiques des 6 modèles utilisés dans l'étude du JRC. *Source : Adapté de (Edwards et al., 2010).*

| Modèle | Institution | Type modèle | Données source |
|------------|-------------|-------------|----------------|
| GTAP | Univ Purdue | G | FAO |
| AGLINK | OCDE | P | USDA |
| LEITAP-LEI | LEI | G | FAO |
| FAPRI | FAPRI | P | FAO |
| IMPACT | IFPRI | P | FAO |
| CAPRI | LEI | P | FAO |

Légende
P Equilibre partiel
G Equilibre général

Tableau 7 : Scénarii considérés par les différents modèles économétriques dans le cadre de l'étude du JRC. Les pays indiqués entre parenthèses sont les pays producteurs dans le périmètre considéré. *Source : Adapté de (Edwards et al., 2010).*

| N° Scénario | Type modèle | Type de biocarburant | Modèle | Périmètre | Approvisionnements principaux |
|-------------|-------------|----------------------|--------|-------------------|-------------------------------|
| 1 | G | Biodiesel | LEITAP | UE 27 (Allemagne) | Mix |
| 2 | P | Biodiesel | AGLINK | UE 27 | Mix |
| 3 | P | Biodiesel | FAPRI | UE 27 | Colza |
| 4 | G | Biodiesel | GTAP | UE 27 | Mix |
| 5 | G | Biodiesel | LEITAP | UE 27 & Indonésie | Mix + Imports Indonésie |
| 6 | G | Biodiesel | GTAP | UE 27 & Malaisie | Mix + Imports Malaisie |
| 7 | P | Biodiesel | AGLINK | USA | Soja |
| 8 | G | Ethanol | LEITAP | UE 27 (France) | Blé |
| 9 | P | Ethanol | AGLINK | UE 27 | Blé |
| 10 | P | Ethanol | FAPRI | UE 27 | Blé |
| 11 | G | Ethanol | GTAP | UE 27 | Blé |
| 12 | P | Ethanol | IMPACT | UE 27 | Blé |
| 13 | P | Ethanol | AGLINK | UE 27 | Mix + Imports Brésil |
| 14 | P | Ethanol | IMPACT | UE 27 | Mix |
| 15 | P | Ethanol | AGLINK | USA | Maïs |
| 16 | G | Ethanol | GTAP | USA | Mix |
| 17 | P | Ethanol | IMPACT | USA | Maïs |
| 18 | G | Ethanol | LEITAP | USA | Maïs |
| 19 | P | Ethanol | IMPACT | USA | Blé |

Légende

| | | | | |
|--|--|--|---|-------------------|
| | Consommation par l'Union Européenne (UE 27) | | P | Equilibre partiel |
| | Consommation par les Etats Unis d'Amérique (USA) | | G | Equilibre général |

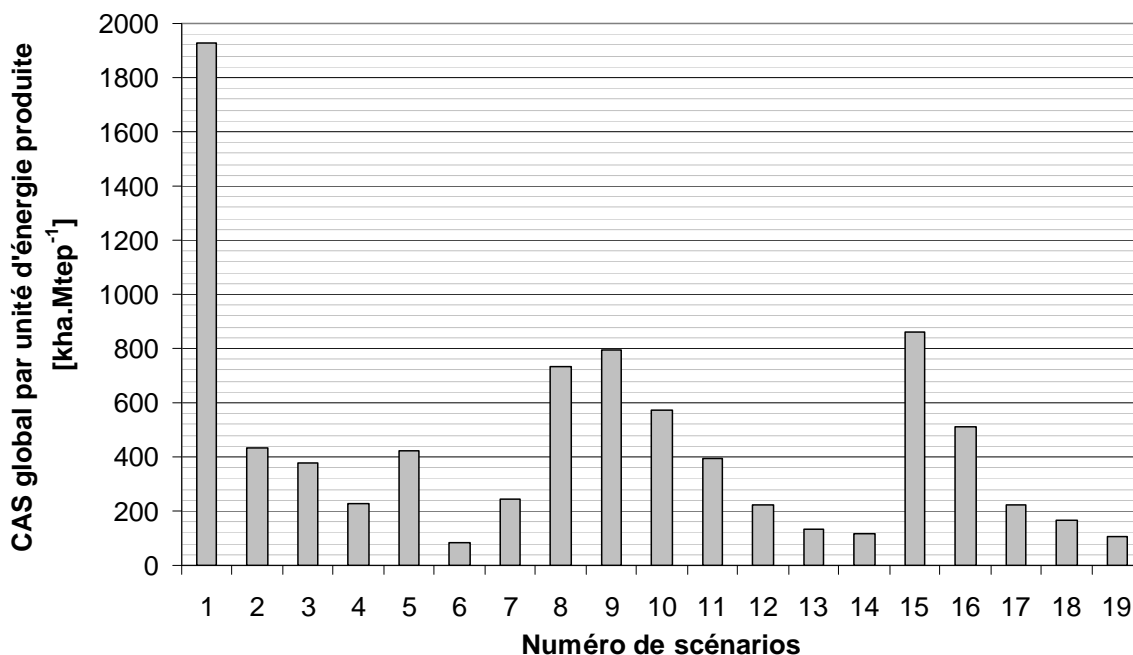


Figure 45 : CAS globaux (gCAS) engendrés par unité d'énergie produite dans les différents scénarii testés par le JRC. *Source : Adapté de (Edwards et al., 2010).*

2.2.2 Elargissement du cadre méthodologique : ACV « conséquentielle »

Modèles économétriques

Récemment, une évaluation des modèles disponibles pour la quantification des CAS a été conduite (Edwards *et al.*, 2010) par le Joint Research Center (JRC). Six différents modèles ont été testés et comparés (Tableau 6). Les scénarii évalués par ces modèles correspondent à l'effet de l'augmentation d'une demande d'1Mtep de biocarburant depuis l'Union Européenne ou les Etats-Unis à l'horizon 2020.

Deux grands types de modèles sont employés dans la communauté scientifique et analysés dans cette évaluation :

- **les modèles d'équilibre partiel** basés sur des relations linéaires entre les prix, la demande et la production. Ces relations linéaires sont décrites par des élasticités dérivées des échanges commerciaux passés. Ces modèles peuvent traiter les substitutions entre les productions, les coproduits et les évolutions de rendements cultureaux,
- **les modèles d'équilibre général** dont l'objectif est de modéliser l'économie mondiale dans son ensemble et dans ses interactions. Par exemple, ces modèles vont intégrer les interactions entre le secteur agro-chimique (fertilisants, ...) et le secteur pétrochimique (carburants).

Si les CAS provoqués par une modification de demande en biocarburants ($ha_{CAS} \cdot Mtep_{supp}^{-1}$) sont indépendants de l'ampleur ($Mtep_{supp}$) de cette modification de demande, les modèles sont dits linéaires. Si les modèles sont linéaires, les effets marginaux devraient être additifs entre :

- différents biocarburants et pour différents volumes,
- différentes cultures et différents coproduits.

Idéalement, les modèles devraient produire des résultats exprimés en $tCO_{2eq} \cdot tep_{biocarburant}^{-1}$ comme c'est le cas pour deux des modèles testés. Au final les résultats ont été exprimés en $kha_{CAS} \cdot Mtep^{-1}$. La méthode consiste à déterminer la surface requise pour une production visée de biocarburant sans importations. Cette surface est ensuite répartie en surfaces équivalentes à mobiliser par la voie de :

- substitution des coproduits,
- réduction de l'alimentation animale,
- réduction de l'alimentation humaine,
- réduction des exportations nettes,
- augmentation des surfaces cultivées ou des rendements cultureaux.

Les surfaces de CAS obtenues sont des CAS globaux (gCAS). Les gCAS intègrent les dCAS et les iCAS de manière indifférenciée. Les différents scénarii sont listés dans le Tableau 7.

La Figure 45 présente les résultats de gCAS selon les scénarii et les modèles utilisés. Les résultats varient du simple au quadruple pour les mêmes volumes dans les demandes marginales (demandes supplémentaires à la référence des demandes en 2008) en biocarburants. Pour la filière biodiesel UE 27, la moyenne des gCAS est de $579 kha \cdot Mtep^{-1}$ pour l'ensemble des scénarii et modèles. Cette moyenne est de $543 kha \cdot Mtep^{-1}$ pour l'éthanol de blé UE 27. Dans cette même zone, si on considère le recours à l'éthanol brésilien, on retombe à $125 kha \cdot Mtep^{-1}$.

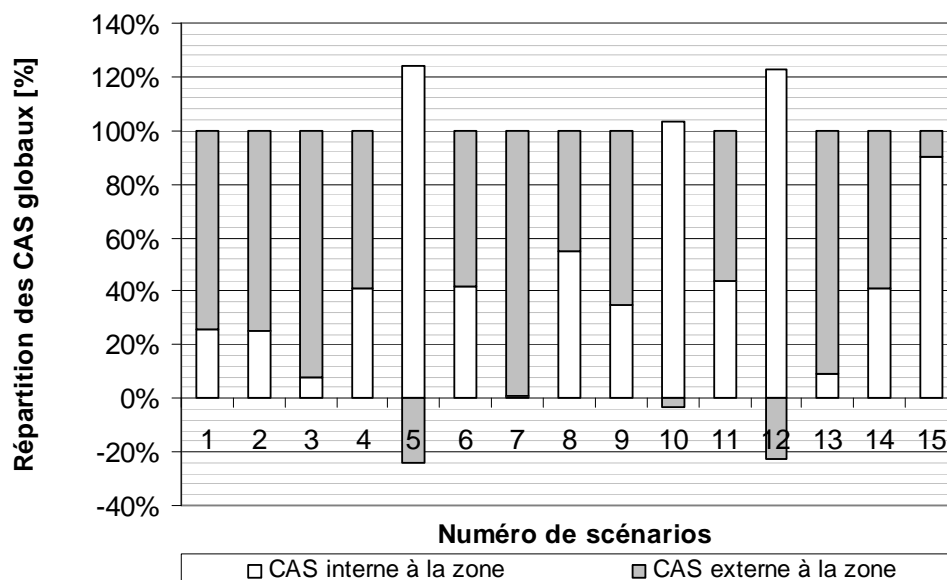


Figure 46 : Répartition des CAS globaux (gCAS) dans ou en dehors de la zone géographique de consommation des biocarburants. Source : Adapté de (Edwards et al., 2010).

Tableau 8 : Synthèse des valeurs d'émissions de GES par unité d'énergie produite selon les filières étudiées. Source : Résultats adaptés des études JRC (Edwards et al., 2010), E4Tech (Bauen et al., 2010) et d'une revue de résultats d'ACV (88 études, cf 2.1.2).

| Etude de référence [Nom] | Nombre [n] | Biocarburant [Type] | Matières premières [Nom] | Minimum [gCO ₂ éq. MJ ⁻¹] | Maximum [gCO ₂ éq. MJ ⁻¹] | Moyenne [gCO ₂ éq. MJ ⁻¹] | Ecart relatif [%] |
|-----------------------------|---------------|------------------------|-----------------------------|---|---|---|----------------------|
| JRC | 1 | Biodiesel | Colza | 83 | NC | NC | NC |
| Revue ACV | 15 | Biodiesel | Colza | 14 | 73 | 40 | 25% |
| E4tech | 1 | Biodiesel | Colza | 15 | 35 | NC | NC |
| JRC | 4 | Biodiesel | Mix UE 27 | 44 | 368 | 142 | 93% |
| JRC | 2 | Biodiesel | Mix UE 27 + Indo/Malaisie | 16 | 81 | 48 | 68% |
| Revue ACV | 4 | Biodiesel | Palme | 27 | 84 | 57 | 35% |
| E4tech | 1 | Biodiesel | Palme | 6 | 82 | NC | NC |
| Revue ACV | 10 | Biodiesel | Soja | -9 | 106 | 57 | 53% |
| E4tech | 1 | Biodiesel | Soja | 9 | 66 | NC | NC |
| JRC | 5 | Bioéthanol | Blé | 43 | 152 | 104 | 39% |
| Revue ACV | 15 | Bioéthanol | Blé | 20 | 90 | 55 | 32% |
| E4tech | 1 | Bioéthanol | Blé | -53 | -5 | NC | NC |
| E4tech | 1 | Bioéthanol | Canne à Sucre | 8 | 27 | NC | NC |
| Revue ACV | 7 | Bioéthanol | Canne à Sucre | 7 | 27 | 14 | 41% |
| JRC | 2 | Bioéthanol | Mix + Ethanol Brésil | 22 | 26 | 24 | 7% |
| Revue ACV | 18 | Bioéthanol | Maïs grain | 9 | 95 | 72 | 17% |
| JRC | 3 | Bioéthanol | Maïs USA | 20 | 165 | 94 | 63% |

Légende

| | | |
|--|------------------|----------------|
| | Avec CAS globaux | NC = Non Connu |
| | Sans CAS | |

L'autre type de résultat marquant est la répartition des gCAS induits à l'intérieur ou à l'extérieur de la zone consommatrice de biocarburants. La Figure 46 indique ce type de répartition en fonction des différents scénarii étudiés.

Tous les scénarii montrent une **prédominance des CAS à l'extérieur des zones consommatrices** de biocarburants à l'exception des scénarii 5 et 12. Ces scénarii à l'encontre de la tendance générale font recours à l'importation de biocarburants de zones extérieures (Indonésie, Brésil). **Cette prédominance des CAS à l'extérieur de l'Union Européenne incite donc à étudier les situations extra européennes moins bien connues.**

Enfin, le JRC a estimé sommairement les émissions de GES en appliquant une moyenne des coefficients standard de l'IPCC ($40 \text{ t}_C \cdot \text{ha}^{-1}$) aux gCAS. Pour la filière biodiesel UE 27, le résultat médian est de $77 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$ pour l'ensemble des scénarii et modèles. Cette médiane est de $110 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$ pour l'éthanol de blé UE 27. Dans cette même zone, si on considère le recours à l'éthanol brésilien, les émissions de GES sont réduites à hauteur de $24 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$.

Approche causale explicite

Un rapport de E4tech (Bauen *et al.*, 2010) propose une approche descriptive simplifiée. Dans cette approche, les liens de causalités établis et les méthodes de calcul des émissions de GES liées aux gCAS sont explicites. Les hypothèses de causalités sont les hypothèses classiques énoncées dans les modèles économétriques. Les valeurs des paramètres entrant dans les calculs sont déterminées par hypothèses. L'avantage est d'avoir un regard sur l'ensemble de la chaîne de calculs. Les résultats de chaque filière étudiée sont tels que :

- biodiesel de Palme, 6 à $82 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$: les impacts potentiels sont importants avec un risque lié à la déforestation et à la mise en culture sur des tourbières,
- biodiesel de Colza, 15 à $35 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$: les scénarii les plus impactants sont ceux qui mettent en jeu le plus d'importations,
- biodiesel de Soja, 9 à $66 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$: les résultats sont très dépendants de la substitution avec l'huile de palme,
- éthanol de Blé, -53 à $-5 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$: Balance négative, très dépendante de l'utilisation des coproduits (DDGS) et de la compensation des réductions d'exportations de l'Europe vers l'Afrique du Nord (substitué par le Canada ou l'Australie en agriculture extensive),
- éthanol de Canne à sucre, 8 à $27 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}} \cdot \text{MJ}^{-1}$: la principale source de GES est l'expansion de la canne à sucre sur de nouvelles terres dans plusieurs pays.

Dans la conclusion de cette étude, les éléments principaux faisant l'objet de besoin en recherche sont :

- l'incorporation de bases de données régionalisées,
- l'amélioration de la compréhension des déterminants menant à la déforestation,
- une comparaison détaillée entre les résultats de modélisations économétriques, déterministes ou causales.

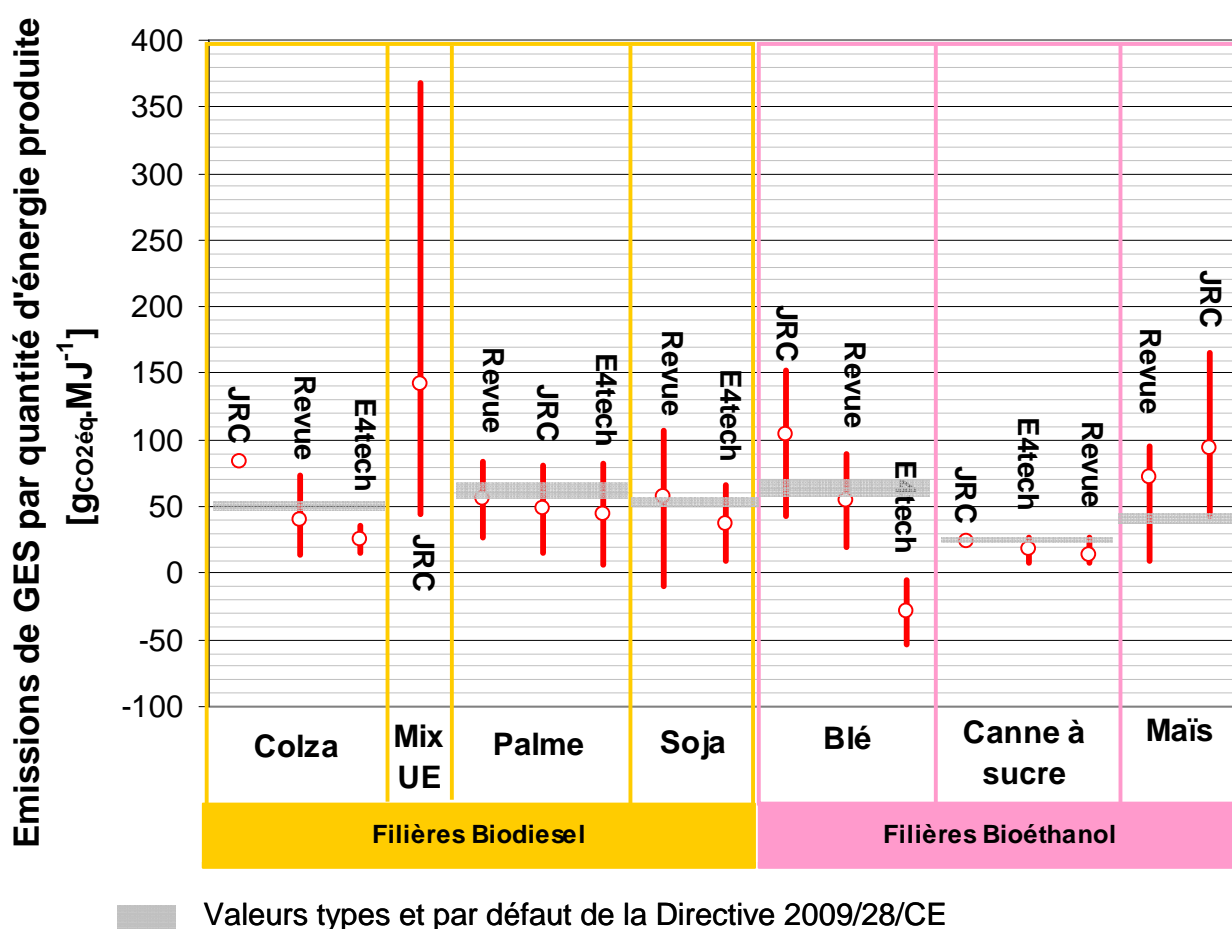
Tableau 9 : Principales différences entre les études recensées (JRC (Edwards et al., 2010), E4Tech (Bauen et al., 2010), Revue (88 études, cf 2.1.2)).

| | CAS | | | Filières | |
|--------|------|------|------|-----------|--------------|
| | dCAS | iCAS | gCAS | Structure | Interactions |
| JRC | * | * | | | |
| E4tech | | | | | |
| Revue | | | | | |

Légende

- Pris en compte
- Partiellement pris en compte
- Non pris en compte

*La distinction entre dCAS et iCAS n'est pas possible.



Comparaison indicative des résultats

Après avoir détaillé les différentes approches existantes pour la prise en compte des émissions de GES liés aux CAS, il est intéressant d'observer les résultats par filières. Le Tableau 8 présente les gammes de valeurs obtenues pour différentes filières ou mix de filières et selon différentes méthodes de calcul dont les principales différences sont soulignées dans le Tableau 9. Ces résultats sont représentés graphiquement dans la Figure 47.

A l'exception de la filière biodiesel européenne traitée dans son ensemble par le JRC (biodiesel, Mix UE en Figure 47), ces résultats sont globalement cohérents entre eux. Les résultats du JRC sont globalement plus élevés et plus variables que la revue d'ACV avec plus d'écart relatif pour un nombre moins important de résultats. Les valeurs calculées par l'étude E4Tech sont souvent inférieures à celles du JRC ou de la revue d'ACV. Les différences entre les résultats de l'étude E4Tech et de la revue d'ACV sont peu importantes sauf pour la filière bioéthanol de blé. Cette filière est présentée comme étant un puits carbone par E4Tech du fait de la prise en compte des coproduits (Solubles de distilleries -- DDGS) employés comme aliment dans les filières d'élevage. La valeur maximale d'émission de GES ($-5 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}}\cdot\text{MJ}^{-1}$) est obtenue en considérant 50% d'utilisation des DDGS en aliment d'élevage, tandis que la valeur minimale ($-53 \text{ g}_{\text{CO}_2\text{éq.}}\cdot\text{MJ}^{-1}$) est obtenue en affectant 100% des DDGS pour l'alimentation animale. Notons que pour la filière blé, les résultats de l'étude du JRC et de l'étude E4Tech sont nettement contradictoires. La prise en compte des DDGS par substitution à l'alimentation animale est par ailleurs conditionnée à son usage effectif dans les quantités indiquées. Cet usage est en effet historiquement moins répandu dans le monde que celui des tourteaux pour l'alimentation animale.

Même si les résultats obtenus sont généralement compris dans des gammes de valeurs cohérentes entre elles, ces gammes de valeurs sont étendues et les variabilités entre les différentes études avec prise en compte du CAS ou non restent importantes. Seule la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil présente une plage de valeurs réduite. Ceci s'explique par un faible nombre d'études de comparaison, une génération de coproduits consommés par la filière bioéthanol elle-même (pas de couplage avec l'alimentation animale), des CAS directs de faible magnitude (conversion de pâturages en terres agricoles, et usages de terres historiquement agricoles prédominants), et des CAS indirects peu marqués (d'une part une faible corrélation entre les cultures de canne à sucre et la déforestation amazonienne est assumée, d'autre part la production globale d'éthanol et de sucre montre une croissance suffisante pour satisfaire les autres usages généralement alimentaires ou techniques).

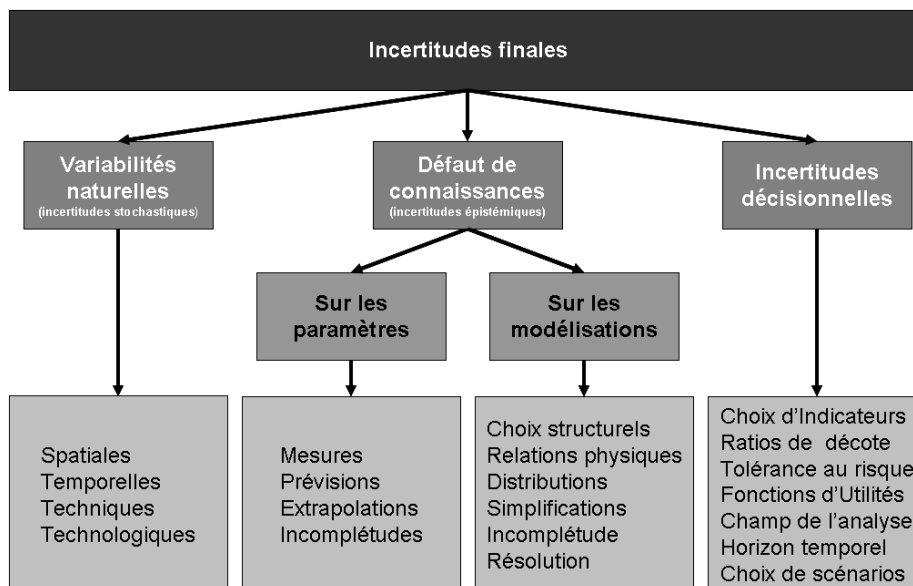


Figure 48 : Typologie des principales sources d'incertitudes dans les résultats finaux de modélisations. Les incertitudes dites « décisionnelles » sont liées à des choix de modélisation portant sur des aspects qui ne sont pas pleinement physiques au sens strict. *Source : Adapté de (Plevin et al., 2010) et formalisé dans (Krupnick et al., 2006).*

| Paramètre | Unité | Minimum | Maximum |
|---|---|---|---------|
| Facteurs de production | | | |
| Rendement en biocarburant | [tep.ha ⁻¹ .an ⁻¹] | 1,8 | 2,3 |
| Durée de production | [an] | 15 | 45 |
| Facteurs de Changement d'Affectation des Soils (CAS) | | | |
| CAS indirect net | [ha _{CASi} /ha _{bioc}] | 0,25 | 0,8 |
| GES _{CAS} Forêt | [tCO ₂ .ha ⁻¹] | 350 | 650 |
| GES _{CAS} Prairies | [tCO ₂ .ha ⁻¹] | 75 | 200 |
| GES _{CAS} Tourbières | [tCO ₂ .ha ⁻¹] | 1000 | 3000 |
| CAS _{Forêt} | [%ha _{CASi}] | 15 | 50 |
| CAS _{Prairies} | [%ha _{CASi}] | 1 - (CAS _{Forêt} + CAS _{Tourbières}) | |
| CAS _{Tourbières} | [%ha _{CASi}] | 0 | 2 |

ha_{bioc} : surface de cultures dédiées aux biocarburants

ha_{CASi} : surfaces mises en cultures pour compenser les biocarburants

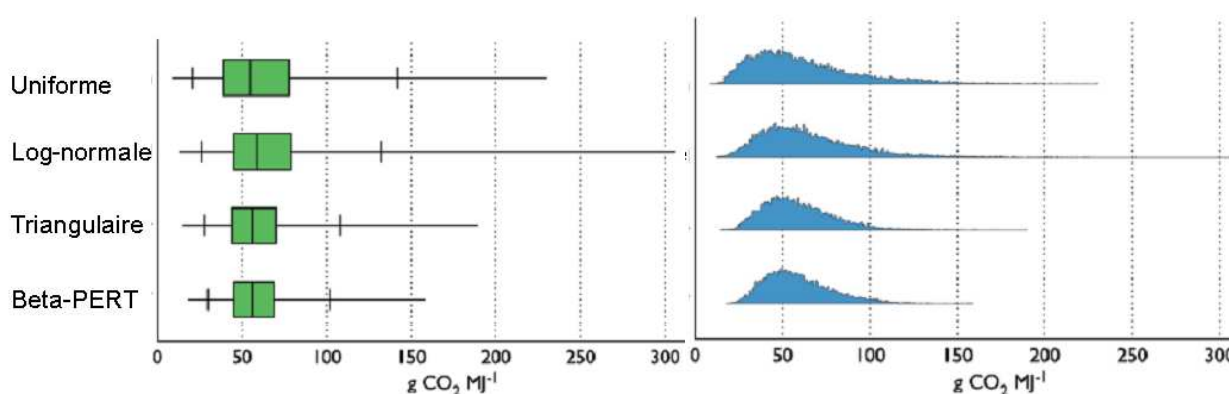


Figure 49 : Domaine des valeurs probables (en bas) pour les émissions de GES du CAS indirect (iCAS) dû au déploiement du bioéthanol de maïs aux Etats-Unis d'Amérique. Exploration des domaines par propagation « d'incertitudes » sur les principaux paramètres de calcul (en haut). Les domaines probables sont explorés en générant des scénarii aléatoires de type Monte-Carlo (10000 itérations) et pour différents types de distributions d'incertitudes sur les paramètres principaux. Ces distributions d'incertitudes sont notifiées sur le graphique d'en bas (Uniforme, Log-normale, Triangulaire, BetaPERT). Les lignes représentent le domaine complet des possibles, les boîtes le 2^{ème} et le 3^{ème} quartile et les traits perpendiculaires représentent le 2,5^{ème} et le 97,5^{ème} centile. Le graphique en bas, partie droite représente la distribution des résultats en densité de probabilité. *Source : Adapté de (Plevin et al., 2010).*

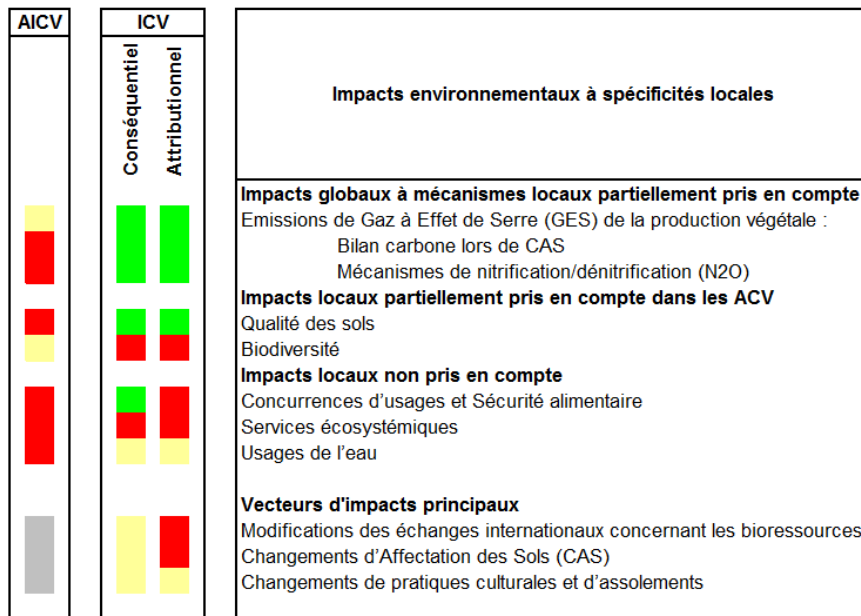
2.2.3 Limites des ACV appliquées aux filières biocarburants. Les ACV comme cadre de référence ?

Limites d'exactitude des résultats ACV liés aux incertitudes

Les sources de variabilités dans la séquence du réservoir à la roue sont bien connues dans le secteur du raffinage et des moteurs. Elles sont fonction du type de biocarburant, du taux d'incorporation, du type de véhicule et du type de parcours automobile. Des méthodes standardisées pour les carburants traditionnels existent déjà en réponse à ces problématiques (New European Driving Cycle, NEDC). Ces méthodes peuvent être reprises et adaptées aux biocarburants pour effectuer des conversions appropriées et obtenir des résultats exprimés en fonction des kilomètres parcourus pour un usage standardisé. En revanche, dans la séquence du champ au réservoir, les incertitudes existantes se manifestent sous plusieurs formes (Figure 48) et constituent un domaine de recherche particulier. En premier lieu, la représentativité des résultats d'ACV appliquées aux parties amont des filières biocarburants est confrontée à la **diversité des situations existantes**. **Ces variabilités dites naturelles peuvent être liées aux unités d'élaboration de biocarburants ou aux phases de productions de matières végétales**. **Dans le cas des unités d'élaboration**, les sources de variabilités sont principalement techniques (performances et conduites des systèmes techniques en place) et technologiques (par exemple unités de type G1 ou G2, unités G1 de bioéthanol de maïs par voie humide ou sèche, ...). Ces sources de variabilités sont importantes, mais le nombre relativement restreint de types d'unités d'élaboration existant et la bonne connaissance de leurs fonctionnements (à l'exception des technologies émergentes G2, G3) n'en font pas un problème majeur. **Dans le cas des zones de productions**, les sources de variabilités proviennent également d'éléments techniques (types de cultures et pratiques culturales) et technologiques (mécanisation, intrants agricoles, variétés végétales,...) mais aussi de facteurs purement locaux (zones agroclimatiques, disponibilité des ressources naturelles et humaines, CAS,...). Ces facteurs sont très fortement corrélés aux situations locales qui, elles-mêmes, présentent des déterminants spatiaux forts. Par exemple, les rendements cultureux locaux sont très variables et peuvent être largement inférieurs aux rendements globaux (Johnston *et al.*, 2009) ou nationaux.

Les **incertitudes liées aux défauts de connaissances au niveau des paramètres** portent principalement sur le **réalisme des prévisions** proposées par les différents modèles dont les résultats divergent (Figure 47) et sur les **extrapolations** nécessaires (quelle représentativité ? (Roches *et al.*, 2010)) pour couvrir les incomplétudes dans les données disponibles sur les bioproduits (Canals *et al.*, 2011). **Au niveau des modélisations**, les relations physiques concernant les principaux vecteurs d'impacts (CAS, concurrences d'usages) sont mal connues et parfois très dynamiques (relations économétriques (Lamers *et al.*, 2011)). Par ailleurs, le niveau de résolution requis entre l'analyse des vecteurs et des impacts locaux nécessite des changements d'échelle importants impliquant des simplifications délicates. Dans l'étude des impacts locaux, ces simplifications dégradent nécessairement les interrelations qui existent entre eux et dont la connaissance actuelle est souvent largement incomplète dans le domaine de la production végétale (Le Roux *et al.*, 2008).

L'exemple de l'étude du iCAS dû au déploiement du bioéthanol aux Etats-Unis (Figure 49) résume ces difficultés. Les incertitudes dans l'évaluation des impacts locaux sont potentiellement plus importantes. Finalement, l'adoption d'un modèle spatialisé pourrait permettre de discriminer la variabilité spatiale des paramètres biogéographiques (Saad, 2010), favoriser la compréhension des mécanismes mis en jeu (Koh et Ghazoul, 2010), puis aider à étudier les iCAS dus aux déploiements de filières bioénergie (Sparovek *et al.*, 2009), voire à les quantifier statistiquement (Arima *et al.*, 2011), ce qui est actuellement difficile à partir des données non spatialisées disponibles (Kim et Dale, 2011).



Légende

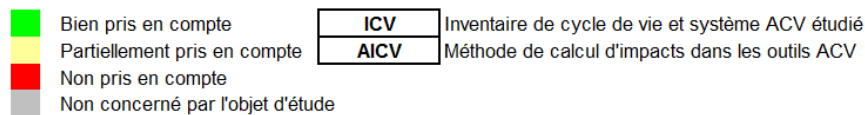


Figure 50 : Capacité de la méthodologie ACV (telle que définie par les normes ISO 14040 et ISO 14044) à tenir compte des impacts locaux et des mécanismes locaux favorisant les impacts globaux. La synthèse est faite pour deux étapes essentielles de l'ACV. La section AICV rend compte des méthodes d'analyses d'impacts existantes dans les outils ACV. La section ICV rend compte de l'adéquation entre les limites du système étudié, les modes d'affectation des impacts et le niveau d'échelle requis pour l'analyse des impacts associés. Cette analyse ne tient pas compte du degré de disponibilité et de qualité des données requises dans la pratique.

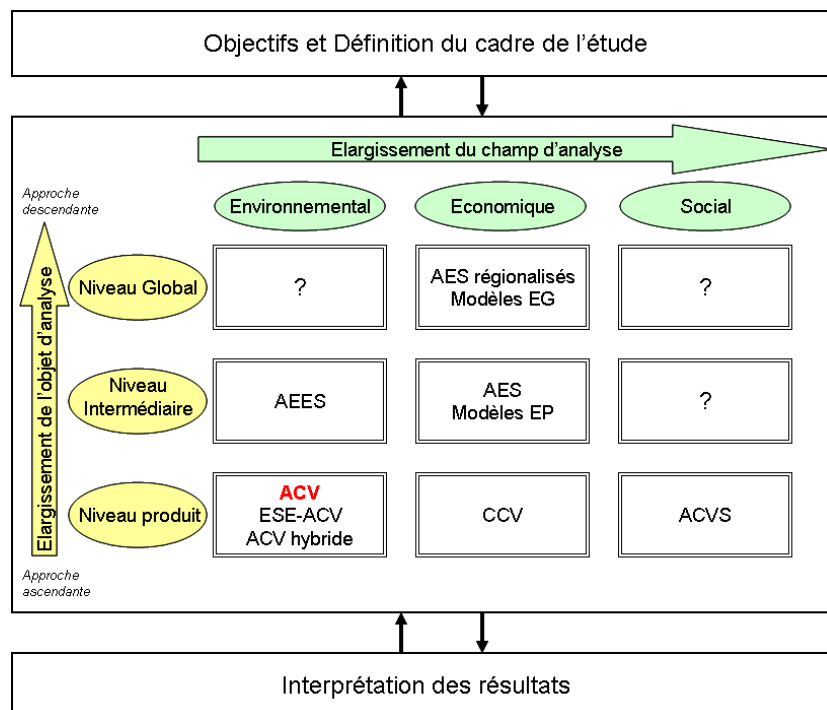


Figure 51 : Proposition d'une définition d'un nouveau cadre d'analyse pour faire évoluer l'ACV classique (en rouge) et normalisée (ISO 14040 et ISO 14044) vers une Analyse de Durabilité du Cycle de Vie (ADCV). Cette proposition est censée permettre des réponses normalisées aux problématiques posées par un développement durable de sociétés et des produits. Le niveau intermédiaire (en jaune) correspond à l'échelle nationale ou d'un groupement de nations. Les sigles employés désignent : l'Analyse Entrées/Sorties (AES), l'Analyse Environnementales Entrées/Sorties (AEES), les modèles d'Equilibres Partiels (EP) ou d'Equilibres Généraux (EG), les Coûts du Cycle de Vie (CCV), et l'Analyse Sociale du Cycle de Vie (ACVS). *Source : Adapté de (Guinée et al., 2011).*

Limites de validité de l'application de l'ACV aux déploiements de filières biocarburants

Le concept ACV a été construit spécifiquement dans une vision orientée « produit ». Cette orientation particulière implique des limites concernant le système de produit étudié. La question des limites du système de produit étudié se pose à l'interface entre (i) le système et d'autres systèmes de produits et (ii) entre le système et son environnement (Basset-Mens, 2005). Le cas (i) est typique lorsque la filière qui fabrique le produit étudié génère d'autres biens valorisés (multi-produits) ou valorisables (coproduits) qu'il est justifié de prendre en compte (allocations : Figure 26, substitutions : Figure 27). Le cas (ii) est typique des productions de bioénergies mobilisant des ressources qui interviennent dans les fonctions de régulations environnementales locales et territoriales (eau, occupation des sols). Ces imbrications entre ressources et fonctions environnementales conduisent à des situations dans lesquelles (a) le périmètre d'analyse des impacts environnementaux (bassin versant pour l'usage de l'eau, écosystème territorial pour la biodiversité) est différent du périmètre d'analyse de l'ACV, ou dans lesquelles (b) l'impact environnemental ne peut être évalué uniquement sur la base des flux de références contenus dans l'ICV (CAS, Services écosystémiques). Dans ces situations mal appréhendées par l'ACV classique (ICV et AICV, Figure 50), le recours à des modèles d'analyse environnementale spécifiques est nécessaire.

De plus, dans le cas des filières biocarburants, la diversité de situations réelles de productions végétales n'est pas bien connue (modes de productions, impacts locaux *in situ*) et par conséquent partiellement prise en compte. Cette diversité de situations est particulièrement importante et nécessite un travail d'examen de situations réelles. Ces examens sont utiles d'une part pour identifier les impacts locaux représentatifs et analyser leurs mécanismes *in situ* et d'autre part pour effectuer un travail de typologie propre à diminuer la diversité des situations existantes par la définition de situations types représentatives.

Un nouveau cadre méthodologique pour la prise en compte du champ environnemental et des effets induits par les vecteurs d'impacts

Friot (Friot, 2009) analyse les différents modes de comptabilité environnementale existants en 2009 et les confronte aux complexifications contemporaines des systèmes de productions, puis à leur éclatement géographique dû à l'accélération du processus de mondialisation. Il retient en priorité trois sources de difficultés représentatives des complexifications liées à la mondialisation. Celles-ci concernent **la prise en compte des domaines de sensibilités environnementales spécifiques aux pays (en voie de développement) producteurs**, le besoin de **modéliser les impacts environnementaux des produits importés dans une perspective de cycle de vie** et la question de **l'attribution des responsabilités** pour ces impacts. D'autre part, Guinée *et al.*, 2011, acteurs reconnus dans le développement des méthodologies ACV (Guinée *et al.*, 2002) indiquent clairement que la méthodologie ACV encore définie en 2011 par les normes ISO 14040 et ISO 14044 doit évoluer vers des Analyses de Durabilité du Cycle de Vie (ADCV, Durabilité traduit ici « *Sustainability* ») dans la période 2010-2020 (Guinée *et al.*, 2011). Ces ADCV appellent des méthodes de comptabilité environnementales distinctes de l'ACV classique. Ces méthodes complémentaires ont pour objectif d'intégrer deux aspects encore problématiques pour les ACV de biocarburants. D'une part des analyses à des niveaux d'échelles dépassant largement celle du processus ou du produit sont requises pour prendre en compte les iCAS et valider l'intégration de certains coproduits (en particulier les nouveaux coproduits pour l'alimentation animale). D'autre part, les thématiques socio-économiques sont des champs importants pour les filières bioénergies tant leur rôle dans les développements territoriaux est prépondérant. La transparence dans l'intégration de ces méthodes à l'ADCV est une condition pour la lisibilité des résultats et dans le degré de confiance que pourront leur accorder les scientifiques et décideurs. **Dans notre démarche, nous proposons de répondre à la séquence verticale depuis l'ACV classique jusqu'à l'AEES (Figure 51) en faisant appel à la méthodologie MFA et en implémentant des approches spatiales particulières permettant d'enrichir les ACV classiques.**

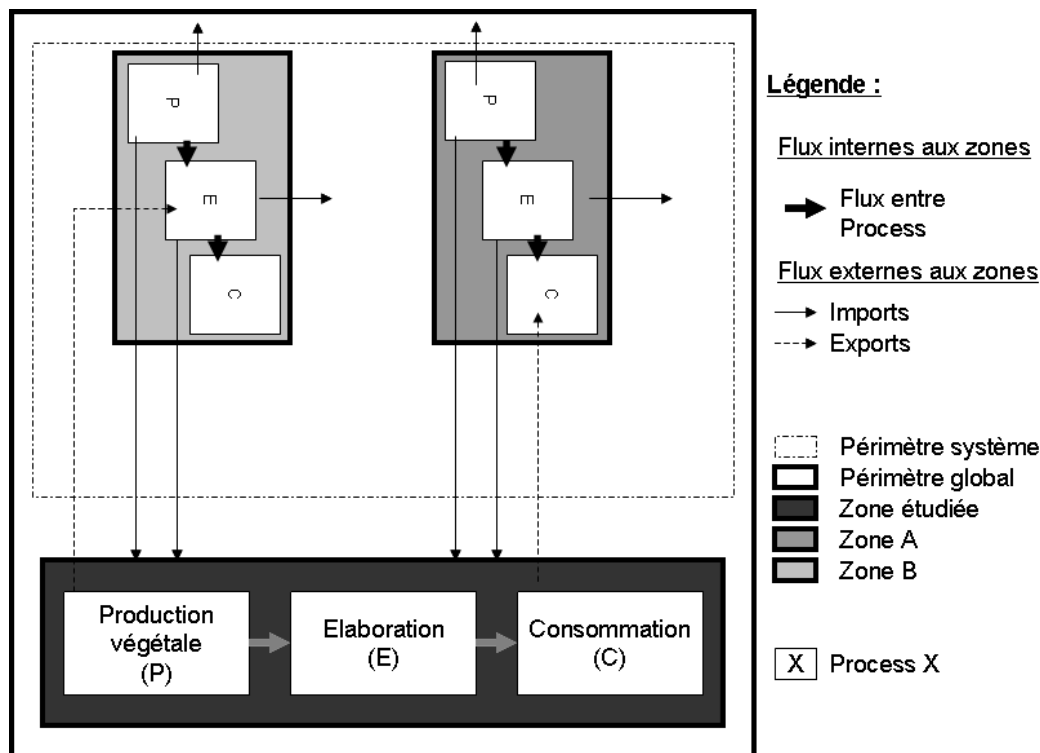


Figure 52 : Illustration du principe d'Analyse de Flux de Matières (MFA). Le système MFA est défini par un périmètre, par des process individuels dotés de volumes de stocks et par des flux de matières échangés entre process. C'est une forme de bilan de matière qui peut être appliqué à différentes métriques. L'objet central du MFA est d'établir des bilans de flux physiques ponctuels tandis que l'objet de l'ACV est d'établir des flux physiques représentatifs d'un cycle de vie particulier. *Source : Adapté de (Würtenberger et al., 2006).*

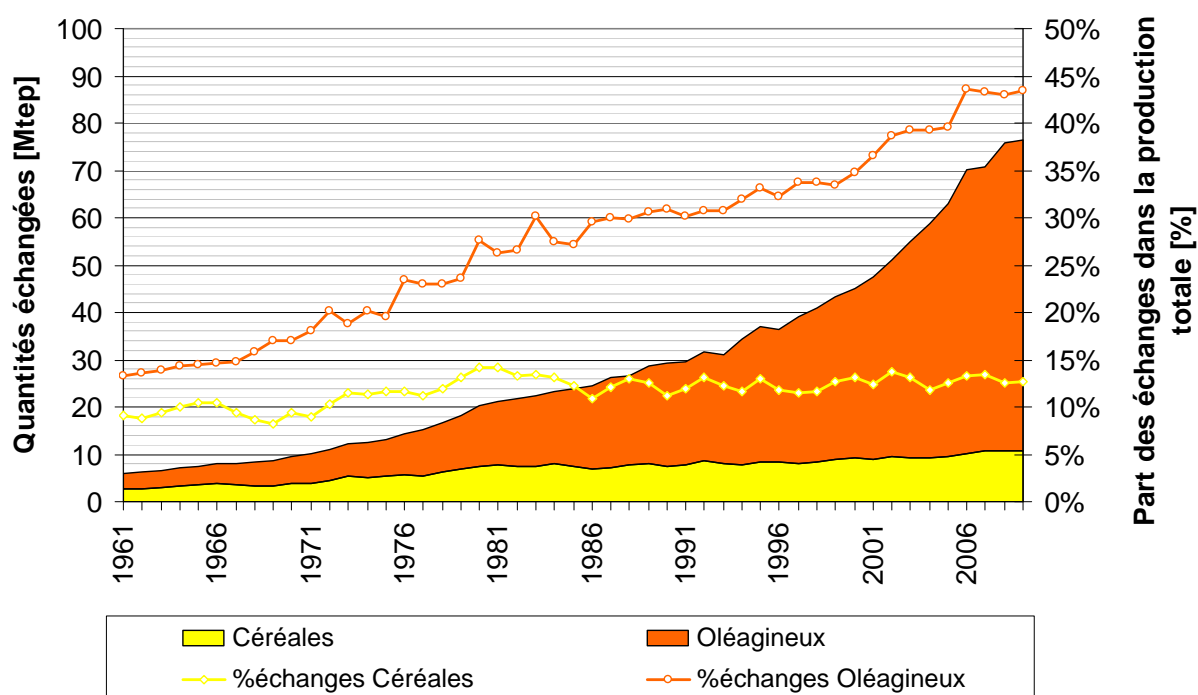


Figure 53 : Evolution des échanges internationaux des principales matières premières servant à l'élaboration des biocarburants G1 dans le monde. Ces quantités échangées sont rapportées à la production primaire initiale (%échanges). Ces quantités sont cumulées sans regard de l'usage final et ne sont donc pas limitées aux biocarburants. Les estimations cumulent tous les échanges répertoriés (le même produit peut être échangé plusieurs fois entre différents pays). *Source : Les données brutes sont issues de la base de données FAOSTAT (2011). Les conversions énergétiques [Mtep] sont dérivées de (FAO, 2001).*

2.3 MFA et flux équivalents pour l'intégration des vecteurs d'impacts

L'élargissement de l'objet analysé par l'ACV, comme illustré en Figure 51, est une étape indispensable pour intégrer les principaux vecteurs d'impacts environnementaux dans le contexte de mondialisation. La démarche porte ici principalement sur l'intégration dans les analyses environnementales (i) de l'éclatement spatial des filières de production de biocarburants et (ii) du contexte plus large des filières de production végétale dans lequel se déploient les filières biocarburants.

2.3.1 Principes fondamentaux (MFA)

La méthodologie MFA (Material Flow Analysis) sert à décrire et à analyser les bilans de matières d'un système (Figure 52). Ce système peut être technique (une industrie particulière) ou bien géographique (une région particulière ; (Binder *et al.*, 2004)). Dans le cadre d'analyse de filières biocarburants, la méthode MFA permet d'ajuster le périmètre d'analyse à des zones particulières (par exemple l'Union Européenne) sur lesquelles un bilan est requis. Les process internes à cette zone pris en compte dans la méthode MFA peuvent être ajustés à ceux des filières biocarburants (Production, Elaboration, Consommation). Les bilans de flux obtenus peuvent être couplés à des méthodes d'analyse d'impacts multicritères. Ce couplage permet de calculer des indicateurs d'impacts qui intègrent (i) la structure globale de la filière, (ii) des flux environnementaux de natures différentes, (iii) les facteurs d'impacts propres aux zones d'origine des process (par exemple des rendements surfaciques nationaux pour calculer les surfaces de terres productives mobilisées), (iv) la question de la responsabilité des impacts (ici rapportée aux zones de consommation).

2.3.2 Flux d'échanges internationaux en bioproduits

L'importance relative des échanges internationaux en bioproduits n'a cessé d'augmenter dans les 50 dernières années (Figure 53). Les filières biocarburants dont le déploiement s'est nettement accéléré depuis l'an 2000 s'inscrivent dans ces mécanismes d'échanges internationaux (Lamers *et al.*, 2011). Ces flux d'échanges constituent un mécanisme de transfert entre de nombreux pays. Ce mécanisme de transfert s'applique autant aux bioproduits échangés, qu'aux ressources requises et aux impacts environnementaux liés à la production de ces bioproduits. Par conséquent, les modifications dans les échanges en bioproduits (ou dans leurs usages finaux) que pourrait induire le déploiement des filières biocarburants constituent des vecteurs d'impacts environnementaux importants. Ceux-ci doivent être analysés et mis à jour régulièrement. La source de données FAOSTAT constitue la base de données la plus détaillée à ce jour. Son niveau de détail (plus de 500 bioproduits quantifiés annuellement à l'échelle nationale) est bien adapté pour analyser et prendre en compte ces vecteurs d'impacts environnementaux. Toutefois cette prise en compte implique des problématiques particulières. D'une part, la fiabilité des données disponibles doit permettre de garantir la cohérence des bilans de flux établis via la méthodologie MFA (Gehlhar, 1996). D'autre part, même si la fiabilité des données brutes est admise, ces données ne sont pas utilisables en l'état. **Premièrement**, la structure en réseau des échanges internationaux peut induire des erreurs d'approximation très pénalisantes pour la légitimité des analyses finales (Kastner *et al.*, 2011). Beaucoup d'échanges impliquent en effet des pays intermédiaires (ni consommateurs finaux, ni producteurs primaires). **Il est impératif de corriger les échanges bruts de sorte à n'obtenir que des flux de proche en proche** (entre un producteur primaire et un consommateur final). **Deuxièmement, la diversité des bioproduits existants implique** (i) la définition d'une méthode permettant **de convertir des bioproduits dérivés en bioproduit primaire équivalent** (allocation pour simplification), (ii) la définition de flux équivalents permettant **de convertir des bioproduits primaires en unités relatives à des impacts environnementaux** (Tableau 10).

Tableau 10 : Principaux flux équivalents associés aux échanges internationaux de bioproduits.

| Nom | Nature | Unité | Spécificité | Unité intermédiaire |
|------------------------|---|------------------------------|--|--|
| Eau virtuelle | Eau requise pour la production du bioproduit | Mm ³ _v | Tient compte des consommations nationales | m ³ _v .t ⁻¹ |
| Surface virtuelle | Surface productive requise pour la production du bioproduit | kha | Tient compte du rendement national | ha _v .t ⁻¹ |
| Main d'œuvre virtuelle | Nombre d'individus requis pour la production du bioproduit | homme | Tient compte du système de production national | homme _v .t ⁻¹ |
| Eau contenue | Eau contenue dans le bioproduit | km ³ | Transferts d'eau directs | m ³ .t ⁻¹ |
| Energie | Energie contenue dans le bioproduit | ktep | Transferts énergétiques directs | tep.t ⁻¹ |
| Carbone | Carbone contenu dans le bioproduit | kt _c | Transferts de carbone directs | t _c .t ⁻¹ |

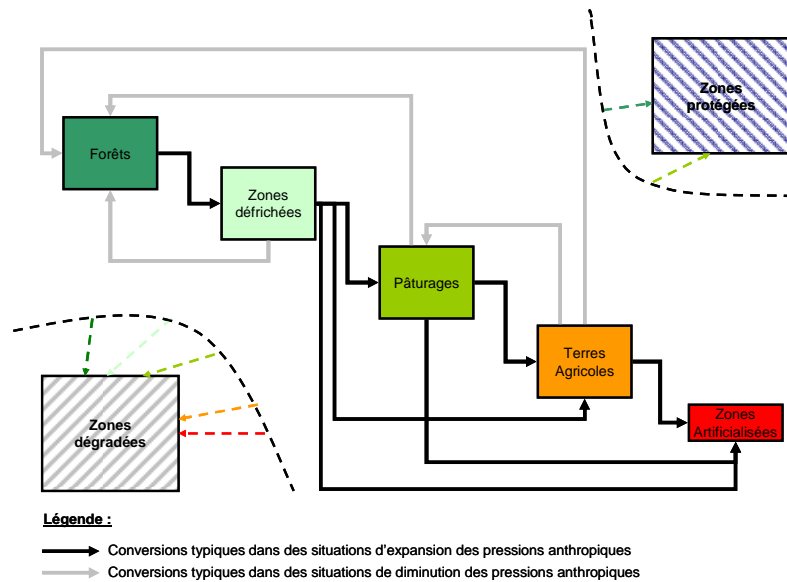


Figure 54 : Illustration d'une séquence de conversion typique dans les CAS.

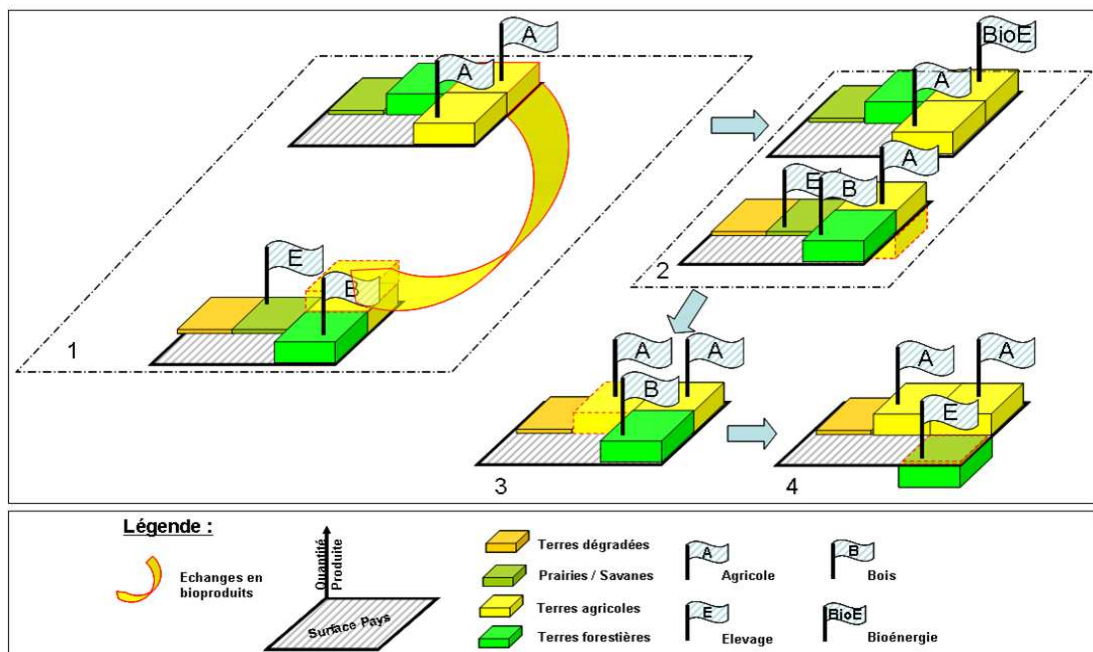


Figure 55 : Implications des modifications d'échanges internationaux en bioproduits dans les CAS. Notes : 1- L'état d'équilibre initial est entretenu par un échange de bioproduits agricoles. 2- L'échange est rompu suite à une modification de l'usage final des productions agricoles (bioénergies) dans le pays source. 3- Le pays récepteur compense sa perte en usage « A » par la mise en culture d'une zone de pâturages pour l'élevage (CAS indirect dû à l'usage « BioE » dans le pays émetteur). 4- Le besoin en prairies du pays récepteur induit un CAS indirect sur des terres forestières et une perte de l'usage « B ». Cette illustration est volontairement simplificatrice et ne représente qu'un cas particulier possible.

Les conversions de flux de bioproduits en flux équivalents permettent d'unifier des flux de nature différente dans une unité relative à un impact environnemental (par opposition aux flux monétaires, qui bien qu'étant unificateurs, ne traduisent pas directement des impacts environnementaux). Cette propriété est intéressante pour l'analyse des modifications dans les échanges internationaux en bioproduits pour :

- calculer des flux d'échanges nets sur des périodes historiques particulières,
- synthétiser des résultats de flux équivalents par catégories de bioproduits,
- quantifier des échanges réels (matières en circulation) et virtuels (transferts de ressources).

2.3.3 Implications dans les Changements d'Affectation des Sols (CAS)

Les CAS sont reconnus comme étant des vecteurs d'impacts environnementaux majeurs (*cf* 1.3.3). Les principales séquences de CAS identifiées sont toujours provoquées par des concurrences d'usages sur les terres typiquement dues à des pressions anthropiques croissantes ou décroissantes (Figure 54). A l'échelle internationale, l'état d'équilibre dans l'usage des terres est une résultante de (i) l'état d'équilibre de l'usage des terres internes aux périmètres nationaux et de (ii) l'état d'équilibre des échanges internationaux en bioproduits (Figure 55, stade 1). **Les modifications dans les échanges internationaux de bioproduits sont donc des vecteurs potentiels de CAS** (Figure 55, stades 3 et 4). A l'inverse, **les CAS sont des vecteurs de modifications dans les échanges de bioproduits** lorsqu'ils touchent à des terres exploitées (la suite de la séquence en Figure 55 peut impliquer un échange en produits forestiers pour compenser la perte de l'usage « B » dans le pays récepteur).

La démarche adéquate dans l'étude des CAS et de leurs impacts environnementaux consiste à étudier les **causes des CAS, localiser les CAS, quantifier les CAS** et enfin à étudier les **conséquences des CAS** (Gnansounou *et al.*, 2008).

Dans notre démarche, nous choisissons d'aider à **quantifier les CAS dus aux consommations de biocarburants dans l'Union Européenne** au niveau de détail national par l'intermédiaire de l'étude des filières biocarburants à l'échelle internationale. Le choix s'est porté sur l'étude des échanges virtuels de terres productives par l'intermédiaire des échanges de bioproduits dans une période de déploiement significatif des filières biocarburants dans le monde (2000-2010). L'objectif de cette analyse est d'améliorer les connaissances sur les modes d'occurrence des CAS, puis sur les modes de compensation des CAS. Une des difficultés principales est d'identifier des liens de causalité indirects et probablement déphasés. En effet, il est très probable qu'une modification dans l'état d'équilibre des échanges en bioproduits internationaux puisse (ou non) engendrer un CAS des années plus tard. L'enjeu est donc d'entreprendre la construction d'une méthode d'analyse simplifiée (simplification contrainte par la nature des données disponibles, *cf* 2.3.2) apte à rendre compte des transferts virtuels de terres productives dans les données historiques pour permettre une analyse ultérieure de causalités indirectes et potentiellement déphasées. Sans la prise en compte de ces déphasages et de modalités particulières, ces analyses simplifiées ne sont pas concluantes (Kim et Dale, 2011).

Une fois les surfaces virtuelles identifiées, la localisation des CAS et l'étude de leurs conséquences environnementales sera appliquée à l'échelle territoriale par des approches spatiales spécifiques et locales. La raison principale de ce changement d'échelle tient au fait que la plupart des impacts environnementaux engendrés par les CAS sont locaux (*cf* 1.3.3).

Tableau 11 : Approches employées pour l'analyse environnementale des filières biocarburants. Détail des approches spatiales et de leurs intérêts particuliers.

| Echelle | Type d'approche | Outil principal | Intérêts particuliers |
|---------|-----------------------------|---|--|
| Globale | Analyse de flux de matières | Outil de flux d'échanges en bioproduits | IG1 Identifier et déterminer les filières biocarburants complètes |
| | | | IG2 Quantifier leurs interactions avec les filières agricoles |
| | | | IG3 Allouer les impacts sur des bases quantitatives |
| Locale | Descriptive et qualitative | Examens de situations bibliographiques | IL1 Identifier la nature des impacts locaux et étudier leurs mécanismes en fonction des contextes |
| | Technique et quantitative | Diagnostics énergétiques et enquêtes de terrain | IL2 Connaissance technique approfondie pour la fiabilité et la représentativité des données |
| | Spatialisée | Systèmes d'information géographique (SIG) | IL3 Prise en compte des hétérogénéités spatiales à l'échelle territoriale et locale |

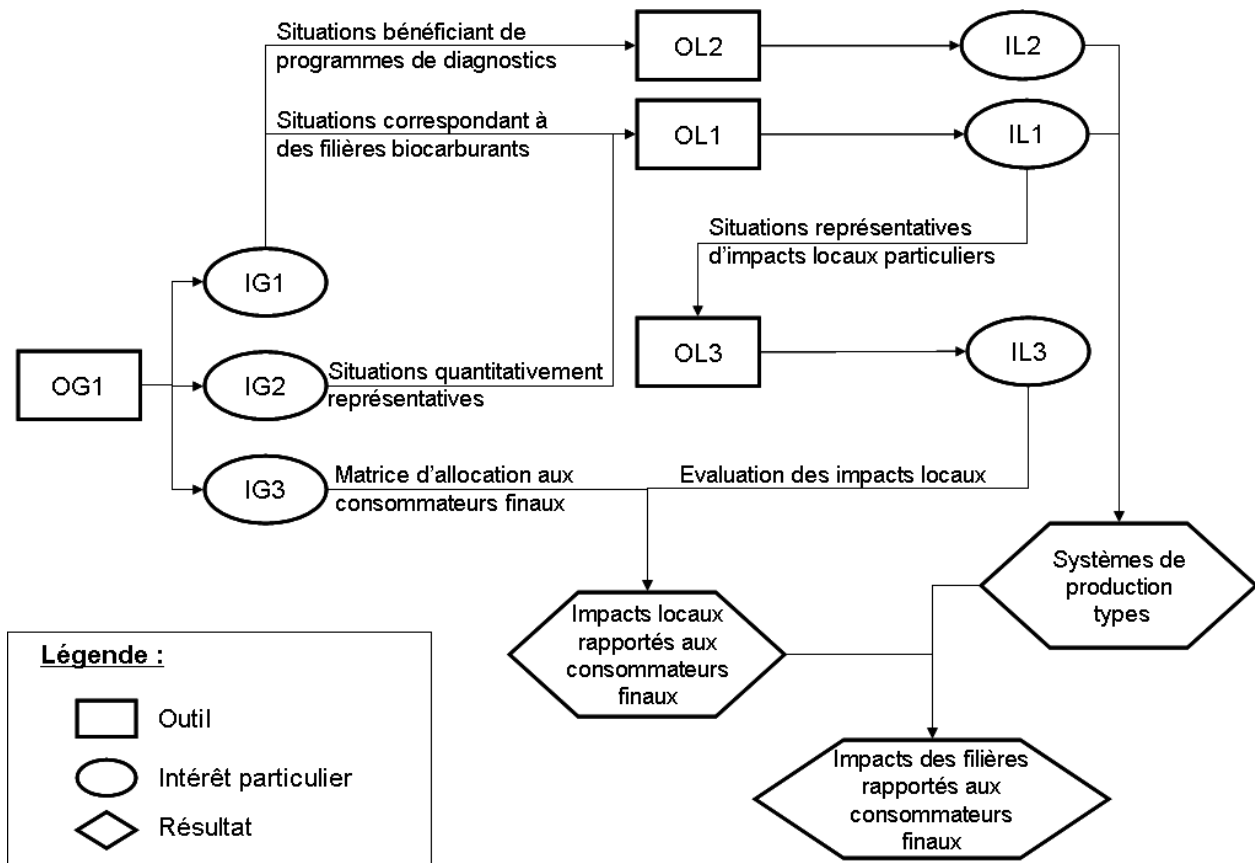


Figure 56 : Une illustration de la trame méthodologique reliant étude des situations, outils d'analyse et objectifs d'évaluation. Complémentarité des outils déployés et apports des approches spatiales et locales dans l'analyse environnementale des filières biocarburants.

2.4 Approches spatiales pour la prise en compte d'impacts locaux

La prise en compte d'impacts locaux dans les filières biocarburants nécessite d'employer des approches locales permettant de caractériser les systèmes de production et les milieux naturels locaux en complément à des approches globales qui permettent de rapporter et d'analyser les impacts environnementaux à l'échelle de la filière (Production, Elaboration, Consommation). Dans ce travail, les impacts sont considérés « locaux » dès lors que leurs mécanismes principaux et leurs effets finaux doivent être étudiés à deux échelles distinctes :

- l'échelle locale pour la mesure de l'impact et l'identification de zones d'opportunités,
- l'échelle globale de la filière pour l'analyse des impacts du point de vue de la consommation et l'élaboration d'un bilan environnemental nuancé (avantages / inconvénients).

2.4.1 Démarche et outils dans les approches spatiales

Les approches spatiales appliquées à une échelle locale sont déclinées en trois catégories d'approches. Ces différentes catégories d'approches font appel à des outils spécifiques et présentent une complémentarité utile (Figure 56) dans leurs objectifs (Tableau 11) :

Les approches descriptives font appel à l'**examen de situations de productions végétales** réelles par des études documentaires détaillées. Ceci permet de relever des éléments descriptifs concernant les pratiques culturelles, les ressources naturelles mobilisées et les milieux naturels sollicités dans la production de biomasse à l'échelle locale. Ces informations ne sont pas disponibles autrement et n'interviennent généralement pas dans les ACV classiques des filières biocarburants.

Les approches techniques nous renseignent sur les spécificités territoriales des productions végétales grâce à l'existence de **bases de données régionalisées** à partir d'enquêtes de terrains. Elles renseignent des éléments techniques particuliers aux systèmes de productions végétales locaux. Ces éléments sont déterminants dans les performances énergétiques finales et plus largement dans les pressions environnementales qu'engendrent les systèmes de productions végétales locaux.

Les approches spatialisées font appel à des jeux de données explicitement spatialisés et interprétés dans des systèmes d'information géographiques (SIG). Ceci permet d'obtenir des résultats qui intègrent directement certaines spécificités locales, et de les représenter visuellement dans des projections géolocalisées. Les approches spatialisées permettent en outre de distinguer les zones d'opportunités des productions végétales et les zones de sensibilités environnementales. Cette prise en compte de l'hétérogénéité spatiale offre la possibilité de sélectionner les situations durables et d'écarter les situations non durables.

La particularité des impacts locaux est telle qu'une situation qui apparaît durable à l'échelle d'une filière (globale) n'est pas nécessairement durable dans toutes les localités sollicitées par cette filière. Si le fait de filtrer les situations non durables peut n'impliquer que des améliorations négligeables à l'échelle d'une filière, les améliorations apportées à l'échelle locale sont réelles, hautement significatives et nécessaires. Cette précaution nécessaire dans la juste évaluation des situations locales est une spécificité marquée des impacts locaux vis-à-vis des impacts globaux. **L'enjeu n'est donc pas de déterminer « si », mais « où » et « comment » la promotion de la production de biocarburants est durable sur des bases énergétiques, environnementales, sociales et économiques.** Dans notre démarche (Figure 56), nous proposons de développer ces approches pour traiter principalement les aspects énergétiques et environnementaux. Ces travaux n'ont donc pas la prétention de répondre en profondeur aux aspects sociaux et économiques locaux. Ces deux champs d'analyse restent pour autant très importants dans une analyse de durabilité des filières biocarburants.

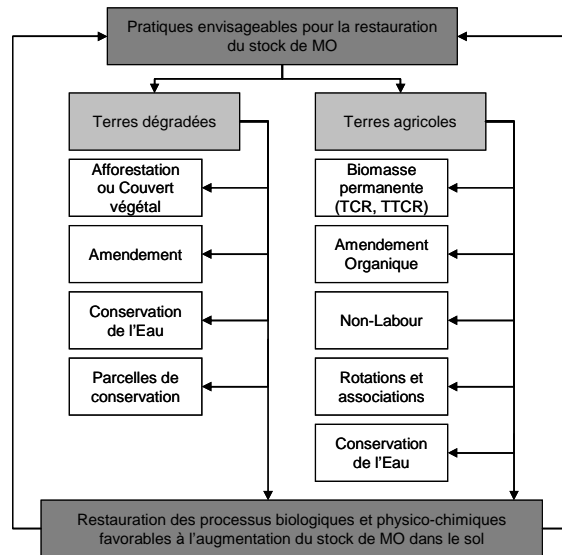


Figure 57 : Enjeux sur les stocks carbonés des principales affectations des sols et actions associées pour leur préservation. Source : Adapté de (Lal, 2009).

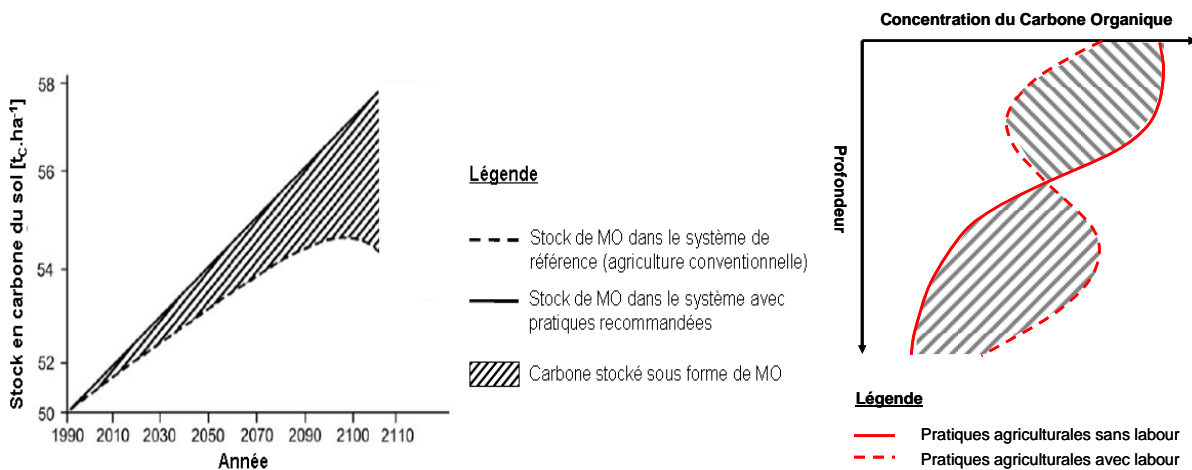


Figure 58 : Schématisation des enjeux sur les émissions de GES liés au stockage de carbone par changement de pratiques agricoles (à gauche) dont l'effet sur la matière organique (à droite) est reconnu. Source : Issue de (Lal, 2009).

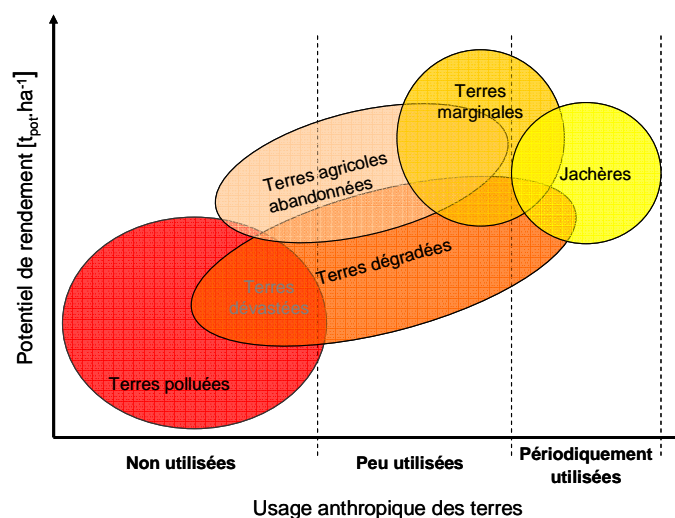


Figure 59 : Illustration des différents types de terres implicitement inclus dans l'appellation « terres dégradées ». Les enjeux sur la productivité, la faisabilité et les diverses concurrences d'usages sur les sols diffèrent grandement pour ces catégories de terres. Source : Adapté de (Wiegmann et al., 2008).

2.4.2 Prise en compte d'impacts locaux

L'utilisation de surfaces de sol, inhérente aux productions agricoles, induit une pluralité de fonctions souvent non prise en compte dans les ACV de bioproduits. Ainsi, la production de denrées alimentaires, l'aménagement de l'espace dans le rapport à la préservation des sols et des habitats naturels peuvent être considérés comme des fonctions de l'agriculture, mais aussi comme des impacts de l'agriculture sur l'environnement local. C'est pourquoi l'évaluation de l'impact de ces productions sur la qualité de l'espace utilisé (sols, paysages, biodiversité) localement apparaît comme une question de fond complémentaire à la question des impacts plus régionaux comme l'eutrophisation et l'acidification (Basset-Mens, 2005).

Impacts sur la qualité des sols

La notion de **qualité des sols** intègre des fonctions basées sur les services écosystémiques des sols. En France, dans le cadre du programme GESSOL, la qualité des sols est définie comme « la capacité d'un sol d'un type donné de fonctionner, dans ses limites écosystémiques naturelles ou anthropisées où il se situe, pour assurer la productivité végétale et animale, maintenir ou améliorer la qualité de l'eau et de l'air et contribuer à la santé et aux activités humaines » (Citeau *et al.*, 2008). Cette notion de qualité des sols intègre la **fertilité des sols** dont la formulation d'une définition fait l'objet de divergences. Ces divergences sont principalement dues à la manière dont est considéré le sol agricole. Si le sol est considéré comme un support à la culture, sa fertilité ne dépend que de sa propension à faire bénéficier les racines des plantes des différents facteurs de croissance (eau, éléments chimiques et organiques, air,...). Si le sol est considéré comme un milieu de vie, sa fertilité dépend aussi du niveau d'activité biologique (Chitrit et Gautronneau, 2011). Ce niveau d'activité biologique est par ailleurs très lié au contenu en carbone (C) du sol. Nielsen *et al.*, 2011 (Nielsen *et al.*, 2011) étudient les interactions entre la biodiversité et le cycle du carbone des sols à travers une revue d'études spécialisées. L'analyse des résultats montre qu'il existe toujours des interactions positives entre les communautés vivantes des sols et le cycle du carbone local. Aussi, l'atteinte à la diversité des communautés vivant dans les sols ne sous-tend pas systématiquement de pertes notables dans les stocks de C du sol tant que les espèces principalement impliquées dans ces cycles ne sont pas affectées. C'est donc plus la présence de communautés spécifiques qui favorise la conservation d'un stock de C établi dans le sol que la diversité des communautés. Toutefois, les perturbations anthropiques pouvant engendrer des pertes de biodiversités dans les communautés vivantes des sols ne sont pas sélectives : d'une part, toutes les espèces présentes sont potentiellement menacées, d'autre part, il est techniquement impossible de cibler les espèces menacées par les opérations techniques (Brûlis, dessouchages/sous-solage, labours, phytosanitaires) les plus perturbatrices pour les sols. Dans le cadre de ce travail, nous considérons que les pressions d'exploitation auxquelles sont soumis les sols agricoles sont intrinsèques à cet usage particulier. En effet, dans la plupart des situations, une dégradation de la qualité des sols en tant que support de vie est attendue lors de l'usage agricole. Toutefois, **deux aspects particuliers sont à prendre en compte pour mesurer cet impact : la teneur en matière organique (MO) des sols** (qui mesure indirectement le processus d'humification) **et le potentiel productif des sols**. Les indicateurs adaptés et les méthodes de calculs développées pour mesurer l'impact sur la qualité des sols en ACV sont développés dans l'Encadré 4. L'analyse de ces méthodes montre l'intérêt (i) d'employer des pratiques minimisant les pertes de MO (Figure 57, Figure 58) et (ii) d'utiliser des terres dégradées à faible teneur en matière organique (MO) pour la production de bioénergies. Des modes d'incitations réglementaires ont été mis en place pour encourager la production de bioénergies sur des terres dégradées dans l'Union Européenne (Encadré 5). Si ce concept est souvent repris dans les études traitant des émissions de GES des cultures bioénergie, la définition de ce qu'est une terre dégradée doit être précisée (Figure 59). Pour indication, le potentiel de production de bioénergie dans le monde sur des terres agricoles abandonnées (estimées ici entre 385 et 472 Mha) a été estimé entre 800 et 1000 Mtep.an⁻¹ (Campbell *et al.*, 2008). Ces quantités restent faibles au regard des consommations énergétiques mondiales (7 à 8%), mais surpassent largement les objectifs d'incorporation de biocarburants à l'horizon 2020 (*cf* 3.2.3).

Encadré 4 : Calcul d'émission de GES intégrant les impacts de l'occupation des sols et des CAS dans le cas de la mise en place d'une culture dédiée bioénergies. Proposition d'un nouvel indicateur.

Les pratiques agricoles ont un effet reconnu sur l'évolution de la teneur en MO des sols cultivés. Le mode de culture conventionnel (avec labour profond (>10 cm) à peu profond (5-10 cm)) produit des perturbations (i) dans les communautés bioturbatrices du sol impliquées dans l'accélération du cycle d'humification (vers de terre principalement) et (ii) dans l'arrangement granulométrique de la couche superficielle. De plus, les rotations culturales qui impliquent des périodes pendant lesquelles le sol cultivé est « nu » (après labour et entre la récolte et le prochain labour) accentuent la vulnérabilité de ces sols à l'érosion de surface (érosion hydrique et éolienne principalement).

Dans le cadre des cultures bioénergies, la perte en MO des sols doit être considérée comme une émission de GES. Il s'agit ici d'un impact du à l'occupation des sols. Cette source d'émissions en GES est distincte des émissions de GES dus au changement d'usage des sols pour la mise en culture de ressources dédiées aux bioénergies (GES dus aux CAS, Encadré 3). Dans le cadre méthodologique développé pour l'intégration de ces impacts en ACV, il est proposé de tenir compte de ces émissions par la méthode de calcul suivante (Brandão *et al.*, 2010) :

$$GES_{AS} = \left[1 + \frac{MO_{ini} - MO_{fin}}{C_{retour,sol}(t_{fin} - t_{ini})} \right] * \left[MO_{pot} - MO_{ini} + \frac{1}{2} * (MO_{ini} - MO_{fin}) \right] * CO_{2\text{éq}}, \text{ en } tCO_{2\text{éq}}.ha_{AS}^{-1}$$

Avec :

- $C_{retour,sol}$, le taux de reconstitution du stock en MO du sol considéré [$t_C.ha^{-1}.an^{-1}$],
- MO_{pot} , le contenu potentiel (nominal) en MO du sol considéré [$t_C.ha^{-1}$],
- MO_{ini} , le contenu initial en MO du sol considéré (avant occupation) [$t_C.ha^{-1}$],
- MO_{fin} , le contenu final en MO du sol considéré (après occupation) [$t_C.ha^{-1}$],
- t_{ini} , la date de début de l'occupation des sols [an],
- t_{fin} , la date de fin de l'occupation des sols [an].

Analyse critique de cet indicateur

Le choix de la teneur en MO des sols comme indicateur de qualité des sols est justifié car la MO participe à améliorer (Milà I Canals *et al.*, 2007b) :

- **la fertilité du sol en tant que support de culture** : Effet sur la structuration des sols qui induit une bonne pénétration des racines, réduit la vulnérabilité à l'érosion et augmente l'aération des sols (problématique N_2O , cf 2.2). Effet sur la disponibilité des nutriments et de leur conservation dans le sol (augmentation de la Capacité d'Echange Cationique, CEC), puis sur le pouvoir tampon vis-à-vis du pH du sol. Effet sur la faune et flore du sol puis sur l'activité microbienne par une plus grande disponibilité des nutriments,
- **le maintien des cycles naturels** : Effets sur le cycle local de l'eau par l'augmentation de la capacité au champ (capacité de rétention maximale en eau du sol), par l'amélioration du pouvoir de filtration de l'eau (CEC notamment), et par l'augmentation la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol (diminution du ruissellement). Effets sur le cycle du carbone et des nutriments principaux (N, P, K).

Toutefois, la méthode présentée traduit l'impact sur la perte en MO des sols dans une unité [$tCO_{2\text{éq}} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$] dont l'étalon ($tCO_{2\text{éq}}$) correspond aux dommages sur le changement climatique global en ACV. Ceci peut donc prêter à confusion dans l'analyse finale des résultats : le comptage est cohérent pour l'impact du aux émissions de GES, mais la question principale de l'impact sur la qualité du sol n'est pas traitée par un indicateur à part entière. Ainsi, lorsque les résultats d'impacts sont agrégés sur le cycle de vie, la différence entre un scénario favorisant la qualité des sols et un scénario comprenant une dégradation de la qualité des sols n'est pas exprimée par un indicateur particulier, mais est intégrée dans les impacts dus aux émissions de GES.

Intégration de l'impact de l'occupation des sols avec l'impact des CAS dans le cas d'une mise en place d'une culture dédiée bioénergies

Comme indiqué dans l'Encadré 3, la prise en compte des émissions de GES par les CAS peut se faire, de manière adaptée en ACV, par la méthode de calcul suivante :

$$GES_{CAS} = \frac{t_{f_i, \text{Retard}} + t_{f_i, \text{Occupation}} + \frac{\Delta C_{CAS}}{2C_{\text{retour, tot}}}}{t_{r_{\text{moy, EF}}}} * \Delta C_{CAS} * CO_{2\text{éq}}, \text{ en } tCO_{2\text{éq}} \cdot \text{ha}_{CAS}^{-1}$$

Ainsi, dans une vision complète de la séquence d'impacts allant du CAS pour la mise en place de la culture dédiée aux bioénergies (ou transformation en ACV), jusqu'à l'abandon de la zone cultivée (Occupation en ACV), nous pouvons quantifier l'impact total de l'usage des sols pour les cultures dédiées aux bioénergies dans un cadre harmonisé. Pour harmonisation, il est considéré que :

- $t_{f_i, \text{Occupation}} = t_{\text{fin}} - t_{\text{ini}}$,
- $C_{\text{retour, tot}}$ et $C_{\text{retour, sol}}$ sont indépendants. En effet, $C_{\text{retour, sol}}$ intègre exclusivement la MO comme stock de carbone tandis que $C_{\text{retour, tot}}$ intègre exclusivement le carbone contenu dans la biomasse (aérienne et du sol),
- $\Delta C_{AS} = MO_{\text{ini}} - MO_{\text{fin}}$, en $tC \cdot \text{ha}_{AS}^{-1}$,
- $\Delta C_{AS, \text{pot}} = MO_{\text{pot}} - MO_{\text{ini}}$, en $tC \cdot \text{ha}_{AS}^{-1}$.

Ainsi, nous pouvons intégrer les deux types d'impacts dans la même équation tel que :

Si $\left[t_{f_i, \text{Retard}} + t_{f_i, \text{Occupation}} + \frac{\Delta C_{CAS}}{2C_{\text{retour, tot}}} \right] < t_{r_{\text{moy, EF}}}$, alors :

$$GES_{CAS+AS} = CO_{2\text{éq}} * \left[\frac{t_{f_i, \text{Retard}} + t_{f_i, \text{Occupation}} + \frac{\Delta C_{CAS}}{2C_{\text{retour, tot}}}}{t_{r_{\text{moy, EF}}}} * \Delta C_{CAS} \right] + \left[\left(1 + \frac{\Delta C_{AS}}{C_{\text{retour, sol}} * t_{f_i, \text{Occupation}}} \right) * \left(\Delta C_{AS, \text{pot}} + \frac{1}{2} * \Delta C_{AS} \right) \right]$$

Sinon :

$$GES_{CAS+AS} = CO_{2\text{éq}} * \left[\Delta C_{CAS} + \left[\left(1 + \frac{\Delta C_{AS}}{C_{\text{retour, sol}} * t_{f_i, \text{Occupation}}} \right) * \left(\Delta C_{AS, \text{pot}} + \frac{1}{2} * \Delta C_{AS} \right) \right] \right]$$

Encadré 5 : Mode d'incitation à l'usage de terres dégradées et contaminées pour la production végétale dédiée aux biocarburants dans l'Union Européenne.

Selon la directive européenne pour les énergies renouvelables (DIR 29/2009/CE), « [...], **l'augmentation nette de la demande de cultures due à la promotion des biocarburants pourrait aboutir à une augmentation nette de la superficie cultivée.** Cela pourrait affecter des terres riches en carbone et conduire à des pertes de carbone préjudiciables. Pour réduire ce risque, il convient d'introduire des mesures d'accompagnement visant à **encourager une hausse du taux de productivité pour les terres déjà cultivées, l'utilisation des terres dégradées et l'adoption de règles en matière de durabilité, [...]** ». Ces considérations ont amené la Commission Européenne à introduire une règle de calcul sur les émissions de GES dues aux changements d'affectation des sols, comprenant un bonus pour les biocarburants dont la biomasse a été produite sur des terres dégradées. Les **émissions annualisées résultant de modifications des stocks de carbone dues à des changements d'affectation des sols (CAS)** sont calculées tel que (DIR 28/2009/CE, Annexe V, section C, point 7) :

$$e_1 = (CS_R - CS_A) * CO_{2_{eq}} * \frac{1}{20} * \frac{1}{P} - e_B, \text{ en } g_{CO_{2_{eq}}}.MJ_{\text{biocarburants}}^{-1}, \text{ avec } CO_{2_{eq}} = 3,664$$

La modification du stock de carbone associé au CAS (en $g_C \cdot ha^{-1}$) est calculée comme la différence entre le stock **de référence** CS_R . (en janvier 2008 ou 20 ans avant obtention des matières premières) et le stock **réel final** CS_A (après 20 ans de production ou à la maturité des cultures si >20 ans). P est la productivité des cultures en $MJ_{\text{biocarburants}} \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ et e_B est un **bonus de 29 $g_{CO_{2_{eq}}}.MJ_{\text{biocarburants}}^{-1}$ pour la biomasse obtenue à partir de terres dégradées restaurées.**

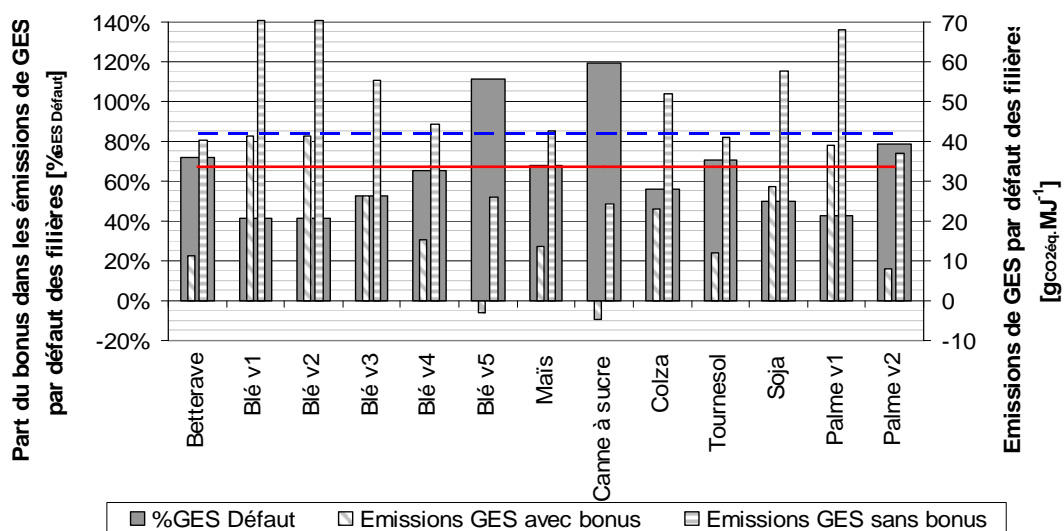


Figure 60 : Effets du bonus e_B sur les valeurs par défaut des filières biocarburants dans la DIR 29/2009/CE. Note : les filières Blé Vi et Palme Vi correspondent à des unités d'élaboration plus ou moins performantes dans une même filière. Plus l'indice est fort, plus la performance (principalement énergétique) est forte. Les barres représentent les émissions de GES maximales admissibles (en $g_{CO_{2_{eq}}}.MJ^{-1}$) en 2017 (bleue, pointillée) et en 2018 (rouge, pleine). Avant 2017, les émissions GES maximales admissibles sont de $54 g_{CO_{2_{eq}}}.MJ^{-1}$. Source : DIR 29/2009/CE.

Comparativement aux valeurs d'émissions GES par défaut des filières biocarburants selon la DIR 29/2009/CE, le bonus e_B est relativement incitatif : il représente 38% à 111% des émissions de GES attribuées par défaut aux filières et il permet à presque toutes les filières (à l'exclusion de Blé v1, Blé v2 et Palme v1) de satisfaire l'objectif de $60\%_{\text{RefFossile}}$ de gains GES minimal fixé pour les filières mises en œuvre après 2018 (minimas précédents fixés à $35\%_{\text{RefFossile}}$ en 2008 et $50\%_{\text{RefFossile}}$ en 2017). Sur ce point, seules les filières Canne à Sucre et Blé v5 sont dotées d'une valeur de gains GES par défaut suffisante pour atteindre les minimas de 2018 sans le bonus e_B (Figure 60). Le bonus e_B est accordé si la terre n'était pas exploitée (toute activité) en janvier 2008 et que (i) la terre était sévèrement dégradée, ou que (ii) la terre était fortement contaminée. **Le bonus e_B s'applique pour une période maximale de dix ans à partir de la date de conversion de la terre à un usage agricole.**

Encadré 5 - Suite

Les catégories de terres déclinées dans la directive sont définies telles que (DIR 29/2009/CE, Annexe V, section C, points 8 et 9) :

- (i) **terres sévèrement dégradées** : terres qui ont été salinisées de façon importante pendant un laps de temps important ou dont la teneur en matières organiques est particulièrement basse et qui ont été sévèrement érodées,
- (ii) **terres fortement contaminées** : terres qui ne conviennent pas à la production de denrées alimentaires ou d'aliments pour animaux à cause de la contamination du sol.

La recommandation de l'usage de terres dégradées pour la production de biomasse dédiée aux biocarburants est fréquente (Campbell *et al.*, 2008). Cette recommandation **s'appuie sur deux éléments de précaution : la limitation des concurrences d'usages sur les terres productives (particulièrement pour l'alimentation) et la minimisation des émissions de GES dues aux CAS.**

Les stocks de carbone mis en jeu lors de CAS sont fréquemment significatifs dans les bilans GES à l'échelle des filières biocarburants. Par conséquent, un CAS conduisant à un stockage de carbone favorise significativement le bilan GES réel de l'ensemble de la filière. De ce point de vue, le bonus alloué dans les règles de calculs de la Commission Européenne est pertinent dans le principe d'incitation. Il contribue toutefois à une confusion entre les objectifs de réduction des émissions de GES (favoriser la régénération de terres à faible teneur en carbone) et les objectifs plus largement environnementaux (favoriser la réhabilitation de terres improductives contaminées et/ou salinisées). **Cette règle de calcul avantage l'usage d'une terre dégradée au sens d'un faible contenu carbone** ($CS_R - CS_A$ systématiquement favorable, P modulable grâce aux intrants) vis-à-vis de l'usage d'une terre salinisée (P systématiquement défavorable) **ou d'une terre contaminée** (P difficile à anticiper).

La réhabilitation de terres salinisées a pourtant l'avantage d'augmenter les ressources en terres fertiles disponibles en remobilisant des terres improductives. Si cet avantage existe également pour les terres contaminées, le bénéfice plus largement environnemental de leurs utilisations pour productions végétales n'est pas garanti. **La condition à l'octroi du bonus e_B pour l'usage de terres contaminées est une diminution de la contamination *in situ*.** Il existe donc une anticipation explicite et souhaitée du transfert des contaminants du sol vers les produits de la plante qui seront nécessairement valorisés énergétiquement (combustion directe des coproduits et élaboration de biocarburants, les valorisations alimentaires étant dans ce cas exclues par définition). **La nature des contaminations tolérées n'étant pas définie, ce transfert aux cultures, puis potentiellement aux produits et aux résidus de combustions, reste un facteur de santé publique hasardeux tant qu'il n'est pas précisé** (pour exemple, biodiesel de colza cultivé sur sols contaminés en radionucléides Ukraine (Tomura, 2008)).

La condition temporelle de non usage des sols (janvier 2008) ne garantit pas la sélection systématique de terres non mobilisables pour des usages agricoles. Depuis 2000 les productions dédiées aux biocarburants ont connu une croissance interannuelle moyenne de 15,6% (élaboration sur le sol Européen de 0,7 Mtep en 2000 et 7,2 Mtep en 2008 pour 17,4 Mtep prévus en 2020). **Les surfaces mobilisées pour les biocarburants de 2000 à fin 2007 sont tolérées dans le bonus alors qu'elles représentent l'équivalent de 41% de l'objectif de l'Union Européenne** fixé dans la DIR 29/2009/CE **pour 2020** (selon les Plans Nationaux d'Action en matière d'Energies Renouvelables, PNAER) et qu'aucune garantie de non concurrence à l'usage alimentaire n'est demandée ni étudiée. Pour réellement conditionner ce bonus à des terres non mobilisables pour des usages agricoles, il faudrait se baser *a minima* sur l'année de référence 2003 qui est l'année de la première directive engageant les états membres à définir un objectif de consommations de biocarburants et au mieux sur l'année de référence 2000 lorsque les biocarburants étaient peu développés.

Impacts sur la biodiversité

Les impacts des productions végétales sur la biodiversité sont très différents selon les types de végétaux cultivés. Ces impacts sont principalement liés aux perturbations des habitats naturels, aux pollutions générées aux cours de ces productions, puis à la sensibilité des milieux naturels récepteurs et environnants dans chaque situation territoriale de production. Globalement, les distinctions principales concernant l'intensité des pressions environnementales générées par les productions végétales s'opèrent entre :

- les productions forestières,
- les productions agricoles :
 - de cultures annuelles,
 - de cultures pérennes : taillis de feuillus à courtes (5 à 10 ans) ou très courtes (2 à 3 ans) rotations.

Les zones de productions forestières ont l'avantage de nécessiter peu d'intrants (en particulier de produits phytosanitaires) et de constituer des milieux naturels rarement perturbés (20 à >50 ans) vis-à-vis des productions agricoles. En conséquence, les habitats offerts par ces productions sont favorables à la constitution d'écosystèmes locaux, et à leur conservation. En outre, les perturbations générées sont limitées aux parcelles récoltées (coupes) généralement avoisinées par des parcelles à des stades de maturité différentiels. Cet arrangement spatial limite la perturbation des écosystèmes forestiers à l'échelle du massif. Toutefois, le degré d'intensification des systèmes forestiers (raccourcissement des rotations et du nombre d'espèces cultivées) est un facteur limitant pour la biodiversité. De plus, le choix des espèces (résineux, feuillus) peut être déterminant pour la flore des étages inférieurs. Par exemple, les forêts de Pins constituent des écosystèmes relativement pauvres en flore arbustive et herbacée (acidification des sols et de la litière), ce qui limite les habitats, et ne génèrent que peu d'aliments pour la faune.

Les zones de productions agricoles offrent généralement des conditions de vie plus sévères que les milieux forestiers. D'une part, l'emploi de produits phytosanitaires toxiques pour certaines espèces est un facteur de perturbations des écosystèmes locaux (parcelle) et environnants (transferts dans les milieux aquatiques locaux). L'emploi de ces produits est quantitativement et qualitativement variable en fonction des cultures et des rotations, et tend à être moins important pour les cultures pérennes dédiées aux bioénergies (*cf* 2.1.3). D'autre part, la fréquence des perturbations des habitats constitués est prépondérante dans les capacités d'accueil des terres agricoles. Dans le cas des cultures annuelles, les perturbations ne permettent que des habitats temporaires. Dans le cas des cultures pérennes, les perturbations sont moins sévères. D'une part, les fréquences de récoltes sont plus grandes (TTCR et TCR), et d'autre part les perturbations générées par les récoltes des taillis présentent moins d'incidence que pour les cultures annuelles dans la mesure où la culture n'est pas totalement récoltée, et où le sol est peu perturbé par ces opérations.

A l'échelle territoriale, il existe toutefois des interactions positives entre les milieux naturels, les zones de production forestières et les zones de production agricoles. En effet, les zones de production agricoles représentent souvent des zones d'approvisionnements saisonnières pour les animaux. Dans des contextes territoriaux où les milieux naturels prédominants fournissent un approvisionnement limité, les zones agricoles permettent parfois d'augmenter les capacités d'approvisionnement territoriales pour les espèces animales présentes.

Dans le cadre de l'ACV, la quantification de ces impacts a fait l'objet de développements méthodologiques particuliers (Encadré 6).

Encadré 6 : Prise en compte des impacts sur la biodiversité des CAS dans les ACV.

Principe

Dans le cadre du développement méthodologique défini pour la prise en compte de la biodiversité en ACV, l'effet de l'usage des sols sur la biodiversité peut être divisé en 3 séquences conceptuelles (Milà I Canals *et al.*, 2007a; Milà I Canals *et al.*, 2007b) :

- changement dans l'usage des sols (CAS),
- occupation des sols (mobilisation d'une surface terrestre par un certain type d'usage des sols pendant un certain temps),
- restauration des écosystèmes initiaux après arrêt de l'occupation des sols.

Deux effets induits par la transformation (CAS) sont observés durant l'occupation des sols (De Schryver *et al.*, 2010 ; JEC, 2007) :

- la qualité des surfaces mobilisées change localement (**effet local**),
- le type d'usage des sols environnant voit sa surface réduite (**effet territorial**).

Indicateur

L'effet global dû à l'occupation des sols par le nouvel AS est donc la somme des effets territoriaux et des effets locaux. Actuellement, l'indicateur le plus employé pour mesurer les effets (locaux et territoriaux) sur la « biodiversité » des CAS et sur l'occupation des sols (Goedkoop *et al.*, 2009; Koellner et Scholz, 2008; Schmidt, 2008) est l'indicateur de richesse en espèces des écosystèmes (RI). Le calcul de cet indicateur est basé sur la diversité interspécifique d'écosystèmes types représentatifs des principaux milieux naturels récepteurs des perturbations anthropiques. Pour un écosystème type i , les relations entre le nombre d'espèces et la surface (relations espèces-surfaces) sont communément modélisées par :

$$S_i = c_i A_i^{z_i}$$

Avec $S_i [n]$ le nombre d'espèces trouvées à l'intérieur de la zone observée $A_i [m^2]$, c_i le facteur de richesse en espèces de l'écosystème i (spécifique au taxon étudié, (SCOPE, 2008) chap. 7), et z_i le facteur d'accumulation propre à l'écosystème i dans la zone A_i . L'usage du facteur z est délicat car il dépend aussi de A_i (Goedkoop *et al.*, 2009).

Cette modélisation des relations espèces-surfaces est centrale dans l'ensemble des méthodes développées pour intégrer l'impact de l'usage des sols dans l'ACV (Goedkoop *et al.*, 2009; Koellner *et al.*, 2004; Lindeijer, 2000; Schmidt, 2008; Vogtländer *et al.*, 2004; Weidema et Lindeijer, 2001). Dans les études empiriques, ces relations ne sont pas systématiquement de la forme $S=cA^z$ (Connor et McCoy, 2000), cette forme dépendrait de l'échelle de l'écosystème étudié (fonction puissance aux petites échelles, fonction linéaire aux moyennes échelles, fonction décrite ici aux grandes échelles). Toutefois, ce choix ($S=cA^z$) dans la modélisation des relations espèces-surfaces reste relativement consensuel en 2011 et pour des échelles très variables (1 m² (Koellner et Scholz, 2008), 100 m² (Schmidt, 2008) ou 1 ha (Goedkoop *et al.*, 2009) pour la normalisation, jusqu'à des écorégions entières (cf 1.3.2, Figure 15)).

Les méthodes de calculs d'impacts les plus récentes dans le cadre du développement méthodologique de l'ACV considèrent un facteur de caractérisation exprimé en Fraction d'espèces Potentiellement Disparues (PDF) et un dommage exprimé en PDF.m².an⁻¹. Dans ces méthodes, ces deux paramètres sont calculés tels que (De Schryver *et al.*, 2010; Goedkoop *et al.*, 2009) :

- Facteurs de caractérisation CF (en PDF, Figure 61) :

$$CF_i = 1 - \frac{S_i}{S_b}$$

Avec S_b le nombre d'espèces dans l'écosystème naturel de référence et S_i le nombre d'espèces dans l'écosystème i .

- Dommages sur les espèces (DS, en PDF.m².an⁻¹) :

$$DS_i = CF_i * A_i * t_i$$

Où t_i est la durée de l'usage des sols intrusif i .

Les facteurs de caractérisation prennent systématiquement en compte des dommages locaux (différence de biodiversité entre i et b), et selon la méthode, des dommages territoriaux. Les dommages territoriaux comptabilisés sont (I) la diminution de l'aire de l'écosystème de référence b et (II) l'augmentation de l'aire de l'écosystème i . L'effet territorial I (terrI) est systématiquement pris en compte, l'effet territorial II (terrII) est optionnel.

- Facteur de caractérisation des impacts locaux :

$$CF_{loc,i} = 1 - \frac{c_i}{c_b} * A_o^{z_{i,l} - z_{b,l}}$$

Avec A_o [m²] la surface nouvellement occupée par l'usage des sols i et $z_{i,l}$ et $z_{b,l}$ les facteurs d'accumulations des écosystèmes i et b valides à l'échelle locale l .

- Facteur de caractérisation des impacts territoriaux :

$$CF_{terrI} = z_{b,r}$$

$$CF_{terrII} = z_{b,r} - z_{i,r}$$

Exemple de résultats pour cet indicateur

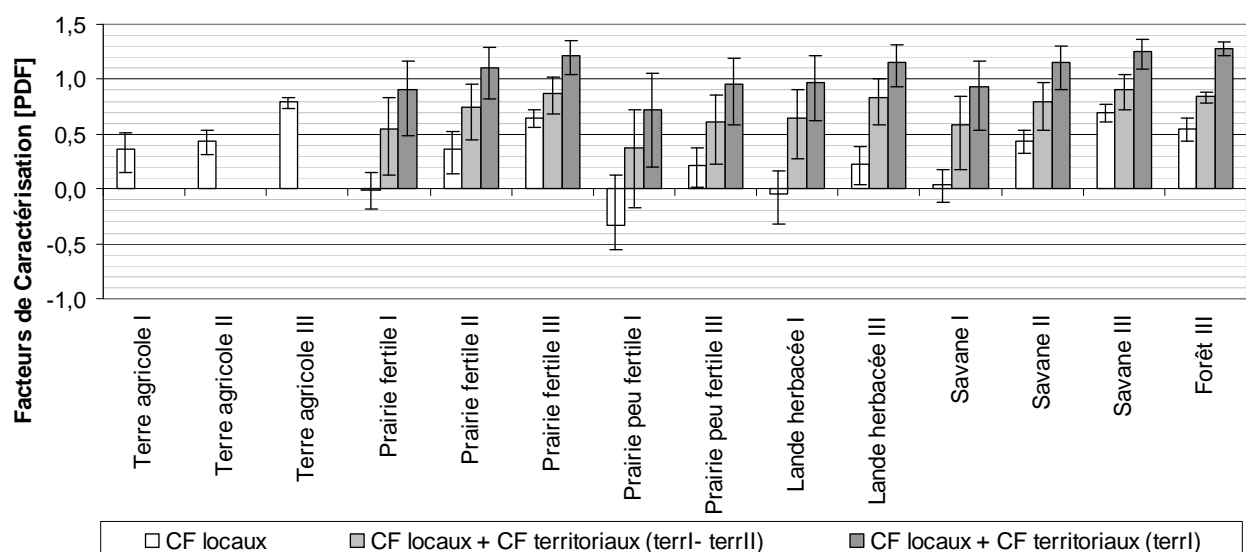


Figure 61 : Résultats illustratifs pour le facteur de caractérisation selon la prise en compte des effets locaux et/ou territoriaux. Note : Les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance à 95% selon (De Schryver *et al.*, 2010). Pour les catégories d'occupation des sols, le mode d'exploitation correspond à : I = Organique/Biologique, II = Modérément intensif, III = Intensif. Source : Données issues de (De Schryver *et al.*, 2010).

Discussions sur cet indicateur

Les limites de cet indicateur sont principalement dues aux hypothèses fortes sous-tendues, aux différentes incertitudes calculatoires et à la nature des données utilisées, puis à des choix méthodologiques. En effet, l'indicateur de richesses en espèces des écosystèmes (RI) est limité par :

- (i) les hypothèses fortes dans l'emploi des relations espèces-surface :
 - le nombre d'espèces répertoriées est proche du nombre d'espèces effectivement existantes,
 - les espèces végétales supérieures sont systématiquement représentatives des habitats [type d'habitat. espèce_{comptabilisée}⁻¹],
 - la diversité d'espèces par habitats est comparable entre les écosystèmes étudiés [espèce_{totales}.type d'habitat⁻¹],
- (ii) les hypothèses fortes dans la fiabilité et la justesse des résultats obtenus pour cet indicateur :
 - toutes les espèces sont considérées d'une « valeur » équivalente (espèces invasives, espèces communes, espèces endémiques, espèces en extinction,...),
 - la richesse en espèces des écosystèmes est systématiquement considérée comme positive,
 - le risque d'extinction dû aux transformations (CAS) ou aux occupations dans un écosystème donné est équivalent chez toutes les espèces, ce qui n'est pas admis en écologie scientifique (Slay, 2011),
 - les données sur la biodiversité utilisées dans les différentes études sont principalement spécifiquement européennes ou nationales. Les résultats de ces études ne sont donc pas applicables à d'autres zones sans validation préalable de la comparabilité des situations,
- (iii) le choix méthodologique de considérer un seul écosystème de référence (écosystème forestier) pour calculer l'impact de l'occupation des sols qui est relativement peu en cohérence avec le calcul des impacts dus à la transformation du type d'occupation des sols (transformation et temps de reconstitution de l'écosystème initial).

Au final, les multiples hypothèses calculatoires pour évaluer l'impact d'une unité produite sur la biodiversité limitent l'utilisation des résultats à l'évaluation et l'identification de zones de sensibilité environnementales. Pour des mesures réalistes d'impacts sur la biodiversité, seules les études d'impact locales restent valables (Slay, 2011). D'autres indicateurs sont en cours de développement pour compléter RI. Ces indicateurs sont combinés via un système de normalisation et d'agrégation permettant d'obtenir un « score » intégré de valeur écologique des écosystèmes. Weidema *et al* (Weidema et Lindeijer, 2001) proposent ainsi un score relatant la qualité de la biodiversité d'un écosystème ($Q_{\text{biodiversité}}$). Michelsen (Michelsen, 2008) propose d'adapter le calcul de $Q_{\text{biodiversité}}$ pour l'évaluation des productions forestières en remplaçant RI par un indicateur spécifique à ces milieux naturels. Enfin, Vögtlander *et al* (Vogtländer *et al.*, 2004) proposent d'adopter une approche permettant d'intégrer plus finement les spécificités nationales en proposant de calculer la valeur botanique de biotopes types représentatifs du territoire national considéré.

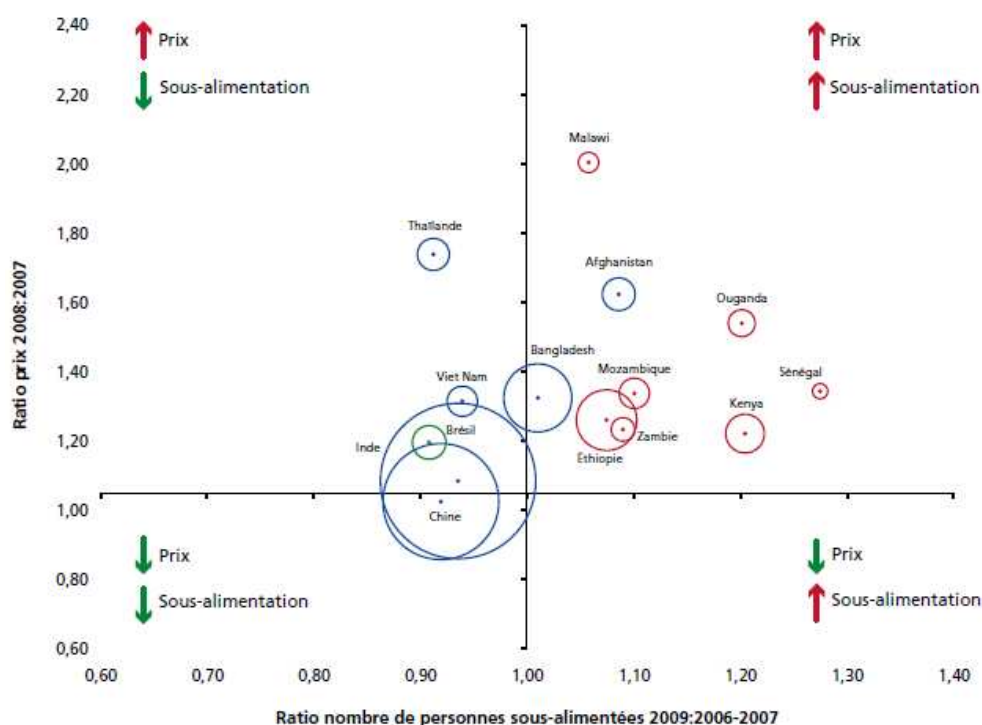


Figure 62 : Sensibilité de la sécurité alimentaire nationale vis-à-vis de la fluctuation des prix des denrées en situation de crise économique mondiale (2008). La taille des cercles est proportionnelle au nombre d’habitants sous alimentés en 2008 (en rouge Afrique, en vert Amérique Latine, en bleu Asie). Les prix sont les prix de détail (en valeur constante) des produits alimentaires de base sur les principaux marchés, pondérés en fonction de la population de chaque marché et de la part de l’apport énergétique de chaque denrée dans le régime alimentaire national. *Source : Issu de (Dawe et al., 2011).*

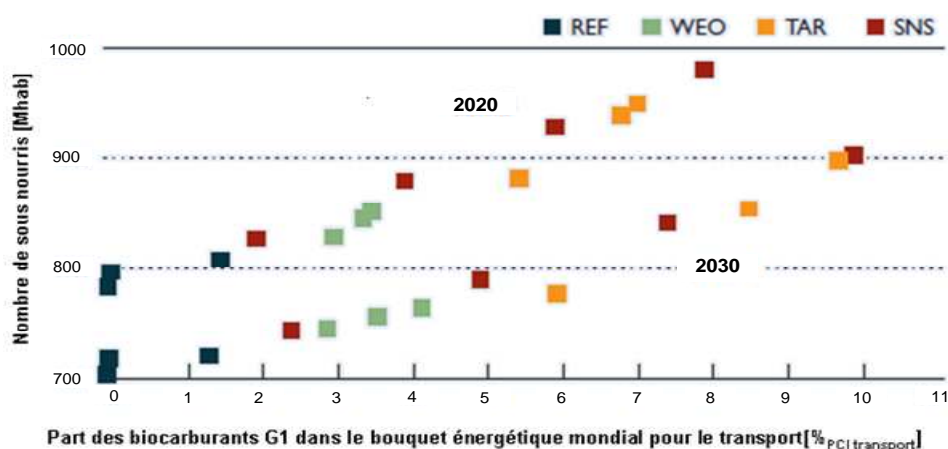


Figure 63 : Risques de sous-nutrition en fonction de la proportion des biocarburants G1 dans les consommations mondiales aux horizons 2020 et 2030. Les scénarii développés notifiés en haut du graphique sont **REF** : Quantités produites en 2008 selon différents niveaux d’accès aux biocarburants de G2, **WEO** : Reprend le scénarii de l’AIE 2008 avec une maturité des G2 après 2015 ou après 2030, **TAR** : 33% de G2 en 2030, **SNS** : Hypothèses variables (faible à fort) de proportion des G1 dans l’ensemble des biocarburants consommés. *Source : Adapté de (Fischer et al., 2009).*

Tableau 12 : Modifications dans les consommations humaines de céréales à grains en Afrique (à l’exception de l’Afrique du Sud) pour une consommation de 30 Mtep de biocarburants de G1 au sein des principales entités géopolitiques (Europe, Etats-Unis d’Amérique) ayant engagé des objectifs réglementés de consommations de biocarburants. Cette quantité est d’un ordre de grandeur comparable à l’objectif de consommations de biocarburants de l’Union Européenne pour 2020. *Source : Adapté des résultats du modèle AGLINK-COSIMO publiés dans (Edwards et al., 2010).*

| Entité géopolitique | Union Européenne | | Etats-Unis | | Brésil |
|-----------------------------------|------------------|------------|------------|------------|---------------|
| Biomasse source | Mix | Blé | Mix | Maïs | Canne à sucre |
| Biocarburant final | Biodiesel | Bioéthanol | Biodiesel | Bioéthanol | Bioéthanol |
| % Modification Alimentatic | -0,05% | -1,66% | + 0,081% | -1,41% | -0,23% |

Concurrences d'usages des terres et impacts sur la disponibilité alimentaire

La nature alimentaire des cultures dédiées à l'élaboration des biocarburants dans le monde (10%_{PCI} des productions alimentaires en 2009) et l'ampleur des mobilisations de denrées a engendré une réflexion sur les concurrences d'usage entre les besoins alimentaires et les besoins énergétiques à l'échelle mondiale (Tilman *et al.*, 2009). Les principaux vecteurs dans ces concurrences d'usages peuvent être déclinés au niveau d'échelle mondial et leurs impacts aux niveaux d'échelle national et local.

Au niveau mondial, les vecteurs de redistribution des productions alimentaires sont le marché économique international et marginalement l'aide alimentaire octroyée par les pays développés vers certains pays en situation alimentaire critique. Les échanges internationaux en bioproduits constituent donc un objet d'étude incontournable dans l'analyse environnementale des **filières biocarburants qui entrent en concurrence avec l'usage alimentaire directement par la mobilisation de denrées et indirectement par la mobilisation des ressources de production locales (terres, eau, main d'œuvre)**. Les pays importateurs nets de denrées sont sujets à deux types de pressions principales : **la quantité disponible en denrées sur le marché international** (dépend fortement des stocks mondiaux), et le **coût des bioproduits importés** (Figure 62). Lorsque les productions agricoles n'atteignent pas les niveaux attendus, ces pressions exercent conjointement des effets négatifs sur les pays importateurs. Certaines divergences dans les évaluations de iCAS provoqués par le déploiement des filières bioénergie (Edwards *et al.*, 2010) sont dues à la compensation de l'expansion des cultures agricoles par la diminution de la disponibilité alimentaire (Marelli *et al.*, 2011). Ces effets sont explicitement notifiés par le modèle AGLINK-COSIMO (Tableau 12) ou par le modèle World Food System Model, de l'IIASA (Figure 63). Le modèle de l'IIASA spécifie que les cultures mobilisées pour l'élaboration du bioéthanol en 2020 proviendraient à 24% d'une diminution de l'alimentation animale, à 10% d'une diminution de l'alimentation humaine et à 66% d'une augmentation de la production (Fischer *et al.*, 2009). L'usage alimentaire des productions agricoles étant une priorité non discutable devant l'usage biocarburant, il est convenu que ces artefacts doivent être *a minima* non intégrés comme mode de compensation des impacts des biocarburants.

Au niveau national, l'efficacité générale du système d'approvisionnement alimentaire peut être définie par son aptitude à minimiser la part de la population nationale sous-nourrie **au niveau local**. L'Efficacité de l'approvisionnement alimentaire (EAA, en %) peut être exprimée en fonction de la demande énergétique alimentaire (DEA, en kcal.hab⁻¹.j⁻¹) et du besoin énergétique alimentaire (BEA, en kcal.hab⁻¹.j⁻¹) des populations nationales. D'après Goossens (Goossens, 2006) elle peut s'approximer par la relation :

$$EAA(DEA) = \frac{1}{1 + e^{\frac{BEA-DEA}{C}}}$$

Avec C [kcal.hab⁻¹.j⁻¹] un paramètre lié à la disparité des besoins et de la répartition de la DEA entre les différentes populations (C_{mondial} = 480). Ces indicateurs sont utiles pour estimer les corrélations entre les variations de l'EAA et l'évolution des mobilisations de denrées pour les biocarburants dans les données historiques. Toutefois, si ces impacts peuvent être mesurés à l'échelle nationale, c'est bien à l'échelle locale que les disparités d'accès aux denrées se réalisent.

Au niveau local, il faut privilégier l'étude des impacts alimentaires locaux directs. L'analyse des effets de la mise en œuvre de projets de grandes cultures énergétiques dans des pays à faible EAA peut amener des éléments importants pour caractériser les impacts alimentaires locaux directs des filières biocarburants. Les relations entre la structuration locale du projet (quels acteurs, quelles ressources ?) et le niveau d'intégration de ces impacts lors de l'élaboration des projets sont déterminantes dans la compréhension des mécanismes principaux.

Trois Objectifs

Diminuer les GES dans le transport
Assurer la durabilité de la consommation Européenne en biocarburants
Tendre vers la rationalité économique

Trois Disciplines

Physique (bilans de flux, énergétique)
Agronomie (besoins en ressources des cultures)
Ecologie (intégration du fonctionnement des écosystèmes)

Trois Flux physiques

Production végétale
Surfaces productives pour les cultures
GES

Trois échelles d'observation pour l'action

Internationale (Filières et Vecteurs d'impacts locaux : MEB, CAS)
Nationale (Contexte énergétique, durabilité des consommations du transport)
Territoriale (Situations et approches locales)
Locale **(Réalizations effectives : Action)**

Figure 64 : Principaux termes de complexité. Note : MEB = Modifications dans les Echanges (internationaux) en Bioproduits. *Source : Illustration inspirée de (Goossens, 2006).*

2.4.3 Problématiques majeures identifiées à l'issue de l'examen bibliographique

Les filières biocarburants ont la particularité d'utiliser des bioproduits comme matière première. La phase de production de ces ressources constitue une des préoccupations majeures dans l'évaluation de la durabilité des filières biocarburants. Ces ressources ont une forte implication (i) dans le système global de production de bioproduits et d'approvisionnement alimentaire et (ii) dans l'aménagement des territoires. L'évaluation environnementale de ces filières requiert donc des éléments de connaissances à ces niveaux d'échelle très distincts (Figure 64). Dans notre démarche nous déployons des efforts particuliers dans l'objectif de contribuer à la production de données et d'éléments méthodologiques sur ces deux aspects et pour ces deux niveaux d'échelle.

Dans un premier temps, le manque de connaissances concernant l'énergétique dans les productions végétales nous amène à rechercher des sources de données locales nouvelles. L'intérêt et la démarche adoptée pour traiter cet aspect est discuté dans la section suivante (*cf* 2.4.4).

Dans un second temps, l'implication des filières biocarburants dans le système global (mondial) de production de bioproduits nous amène à retenir les objectifs suivants (*cf* partie II) :

- étudier et définir la structure des filières biocarburants à l'échelle mondiale,
- développer un outil de visualisation spatiale sur les échanges de bioproduits,
- implémenter des méthodes de calcul dans un outil dédié pour tenir compte de l'éclatement spatial dû au caractère mondialisé des filières de bioproduits.

D'autre part, la question de la nature et de l'importance des impacts générés par ces filières à un niveau local nous permet d'identifier différentes natures d'objectifs :

- produire des connaissances qualitatives sur la nature des impacts territoriaux/locaux par l'examen de situations de production des matières premières,
- caractériser l'arrangement spatial des filières au niveau territorial, notamment concernant les interactions entre les entités de production et d'élaboration,
- prendre en compte les spécificités territoriales et l'arrangement spatial hétérogène des zones de production,
- identifier les zones d'opportunité pour la production de biomasse dédiées aux biocarburants.

Ces objectifs sont, à des degrés divers, abordés dans les exemples illustrant les outils de la partie III. L'ensemble de cette démarche permet d'établir des évaluations basées sur les contextes locaux pour les principales situations liées aux consommations de biocarburants de l'Union Européenne en 2011. Le caractère explicite dans la description des filières étudiées, et dans les indicateurs et méthodes d'évaluations retenus permet de mieux comprendre les différences principales entre filières ainsi que les enjeux territoriaux et les différences de sensibilités des situations locales vis-à-vis des impacts environnementaux internes à une filière.

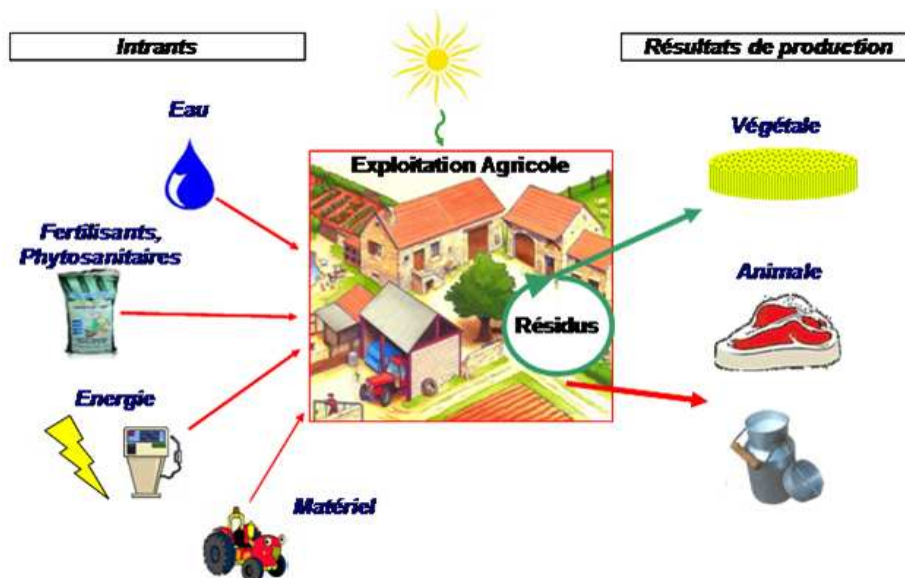


Figure 65 : Illustration des principaux éléments caractéristiques de l'activité d'une exploitation agricole recherchés dans les diagnostics d'exploitation. La description des relations entre intrants énergétiques et résultats de production est l'élément de compréhension principalement recherché dans le diagnostic énergétique d'exploitations agricoles.

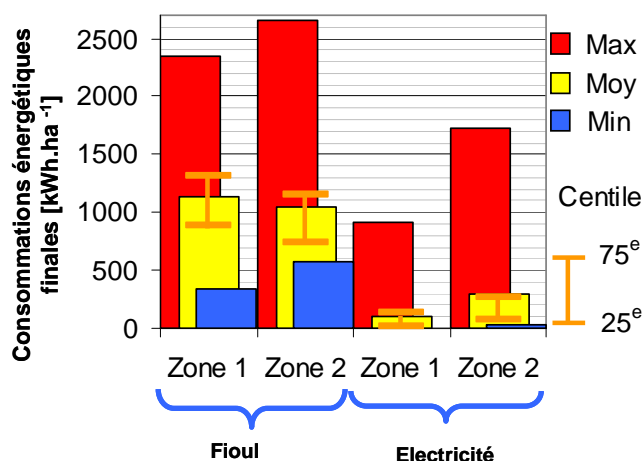


Figure 66 : Exemple de références techniques régionalisées issues de programmes de diagnostics énergétiques déployés sur deux zones agricoles distinctes pour des cultures céréalières en France.

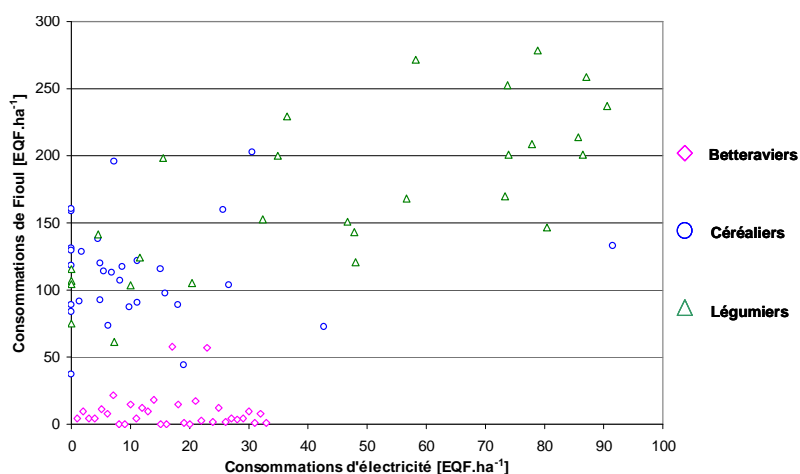


Figure 67 : Exemple de variabilité des consommations de carburant entre exploitations agricoles d'une même zone pour plusieurs types de productions. Note : EQF : Equivalent Fioul, soit environ 10 kWh.EQF⁻¹.

2.4.4 L'énergétique agricole, nouvelles sources de données

L'état de l'art mené sur les méthodes et outils appliqués aux filières biocarburants nous amène à faire le constat d'un **besoin récurrent en données spécifiques aux systèmes étudiés**. Concernant ce constat, deux points retiennent notre attention :

- les méthodes étudiées, particulièrement l'ACV, comprennent des approches techniques détaillées qu'il faut renseigner par des valeurs représentatives des situations étudiées,
- les domaines de validité des résultats produits par les outils d'analyse environnementale dépendent fortement des variabilités qui existent dans les situations étudiées.

Plus précisément, **dans la mise en œuvre de l'ACV sur les filières biocarburants actuelles, les systèmes de productions végétales impliqués, les exploitations agricoles, sont les plus difficiles à intégrer**. Les difficultés principales à représenter les exploitations agricoles dans un schéma de système type sont dues à des hétérogénéités qui proviennent simultanément :

- des caractéristiques propres aux exploitations agricoles (Figure 65),
- des caractéristiques des territoires dans lesquels se situent les exploitations agricoles.

De plus, nous avons pu constater **que les consommations énergétiques au sein des exploitations agricoles (i) sont peu connues et (ii) représentent une part significative des consommations énergétiques totales** (~50% en Grandes Cultures) lorsqu'elles sont étudiées précisément (Bochu, 2007). Ces consommations « directes » sont essentiellement réalisées par les systèmes techniques dans les exploitations agricoles (tracteurs, machines, séchoirs, systèmes d'irrigation, ...).

Tenant compte de ces observations, nous avons recherché des sources de données nouvelles permettant de caractériser le fonctionnement des exploitations agricoles sous un angle énergétique et technique. Les sources de données privilégiées dans cette recherche sont les diagnostics énergétiques d'exploitations agricoles. Une enquête menée sur les programmes de diagnostics énergétiques d'exploitations agricoles conduits en France a permis d'identifier les principaux acteurs engagés en 2010 (*cf* Annexe 2). Nous avons par la suite étudié en détail les différentes méthodes de diagnostics utilisées par ces acteurs. Ceci nous a conduits à établir une typologie des méthodes de diagnostics existantes pour déterminer les apports possibles de telles sources de données. Sur ce point, nous constatons que :

- les différentes méthodes de diagnostics existantes peuvent être combinées pour **construire des bases de données couvrant l'échelle du territoire jusqu'à l'échelle de l'exploitation agricole**,
- le diagnostic global permet d'**obtenir des références techniques régionalisées** lorsqu'il est déployé en grand nombre sur un même territoire (Figure 66),
- le diagnostic technique conduit à **mieux modéliser les relations entre les consommations énergétiques et les systèmes techniques**. Ceci permet, à terme, d'**obtenir des bilans par type de production** (Figure 67).

L'autre enseignement particulier de ce travail concerne la nature et la quantité de données recueillies dans le cadre des diagnostics. Ces données portent sur les productions, le matériel et dans certains cas, sur les parcelles agricoles dans l'exploitation (dispersion, nature des sols,...). **Ces données, forment donc une source d'informations locales utile pour l'analyse environnementale**. Toutefois, l'acquisition de l'ensemble des données requises dans l'ACV des productions végétales suppose souvent des aménagements spécifiques dans les grilles d'enquête des diagnostics énergétiques qu'il faut prévoir à l'origine de la démarche. Un chapitre plus détaillé sur ces travaux est disponible en Annexe 2.

Partie II : Caractérisation et reconstitution des filières biocarburants

| | | |
|----------|---|------------|
| 3 | Caractérisation des filières biocarburants à l'échelle internationale, au niveau de détail national..... | 83 |
| 3.1 | Etat des lieux global du marché des biocarburants | 85 |
| 3.1.1 | Elaborations et consommations globales de biocarburants..... | 85 |
| 3.1.2 | Soldes nets en biocarburants à l'horizon 2020 : les zones d'enjeux majeurs du développement des biocarburants | 91 |
| 3.1.3 | Flux d'échanges internationaux de biocarburants en 2008..... | 93 |
| 3.2 | Etude statistique de la population d'unités d'élaboration dans le monde : indicateurs techniques, bioproduits mobilisés et projection à l'horizon 2020 | 95 |
| 3.2.1 | Les entités d'élaboration de biocarburants dans le monde | 95 |
| 3.2.2 | Les bioproduits pour l'élaboration de biocarburants dans le monde | 101 |
| 3.2.3 | Les filières biocarburant à l'horizon 2020 | 107 |
| 3.3 | Panorama des situations de développements extra européennes au niveau de détail national | 113 |
| | | |
| 4 | Méthode d'analyse des filières à partir des pays consommateurs : Application à l'Union Européenne | 123 |
| 4.1 | Cadre des objectifs d'incorporation de biocarburants à l'échelle des états membres de l'Union Européenne | 125 |
| 4.2 | Indicateurs nationaux pour l'analyse des situations nationales..... | 131 |
| 4.2.1 | Méthode et construction des indicateurs..... | 131 |
| 4.2.2 | Résultats sur la période 2006 - 2009..... | 133 |
| 4.2.3 | Typologie des stratégies d'approvisionnement en biocarburants 2010 – 2020 pour les Etats membres de l'Union Européenne..... | 135 |
| 4.3 | Reconstitution des filières biocarburant à partir des consommations de l'Union Européenne..... | 137 |
| 4.3.1 | Démarche méthodologique générale..... | 139 |
| 4.3.2 | Application à l'Union Européenne : mise en œuvre de la démarche PEC..... | 141 |
| 4.3.3 | Reconstitution du réseau d'entités d'élaboration approvisionnant la consommation en biodiesel de l'Union Européenne..... | 149 |
| 4.3.4 | Reconstitution du réseau d'entités de production approvisionnant les entités d'élaboration sollicitées par la consommation en biodiesel de l'Union Européenne | 155 |
| 4.3.5 | Résultats par bioproduit pour la filière complète à partir des consommations en biodiesel de l'Union Européenne..... | 157 |
| 4.3.6 | Résultats agrégés à l'échelle de la filière PEC pour les consommations en biodiesel de l'Union Européenne..... | 161 |
| 4.4 | La place des biocarburants en Europe dans les évolutions sur une longue période (1961-2009)..... | 165 |
| 4.4.1 | Les biocarburants parmi les usages alimentaires de la filière (1961-2007)..... | 165 |
| 4.4.2 | Modifications dans les échanges internationaux (1991-2009)..... | 167 |
| 4.4.3 | Conclusions et perspectives | 168 |
| 4.5 | Eléments de conclusion : nature et ampleur des implications à distance | 169 |

Tableau 13 : Activités principales et acteurs engagés dans les filières biocarburants.

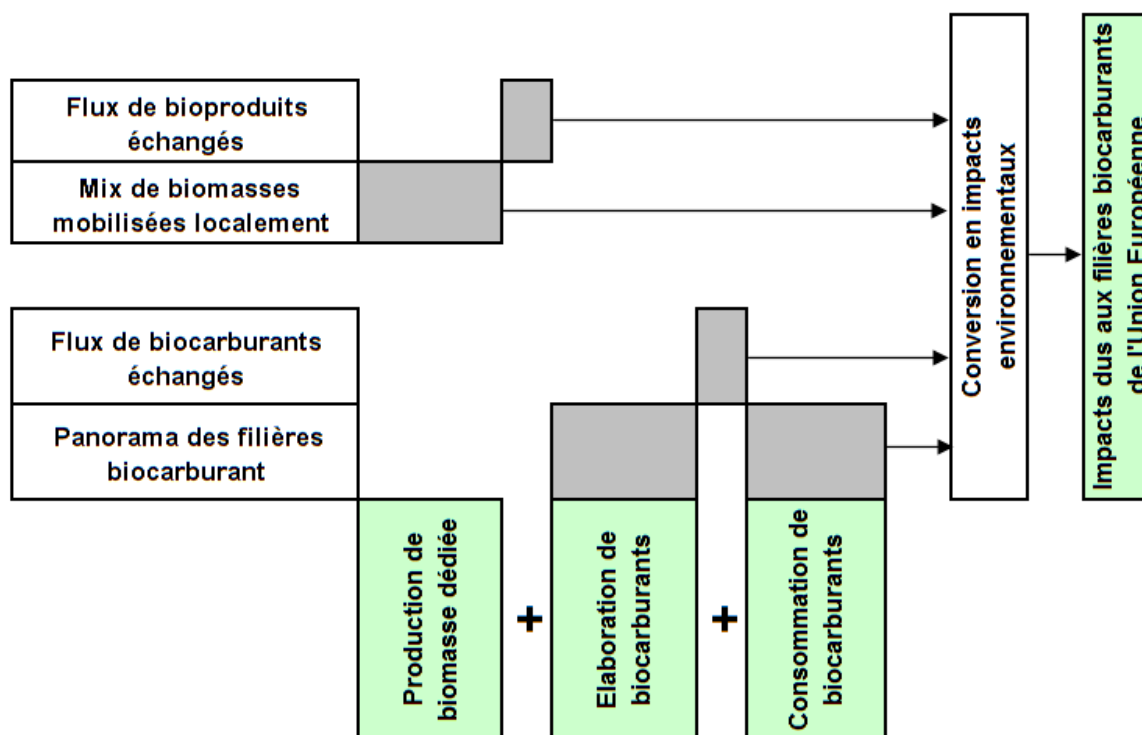
| Activité | Quoi ? | Qui ? | Où ? | Quand ? |
|--------------------------------------|---------------------|----------------|------------------------|---------------|
| Production de biomasse | Biomasse agricole | Agriculteurs | Terres agricoles | Historique |
| | Biomasse forestière | Forestiers | Forêts secondaires | Historique |
| | Biomasse incubée | Industriels | Sites industriels | 2010 |
| Elaboration de biocarburants | G1 | Tranformateurs | Sites industriels | Historique |
| | G2 | Raffineurs | | 2011 - 2020 |
| | G3 | | | 2020 - 2050 |
| Consommation de biocarburants | G1 | Habitants* | Nations consommatrices | 1975 (Brésil) |
| | G2 | | | 2015 - 2030 |
| | G3 | | | 2020 - 2050 |

* Plus précisément usagers de véhicules routiers. On considère que l'ensemble composant une nation consommatrice bénéficie de l'usage carburant et par extension de l'usage des biocarburants.

Notes :

Les indications temporelles sont données pour des situations correspondantes jugées significatives à l'échelle globale.

"Historique" signifie que l'existence de l'activité considérée date d'horizons de temps dont l'ordre de grandeur est supérieur et non comparable à notre échelle d'analyse.



Légende

- Objets étudiés dans la démarche méthodologique
- Production de connaissances nécessaires
- Périmètre de l'Union Européenne

Figure 68 : Approche méthodologique définie pour l'identification des causes principales et pour le calcul des impacts environnementaux induits par les biocarburants consommés dans l'Union Européenne.

3 Caractérisation des filières biocarburants à l'échelle internationale, au niveau de détail national

L'analyse environnementale des filières biocarburants ne peut se résumer en une approche généralisée sans risquer de produire des schémas dont le niveau de détail est insuffisant et finalement peu instructif, ou bien dont le niveau d'échelle ou de détail n'est pas adapté à certaines situations représentatives des filières actuelles. Dans la démarche d'analyse environnementale, à un niveau d'échelle donné correspond généralement un niveau de détail standard qu'il convient de respecter et un niveau de détail nominal qu'il est inutile d'outrepasser. Ces relations entre niveaux d'échelle et niveaux de détail s'appliquent systématiquement aux dimensions spatio-temporelles qui contraignent par la suite les choix de représentations appliqués aux dimensions techniques, technologiques, socio-économiques, puis environnementales.

Dans ce chapitre, le niveau d'échelle spatio-temporel choisi correspond à celui de filières biocarburants dans le périmètre mondial et pour la période 2000 – 2020. A cette échelle, nous situons le niveau de détail requis comme correspondant aux périmètres des entités géopolitiques engagées par un programme officiel de développement de ces filières. Le niveau de détail maximal correspond aux périmètres des nations directement ou indirectement concernées par les conséquences potentielles ou avérées de ces développements. La conséquence directe de ces choix préalables se retrouve dans le niveau de détail technique et technologique emprunté pour caractériser les filières étudiées et dans les paramètres prépondérants retenus (Tableau 13, cf 1.1).

Dans ce chapitre, l'objectif principal est d'analyser la structuration internationale des filières biocarburants ainsi que leurs dynamiques de développement récentes. Pour répondre à cet objectif, nous choisissons d'établir et d'appliquer une succession d'étapes méthodologiques destinées à améliorer notre compréhension du lien entre ces filières énergétiques et l'environnement (Figure 68).

En première approche, un panorama historique, descriptif et quantitatif des filières biocarburants en place dans le monde est établi. Il permet d'identifier les acteurs principaux, ainsi que la nature et le niveau de leurs implications. La production de bilans énergétiques (soldes nets) pour chacun de ces acteurs permet de déterminer les domaines d'échanges internationaux en biocarburants probables.

En complément, nous présentons une étude statistique portée sur les unités d'élaboration dans le monde, actuellement implantées ou en projet. Nous utilisons ces unités comme un point d'entrée qui nous renseigne en premier lieu sur les aspects techniques de ces unités (capacité annuelle, type de bioproduits en entrée, type de biocarburants, ...), mais aussi sur les autres composantes des filières auxquelles elles participent. Ainsi, nous pouvons établir le détail des bioproduits ou mix de bioproduits approvisionnant ces unités, ou encore leur répartition géographique. Ces données offrent un support concret pour définir des simplifications dans la représentation de filières biocarburants complètes. Ce support se révélera utile dans la suite de notre analyse (Chapitre 4). Ces données permettent en outre de situer les filières biocarburants à l'horizon 2020. Nous proposons une description des filières probablement en place en 2020 d'un point de vue technique et technologique (quels types d'unités en 2020 ?), quantitatif (quel niveau de production en 2020 ?) ou encore du point de vue des ressources mobilisées (quels bioproduits en 2020 ?).

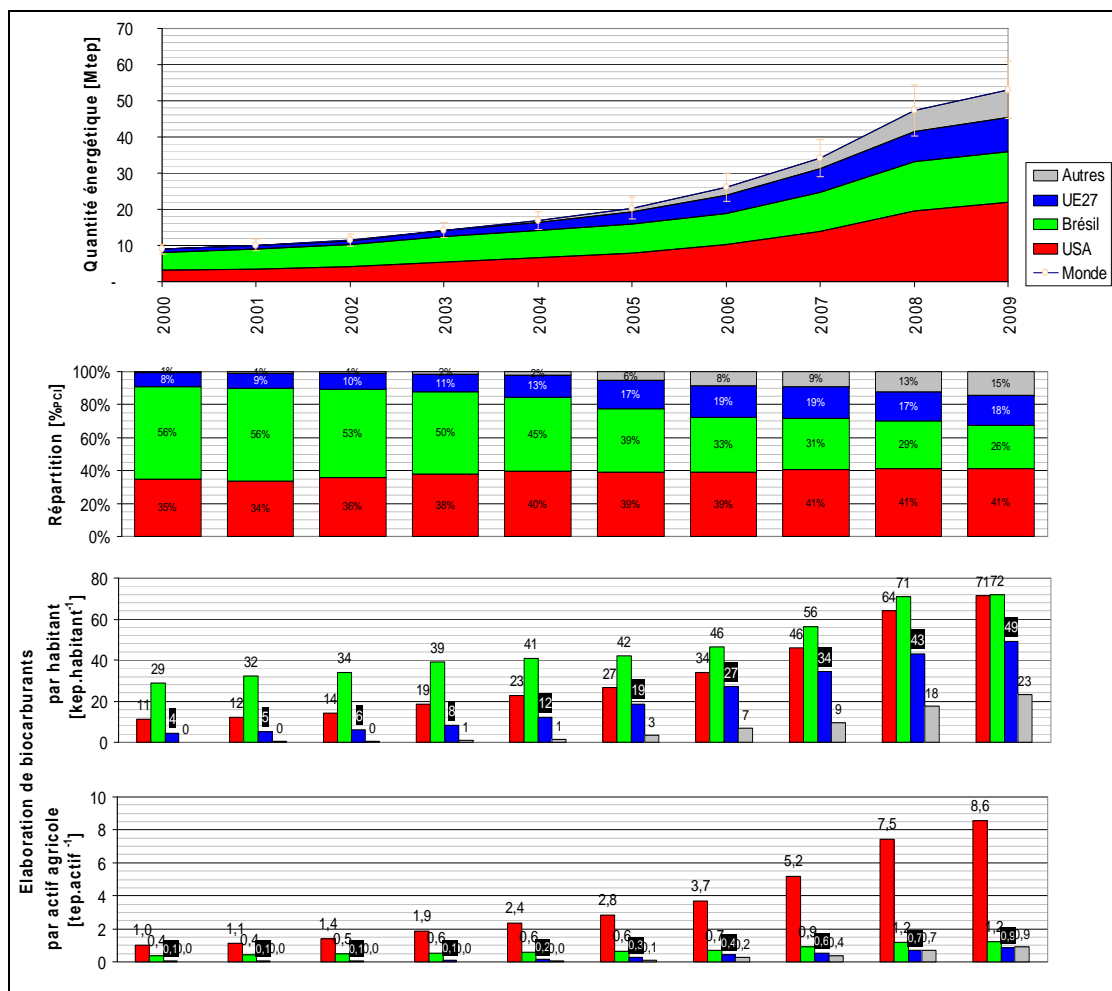


Figure 69 : Indicateurs d'évolution des quantités de biocarburants élaborés dans le monde. La courbe « Monde » correspond à l'estimation des quantités énergétiques totales de biocarburants élaborés avec une incertitude type fixée à 15%. Note : USA = Etats-Unis d'Amérique, UE27 = Union Européenne. *Source : Les données concernant les populations (population totale, actifs agricoles) sont issues de la base de données FAOSTAT (2011). Les données relatives aux quantités énergétiques de biocarburants élaborés sont issues d'un recoupement des plusieurs sources (Alcimed, 2007; Amigun et al., 2008; Aradhey, 2010; Barros, 2010; Beckman et Junyang, 2010; Bloch et al., 2008; Bromokusumo, 2009; CADER, 2009a; CADER, 2009b; Chavez, 2009; Darby, 2011; Ericsson et Nilsson, 2004; Erkut, 2010; Flach et al., 2011; Global-Biofuels-Center, 2010; Goldemberg, 2008; Hoh, 2009; Hoh, 2010; Iijima, 2009; In-Ochanon, 2006; James, 2009; Joseph, 2010; Joseph, 2011a; Junginger et al., 2008; Lamers et al., 2011; Licht's, 2010; Martin, 2010; Nolte, 2010; Pessoa-Jr et al., 2005; Pinzón, 2009; Pinzón, 2011; Preechajarn et Prasertsri, 2010; Riegelhaupt, 2009; Smith et Muran, 2009; Tay, 2009).*

3.1 Etat des lieux global du marché des biocarburants

Dans un premier temps, nous cherchons à **réaliser un état des lieux des quantités de biocarburants élaborées et consommées à l'échelle mondiale**. Ceci permet **d'établir une base de connaissances quantitatives concernant les principaux acteurs des filières biocarburants actuelles, dans des unités énergétiques ou de ressources primaires harmonisées**. L'objectif final recherché est d'identifier et de décrire l'ensemble des chaînes de production depuis la nature des bioproduits mobilisés jusqu'aux quantités de biocarburants consommées.

3.1.1 Elaborations et consommations globales de biocarburants

L'objet de ce sous-chapitre est de produire un **état des lieux des élaborations et consommations** de biocarburants à l'échelle mondiale. Ce niveau d'analyse offre un cadre **global pour étudier le développement des filières biocarburants** en produisant notamment des ordres de grandeurs utiles.

Evolution de l'élaboration globale de biocarburants dans le Monde

La Figure 69 retranscrit l'évolution des quantités de biocarburants élaborées annuellement dans le monde, dans une unité énergétique harmonisée (Mtep), pour la période 2000 - 2009. Sur la période étudiée, et à ce niveau de détail, trois acteurs majeurs se démarquent : les Etats-Unis d'Amérique, le Brésil et l'Union Européenne (27 Etats membres). Ces trois acteurs guidés par des objectifs de consommation élevés totalisent 100%_{PCI} des quantités de biocarburants élaborés dans le monde en 2000 et 85%_{PCI} en 2009. Dès 2004, d'autres acteurs élaborent des biocarburants en quantités significatives. Leur contribution s'élève à 15% des biocarburants élaborés dans le monde en 2009. En apparence, l'apport énergétique annuel par les biocarburants élaborés en 2009 s'élève à 71 kilos d'équivalent pétrole par habitant (kep.hab⁻¹) pour les Etats-Unis d'Amérique et 72 kep.hab⁻¹ pour le Brésil contre 48 kep.hab⁻¹ dans l'Union Européenne et 23 kep.hab⁻¹ pour les autres acteurs. Les ordres de grandeur sont donc relativement comparables entre les différents acteurs, avec une magnitude maximale de 3,5.

Les niveaux apparents d'apports énergétiques annuels des biocarburants élaborés rapportés au nombre total d'actifs agricoles montrent quant à eux des contrastes plus importants. En totalisant 8,6 tep par actif agricole (tep.actif_{agri}⁻¹), les Etats-Unis d'Amérique sont nettement prédominants vis-à-vis des autres acteurs qui ne totalisent qu'entre 0,9 tep.actifs_{agri}⁻¹ (Union Européenne, Autres) et 1,2 tep.actif_{agri}⁻¹ (Brésil). A ce niveau de détail, les enjeux sociétaux liés au développement des filières biocarburants paraissent les plus forts aux Etats-Unis d'Amérique. Toutefois, tenant compte de l'hétérogénéité des situations, il est important de souligner que ces indications peuvent masquer des répartitions internes plus contrastées, notamment au Brésil et en Europe. L'indicateur le plus pertinent devrait ne tenir compte que des actifs agricoles engagés dans la production de biomasse dédiée à l'élaboration de biocarburants, voire s'étendre aux actifs indirectement concernés. En 2011, les données de statistiques descriptives disponibles ne permettent pas d'opérer cette distinction.

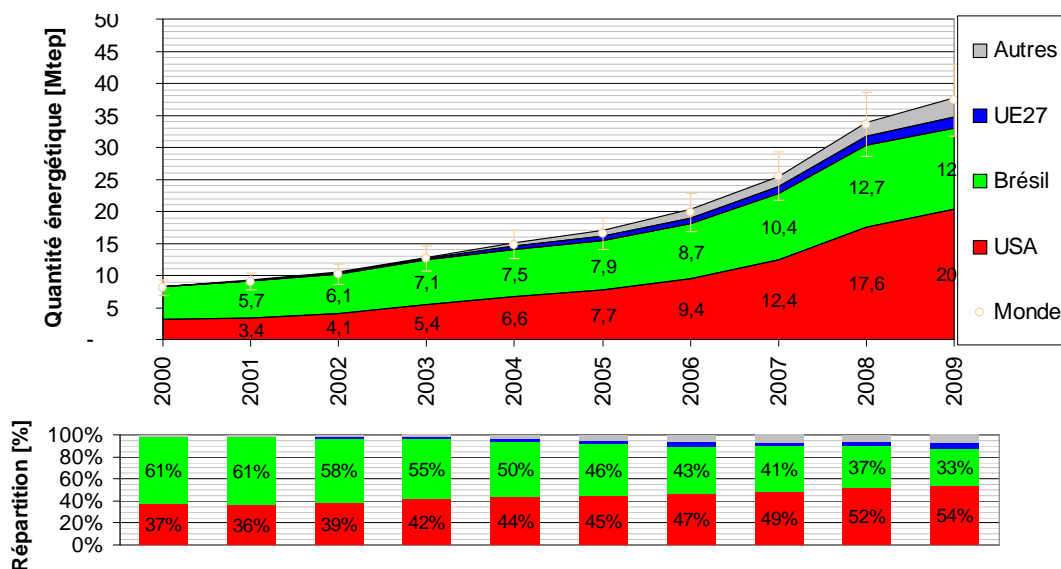


Figure 70 : Evolution des quantités énergétiques de bioéthanol élaborées dans le monde pour la période 2000 – 2009. La part des acteurs majeurs dans l'élaboration de bioéthanol est indiquée. Une erreur type de 15% sur les estimations des quantités totales élaborées (Monde) est fixée pour indication. Source : Voir Figure 69.

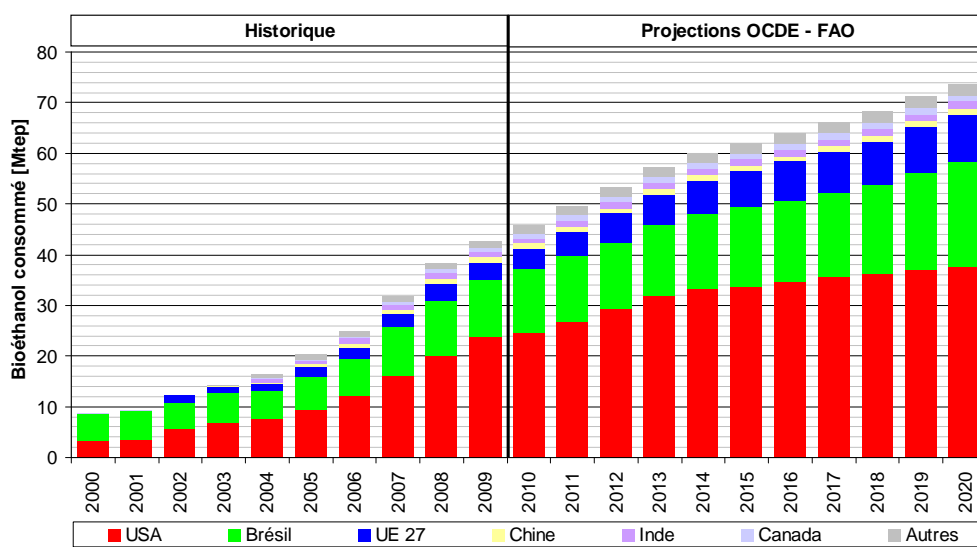


Figure 71 : Evolution de la répartition des consommations mondiales de bioéthanol par entités géopolitiques sur la période historique 2000 – 2009 et projections à l'horizon 2020. Source : Les données de consommations sur la période historique sont issues des sources indiquées en Figure 69. Les données de consommations projetées jusqu'à 2020 sont issues de FAO-OCDE (2011), (www.agri-outlook.org).

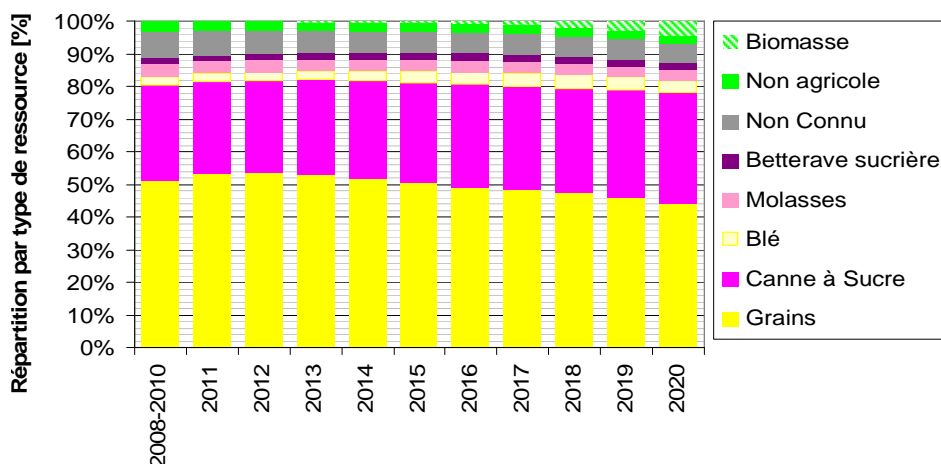


Figure 72 : Bioproduits ou catégories de bioproduits mobilisés pour l'élaboration de bioéthanol dans le monde sur la période 2010-2020. Les pourcentages sont donnés sur la base des volumes d'éthanol élaborés à partir des bioproduits ou catégories de bioproduits indiqués. Source : Données issues de (OECD-FAO, 2011).

Evolution historique des élaborations de bioéthanol dans le Monde

Le Brésil est le premier pays au monde à avoir déployé des filières bioéthanol à l'échelle industrielle (pays auto consommateur depuis 1975). Par conséquent en 2000, début de la période de déploiement mondial du marché des biocarburants, le Brésil élaborait 61 %_{PCI} du bioéthanol mondial, tandis que la filière bioéthanol aux Etats-Unis d'Amérique (USA, 37 %_{PCI}) débutait une expansion remarquable (Figure 70). Pendant la période 2000 – 2009, alors que la filière brésilienne est encore en expansion, les Etats-Unis d'Amérique deviennent progressivement le premier élaborateur mondial de bioéthanol (USA 54 %_{PCI} et Brésil 33 %_{PCI} en 2009). Ces deux acteurs totalisent 87 %_{PCI} des volumes de bioéthanol élaborés en 2009. Ainsi, ce marché est en cours de diversification, avec une part des volumes élaborés passant de 2 %_{PCI} à 13 %_{PCI} entre 2000 et 2009 pour l'ensemble des autres acteurs, mais cette diversification reste encore très limitée. En conséquence, pour réaliser une étude exhaustive des filières bioéthanol, il faut nécessairement considérer (i) le Brésil et les Etats-Unis d'Amérique dans une démarche d'état des lieux, et (ii) la nature des acteurs secondaires et leurs niveaux d'implications futurs dans une démarche de prospective.

Evolution des consommations de bioéthanol dans le Monde, projection à l'horizon 2020

La répartition des consommations mondiales en bioéthanol concerne les mêmes acteurs que pour l'élaboration. Les Etats-Unis d'Amérique (USA, 38 %_{PCI} en 2000 et 49 %_{PCI} prévus en 2020) et le Brésil (61 %_{PCI} en 2000 et 27 %_{PCI} prévus en 2020) dominent largement la demande mondiale en bioéthanol. Le rapport de production de ces deux pays s'inverse au cours de la période analysée. Dans une moindre mesure, l'Union Européenne (UE 27, < 1 %_{PCI} en 2000 et 13 %_{PCI} prévus en 2020) constitue un acteur secondaire important. Enfin, dans les estimations FAO/OCDE, les quantités consommées indiquées pour la Chine sont surestimées. Elles correspondent à l'éthanol total élaboré (éthanol industriel/technique et éthanol carburant). La Chine consomme ~1 Mtep de bioéthanol carburant en 2010 (Beckman et Junyang, 2010), soit 4 fois moins qu'indiqué. Les valeurs de la Figure 71 comprennent cette correction.

Evolution de la nature des bioproduits mobilisés pour l'élaboration de bioéthanol dans le Monde

La seule ressource identifiée faisant état de la nature de bioproduits mobilisés pour l'élaboration de biocarburants à l'échelle internationale est le panorama agricole mondial publié par la FAO et l'OCDE (OECD-FAO, 2011). D'après cette étude, les principales catégories de bioproduits mobilisées pour l'élaboration de bioéthanol sont des cultures sucrières : Canne à Sucre, Betteraves et Molasses, cette dernière étant constituée par un sous-produit de la transformation de ces cultures. Les catégories présentées dans cette étude sont imprécises (Figure 72). **En conséquence, la nature des bioproduits n'est pas spécifiable pour 64 %_{vol} des volumes élaborés en 2010.** La majeure partie de cet inconnu est due à l'imprécision de la catégorie « Grains » (52 %_{vol}) dont le blé (« Blé », 4 %_{vol}) a été extrait. Les autres inconnus sont les ressources dont la nature n'est pas identifiée (« Non Connu », 8 %_{vol}), et les ressources dites non agricoles (« Non agricole », 4 %_{vol}). Du point de vue des concurrences d'usages potentielles, **8 %_{vol} des ressources mobilisées sont non alimentaires en 2010.**

A l'horizon 2020, l'usage de « Biomasse » apparaît (ressources de type G2). Par ailleurs, il est indiqué que les quantités de bioéthanol G2 (dit éthanol cellulosique) ne représenteront pas plus de 5 %_{vol} des volumes globaux de bioéthanol en 2020. **Ainsi, à l'horizon 2020, seuls 10% des volumes de bioéthanol sont élaborés à partir de bioproduits non alimentaires** (« biomasse », « Non agricole », et « molasses »). Par conséquent et pour comparaison, cette faible diversification du mix d'approvisionnement en bioproduits envisagée pour 2020 (vis-à-vis de 8 %_{vol} non alimentaire en 2010) contribuera peu à détendre les pressions de concurrences sur les denrées alimentaires connues en 2010.

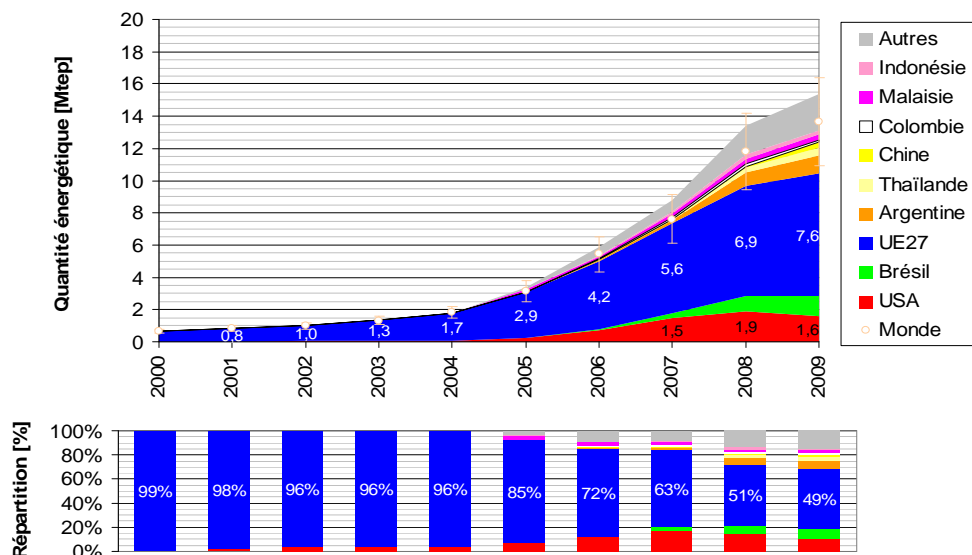


Figure 73 : Evolution des quantités énergétiques de biodiesel élaborées dans le monde pour la période 2000 – 2009. La part des acteurs majeurs dans l’élaboration de bioéthanol est indiquée. Une erreur type de 15% sur les estimations des quantités totales élaborées (Monde) est fixée pour indication. *Source : Voir Figure 69.*

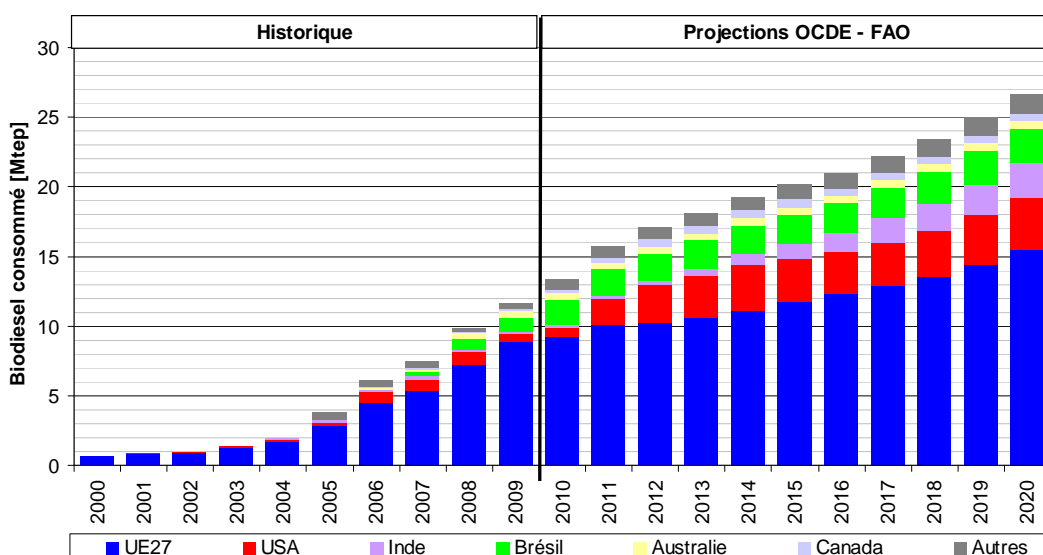


Figure 74 : Evolution de la répartition des consommations mondiales de biodiesel par entités géopolitiques sur la période historique 2000 – 2009 et projections à l’horizon 2020. *Source : Les données de consommations sur la période historique sont issues des sources indiquées en Figure 69. Les données de consommations projetées jusqu’à 2020 sont issues de FAO-OCDE (2011), (www.agri-outlook.org).*

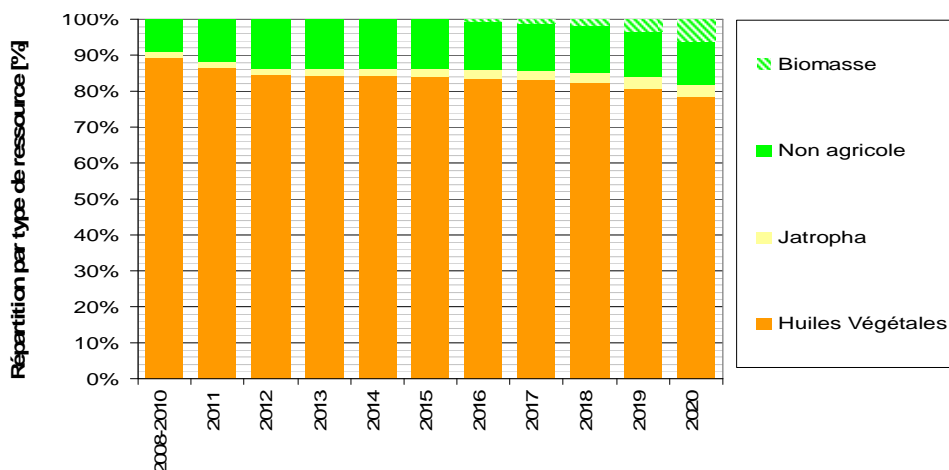


Figure 75 : Bioproduits ou catégories de bioproduits mobilisés pour l’élaboration de biodiesel dans le monde sur la période 2010-2020. Les pourcentages sont donnés sur la base des volumes de biodiesel élaborés à partir des bioproduits ou catégories de bioproduits indiqués. *Source : Données issues de (OECD-FAO, 2011).*

Evolution historique des élaborations de biodiesel dans le Monde

La période 2000 – 2009 est une phase transitoire de mise en place du marché mondial du biodiesel montrant de fortes croissances annuelles (Figure 73). Les quantités élaborées ont été multipliées par 20 entre 2000 et 2009 avec une croissance annuelle moyenne de 41 %. Après avoir été principalement élaboré au sein de l'Union Européenne, en 2005, le marché mondial amorce une diversification des acteurs engagés dans l'élaboration de biodiesel. Ainsi, l'Union Européenne qui élaborait 96%_{PCI} du biodiesel mondial en 2004, ne représente plus que 49%_{PCI} des quantités énergétiques de biodiesel élaborées en 2009. Actuellement, les principaux acteurs de ce type de production sont l'Union Européenne, les Etats-Unis d'Amérique, le Brésil et l'Argentine. Ils totalisent 75%_{PCI} de la production globale en 2009.

Evolution des consommations de biodiesel dans le Monde, projection à l'horizon 2020

L'analyse des consommations de biodiesel indique une prépondérance marquée de l'Union Européenne (Figure 74). Ce positionnement de l'Union Européenne dans les consommations de biodiesel est représentatif de la particularité du marché interne des carburants. Historiquement, le secteur du raffinage européen est structurellement orienté vers une production de diesel relativement plus importante que la production d'essence (Soto, T., 2011 com. pers.). Ceci reflète la demande globale interne à l'Union Européenne qui répond elle-même à des mécanismes de taxations différentielles qui favorisent le diesel vis-à-vis de l'essence du point de vue du consommateur final. La diversification des acteurs engagés dans l'élaboration de biodiesel (Figure 73) ne se retrouve pas de manière aussi marquée dans les consommations. En 2009, l'Union Européenne représentait 76%_{PCI} dans les consommations mondiales de biodiesel contre 49%_{PCI} des productions. Par conséquent, une part des productions de biodiesel mondial est destinée à alimenter la demande de l'Union Européenne.

D'un point de vue prospectif à l'horizon 2020, la part relative des consommations de l'Union Européenne devrait progressivement diminuer. La projection FAO/OCDE indique une proportion de 58%_{PCI} des consommations mondiales dues à l'Union Européenne dès 2014. Les nouvelles demandes de biodiesel seraient principalement constituées par les Etats-Unis d'Amérique, le Brésil et l'Inde.

Evolution de la nature des bioproduits mobilisés pour l'élaboration de biodiesel dans le Monde

Dans les données disponibles, le niveau de détail très réduit (Figure 75) illustre un défaut de connaissances concernant les bioproduits utilisés pour l'élaboration de biocarburants. Ceci est la conséquence directe d'un défaut de mécanismes de traçabilité spécifiques aux biocarburants. De ce fait, les données disponibles sur la période historique 2008 – 2010 sont peu instructives. Elles indiquent simplement que 10 %_{vol} des ressources mobilisées sont « non agricoles » et 90 %_{vol} issus d'oléagineux divers (ressources primaires pour la transformation en « huiles végétales »). Du point de vue des concurrences d'usages potentielles, **12 %_{vol} des ressources mobilisées sont non alimentaires en 2010.**

A l'horizon 2020, la catégorie « Biomasse » qui indique l'élaboration de biodiesel par des technologies G2 apparaît et représente environ 6 %_{vol}. Le « Jatropha », ressource attendue dans certains pays en voie de développement (Afrique, Asie, Amérique du Sud), ne contribue qu'à hauteur de 4% dans ces estimations. Enfin, **en 2020 seulement 22 %_{vol} des ressources mobilisées sont non alimentaires**, le restant étant composé d'oléagineux de nature alimentaire.

Sur cette base, il n'est pas envisageable de produire une analyse plus poussée. **Un travail d'estimation plus détaillé sur les types de bioproduits mobilisés est donc requis.**

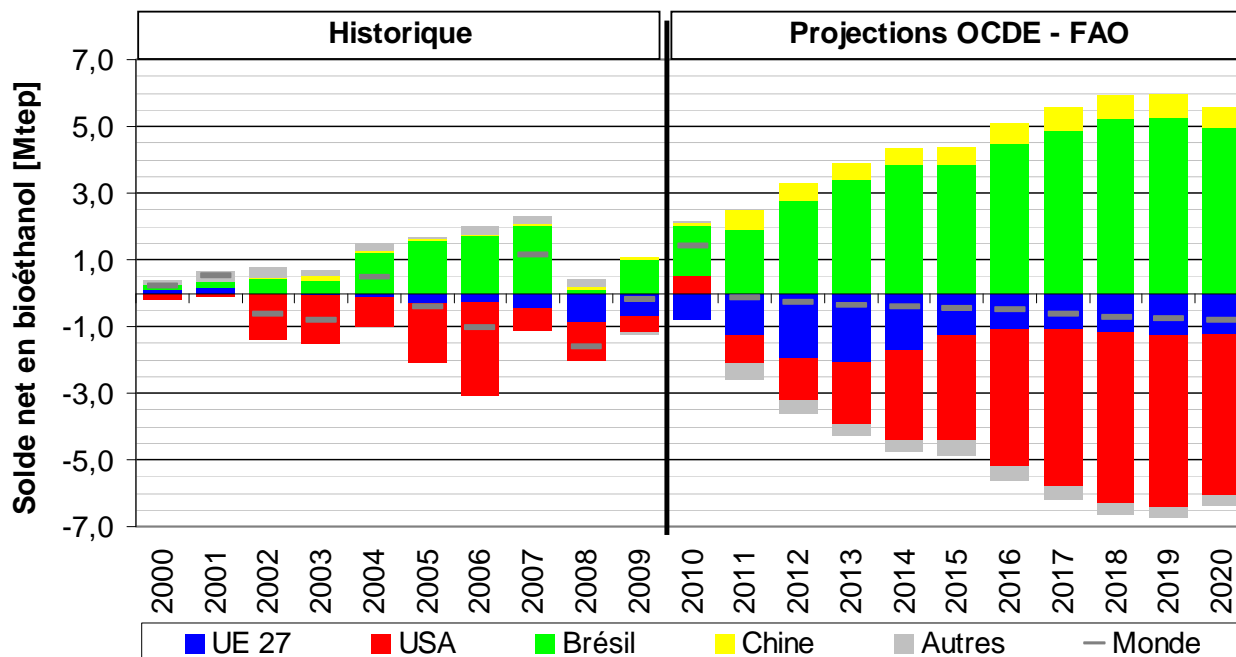


Figure 76 : Evolution du solde net des principaux acteurs mondiaux du marché du bioéthanol dans le monde. La barre horizontale « Monde » représente le solde net mondial annuel. Note : USA = Etats-Unis d'Amérique, UE27 = Union Européenne. *Source : Les données sur la période historique (consommation/élaboration) sont issues des sources indiquées en Figure 69. Les données projetées jusqu'à 2020 sont issues de FAO-OCDE (2011), (www.agri-outlook.org).*

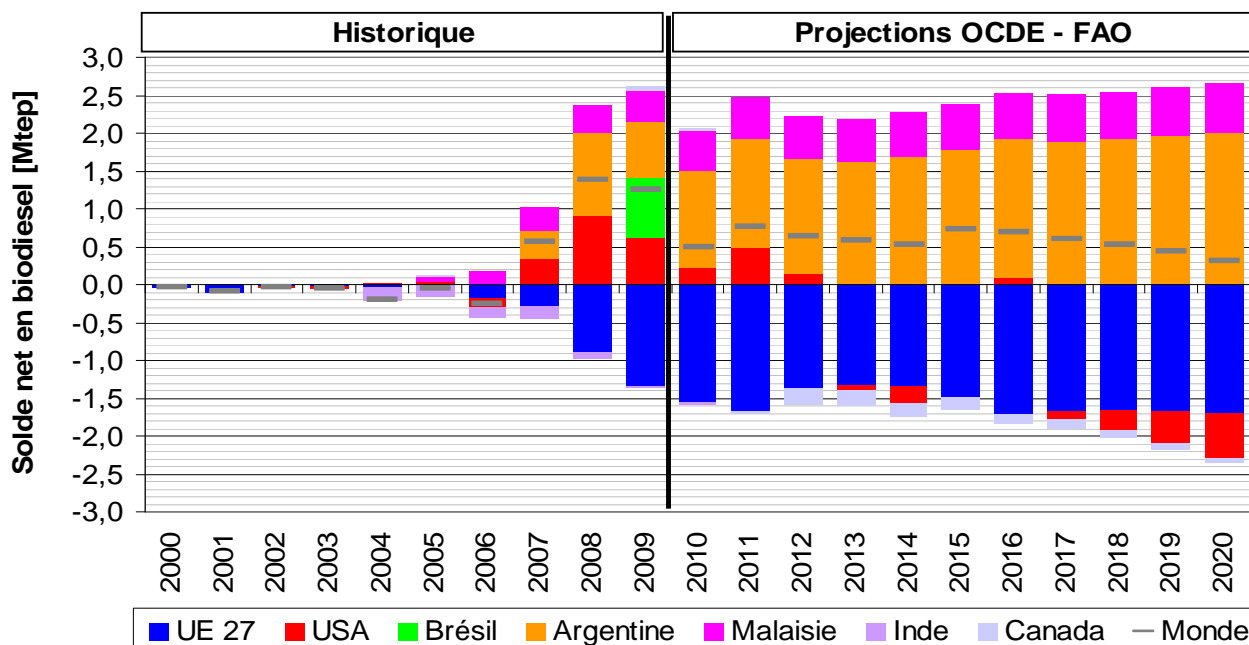


Figure 77 : Evolution du solde net des principaux acteurs mondiaux du marché du biodiesel dans le monde. La barre horizontale « Monde » représente le solde net mondial annuel. *Source : Les données sur la période historique (consommation/élaboration) sont issues des sources indiquées en Figure 69. Les données projetées jusqu'à 2020 sont issues de FAO-OCDE (2011), (www.agri-outlook.org).*

3.1.2 Soldes nets en biocarburants à l'horizon 2020 : les zones d'enjeux majeurs du développement des biocarburants

Solde net en biocarburants pour les acteurs majeurs

Les activités liées à l'élaboration du bioéthanol et du biodiesel sont très distinctes et ne concernent pas les mêmes acteurs (cf. 3.1.1). Nous choisissons par conséquent d'établir des bilans énergétiques distincts en calculant le solde net annuel pour chacun des acteurs principaux identifiés (Brésil, Etats-Unis d'Amérique, Union Européenne des 27, Argentine, Thaïlande, Chine, Colombie, Malaisie, Inde, Indonésie). Le solde net est calculé tel que :

$$Solde_{net,i,j,a} = E_{i,j,a} - C_{i,j,a} \text{ en Mtep.}$$

Avec E les quantités élaborées et C les quantités consommées pour le type de biocarburant j (bioéthanol ou biodiesel) pendant l'année a dans le périmètre géographique i .

Cet indicateur mesure l'état d'équilibre annuel des acteurs principaux et leur implication potentielle dans les échanges internationaux (imports ou exports). En revanche, il ne mesure pas la nature réelle des échanges internationaux en biocarburants ou en bioproduits dédiés à l'élaboration des biocarburants. L'intérêt de ces bilans en bioéthanol (Figure 76) et en biodiesel (Figure 77) est double :

- **à l'échelle des acteurs** impliqués dans les filières biocarburants, ce type de bilan indique l'état d'équilibre annuel de la zone géographique considérée. Trois cas de figure sont envisageables :
 - **situation à l'équilibre** ($Solde_{net} \approx 0$) : Dans ce cas, l'auto consommation est possible. Si des échanges internationaux ont lieu, ils sont techniques (routage commercial) ou spéculatifs,
 - **situation excédentaire** ($Solde_{net} > 0$) : Dans ce cas, l'excédent contribue à la constitution d'un stock intérieur ou bien est exporté vers des acteurs déficitaires,
 - **situation déficitaire** ($Solde_{net} < 0$) : Dans ce cas, la zone considérée aura nécessairement recours à l'importation depuis des zones excédentaires,
- **à l'échelle globale**, ces bilans permettent d'identifier les domaines d'échanges internationaux possibles entre les acteurs représentés. De plus, le stock mondial et son évolution peuvent être estimés.

Domaines d'échanges potentiels en biocarburants

Le Brésil est le seul des trois acteurs majeurs à présenter une situation historique à l'équilibre (biodiesel) ou excédentaire (bioéthanol). Sur la période 2010 – 2020, sa contribution cumulée au solde net mondial en bioéthanol est de 87%. **Le Brésil est donc le premier exportateur potentiel de bioéthanol actuellement et jusqu'à l'horizon 2020. Les Etats-Unis d'Amérique et l'Union Européenne, les deux autres acteurs majeurs du marché des biocarburants, présentent des soldes nets en bioéthanol largement déficitaires. Ils sont donc tous deux dans une situation d'importateurs de bioéthanol brésilien.** La situation concernant le biodiesel est plus nuancée. **L'Union Européenne est nettement déficitaire en biodiesel depuis 2006. Ce déficit, stabilisé en 2011, ne peut être compensé que par des importations de biodiesel en provenance des Etats-Unis d'Amérique, d'Argentine, de Malaisie, ou du Brésil.** Les autres acteurs identifiés (Thaïlande, Chine, Colombie, Inde, Canada) sont dans des situations à l'équilibre. Leurs participations à des échanges internationaux en biocarburants seraient purement spéculatives. **A l'horizon 2020, les deux fournisseurs principaux de biodiesel de l'Union Européenne sont l'Argentine et la Malaisie.** Ces domaines d'échanges potentiels en biocarburants sont utiles pour la reconstitution de filières biocarburants à partir des consommations.

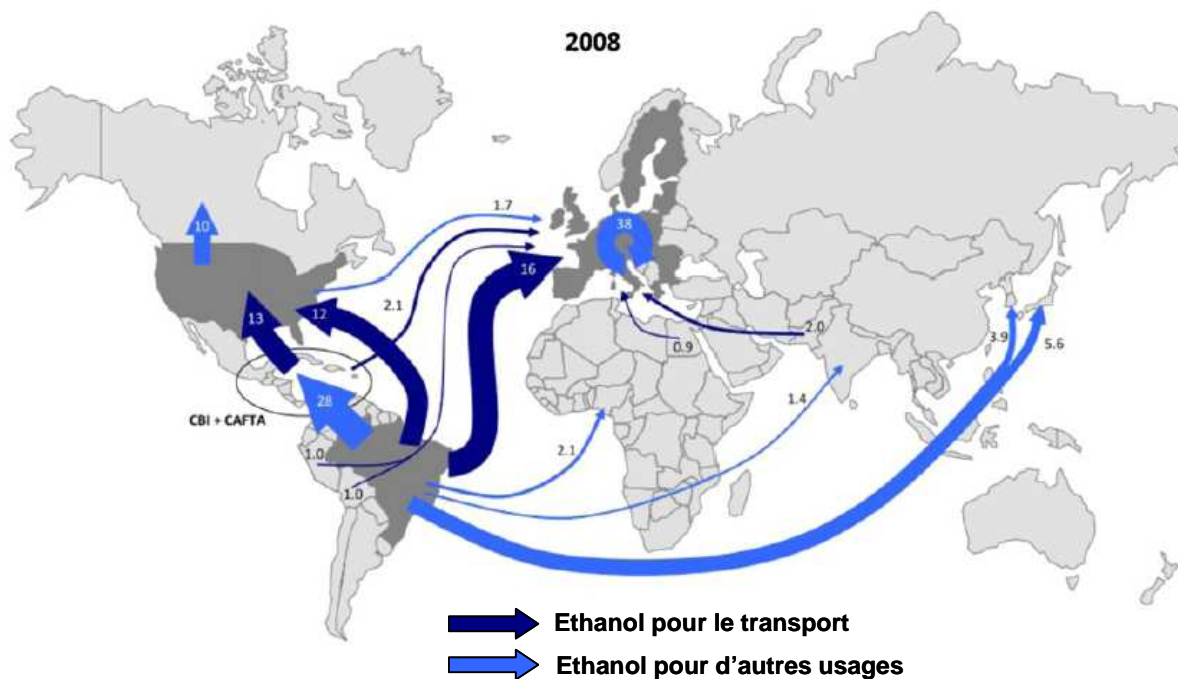


Figure 78 : Echanges de bioéthanol dans le monde en 2008. Les valeurs sont exprimées en PJ. Source : Issu de (Lamers *et al.*, 2011).

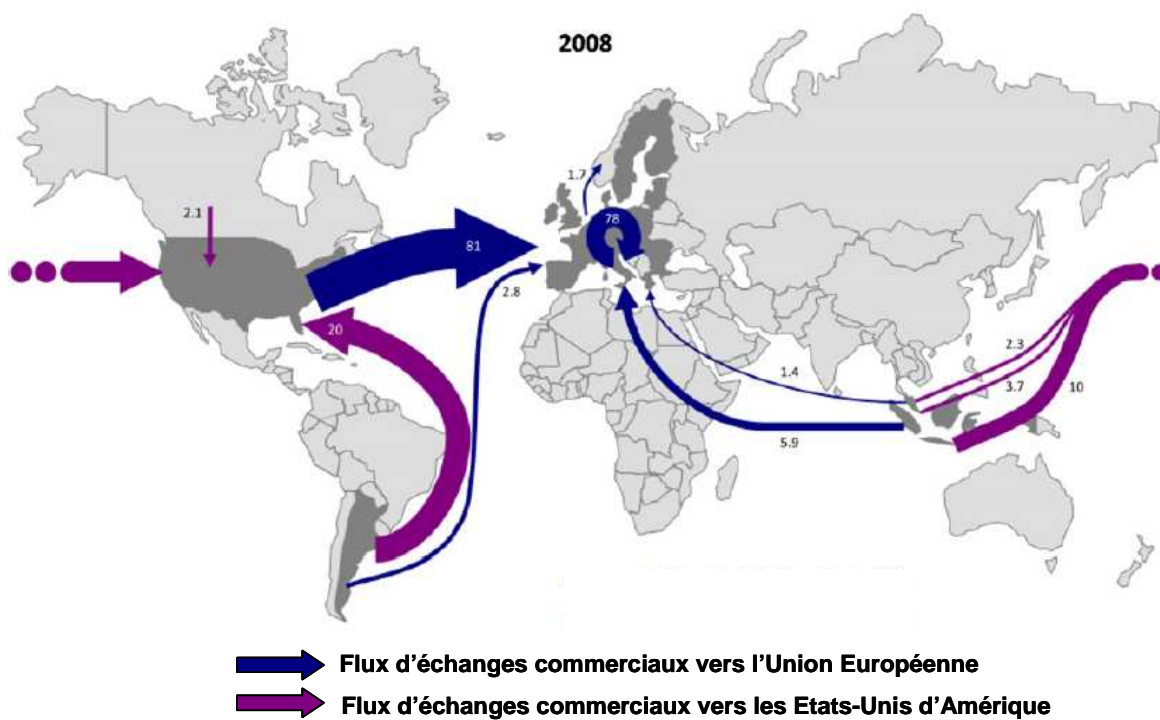


Figure 79 : Echanges de biodiesel dans le monde en 2008. Les valeurs sont exprimées en PJ. Source : Issu de (Lamers *et al.*, 2011).

3.1.3 Flux d'échanges internationaux de biocarburants en 2008

Les cartographies basées sur les échanges commerciaux en biocarburants (Figure 78, Figure 79) représentent davantage les opportunités économiques pour les opérateurs de ces échanges que les domaines d'échanges réels entre entités des filières biocarburants (Production, Elaboration, Consommation). Ainsi, du point de vue des consommations de l'Union Européenne, les Etats-Unis d'Amérique sont les plus gros fournisseurs de biodiesel en 2008 (Figure 79). Toutefois, dans ces exportations, 65 %_{PCI} du biocarburant proviennent effectivement des Etats-Unis d'Amérique, 32 %_{PCI} de Malaisie et d'Indonésie, et 3 %_{PCI} du Canada. Les données d'échanges commerciaux sont donc potentiellement biaisées dans le cadre d'une utilisation destinée à identifier la structure réelle des filières biocarburants. La solution efficace pour une analyse sans biais consiste à appliquer sur les échanges observés une méthode permettant d'obtenir des flux effectifs, c'est-à-dire d'une entité à une autre (ici Elaboration vers Consommation). Dans ce cas, les flux effectifs représentent correctement les filières réelles. Cependant, lorsque l'analyse environnementale est basée sur des filières effectives, la totalité des impacts environnementaux est attribuée aux consommateurs. Ceci est justifié dans la mesure où il est considéré que les entités Production et Elaboration ne dépendent que de l'existence des entités Consommation. Toutefois, il peut être légitime de s'interroger sur la part des impacts environnementaux réels (par exemple, les distances supplémentaires parcourues) et virtuels (au prorata des gains économiques réalisés) allouable aux opérateurs économiques responsables du fret à caractère spéculatif. Dans l'idéal, les impacts d'une filière devraient être alloués entre les consommateurs finaux et les intermédiaires commerciaux sur la base :

- du profit de la consommation (service rendu),
- du profit économique (mobilisation d'une partie de la valeur économique).

Enfin, les échanges en biocarburants n'impliquent que deux types de flux (échanges de biodiesel ou de bioéthanol). L'observation des échanges entre les entités Elaboration et Consommation est donc relativement simple. Dans le cas des bioproduits dédiés, la problématique est beaucoup plus complexe. Les sources de complexité principales sont :

- la diversité des bioproduits mis en jeu et de leurs dérivés,
- l'existence de coproduits de ces bioproduits dont l'effet doit être pris en compte dans les bilans environnementaux,
- l'absence d'une base de données spécifique aux échanges de bioproduits dédiés aux biocarburants.

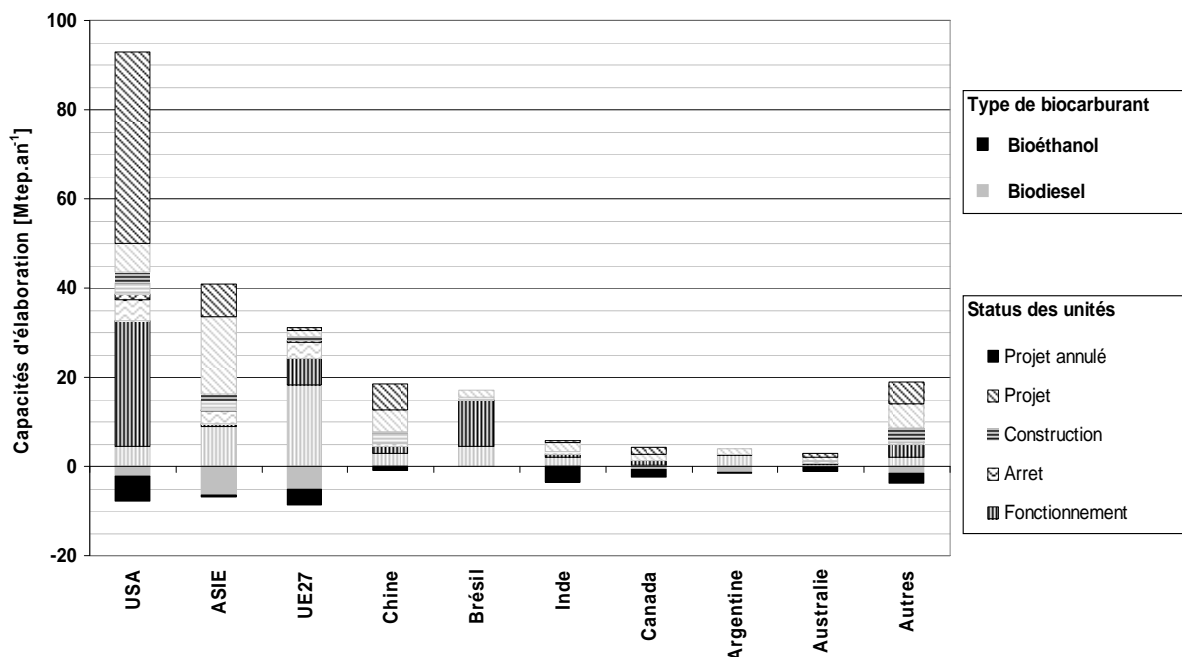


Figure 80 : Capacités d'élaboration par pays ou groupement de pays en 2011. Le groupe « Asie » comprend la Malaisie, l'Indonésie, la Thaïlande, Singapour et les Philippines. *Source : Données sur les unités d'élaboration issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, www.globalbiofuelcenters.com consulté le 01/11/2012. Ces données sont corrigées par imputations de valeurs moyennes. Coefficients de conversions énergétiques (DME, MTBE, ETBE, BTL, ...) issus de (Ballerini et Alazard-Toux, 2006; Schoeling, 2007).*

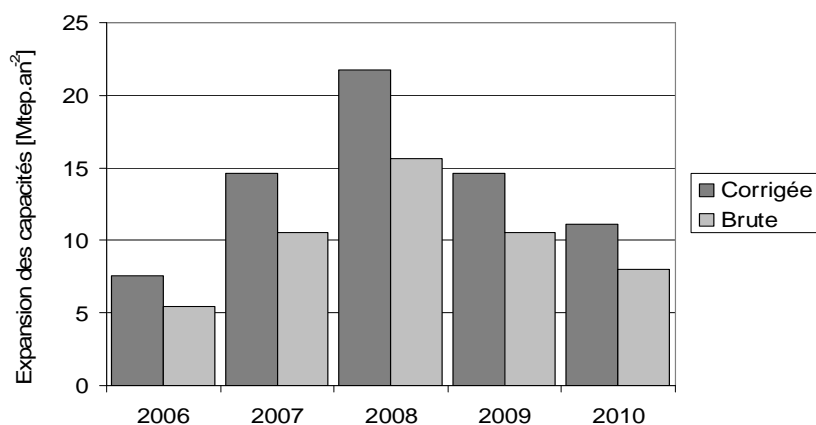


Figure 81 : Estimation de l'évolution de l'expansion des capacités d'élaboration mondiales, toutes unités confondues. L'estimation brute s'appuie sur les capacités des acteurs majeurs totalisant 73% des capacités mondiales. L'estimation corrigée comprend l'ajout des 37% restants. *Source : Les données sont issues de : Union Européenne, European Biodiesel Board, 2011 (www.ebb-eu.org) et (Flach et al., 2011). Argentine, (CADER, 2009b) et (Joseph, 2011a). Etats-Unis d'Amérique, Renewable Fuels Association, 2011 (<http://www.ethanolrfa.org>). Brésil, bioéthanol (Barros, 2010) et biodiesel (Barros, 2011).*

Tableau 14 : Expansion des capacités d'élaboration sur les périodes de développement historiques des biocarburants pour les acteurs majeurs. *Source : Les capacités en place en 2011 sont issues de Global Biofuels Center, Capacity Database. L'incrément annuel maximal est déterminé sur la période 2006 –2010. Les données pour cette période sont issues des sources citées dans la Figure 81.*

| Zone étudiée [nom] | Période considérée | | Capacités en place [Mtep.an ⁻¹] | Incrément annuel | |
|-----------------------|--------------------|-------------|--|-----------------------------------|-------------------------------------|
| | Début [an] | Fin [an] | | Moyen [Mtep.an ⁻¹] | Maximal [Mtep.an ⁻¹] |
| Brésil | 1975 | 2011 | 14,7 | 0,4 | 2,6 |
| USA | 2000 | 2011 | 38,3 | 3,5 | 6,2 |
| UE27 | 2000 | 2011 | 28,2 | 2,6 | 4,6 |
| ASIE | 2000 | 2011 | 11,8 | 1,1 | NC |
| Chine | 2000 | 2011 | 5,1 | 0,5 | NC |

Légende
NC : Non connu

3.2 Etude statistique de la population d'unités d'élaboration dans le monde : indicateurs techniques, bioproduits mobilisés et projection à l'horizon 2020

Les unités d'élaboration occupent une place très importante dans les filières biocarburants. En effet, leurs implantations, leurs caractéristiques, leurs modes de fonctionnement ainsi que leurs approvisionnements influencent l'ensemble de la filière. Pour étudier les filières d'une façon satisfaisante, il est important d'avoir une connaissance suffisamment détaillée des unités d'élaboration. Selon les zones géographiques, on trouvera une « population d'unités », plus ou moins nombreuses, dont les caractéristiques peuvent présenter une grande diversité. Dans cette partie, nous cherchons à faire ressortir les caractéristiques d'une population d'unités (taille, technologie, mix d'approvisionnement, etc.) en appliquant une approche statistique aux populations obtenues d'après différentes bases de données disponibles. Notre démarche consiste ainsi à apprécier statistiquement la diversité de l'existant pour dégager des caractéristiques moyennes représentatives. A l'échelle des populations d'unités d'élaboration et d'un point de vue technique, ceci permet de faire émerger une représentation simplifiée de la population étudiée en :

- identifiant l'existence d'unités types pour en tirer les caractéristiques moyennes,
- définissant des entités types selon les zones géographiques d'intérêt.

A l'échelle des populations d'unités d'élaboration et d'un point de vue dynamique, ceci permet :

- d'identifier les contraintes principales au déploiement des unités d'élaboration,
- de tenir compte de l'inertie due à l'existant dans les évolutions futures.

Finalement l'étude des populations d'unités d'élaboration nous permet de retranscrire la réalité physique et technique d'un élément central dans les filières biocarburants. Ceci prend toute son importance dans le niveau de réalisme des projections de développement de ces filières à l'horizon 2020 et pour l'analyse environnementale des filières biocarburants.

3.2.1 Les entités d'élaboration de biocarburants dans le monde

La Figure 80 permet d'identifier les zones du monde les plus équipées pour l'élaboration de biocarburants. **Les Etats-Unis d'Amérique, l'Union Européenne, et le Brésil totalisent plus de 73%_{PCI} des capacités d'élaboration mondiales en 2011.** L'intégration des capacités des unités en cours de construction et à l'état de projet permet d'anticiper les déploiements les plus importants à l'horizon 2020. Ainsi, le groupement de pays dénommé « ASIE », dont les capacités actuelles sont situées entre celles de la Chine et du Brésil, vise à devenir un producteur majeur de biocarburants. La Chine semble aussi dans une dynamique de déploiement importante. Ce pays compte mettre en place une capacité comparable à celle du Brésil dans son état actuel. **Les Etats-Unis d'Amérique projettent de larges développements** et resteraient par conséquent les premiers producteurs de biocarburants mondiaux. Enfin, relativement aux capacités installées actuellement, le **déploiement des capacités d'élaboration prévu au Brésil et dans l'Union Européenne est limité.** En 2011, les capacités installées représentent 113 Mtep.an⁻¹. S'il est considéré que l'ensemble des unités en projet sera mis en place **à l'horizon 2020, les capacités totales** (unités existantes, en construction et en projet) **représentent 255 Mtep.an⁻¹** (237 Mtep.an⁻¹ sans imputations moyennes). Ce constat implique deux remarques principales :

- la mise en place intégrale des capacités prévues (+142 Mtep.an⁻¹) implique une expansion moyenne située entre 15,8 et 17,8 Mtep.an⁻² sur la période 2012 – 2020,
- dans l'hypothèse d'un taux d'utilisation global de 59% (taux d'utilisation de 2011), **les quantités énergétiques de biocarburants élaborés atteindraient les 150 Mtep.an⁻¹** (140 Mtep.an⁻¹ sans imputations moyennes).

Encadré 7 : Le taux d'utilisation est-il un indicateur homogène pour les unités d'élaboration ?

Défini par l'INSEE, « le taux d'utilisation des capacités de production est égal au ratio entre les capacités de production effectivement mobilisées pour la production et l'ensemble des capacités [...] disponibles » dans une période donnée. Le taux d'utilisation est un indicateur classique dans l'industrie. Toutefois, il est généralement appliqué sur des données macroéconomiques agrégeant un ensemble d'activités diversifiées. Lorsque cet indicateur est appliqué à une industrie en particulier, il est possible et important de comprendre ses principales composantes. Dans le cas des unités d'élaboration de biocarburants, le taux d'utilisation est défini comme la production en biocarburant de l'unité rapportée à sa capacité de production maximale. Cet indicateur n'est donc pas nécessairement homogène puisqu'il rend compte de composantes :

- Techniques (dépendant des types d'unités) :
 - charge nominale de l'unité vis-à-vis de sa capacité maximale,
 - influence de la saisonnalité des approvisionnements.
- Technico-économiques (dépendant de facteurs exogènes) :
 - marge nette de production dont les variables exogènes principales sont le prix d'achat des matières premières et le prix de vente du biocarburant,
 - spéculatives lorsqu'un routage commercial réduit les coûts d'exports.

Le taux d'utilisation à l'échelle des entités est hérité des unités qui la composent. A cette échelle l'effet des composantes techniques est lissé si plusieurs types d'unités sont concernés.

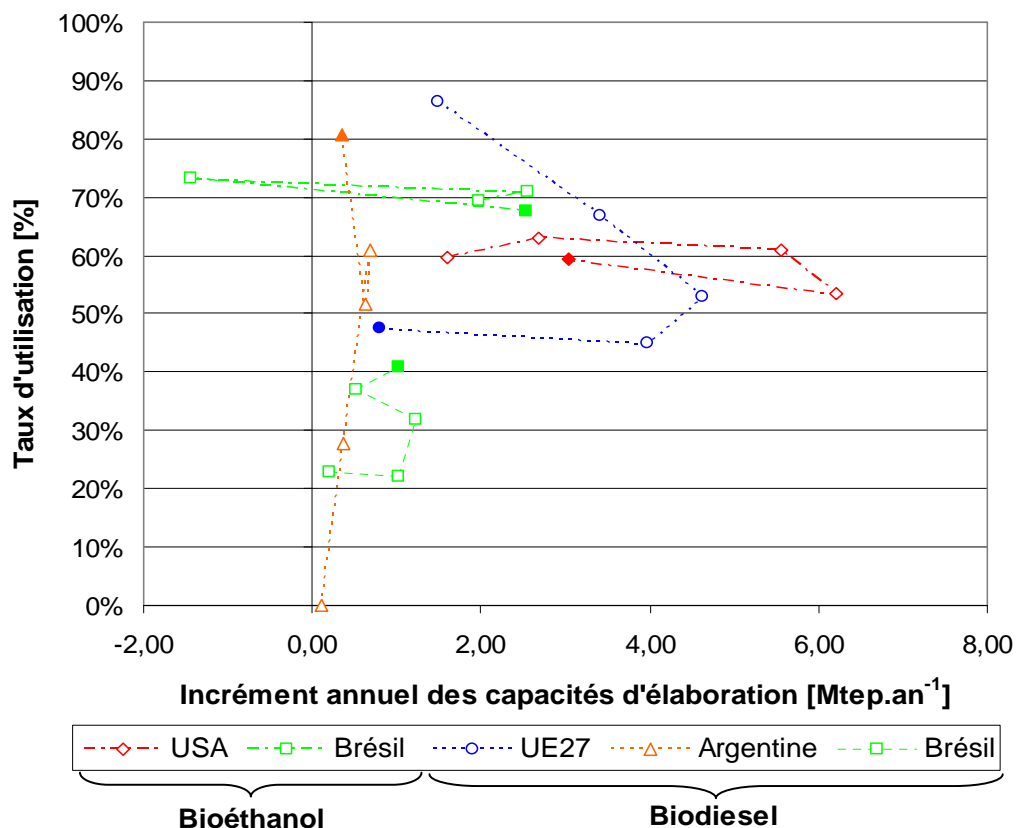


Figure 82 : Evolution du taux d'utilisation en fonction du déploiement des capacités d'élaboration en biocarburants pour 4 acteurs majeurs sur la période 2006 - 2010. Les symboles pleins indiquent l'année 2010. Les lignes matérialisent le fil chronologique. Source : Les données sont issues de : Union Européenne (UE27), European Biodiesel Board, 2011 (www.ebb-eu.org). Argentine, (CADER, 2009b). Etats-Unis d'Amérique (USA), Renewable Fuels Association, 2011 (<http://www.ethanolrfa.org>). Brésil, bioéthanol (Barros, 2010) et biodiesel (Barros, 2011).

Initié au début des années 2000, le déploiement des filières biocarburants dans le monde est en phase d'accélération jusqu'en 2008 (Figure 81), mais peut présenter des hétérogénéités importantes selon les acteurs impliqués (Tableau 14). Depuis 2008, année record avec une capacité mise en place de 21,7 Mtep.an⁻¹, l'expansion moyenne des capacités d'élaboration mondiales est entrée dans une phase de décélération importante (+11,1 Mtep.an⁻¹ en 2010). Considérant que deux acteurs historiques majeurs (l'Union Européenne et le Brésil) ne prévoient pas d'expansion significative et que l'expansion mesurée depuis 2009 n'est pas suffisante pour atteindre une capacité globale de 255 Mtep.an⁻¹ en 2020, les éléments de questionnement principaux concernent :

- les causes principales de la diminution de l'expansion des capacités depuis 2008,
- les quantités énergétiques de biocarburants réellement produites à l'horizon 2020,
- la nature des filières (génération, technologie) récemment mises en place dans les pays projetant de larges déploiements (Etats-Unis d'Amérique, « ASIE »),
- l'implication de ces nouvelles filières dans la nature des bioproduits mobilisés pour leurs approvisionnements.

Pour répondre à ces questionnements centraux dans la production d'analyse environnementale des filières biocarburants, il est nécessaire d'établir un panorama descriptif plus détaillé pour les acteurs majeurs identifiés, puis de reconstituer les séquences physiques reliant les bioproduits et les biocarburants et constituant une filière biocarburant à ce niveau d'échelle.

Taux d'utilisation

A l'échelle des entités, le taux d'utilisation des capacités en place montre l'adéquation entre le développement effectif des unités d'élaboration et l'opportunité économique que représente l'élaboration de biocarburants (Encadré 7). Le taux d'utilisation des 126 Mt.an⁻¹ de capacités d'élaboration mondiales est de 59 % tous biocarburants confondus en 2011. Les filières biocarburants étant d'une manière générale dans une période transitoire, le déploiement des unités d'élaboration varie chaque année en fonction des contextes. Nous choisissons d'analyser les différentes stratégies de déploiement des unités d'élaboration pour 4 acteurs majeurs (Figure 82). **Les filières initiées au début de la période analysée** (Biodiesel en Argentine et au Brésil) se démarquent par un taux d'utilisation systématiquement en augmentation et par des incréments de capacité annuels limités. Parmi **les filières plus anciennes**, deux comportements se dégagent :

- **stratégie de stabilisation du taux d'utilisation** (Bioéthanol aux Etats-Unis d'Amérique et au Brésil),
- **déploiement des capacités jusqu'à un taux d'utilisation seuil** (Biodiesel de l'Union Européenne).

Le déploiement de capacités pour le biodiesel dans l'Union Européenne paraît confronté à une expansion plus rapide des capacités d'élaboration que des quantités élaborées jusqu'en 2009. Le flux d'expansion des capacités n'a cessé d'augmenter jusqu'en 2008, puis a subi une réduction drastique en 2010 (-3,17 Mtep.an⁻¹). Cette réduction de l'expansion combinée à l'augmentation d'élaboration effective a fait remonter le taux de 45 à 48 % en 2010. Toutefois, le taux d'utilisation des capacités d'élaboration de biodiesel dans l'Union Européenne (~48 %) reste faible vis-à-vis des autres pays en 2010 (~59 %).

Réserve technique

Le raisonnement inverse permet de déterminer la réserve technique correspondant à la capacité d'élaboration inutilisée. Cet indicateur permet d'évaluer les capacités complémentaires mobilisables sans mise en place d'unités supplémentaires. La réserve technique mondiale est d'environ 45 Mtep.an⁻¹ en 2011, tous biocarburants confondus.

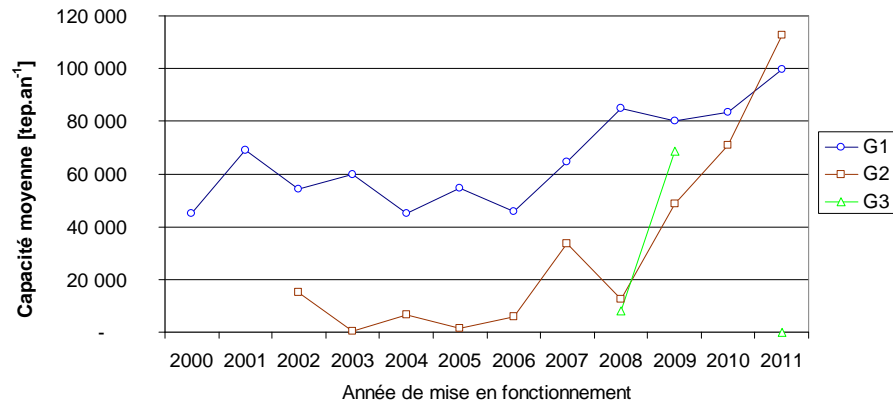


Figure 83 : Evolution de la taille moyenne des unités d'élaboration par génération. Source : Données sources issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012.

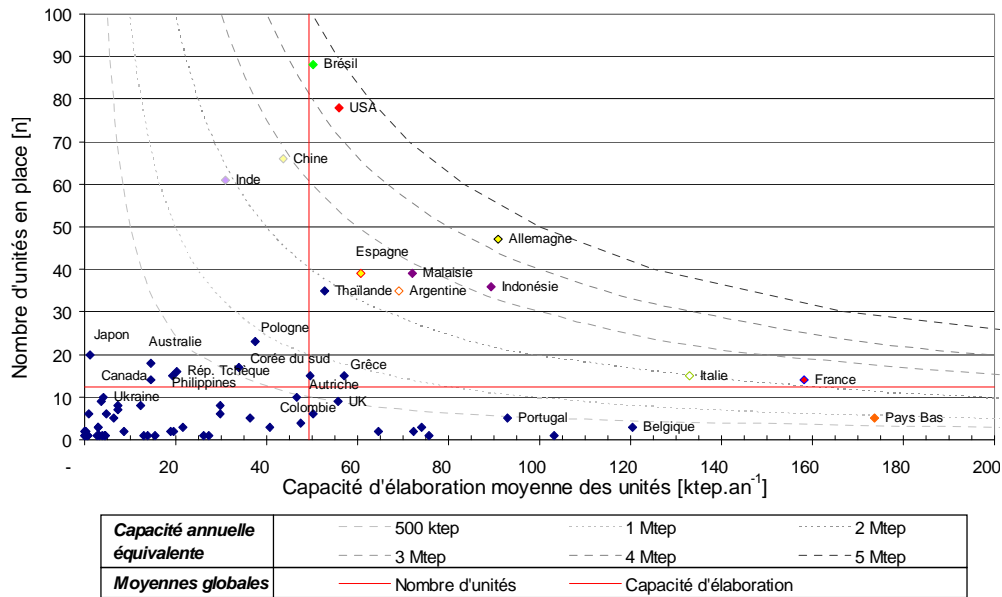


Figure 84 : Structure de l'entité « Elaboration » des filières biodiesel dans les zones géographiques équipées en 2011. Les états membres de l'Union Européenne sont représentés individuellement. L'Union Européenne comprend 247 unités d'une capacité moyenne de 70,6 ktep.an⁻¹ pour 17,4 Mtep.an⁻¹ de capacités installées. Source : Données sur les unités d'élaboration issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, www.globalbiofuelcenters.com consulté le 01/11/2012. Ces données sont corrigées par imputations. Coefficients de conversions énergétiques (DME, MTBE, ETBE, BTL, ...) issus de (Ballerini et Alazard-Toux, 2006).

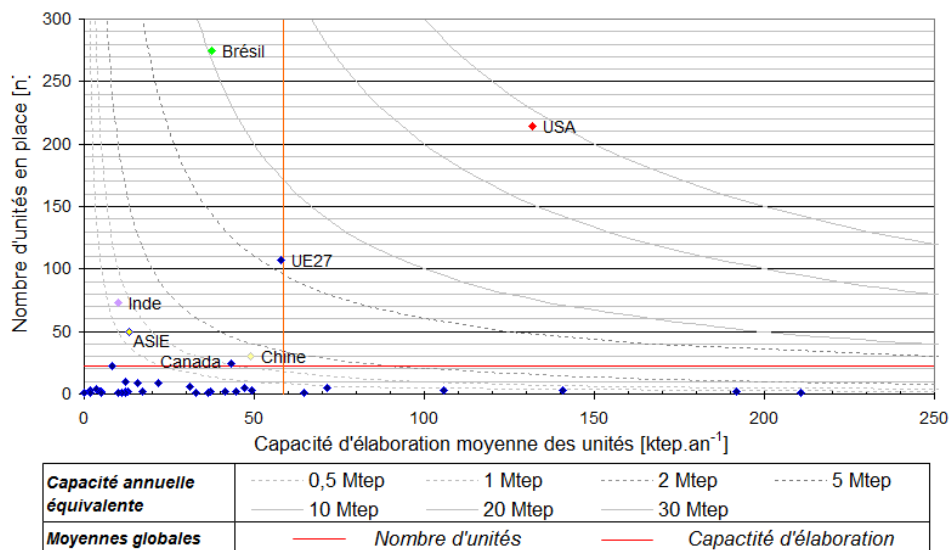


Figure 85 : Structure de l'entité « Elaboration » des filières bioéthanol dans les zones géographiques équipées en 2011. La plupart des acteurs majeurs ont été regroupés pour améliorer la lisibilité. Note : « ASIE » regroupe la Malaisie, l'Indonésie, la Thaïlande, Singapour et les Philippines. Source : Voir Figure 84.

Dans le détail, l'Union Européenne possède une réserve technique qui s'élève à environ 9 Mtep.an⁻¹ de biodiesel, puis les Etats-Unis d'Amérique et le Brésil possèdent une réserve technique de 17 Mtep.an⁻¹ et 5,8 Mtep.an⁻¹ en bioéthanol. Ces réserves techniques peuvent jouer un rôle important. D'une part, dans le cas d'une diminution de l'expansion des capacités d'élaboration, ces réserves techniques peuvent contribuer à maintenir un certain de niveau de croissance dans l'élaboration effective des biocarburants. D'autre part, ces réserves techniques peuvent être mobilisées dans le cas d'une conjoncture économique ponctuellement favorable (élaborations spéculatives). Les fluctuations spéculatives sur les produits agricoles sont souvent brutales (fluctuations des productions selon les aléas climatiques, les conditions de récoltes,... et fluctuations économiques causées par des forces exogènes comme le prix de l'énergie, et/ou la spéculation financière) et sont marquées depuis l'année 2008.

Evolution de la capacité moyenne des unités d'élaboration

La taille des unités d'élaboration, représentée par leurs capacités d'élaboration annuelles, a tendance à augmenter au cours du temps. D'une manière générale, les unités existantes voient leurs capacités moyennes varier en fonction des pays d'implantation. Toutefois, il n'y a pas de corrélation significative entre le poids démographique ou économique des pays analysés et la taille moyenne de leurs unités d'élaboration. En revanche, il existe une nette corrélation entre l'ancienneté des filières en place et la taille moyenne des unités. Il s'agit donc davantage d'un effet dû à l'âge des filières, qui varie selon le pays d'implantation, qu'à une pratique industrielle continentale ou régionale. Cette hypothèse est confortée par l'analyse de la capacité moyenne des unités d'élaboration en fonction de leurs statuts actuels (A l'arrêt < En fonctionnement < En construction < En projet) indépendamment du pays concerné. Ces évolutions sont probablement en partie dues à :

- une augmentation de la taille des unités en fonction de l'année de construction et des générations (Figure 83),
- une taille dépendante des technologies indépendamment des générations (Figure 94),
- une technologie dépendant de l'année de conception du projet et du pays d'implantation.

Structure des entités d'élaboration à l'échelle des zones géographiques majeures

Les entités d'élaboration sont définies comme étant formées par l'ensemble des unités d'élaboration implantées au sein d'une zone géographique déterminée. Dans le cas de l'Union Européenne, nous choisissons de présenter tous les états membres dans le cas du biodiesel (Figure 84) et l'Union Européenne d'un bloc dans le cas du bioéthanol (Figure 85). Les structures des entités sont étudiées selon la taille de la population d'unités (nombre) et la capacité d'élaboration moyenne des unités. Pour le biodiesel, les entités observées montrent une grande diversité (Figure 84) selon ces deux caractéristiques. Les Pays-Bas, la France et l'Italie présentent nombre d'unités faible à moyen pour une taille moyenne élevée. Les Pays-Bas forment une entité à stratégie commerciale marquée (unités capacitatives dans les zones portuaires). La France et l'Italie sont dotées d'unités importantes en plus grand nombre. Le Brésil, les Etats-Unis d'Amérique, la Chine et l'Inde présentent un nombre d'unités élevé pour une taille moyenne. Le Brésil et les Etats-Unis d'Amérique couvrent un grand territoire avec des unités d'élaboration typiques du biodiesel de soja (taille moyenne). La Chine et l'Inde couvrent un grand territoire avec des unités de plus petite taille, typiques des filières courtes (huiles usagées, jatropha).

Finalement, la structure d'une entité d'élaboration n'est pas dépendante de sa capacité totale. Cette structure est plutôt dépendante (i) de l'ancienneté de la filière (pour le bioéthanol, Brésil vis-à-vis de l'Union Européenne) et des technologies prépondérantes de ses unités d'élaboration et (ii) des stratégies d'approvisionnement et de commerce des biocarburants (Pays-Bas qui importent la matière première et exportent le biocarburant vis-à-vis de l'Argentine qui produit la matière première et exporte le biocarburant).

Tableau 15 : Détermination du ratio moyen de production de biocarburants par tonne de culture primaire dédiée selon l'usage type du contenu utilisable dans la culture primaire. Source : Les références données dans le tableau correspondent à (Achten *et al.*, 2010a; ADEME *et al.*, 2010; Dalgaard *et al.*, 2008; Kaewcharoensombat *et al.*, 2011; Kim et Dale, 2002; Kim et Dale, 2005; Kim et Dale, 2008; Schmidt et Weidema, 2008; Wicke *et al.*, 2008).

| Source [Ref] | Culture primaire [Nom] | Technologie [Nom] | Conversion Biocarburant | | Contenu utilisable [Nom] | Usage type [Partiel/Exclusif] | Autre produit [Nom] | Coproduits principaux [Nom] |
|---------------------------|---------------------------|----------------------|---|---|-----------------------------|----------------------------------|-----------------------------|--------------------------------|
| | | | [$t_{\text{biocarburant}}/t_{\text{bioproduit}}$] | [$tep_{\text{biocarburant}}/tep_{\text{bioproduit}}$] | | | | |
| (ADEME, 2010) | Colza | | 0,400 | 0,344 | Huile | Exclusif | | Tourteaux/Glycérine |
| (ADEME, 2010) | Tournesol | | 0,400 | 0,344 | Huile | Exclusif | | Tourteaux |
| (ADEME, 2010) | Maïs | Voie sèche | 0,340 | 0,218 | Amidon | Exclusif | | DDGS |
| (Kim, 2008) | Maïs | Voie sèche | 0,320 | 0,205 | Amidon | Exclusif | | DDGS |
| (Kim, 2002) | Maïs | Voie sèche | 0,307 | 0,197 | Amidon | Exclusif | | DDGS |
| (Kim, 2005) | Maïs | Voie humide | 0,295 | 0,189 | Amidon | Partiel | Huile et gluten de maïs | DDGS |
| (ADEME, 2010) | Blé | | 0,300 | 0,193 | Amidon | Exclusif | | DDGS |
| (ADEME, 2010) | Palme | (par tonne FFB) | 0,190 | 0,163 | Huile | Partiel | Palmiste/Surfactants/Savons | Tourteaux/Glycérine |
| (Wicke, 2008) | Palme | (par tonne FFB) | 0,196 | 0,169 | Huile | Partiel | Palmiste/Surfactants/Savons | Tourteaux/Glycérine |
| (Schmidt, 2008) | Palme | | 0,214 | 0,184 | Huile | Exclusif | | Tourteaux/Glycérine |
| (ADEME, 2010) | Soja | | 0,180 | 0,155 | Huile | Exclusif | | Tourteaux/Glycérine |
| (Dalgaard, 2008) | Soja | | 0,158 | 0,136 | Huile | Exclusif | | Tourteaux/Glycérine |
| (FAO, 2001) | Soja | | 0,15 - 0,19 | 0,13 - 0,17 | Huile | Exclusif | | Tourteaux/Glycérine |
| (ADEME, 2010) | Betterave | | 0,080 | 0,051 | Sucres | Partiel | Sucres | Vinasses/Drèches |
| (ADEME, 2010) | Canne à sucre | | 0,070 | 0,045 | Sucres | Partiel | Sucres | Vinasses/Bagasse |
| (UNICA, 2011) | Canne à sucre | Ethanoleries pures | 0,067 | 0,043 | Sucres | Exclusif | | Vinasses/Bagasse |
| (UNICA, 2011) | Canne à sucre | Unités Mixtes | 0,070 | 0,045 | Sucres | Partiel | Sucres | Vinasses/Bagasse |
| (Achten, 2010) | Jatropha | | 0,267 | 0,229 | Huile | Exclusif | | Tourteaux/Glycérine |
| (Kaewcharoensombat, 2011) | Jatropha | | 0,248 | 0,214 | Huile | Exclusif | | Tourteaux/Glycérine |

73% des capacités d'élaboration.

Les cultures primaires sont non spécifiées (NS) et non connues (NC) pour 10% et 7% des capacités d'élaboration.

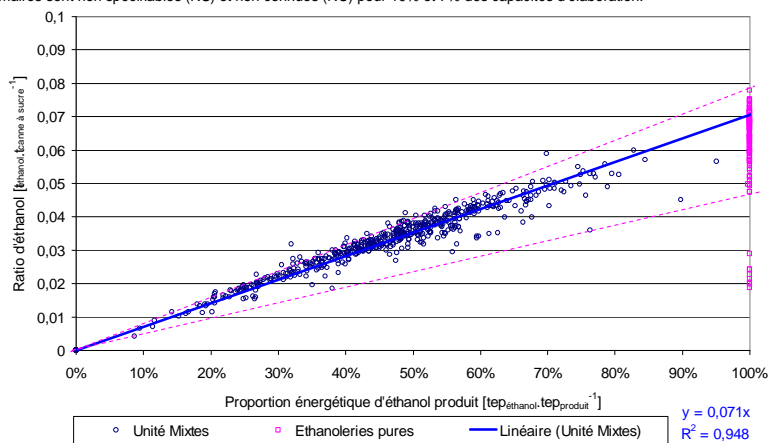


Figure 86 : Détermination du ratio de production d'éthanol à partir de canne à sucre pour des unités d'élaboration au Brésil (Etat de São Paulo). Les lignes pointillées représentent la gamme minimale et maximale du ratio d'éthanol en fonction de la proportion énergétique d'éthanol produit projeté selon les minimas et maximas des éthanoleries pures (le petit groupe d'éthanoleries pures entre 0,02 et 0,03 $t.t^{-1}$ est composé de petites unités non représentatives). Dans le calcul de la proportion énergétique d'éthanol produit, les produits considérés sont exclusivement le sucre et l'éthanol. Les coproduits ne sont pas intégrés (en particulier la bagasse). Les données de production concernent les 200 unités les plus productives sur une période de 5 ans (2004 – 2008). Source : *Données brutes issues de Brazilian Sugarcane Industry Association – UNICA (2011).*

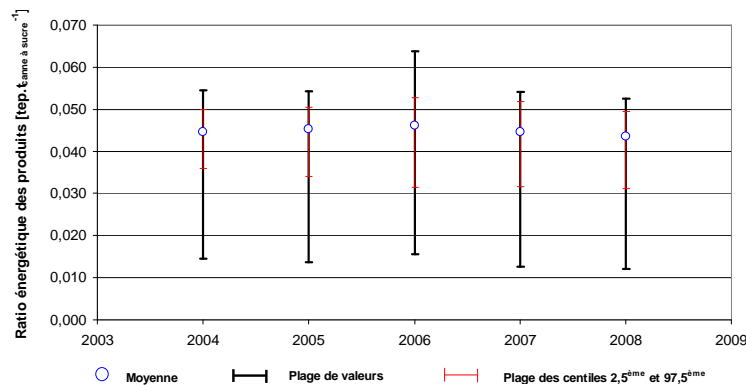


Figure 87 : Variabilité du ratio énergétique global des produits (éthanol + sucre) d'unités d'élaboration au Brésil selon l'année de récolte. L'écart relatif est faible et stable : 11% (2004, 2005) 12% (2006, 2008) et 13% (2007). La variation de la moyenne des ratios énergétiques annuels est de 6% entre l'année la moins productive (2008 : 0,0435 $tep.t^{-1}$) et l'année la plus productive (2006 : 0,0462 $tep.t^{-1}$). Source : Voir Figure 86.

3.2.2 Les bioproduits pour l'élaboration de biocarburants dans le monde

Détermination du mix d'approvisionnement en bioproduits

La détermination du mix d'approvisionnement en bioproduits pour l'élaboration des biocarburants passe par (i) l'identification des cultures primaires correspondantes aux bioproduits mobilisés, par (ii) la détermination de la proportion de chaque bioproduit mobilisé dans le cas d'un approvisionnement mixte, puis par (iii) la détermination d'un ratio moyen de production de biocarburants par tonne de culture primaire. La première évaluation (étape (i)) n'est possible que lorsque la nature du bioproduit mobilisé est indiquée et que ce bioproduit peut être attribué à une culture primaire (les déchets, produits dérivés ou les graisses animales ne sont pas spécifiables). Sur l'ensemble des unités recensées, 10%_{PCI} n'indiquent pas la nature des bioproduits mobilisés. Sur les unités indiquant la nature des bioproduits mobilisés pour leur approvisionnement, 17 %_{PCI} font appel à un mix d'approvisionnement (plusieurs bioproduits, ou 14% des unités). Pour ces unités, la proportion de chacun des bioproduits mobilisés n'est pas indiquée. Nous choisissons d'établir des estimations (étape (ii)) par prorata entre chaque bioproduit indiqué. Ce choix est arbitraire et favorise les bioproduits secondaires vis-à-vis des bioproduits plus utilisés, mais reste le meilleur choix par défaut de connaissances. **Les résultats présentés par la suite sont tous exprimés en tonne de biocarburant équivalent.** Ceci permet de s'affranchir de la la détermination d'un ratio moyen de production de biocarburants par tonne de culture primaire. Toutefois, nous détaillons cette dernière étape qui est utile pour exprimer les quantités de cultures primaires mobilisées initialement. La détermination d'un ratio moyen de production de biocarburants par tonne de culture primaire (étape (iii)) nécessite une prise en compte (a) des différentes technologies existantes dans les unités d'élaboration et des rendements techniques associés, puis (b) de la nature des productions finales des unités étudiées. Il existe deux cas types dans l'utilisation des produits de la culture primaire pour l'élaboration de biocarburants. Ces deux cas types sont fonction de l'usage du contenu directement utilisable pour l'élaboration du biocarburant (huile, amidon, sucre) présent dans la culture primaire (Tableau 15) :

- **cas 1 : Le contenu utilisable de la culture primaire est totalement dédié au biocarburant** : biodiesel de soja, colza, tournesol, jatropha et bioéthanol de blé et de maïs par voies sèches,
- **cas 2 : Le contenu utilisable de la culture primaire est partiellement dédié au biocarburant** : biodiesel de palme (l'huile palmiste peut être diversifié) et bioéthanol de canne à sucre et de betterave à sucre (production de sucre quasi systématique), ou encore le bioéthanol de maïs par voies humides qui engendre plusieurs produits finaux (huile et gluten de maïs).

Dans le *cas 2*, la détermination du ratio moyen de production de biocarburants est plus complexe que dans le *cas 1*. En effet dans le *cas 2*, il faut déterminer la part du contenu utilisable de la culture primaire allouée au biocarburant vis-à-vis de la part allouée aux autres produits. Par exemple, dans le cas de la filière bioéthanol G1 de canne à sucre, les produits principaux sont le sucre et l'éthanol (anhydre ou hydrique). Il existe quelques unités qui produisent uniquement de l'éthanol (éthanoleries pures). Ces unités sont peu nombreuses et potentiellement peu représentatives des unités existantes (à 82% mixtes). Par conséquent, il est utile d'évaluer les ratios de production de biocarburants pour les unités mixtes. Pour ce faire, le choix est d'analyser la relation entre le ratio de biocarburant (ratio d'éthanol) et la proportion énergétique d'éthanol produite (sucre + éthanol). La Figure 86 illustre cette analyse pour les 200 unités les plus productrices au Brésil, sur une période de 5 ans. La relation étudiée est correctement estimée par une relation linéaire dont la pente est le ratio moyen corrigé de production de biocarburant pour les unités mixtes ($0,071 \text{ t}_{\text{éthanol}} \cdot \text{t}_{\text{canne à sucre}}^{-1}$). 85% des unités mixtes et 56% des éthanoleries pures ont un ratio d'éthanol de $0,071 \pm 10\% \text{ t}_{\text{éthanol}} \cdot \text{t}_{\text{canne à sucre}}^{-1}$. Une part de la variabilité est notamment due à la qualité du produit primaire récolté (taux de sucre dans la canne fraîche) qui varie selon l'année (Figure 87).

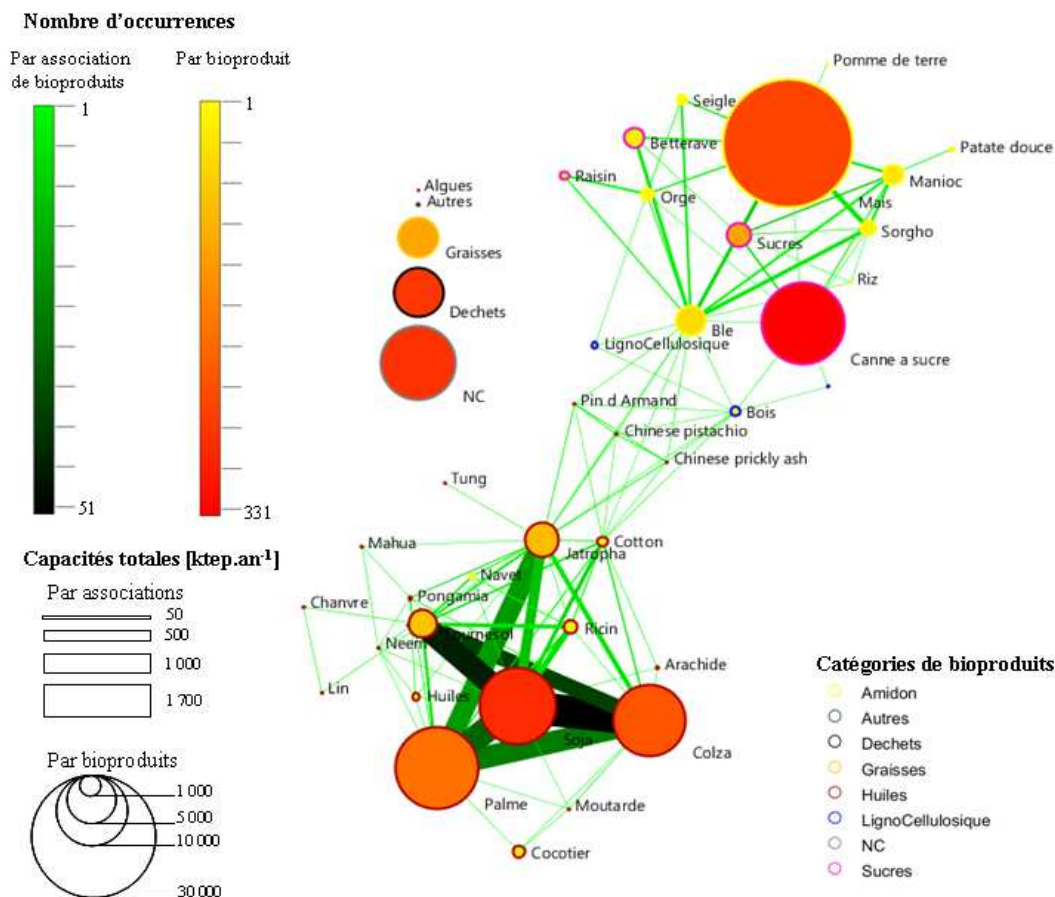


Figure 88 : Représentation des mix d’approvisionnement en bioproduits des unités d’élaboration existantes dans le monde. Les nœuds matérialisent des bioproduits (cultures primaires ou produits dérivés), les arcs matérialisent les associations entre deux bioproduits dans l’approvisionnement des unités. Les catégories « Graisses » et « Déchets » ont été dissociées pour simplification. NC = Non Connue. *Source : Données brutes sur les unités issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012. Graphes effectués via GUESS (<http://graphexploration.cond.org>, (Adar, 2006)).*

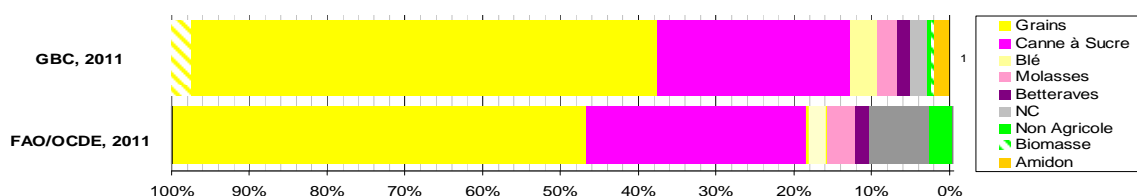


Figure 89 : Comparaison des estimations FAO/OCDE et des résultats obtenus à partir des approvisionnements des unités d’élaboration de bioéthanol. *Source : Données OCDE/FAO issues de (OECD-FAO, 2011). Données par unités d’élaboration issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012.*

Tableau 16 : Représentativité des bioproduits primaires et des associations de bioproduits dans l’approvisionnement des unités d’élaboration existantes dans le monde. Le tableau se lit tel que : la palme est utilisée à 72,6%_{PCI} seule, à 7,5 %_{PCI} avec du soja, à 6,6 %_{PCI} avec du colza et à 5,8 %_{PCI} avec du jatropha. *Source : Voir Figure 88.*

| Bioproduits primaires | Bioproduits associés | | | | | | Représentativité | |
|-----------------------|----------------------|-------|-------|-----------|----------|-------|---|---|
| | Palme | Colza | Soja | Tournesol | Jatropha | Ricin | ...des associations indiquées pour le bioproduit primaire | ...du bioproduit primaire dans l’élaboration de biodiesel |
| Palme | 72,6% | 6,6% | 7,5% | 0,7% | 5,8% | 0,6% | 93,8% | 21,9% |
| Colza | 8,0% | 66,4% | 11,6% | 5,5% | 1,5% | 0,0% | 93,0% | 17,8% |
| Soja | 7,8% | 9,9% | 62,9% | 7,0% | 3,0% | 1,7% | 92,2% | 20,4% |
| Tournesol | 2,7% | 19,1% | 28,4% | 38,3% | 1,7% | 4,2% | 94,5% | 3,0% |
| | | | | | | | | 63,1% |

Utilisation du bioproduit primaire seul
Associations significatives
Associations marginales

17,5% sont non connus
13% sont non spécifiés

Les valeurs expriment le pourcentage que représente l’association indiquée dans les capacités d’élaboration totales basées sur le bioproduit primaire

Typologie des mix d'approvisionnement des unités existantes

La plupart des unités d'élaboration existantes s'approvisionnent d'un seul bioproduit (82 % des unités). Cette proportion est cependant nettement différente entre les unités produisant du bioéthanol (91%) et les unités produisant du biodiesel (76%). Cette proportion relativement faible d'unités employant des mix d'approvisionnements est due :

- **à la prédominance d'unités G1 dans l'existant en 2011** : Les unités d'élaboration G1 utilisent des process de traitement de la biomasse très spécifiques à un produit visé (amidon, sucres, huiles). Ces process sont par conséquent peu souples quant à la nature des bioproduits pour l'approvisionnement à l'opposé des unités G2. Cette spécialisation des process d'élaboration est caractéristique des unités G1 et G3. Toutefois, les unités de biodiesel G1 ont un avantage qui s'explique par leur fonctionnement technique : les fruits oléagineux sont d'abord broyés et pressés pour produire de l'huile et des tourteaux. C'est l'huile ainsi obtenue qui constitue la ressource de base pour la production de biodiesel. Ainsi, la forme initiale des oléagineux ou d'autres sources d'huiles (huiles usagées, graisses) ne contraint que peu la possibilité de leur usage dans une unité de biodiesel G1,
- **aux spécificités des zones de production où les unités sont implantées** : l'assolement global y est souvent dominé par un nombre réduit de cultures, ce qui limite les possibilités de diversification.

Les unités produisant du bioéthanol ont tendance à s'appuyer sur des approvisionnements exclusifs. En effet, les liens entre les bioproduits ne traduisent que de faibles capacités d'élaboration et peu d'occurrences (Figure 88). Les bioproduits classiquement employés (maïs, canne à sucre) sont prédominants et reflètent les distributions observées à l'échelle globale (3.1.1, Figure 72) en apportant un niveau de détail supérieur (Figure 89). En particulier, la part du maïs dans la catégorie « grains » peut être déterminée ici (96 %_{PCI}), le reste étant composé de céréales non déterminées. La part des céréales dans le mix global est supérieure dans cette estimation (+8 % vis-à-vis de l'estimation FAO/OCDE) tandis que la part de canne à sucre est inférieure (-4 %_{PCI} vis-à-vis de l'estimation FAO/OCDE). Par ailleurs, la canne à sucre est utilisée plus exclusivement (99,1 %_{PCI}) que le maïs (97,7 %_{PCI}). Les approvisionnements, à base de céréales hors maïs sont plus variés. Le blé par exemple représente l'approvisionnement central pour les unités qui l'utilisent (69,7 %_{PCI}), mais reste associé à un mix diversifié de céréales et de cultures sucrières : sorgho (6,9 %_{PCI}), maïs (6,5 %_{PCI}), betterave (6,0 %_{PCI}), manioc (4,1 %_{PCI}), seigle (3,7 %_{PCI}), raisin (1,9 %_{PCI}), orge (1,1 %_{PCI}).

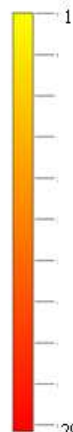
Les unités produisant du biodiesel ont des approvisionnements composés des principales cultures oléagineuses mondiales (palme, soja, colza), du tournesol, puis du jatropha, une culture oléagineuse émergente dédiée au biodiesel G1 (Figure 88). La tendance aux approvisionnements mixtes est marquée, même si les approvisionnements exclusifs prédominent en capacité équivalente (Tableau 16) : palme (72,6 %_{PCI}), colza (66,4 %_{PCI}), soja (62,9 %_{PCI}). Le tournesol (utilisé seul pour 38,3 %_{PCI} de la capacité équivalente à base de tournesol) peut-être considéré comme un bioproduit principalement associé au soja et au colza (28,4 %_{PCI} et 19,1%_{PCI} des capacités à base de tournesol sont respectivement associées au soja et au colza). Cette approche quantitative fournit des résultats détaillés par cultures primaires. Ce niveau de détail est bien supérieur à celui des estimations FAO/OCDE (3.1.1, Figure 75) pour lesquelles la nature des huiles mobilisées n'est pas spécifiée.

L'approche développée repose sur l'étude des capacités d'élaboration existantes au niveau de détail des unités. **Cette approche apporte (i) une représentation des mix d'approvisionnements réaliste et originale, puis (ii) un niveau de détail nouveau sur l'approvisionnement des unités existantes.**

Nombre d'occurrences

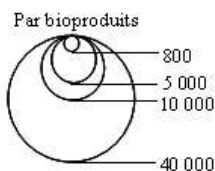
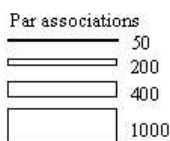
Par association de bioproduits

Par bioproduit



- Autres
- Graisses
- Déchets
- NC

Capacités totales [ktep.an⁻¹]



Catégories de bioproduits

- Amidon
- Autres
- Déchets
- Graisses
- Huiles
- LignoCellulosique
- NC
- Sucres

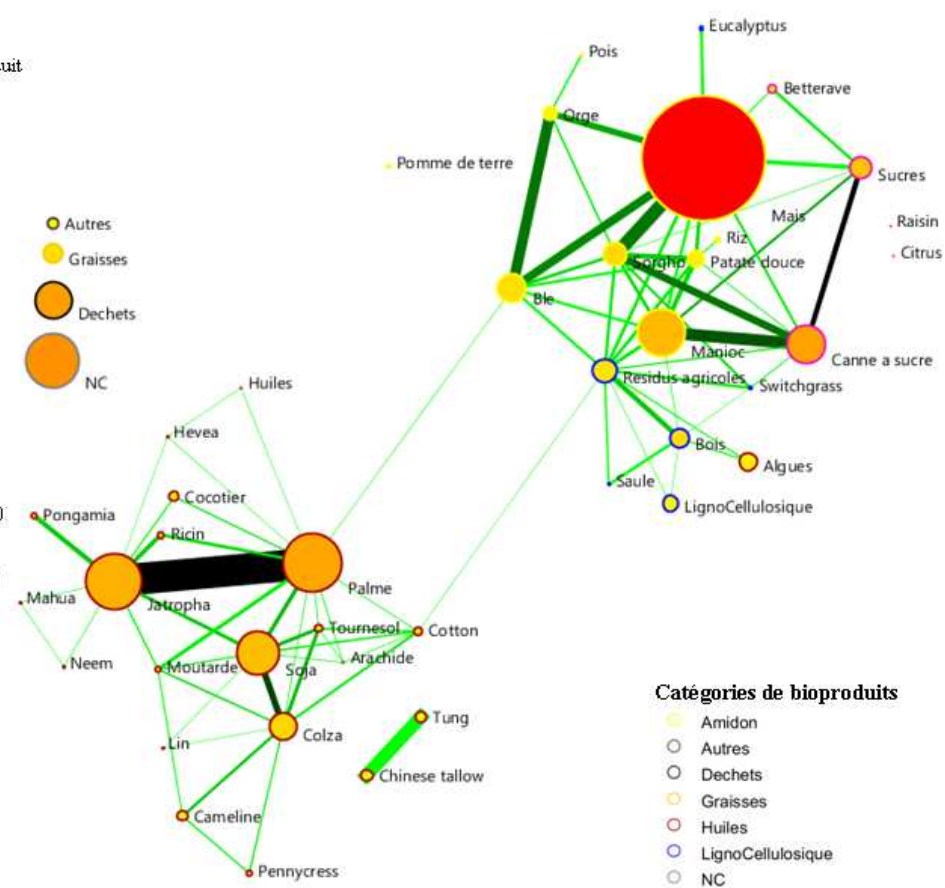


Figure 90 : Représentation des mix d’approvisionnement en bioproduits des unités d’élaboration en construction ou en projet dans le monde. Les nœuds matérialisent des bioproduits (cultures primaires ou dérivés), les arcs matérialisent les associations de bioproduits dans l’approvisionnement des unités. Source : Voir Figure 88.

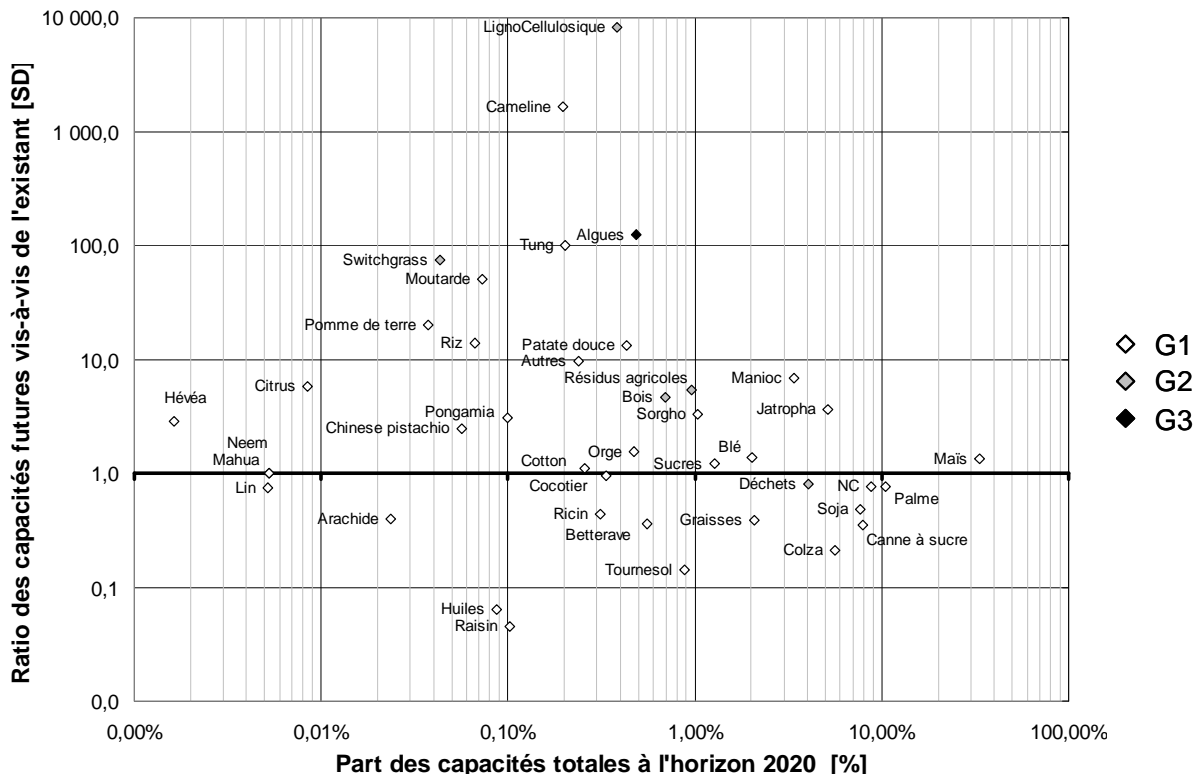


Figure 91 : Comparaison de la nature des cultures primaires mobilisées dans l’existant et dans les unités futures. Le ratio indiqué compare les capacités absolues futures et existantes par bioproduits. Note : Les échelles sont logarithmiques. Source : Données issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012.

Typologie des mix d'approvisionnement des unités en construction ou en projet

L'étude des mix d'approvisionnement pour les unités en construction ou en projet permet d'anticiper la nature des ressources qui seront mobilisées dans ces unités d'élaboration. Pour **évaluer l'horizon temporel représenté par ces unités en construction ou en projet**, il est nécessaire d'émettre des hypothèses concernant le temps de construction et le temps d'atteinte d'un fonctionnement nominal. Nous choisissons de poser une hypothèse pour chaque type d'unité tel que :

- **unités en construction** : construction de 1 à 4 ans et mise en fonctionnement d'1 an,
- **unités en projet** : validation du projet de 1 à 2 ans pour 100% des projets, construction de 4 ans et mise en fonctionnement d'1 an.

Ceci implique au maximum un horizon 2017 pour les unités en construction et un horizon 2020 pour les unités en projet. En conséquence, nous considérons que **l'ensemble de ces unités constitue raisonnablement un horizon 2020**.

Considérés séparément, les mix d'approvisionnements prévus dans les unités futures (Figure 90) dissocient nettement les filières bioéthanol des filières biodiesel. Dans la filière biodiesel, cette projection fait apparaître un **lien fort entre la palme et le jatropha**. Ce lien est principalement expliqué par les unités d'élaboration futures en Malaisie et en Indonésie (cf 3.3). Dans une moindre mesure, le soja et le colza présentent aussi un lien important. Les autres bioproduits sont considérés comme des ressources nouvelles faisant l'objet de recherches pour la diversification des approvisionnements. Dans la filière bioéthanol, le maïs domine l'ensemble des bioproduits dans l'approvisionnement des unités futures. Les mix de bioproduits sont globalement modérés, mais plus diversifiés que dans les unités de biodiesel.

Comparé au mix d'approvisionnement des unités existantes (Figure 91), le mix d'approvisionnement des unités futures montre une tendance marquée à la diversification des bioproduits mobilisés. **Les bioproduits dont la croissance est la plus marquée sont :**

- >1000 fois l'existant : ressources lignocellulosiques et caméline,
- >100 fois l'existant : algues (G3) et tung,
- >10 fois l'existant : switchgrass, moutarde, pomme de terre, patate douce, riz,
- >1 fois l'existant (sélection) : manioc, résidus agricoles, bois, jatropha, pongamia.

L'utilisation des déchets et de graisses diminue en proportion. Malgré l'avantage environnemental sans équivoque de leur recyclage, ces ressources ne présentent pas des potentiels globaux importants et sont déjà largement mobilisées par les unités existantes. **Les bioproduits « nouveaux » des unités futures les plus significatifs vis-à-vis des capacités totales à l'horizon 2020** sont le manioc et le jatropha. **Parmi les bioproduits conventionnels**, le maïs progresse (+ 36%), les 5 premiers (maïs, palme, canne à sucre, soja, colza) représenteront 65% des capacités totales à l'horizon 2020 et l'ensemble des conventionnels 85%.

Cette analyse quantifie la nature des bioproduits mobilisés dans les unités futures ainsi que ses évolutions à l'horizon 2020. Ces résultats sont très importants pour l'analyse environnementale car la nature des bioproduits influence :

- la provenance des bioproduits (selon la disponibilité et l'opportunité économique),
- les concurrences d'usages pour les terres et les bioproduits mobilisés,
- la nature des impacts environnementaux liés à la production des bioproduits.

Dans la suite de notre analyse, ce type de bilan appliqué à des zones géographiques particulières permettra de déterminer les mix d'approvisionnements d'entités d'élaboration sollicitées par les consommations de biocarburants de l'Union Européenne.

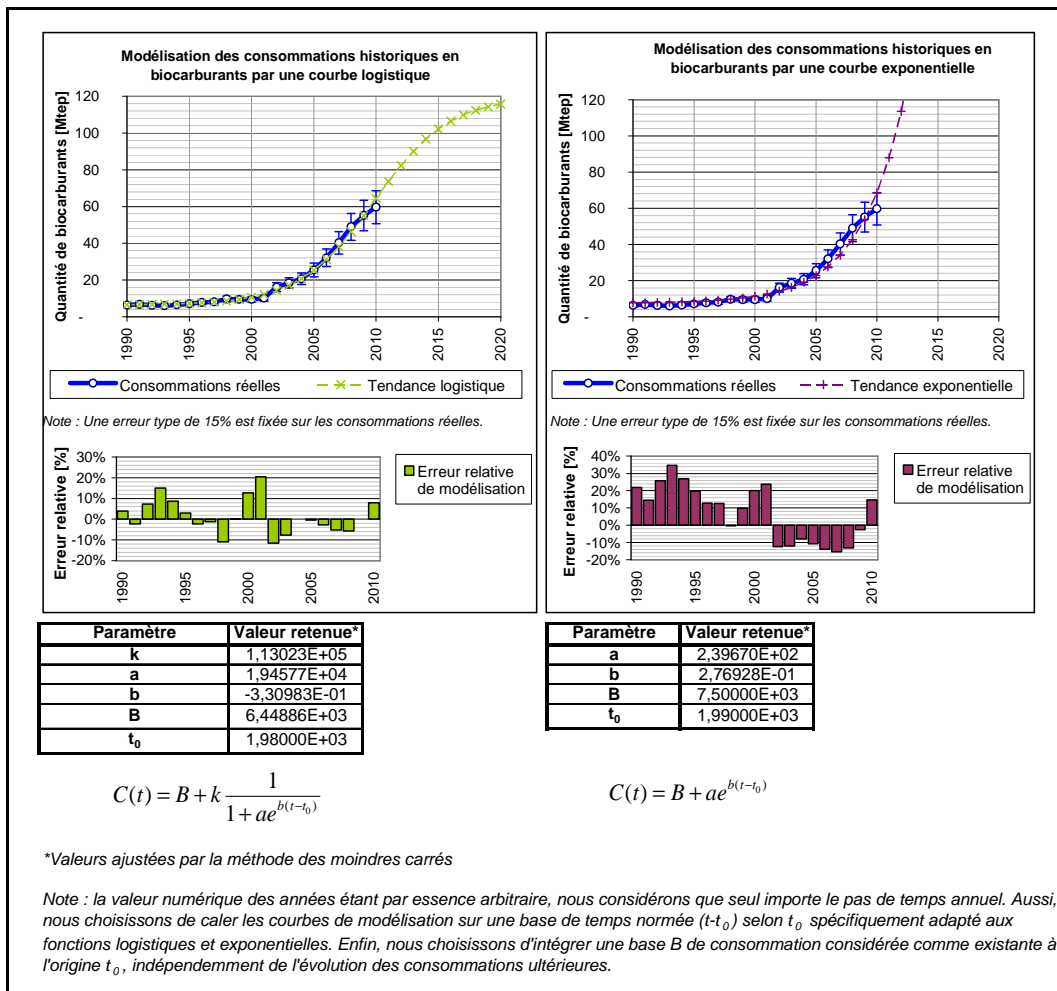


Figure 92 : Projection des consommations globales de biocarburants par deux types de modèles (exponentiel et logistique) dans les exercices de prospective. Détails des calculs effectués et indication des valeurs types retenues. Source : Les données de consommations mondiales historiques sont indiquées en Figure 69.

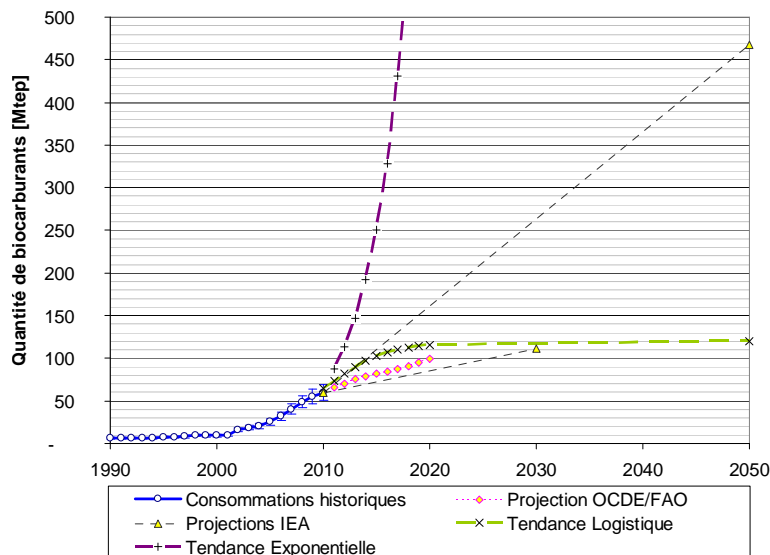


Figure 93 : Evolution des consommations historiques de biocarburants à l'échelle globale, tendances correspondantes selon deux modèles classiques de projection (exponentielle, logistique) et prospectives issue des scénarii développés par l'IEA et l'OCDE/FAO. Pour les deux scénarii de l'IEA, nous ne connaissons que la valeur finale (2030 et 2050), les lignes pointillées sont donc purement indicatives. Source : Les projections de l'IEA correspondent aux scénarii 2030 et Blue Map (horizon 2050, 90% d'éthanol G2). Les projections OCDE/FAO (horizon 2020) sont issues de (OECD-FAO, 2011).

3.2.3 Les filières biocarburant à l'horizon 2020

L'estimation quantitative des objectifs d'incorporation à l'horizon 2020 est le premier ordre de grandeur recherché à cette échelle d'analyse. Cette quantification permet en elle-même de déterminer les consommateurs finaux majeurs de biocarburants. Ces consommateurs finaux peuvent être des nations ou des zones géographiques regroupant des nations engagées par un cadre réglementaire commun (par exemple l'Union Européenne).

Quels volumes consommés dans le Monde à l'horizon 2020 ?

La projection des consommations de biocarburants est indispensable pour évaluer les niveaux d'élaborations nécessaires à satisfaire la demande globale. Le choix de la consommation globale plutôt que des volumes élaborés comme étalon se justifie ici par une moins grande variabilité des consommations vis-à-vis des élaborations. La question de la validité des théories basées sur les équilibres offre/demande n'est pas abordée ici : il s'agit uniquement de maintenir notre démarche quantitative dans un cadre exploratoire dont l'objectif est d'évaluer simplement les domaines possibles d'évolution au regard des enseignements historiques apportés par l'observation de l'évolution des consommations mondiales en biocarburants. Bien que les historiques de consommation globale montrent des évolutions globalement cohérentes, l'exercice de projection de ces consommations à des horizons proches (2020) ou lointains (2050) implique diverses approches qui contiendront toujours une part de subjectivité, qu'elles soient basées ou non sur des éléments factuels.

Dans notre démarche, nous choisissons d'évaluer les domaines d'évolution probables des consommations de biocarburants par deux voies distinctes. En premier lieu nous tentons d'appliquer aux évolutions historiques deux modèles de projection répandus (Bonnet, 1998) que sont les tendances exponentielles d'une part et logistiques d'autre part. **Ces modèles donnent deux visions radicales des domaines d'évolution possibles (Figure 92) et ne reposent que sur l'allure générale des consommations historiques observées.** En second lieu, nous recensons les projections issues de l'Agence Internationale de l'Energie (IEA) et d'un travail conjoint entre l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE) et l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) dénommé OCDE/FAO. Ces trois organismes internationaux sont impliqués respectivement dans les domaines énergétique, économique et agricole, trois domaines de compétences fortes dans la problématique générale du développement des filières bioénergies et des filières biocarburants en particulier. Bien que les exercices de projections de grandeurs en fonction du temps intègrent de fortes incertitudes voire certains partis pris, il est important de retenir un domaine de valeurs probables des volumes consommés dans le Monde à l'horizon 2020. L'ordre de grandeur recherché permet de poursuivre l'analyse des implications environnementales futures du développement probable du marché des biocarburants. Mis en relation, les résultats des différentes projections renvoient à des ordres de grandeurs très fortement divergents (Figure 93). La tendance exponentielle délimite un domaine très rapidement irréaliste d'un point de vue technique. Ce type de projection n'est généralement valable que sur un temps court. Le scénario Blue Map 2050 de l'IEA est bien supérieur à toutes les autres projections et tendances retenues (sauf l'exponentielle). Il comprend par ailleurs un pari technologique, technique et financier majeur avec 90% de biocarburants de 2^{ème} génération. Enfin, la projection 2030 de l'IEA présente des niveaux de consommation en cohérence avec la tendance logistique et la projection OCDE/FAO dont l'augmentation est stable sur la période 2010 - 2020. Sans un saut technologique couplé à une mobilisation de biomasse non contraignante par ailleurs (concurrences d'usages prégnantes), **les évolutions les plus probables impliqueraient entre 80 et 120 Mtep de biocarburants consommés en 2020.** Ces estimations sont cohérentes avec les scénarii 2030 de l'IEA et OCDE/FAO.

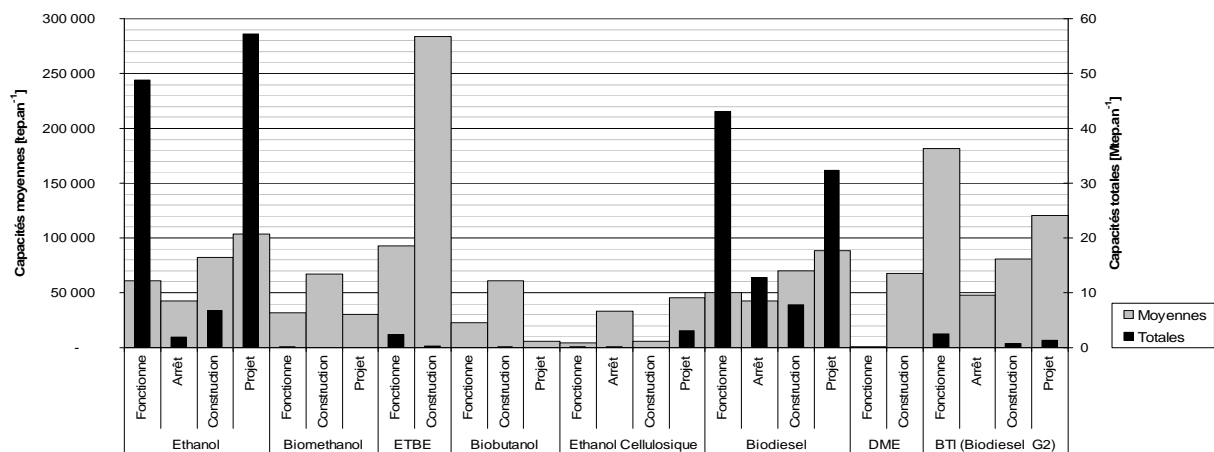


Figure 94 : Capacités moyennes et totales des unités d'élaboration par type de biocarburant et selon le statut actuel des unités. Les capacités sont données en tep (gris) ou en Mtep (noir) de biocarburant élaboré annuellement. *Source : Données sources issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012. Coefficients de conversions énergétiques issus de (Ballerini et Alazard-Toux, 2006; Schoeling, 2007).*

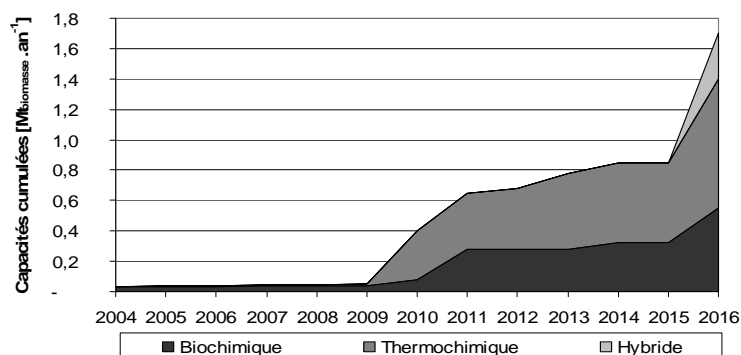


Figure 95 : Projection des capacités installées dans le monde d'unités d'élaboration G2 par technologies de conversion de la biomasse. Les capacités d'élaboration sont cumulées et indiquées en poids de bioproduits d'approvisionnement. *Source : Données issues de (Bacovsky et al., 2010).*

Tableau 17 : Analyse des capacités d'élaborations à l'échelle globale pour l'évaluation des taux de pénétration probables des technologies G2 à l'horizon 2020. *Source : Données sur les capacités issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012. Les scénarii sont établis sur la base des taux d'utilisations et des productions totales observés en Figure 82 et en 3.2.3.*

| Usage type [Nom] | Statut [Nom] | Capacités totales | | Capacités G2 | | | |
|---------------------|-----------------------|--------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| | | G1 [ktep.an ⁻¹] | G2 [ktep.an ⁻¹] | Répartition par usage type [%] | Représentativité globale [%] | Représentativité par statut [%] | Analyse de représentativité [%] |
| Diesel | 2011 Fonctionne | 43 071 | 2 544 | 54% | 4,7% | 5,6% | 19% |
| | | 12 755 | 48 | 1% | | 0,4% | -92% |
| | Futur Construction | 7 839 | 793 | 17% | | 9,2% | 96% |
| 32 326 | | 1 326 | 28% | 3,9% | -15% | | |
| Essence | 2011 Fonctionne | 51 262 | 230 | 6% | 3,0% | 0,4% | -85% |
| | | 1 845 | 100 | 3% | | 5,1% | 69% |
| | Futur Construction | 7 047 | 175 | 5% | | 2,4% | -20% |
| 57 277 | | 3 169 | 86% | 5,2% | 73% | | |
| Totaux | | 213 422 | 8 385 | | 3,8% | | |

| Taux d'utilisation possibles | | Représentativité G2 possible [%] | Quantités totales correspondantes [Mtep] |
|------------------------------|-----------|-------------------------------------|---|
| G1 [%] | G2 [%] | | |
| Minimum* | 30% | 1,5% | 173 |
| Moyen** | 59% | 3,9% | 131 |
| Maximum*** | 80% | 13,1% | 72 |

Légende

| | |
|------------------------|-------|
| Sous-représentation | < 15% |
| Représentation moyenne | ± 15% |
| Surreprésentation | > 15% |

Fourchette de production totale en biocarburants la plus probable pour 2020.

*Basé sur le taux d'utilisation minimal observé sur une année.

**Taux moyen actuel des G1 en fonctionnement.

***Basé sur le taux d'utilisation maximal observé sur une année pour les G1. Pleine charge virtuelle pour les G2.

Quelles générations à l'horizon 2020 ?

La question des technologies des unités d'élaboration des biocarburants (Figure 94) est importante sur deux plans distincts. Premièrement, les technologies « avancées » (G2, cf 1.1.2) sont présentées aujourd'hui comme ayant un rendement d'élaboration supérieur aux technologies G1 par une meilleure mobilisation des quantités énergétiques contenue dans la biomasse transformée. Ceci est principalement dû à l'utilisation de la lignine et de la cellulose comme matières premières comparativement aux produits plus élaborés des plantes (fruits, graine, tubercules) utilisés comme matières premières dans les unités G1. Deuxièmement, la nature générique de la lignine et de la cellulose dans le règne végétal permet de s'appuyer sur des types de biomasses plus rustiques et plus productives. Ces deux éléments induisent un potentiel de ressources d'approvisionnement à la fois plus large et mieux utilisé. Par conséquent le besoin en surfaces productives dédié à l'approvisionnement des unités G2 devrait être moins important que pour les G1 pour une même quantité d'énergie produite. Finalement, la question de la nature des technologies prédominantes dans les unités d'élaboration de biocarburants peut s'avérer cruciale d'un point de vue environnemental.

La capacité d'élaboration actuelle de biocarburants pour des technologies avancées (autres que G1) est faible au regard des biocarburants conventionnels (G1). En 2008, les unités d'élaboration G2 ne représentent que 0,1 % des capacités d'élaboration mondiales pour 1,1% de la production effective (Bacovsky *et al.*, 2010). Ces unités existantes n'ont pas atteint le stade industriel commercial (prototypes de laboratoires et prototypes industriels). L'évolution des capacités d'élaboration par des technologies avancées dans le monde devrait connaître un net essor dans les prochaines années (Figure 95). En 2011, les capacités d'élaboration G2 sont d'environ 2,7 Mt.an⁻¹ tous usages confondus, soit environ 3,8 fois plus qu'escompté par Bacovsky *et al.* Cet écart illustre (i) la difficulté d'anticiper correctement les déploiements technologiques de « rupture », et (ii) un soutien public important au développement de ces filières. L'anticipation de ces déploiements est d'autant plus délicate que les comportements globaux diffèrent selon l'usage type final des unités d'élaboration G2 (Tableau 17) :

- **usage type "essence"** : attente d'une conjoncture économique plus favorable. Les unités à l'arrêt et en projets sont surreprésentées contrairement aux unités en construction ou en fonctionnement,
- **usage type "diesel"** : un seuil de maturité économique est atteint dans une conjoncture plutôt favorable. Les unités en fonctionnement et en construction sont surreprésentées, contrairement aux unités à l'arrêt.

Globalement, les capacités G2 représentent 4,7%_{PCI} et 3,0 %_{PCI} des capacités totales, tous statuts confondus, respectivement pour l'usage type « diesel » et « essence ». **S'il est considéré que l'ensemble des unités en projet sera mis en place à l'horizon 2020**, la représentativité des technologies G2 dans la production de biocarburants dépendra du taux d'utilisation des unités G1 et G2 (Tableau 17). Dans tous les cas, **la part des biocarburants G2 élaborée mondialement se situerait entre 1,5 %_{PCI} et 13,1 %_{PCI}**. A l'échelle de l'Union Européenne, les biocarburants avancés (G2) pourraient atteindre 8%_{PCI} des biocarburants consommés (Bowyer, 2010). A l'horizon 2020, il faudrait qu'en 8 ans, plus de 5,4 Mtep.an⁻¹ de G2 soient mis en place. Si une expansion moyenne de 0,68 Mtep.an⁻² paraît faisable au regard de l'expansion des unités G1, ceci semble plus délicat pour des unités G2. En effet, il faut considérer que (i) les unités G2 actuelles sont des unités pilotes destinées à préciser la conception de modèles commerciaux, et que (ii) les modèles industriels qui en découleront devront être installés et « réglés » pour atteindre un fonctionnement nominal (taux d'utilisation élevé). Tenant compte de ces éléments, nous considérons qu'à l'horizon 2020 les biocarburants élaborés à partir de génération G2 resteront marginaux. En conséquence, nos évaluations ne tiendront pas compte de la biomasse mobilisée par les unités d'élaboration G2.

Tableau 18 : Approvisionnement des unités d'élaboration selon la nature alimentaire ou non des bioproduits mobilisés. Note : La nature alimentaire ou non pour l'équivalent de 24,1 Mtep.an⁻¹ de capacités (9,7% des capacités totales) n'a pu être spécifiée (par statut, dans l'ordre du tableau : 2,8 - 7,8 - 1,2 - 6,8 et 5,4 Mtep.an⁻¹). *Source : Données sources issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012*

| Alimentaire ~ | Statut des unités | Capacités estimées | Nombre d'occurrences | Répartition interne | Analyse de représentativité |
|---------------|-------------------|--------------------------|----------------------|---------------------|-----------------------------|
| | | | | | [Mtep.an ⁻¹] |
| [O/N] | [Nom] | [Mtep.an ⁻¹] | [n] | [%] | [%] |
| OUI | Arrêt | 9,2 | 260 | 5% | -36% |
| OUI | Fonctionne | 76,5 | 1414 | 40% | 51% |
| OUI | Construction | 10,9 | 153 | 6% | -34% |
| OUI | Projet | 68,2 | 763 | 36% | -31% |
| OUI | Annulé | 24,8 | 264 | 13% | 151% |
| NON | Arrêt | 2,5 | 85 | 8% | 56% |
| NON | Fonctionne | 8,9 | 577 | 27% | -34% |
| NON | Construction | 2,9 | 80 | 9% | 52% |
| NON | Projet | 17,4 | 376 | 52% | 44% |
| NON | Annulé | 1,7 | 30 | 5% | -60% |

Légende

| | |
|------------------------|--------|
| Sous-représentation | < -15% |
| Représentation moyenne | ± 15% |
| Surreprésentation | > 15% |

En gras, tendances marquées.

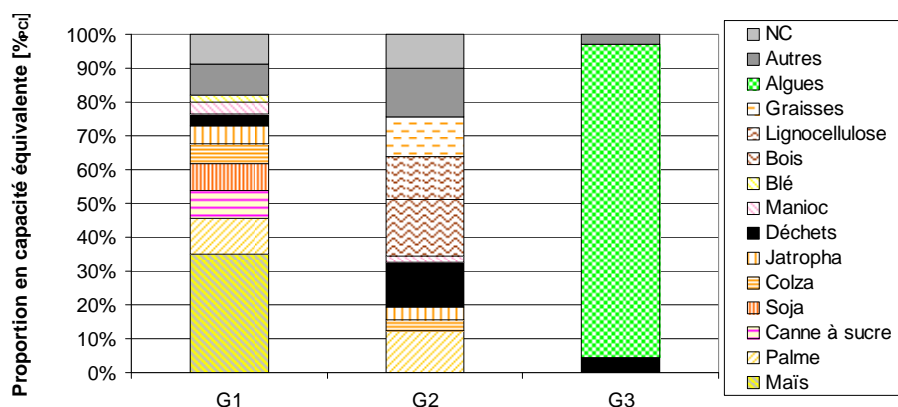


Figure 96 : Répartition des bioproduits mobilisés dans les unités d'élaboration par cultures primaires selon les générations. *Source : Données sources issues de Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012.*

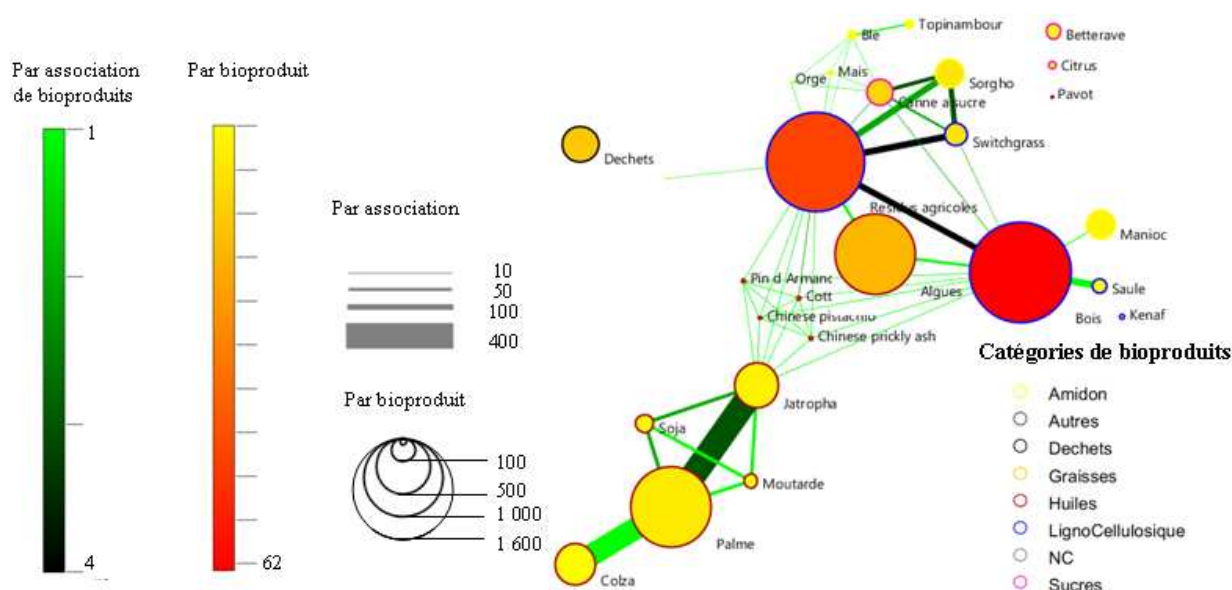


Figure 97 : Représentation des mix d'approvisionnement en bioproduits des unités d'élaboration G2 et G3 dans le monde tous statuts confondus. Les nœuds matérialisent des bioproduits (cultures primaires ou produits dérivés), les arcs matérialisent les associations entre deux bioproduits dans l'approvisionnement des unités. Les données énergétiques sont exprimées en capacités équivalentes d'élaboration. *Source : Voir Figure 88.*

Quels bioproduits pour 2020 ?

La nature alimentaire, ou non, des bioproduits mobilisés pour l'élaboration de biocarburants constitue un enjeu majeur au niveau des concurrences d'usages potentielles sur les bioproduits pour l'alimentation. Il convient toutefois de souligner que la nature non alimentaire d'un bioproduit mobilisé dans le cadre de la production de biocarburants ne constitue pas une garantie de neutralité vis-à-vis de l'impact potentiel de telles pratiques sur la disponibilité alimentaire globale. La mobilisation des forces productives (main d'œuvre) et des ressources naturelles (Eau, Surfaces productives, Intrants agricoles, ...) peut influencer de manière indirecte le niveau de production de denrées alimentaires. *A fortiori*, cet effet est accentué au niveau local dans les pays dont le système de productions végétales est très peu mécanisé et peu productif. En 2012, 88%_{PCI} des biocarburants sont élaborés sur la base de bioproduits de nature alimentaire. La tendance actuelle est relativement favorable à la mise en place d'unités approvisionnées par des bioproduits non alimentaires. Ces unités sont effectivement surreprésentées dans les statuts « Arrêt », « Construction » et « Projet » vis-à-vis des unités approvisionnées par bioproduits de nature alimentaire (Tableau 18). Ces unités sont (i) encore peu matures technologiquement et (ii) peu rentables économiquement (statut « Arrêt » pour des unités récentes). A l'inverse elles sont sous-représentées dans les statuts « Fonctionnement » et « Annulé ». Ces unités sont encore peu nombreuses à être en place et opérationnelles, mais font l'objet d'un soutien public à leur mise en place. **Si l'ensemble des projets notifiés en 2012 est mis en place à l'horizon 2020 dans les proportions indiquées, les bioproduits mobilisés resteront tout de même largement de nature alimentaire (à 85%_{PCI}).** Ces estimations concernant la proportion de bioproduits non alimentaires dans l'approvisionnement des unités d'élaboration de biocarburants sont cohérentes avec les estimations FAO/OCDE (OECD-FAO, 2011) pour 2010 et 2020. Étudiées en détail, les mobilisations de bioproduits concernent généralement quelques cultures primaires bien identifiées (Figure 96) :

- pour les unités G1, sur 53 bioproduits primaires recensés, les 10 plus usités totalisent 91 % des capacités d'élaboration (dont 9 % non connus),
- pour les unités G2, sur 30 bioproduits primaires recensés, les 10 plus usités totalisent 91 % des capacités d'élaboration (dont 10 % non connus),
- pour les unités G3, les micro-algues représentent 93 % des capacités prévues.

Toutefois, les données concernant les générations G2 et G3 sont certainement biaisées et moins représentatives que celles des unités G1. D'une part, les unités représentatives pour les générations G2 et G3 sont actuellement peu nombreuses. En conséquence, dans le cas des unités G2, le champ de recherche de nouvelles cultures dédiées montre un éventail culturel bien plus diversifié que le mix d'approvisionnement des unités (prototypes) actuelles. D'autre part, la catégorisation des bioproduits mobilisés en une culture primaire équivalente peut introduire des biais de simplification. Dans le cas des unités G2, l'approvisionnement indiqué correspond souvent à une catégorie généraliste impliquant potentiellement de nombreuses ressources (par exemple : résidus, déchets, lignocellulose,...). Les cultures primaires sont alors difficilement spécifiables. Dans le cas des unités G3, la notion de diversité des ressources est ambiguë. La plupart des prototypes G3 imaginés et conçus jusqu'à maintenant utilisent des micro-algues. Or, quelles que soient les espèces mises en jeu, elles sont catégorisées comme « Algues ». Ainsi, l'apparente homogénéité d'approvisionnement pour les unités G3 cache en réalité un nombre d'espèces très important. Toutefois, l'approvisionnement des unités G3 n'a pas d'implication au niveau territorial. Au final, les mix d'approvisionnement des unités G2 dont l'implication territoriale est forte, pourraient s'avérer plus diversifiés qu'indiqué par les pratiques et projets actuels (Figure 97).

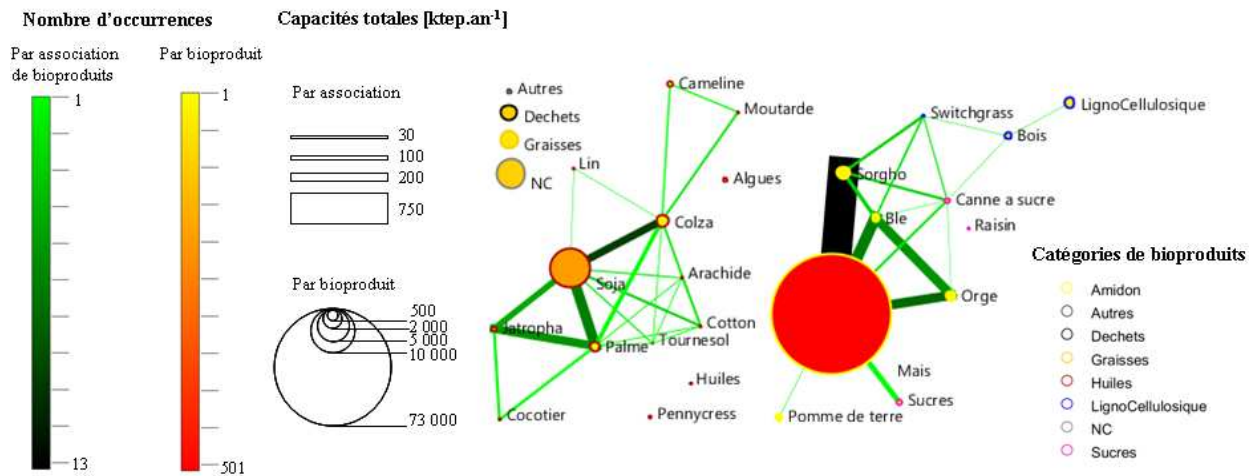


Figure 98 : Représentation des mix d'approvisionnement en bioproduits des unités d'élaboration existantes et en projet aux États-Unis d'Amérique. Les nœuds matérialisent des bioproduits (cultures primaires ou produits dérivés), les arcs matérialisent les associations entre deux bioproduits dans l'approvisionnement des unités. *Source : Voir Figure 88.*

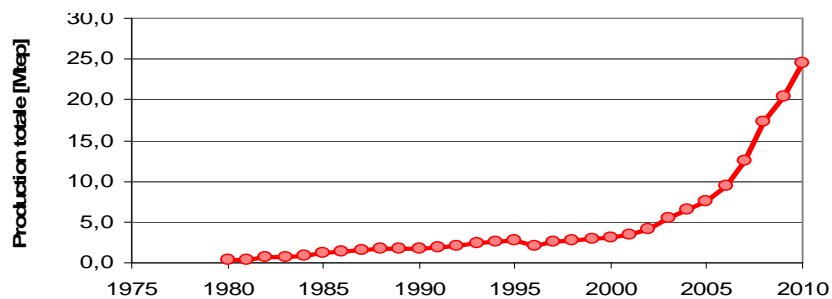


Figure 99 : Evolution de la production annuelle de bioéthanol de maïs aux États-Unis d'Amérique depuis 1980. *Source : Données issues de Renewable Fuel Association (<http://www.ethanolrfa.org>, consulté le 15/04/2011).*

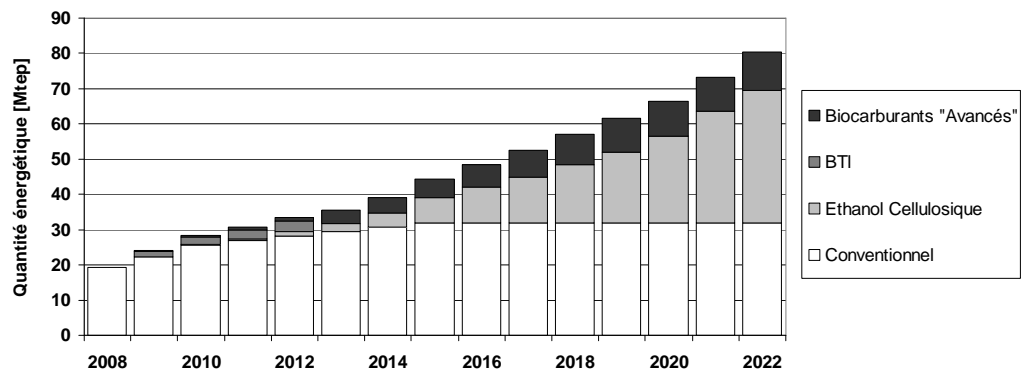


Figure 100 : Projection des productions de biocarburants selon leur caractère conventionnel ou « avancé » dans la terminologie de la Renewable Fuel Agency. *Source : Données issues de EPA, Renewable Fuels Standard (www.epa.gov).*

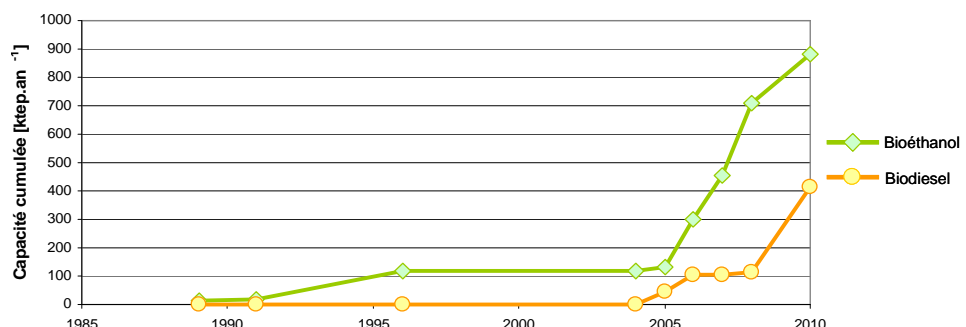


Figure 101 : Evolution de la capacité d'élaboration de biocarburants au Canada. *Source : Données issues de Canadian Renewable Fuel Association (<http://www.greenfuels.org>, consulté le 10/02/2011).*

3.3 Panorama des situations de développements extra européennes au niveau de détail national

L'analyse du développement des filières nous permet d'identifier les grands types de filières et leurs caractéristiques principales à un niveau de détail national. Dans ce sous-chapitre, l'objectif est de produire l'état des lieux du développement des filières biocarburant extra-européennes. Celles-ci peuvent entretenir des interactions importantes avec les filières de l'Union Européenne qui sont étudiées par ailleurs (cf 4). Pour faciliter la lecture et donner cohérence à ce panorama, la revue de ces déploiements extra-européens est déclinée par grandes zones mondiales. Dans chaque région mondiale, nous nous focaliserons sur les pays les plus représentatifs actuellement. L'intérêt premier de ce panorama est la production d'une image globale du déploiement actuel et prévu des filières biocarburant. En outre, les connaissances synthétisées dans ce panorama permettent de consolider nos capacités à analyser les interactions entre les filières de l'Union Européenne et extra-européennes.

Amérique du Nord

Dans cette région du monde, la mise en place de filières biocarburants significatives est récente et montre une croissance importante. Les principaux acteurs sont les Etats-Unis d'Amérique et le Canada. Ces pays s'appuient actuellement sur des filières G1 conventionnelles dont l'approvisionnement donne une large place au maïs grain et au soja (Figure 98). Cette répartition est due à la prédominance des capacités d'élaboration aux Etats-Unis d'Amérique vis-à-vis des capacités existantes au Canada.

- Etats-Unis d'Amérique

Les Etats-Unis d'Amérique dominent largement les productions de la région avec le déploiement rapide de la filière bioéthanol de maïs (Figure 99) favorisé par des réglementations et des objectifs d'incorporation ambitieux. Cette filière s'appuie sur les capacités considérables de production en maïs de la « Corn-Belt ». La plupart des unités d'élaboration d'éthanol se situent dans cette zone. Les coproduits de cette filière bénéficient aux filières d'élevage (solubles de distilleries : DDGS), qui utilisent habituellement le maïs en grains directement. Les niveaux de production en 2009 impliquaient une surface récoltée en maïs de 8 Mha et l'usage bioéthanol mobilisait plus de 20% de la production massive totale en grains. L'ampleur de cette filière et sa position mondiale dominante en font l'une des filières bioéthanol les plus étudiées. A l'opposé, les capacités de production en biodiesel sont relativement faibles vis-à-vis du bioéthanol. Toutefois, la production de biodiesel aux Etats-Unis d'Amérique, même très fluctuante, peut occasionnellement participer significativement aux échanges internationaux en biocarburants (3.1.2). Enfin, à l'horizon 2020, des déploiements très importants de filière G2 (Btl et éthanol cellulosique) sont prévus (Figure 100).

- Canada

Le Canada développe en priorité une filière bioéthanol. L'évolution prévue des capacités d'élaboration favorise le bioéthanol (Figure 101). L'objectif de production était de 5%_{PCI} d'incorporation en 2010 pour la part des carburants dédiés au transport, soit 1020 ktep.an⁻¹ en terme de production (700 ktep effectivement réalisés). La production canadienne restera donc bien inférieure celle des Etats-Unis d'Amérique. Les prévisions actuelles laissent penser que le Canada ne sera pas un acteur majeur du développement des biocarburants à l'horizon 2020 sans un changement d'orientation majeur. L'approvisionnement des unités d'élaboration de bioéthanol au Canada a été assuré à 65% en maïs, 34 % en blé et à hauteur de 1% par des ressources de 2nde génération (bois principalement) sur la période 2006 – 2009. Les évolutions récentes dans les échanges de bioproduits semblent indiquer une augmentation soutenue des exports de pellets de bois du Canada vers l'Union Européenne (Martin, 2010).

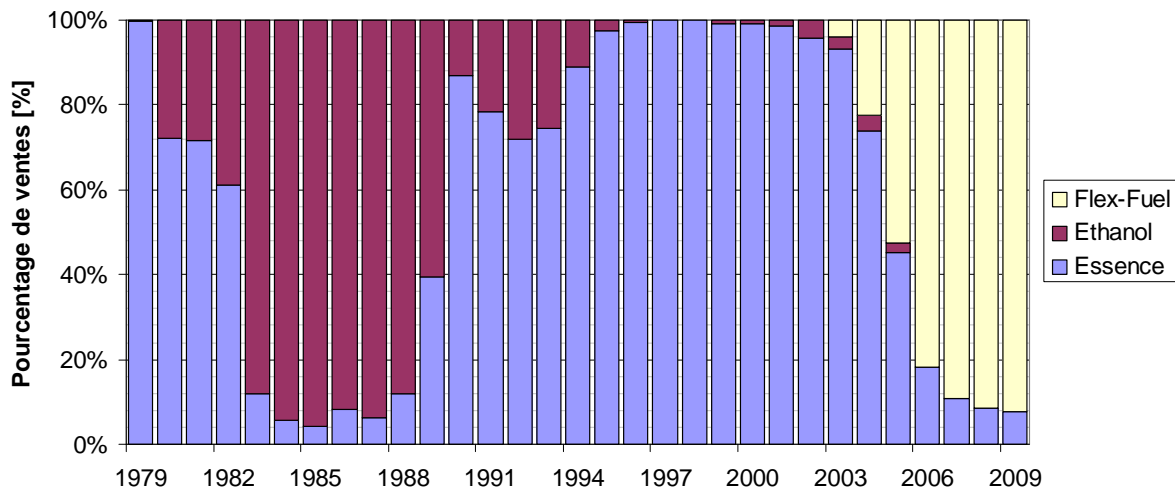


Figure 102 : Répartition des ventes de véhicules neuf « type essence » au Brésil depuis 1979. Source : Données issues de UNICA, 2009 (<http://www.unica.com.br/>) et recueillies auprès de Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores - Brasil / ANFAVEA.

| Pays | Standards d'incorporation en Amérique Latine | | | | | | | | | |
|------------|--|-----|------|------|-----------|------|------|------|------|------|
| | Bioéthanol | | | | Biodiesel | | | | | |
| | E100 | E25 | E5 | E7 | B100 | B7 | B5 | B4 | B3 | B2 |
| Argentine | | | 2010 | | F | | | | | 2010 |
| Brésil | | | | | | | 2013 | 2009 | 2008 | 2008 |
| Colombie | | | | 2010 | | 2012 | 2010 | | | |
| C. America | | | | | F | | | | | |
| Mexique | | | | 2012 | F | | | | | |
| Paraguay | | | | | | | 2009 | | 2008 | 2007 |

Source : BioTop project, Global Biofuels Center

Légende :

Effectif

Objectif

F : Flottes de véhicules spécifiques

Figure 103 : Etat et évolutions programmées des principaux standards d'incorporation nationaux en Amérique Latine en 2009. Note : Lorsque l'année n'est pas connue, la cellule correspondante est laissée vide. Source : Données issues de (Joseph, 2011b; Riegelhaupt, 2009).

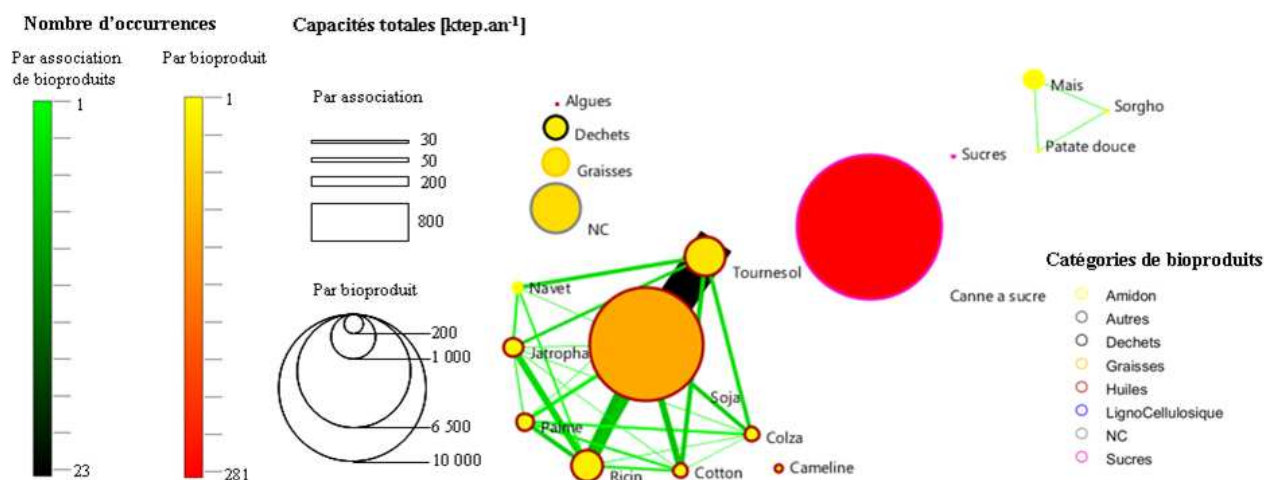


Figure 104 : Représentation des mix d'approvisionnement en bioproduits des unités d'élaboration existantes et en projet au Brésil et en Argentine. Les nœuds matérialisent des bioproduits (cultures primaires ou produits dérivés), les arcs matérialisent les associations entre deux bioproduits dans l'approvisionnement des unités. Source : Voir Figure 88.

Amérique du Sud

Comme dans la plupart des régions du monde, les principales impulsions dans le développement des filières biocarburants ont été liées à des réglementations plus ou moins incitatives pour les producteurs nationaux. Le premier cas de développement se situe au Brésil avec le lancement du plan national PROALCOOL. Lors de sa première phase entre 1975 et 1980, la capacité de production d'éthanol a d'abord été renforcée par l'annexion de nouvelles distilleries à des unités sucrières existantes. De plus, des mesures incitatives ont été déclinées. D'une part, des taux d'incorporation d'éthanol dans l'essence ordinaire ont été fixés, et progressivement relevés (jusqu'à 25%_{PCI}). D'autre part, un panel d'incitations fiscales et économiques sur la production d'éthanol et sur la vente de véhicules spécifiques à l'usage du bioéthanol a été mis en place. Dans la seconde phase du plan PROALCOOL, un objectif de production a été fixé à 10 Mm³.an⁻¹ (~ 5,1 Mtep.an⁻¹) d'éthanol, et un partenariat avec les constructeurs automobiles a été constitué pour l'élaboration de véhicules dédiés à l'usage d'éthanol. Ces véhicules représentaient 95% des ventes en 1984. Ils ont été délaissés au cours des années 90 en raison d'une conjoncture économique qui favorisait l'essence ordinaire vis-à-vis de l'éthanol. En 2003, les véhicules de type « Flex-Fuel » sont apparus sur le marché national (Figure 102). Ceux-ci utilisent des mélanges essence-éthanol dans des proportions très variables, et ne contraignent plus les utilisateurs à l'éthanol pur. Ceci, combiné à une demande de pays tiers (Europe, USA, Japon), a contribué à un retour en force du marché de l'éthanol au Brésil.

Dans les années 90, d'autres pays d'Amérique du Sud ont tenté de développer de tels programmes (Argentine « gasohol », Guatemala,...) sans succès apparent. Toutefois, dans les années 2000, une nouvelle vague d'initiatives nationales a eu lieu dans cette région. Entre 2001 et 2008, des efforts continus ont été fournis au Pérou, en Colombie, au Costa Rica, en Equateur, en Bolivie, au Paraguay, en Argentine, et bien sûr au Brésil. La Figure 103 montre les différents standards de mélanges biodiesel/bioéthanol fixés dans quelques-uns de ces pays. Actuellement, les seuls pays montrant une réelle maturité de développement de ces filières sont le Brésil et l'Argentine (Figure 104), et dans une moindre mesure, la Colombie. **La différence principale entre les filières de ces pays réside dans leurs propensions respectives à l'export international.** En effet, l'Argentine et la Colombie montrent des stratégies d'exports marquées, tandis que le Brésil exporte relativement peu sa production.

La production d'éthanol est très largement dominée par le Brésil du fait de l'ancienneté de cette filière, mais aussi des ressources naturelles considérables de ce pays (eau douce et surfaces productives). La canne à sucre est la source d'approvisionnement quasi-exclusive pour le bioéthanol en Amérique Latine (Figure 104). Cette production atteint de forts rendements agricoles mais ne procure que peu de coproduits pour l'alimentation animale. L'ensemble des coproduits peut effectivement être recyclé en cycle fermé dans la filière bioéthanol. La bagasse (fibres de canne) permet aux unités d'élaboration de s'autoalimenter en électricité et chaleur (cogénération), tandis que les effluents de lavage et la vinasse retournent aux champs par épandage ou ferti-irrigation. Actuellement, de nombreuses unités d'élaboration au Brésil s'engagent dans des programmes d'amélioration énergétique au niveau des cycles de cogénération pour produire un surplus d'électricité dédié au réseau national. Cette forme de production décentralisée favorise le développement des zones rurales en valorisant mieux la bagasse. Ces actions sont éligibles dans le cadre des mécanismes de développement propres du protocole de Kyoto. 22 projets de ce type sont déposés en 2010.

La production de biodiesel dans cette région du monde est actuellement tenue à part égale par l'Argentine et le Brésil. L'Argentine, premier exportateur de soja au monde (Figure 105) avant la mise en place de son industrie d'élaboration de biodiesel trouve aujourd'hui une alternative commerciale nouvelle. En conséquence, l'Argentine développe donc quasi exclusivement du biodiesel de soja.

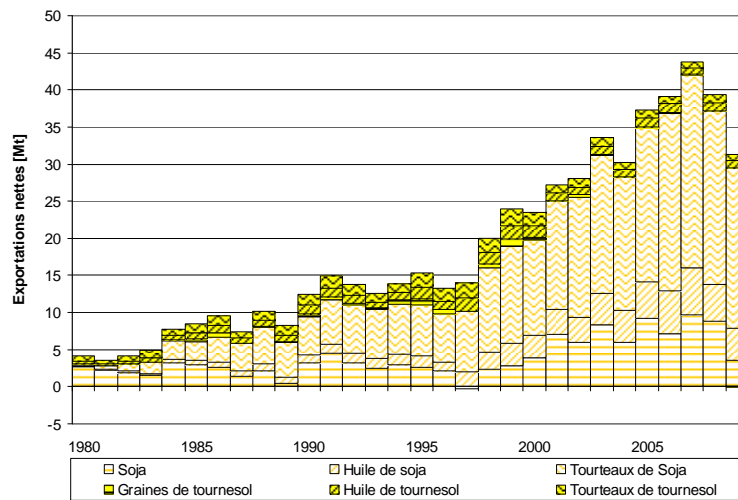


Figure 105 : Evolution des exportations nettes pour les produits principaux des cultures primaires utilisées dans l'élaboration du biodiesel en Argentine. Source : Données issues de FAOSTAT (2012).

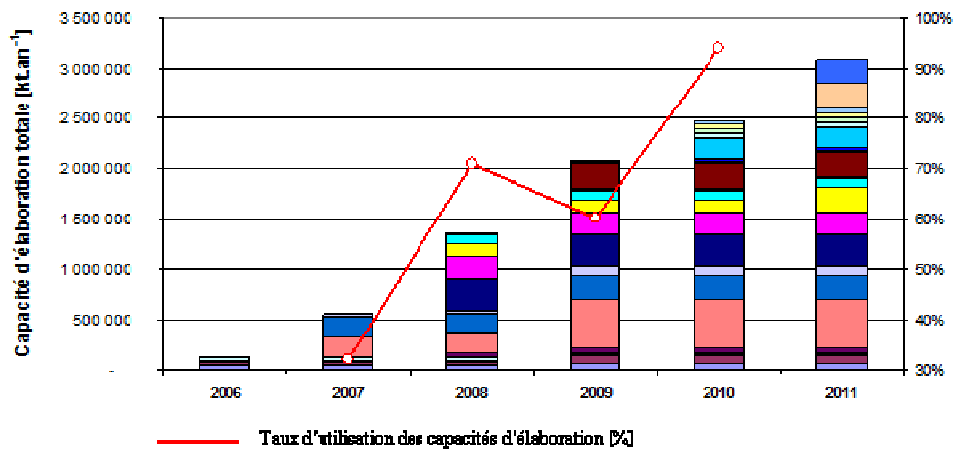


Figure 106 : Evolution du taux d'utilisation et des capacités d'élaboration de biodiesel en Argentine. Les couleurs servent uniquement à délimiter la capacité allouée à chaque unité de biodiesel. Source : Données issues de (James, 2009).

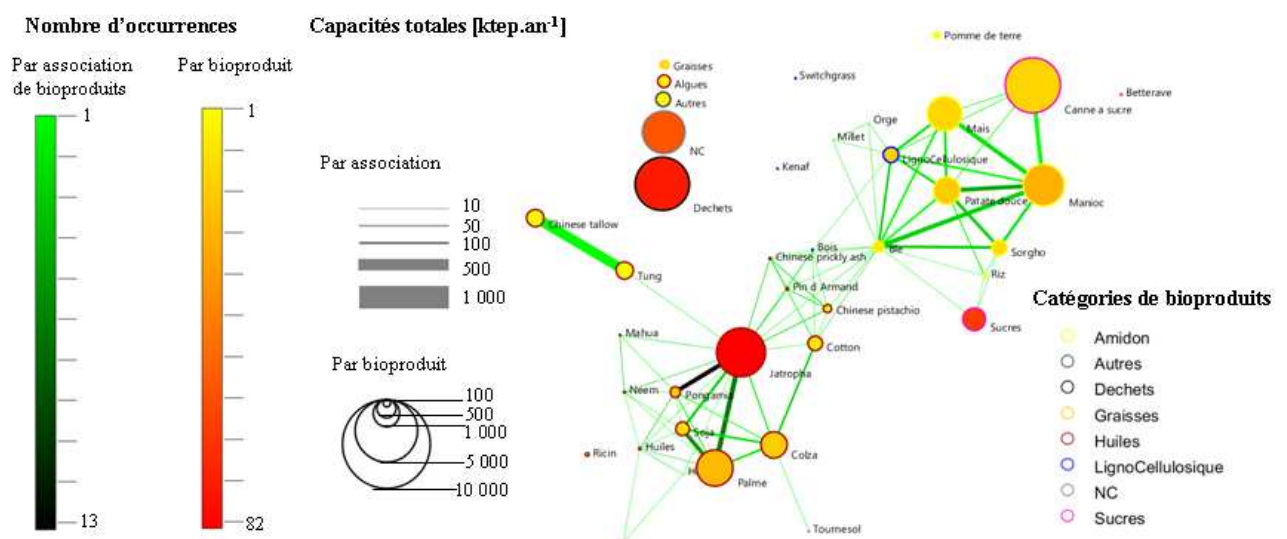


Figure 107 : Représentation des mix d'approvisionnement en bioproduits des unités d'élaboration existantes et en projet en Inde et en Chine. Les nœuds matérialisent des bioproduits (cultures primaires ou produits dérivés), les arcs matérialisent les associations entre deux bioproduits dans l'approvisionnement des unités. Source : Voir Figure 88.

Cet état de fait devrait perdurer dans les années à venir, bien que des recherches soient en cours pour l'approvisionnement par de nouvelles sources végétales (Joseph, 2011a). Le biodiesel est distribué en mélange avec le diesel classique à hauteur de 2%, 5% et 7% (respectivement B2, B5 et B7), et des études sont en cours pour évaluer la possibilité d'un passage à 10% d'incorporation (B10) fin 2010. L'Argentine développe une stratégie d'expansion régulée de ses capacités d'élaboration nationales afin de conserver une adéquation avec la production nationale d'oléagineux. Ainsi, l'intérêt principal de cette régulation est de conserver des taux d'utilisation hauts pour renforcer la rentabilité économique des unités d'élaboration locales, et pour éviter les dérives spéculatives (recours massif aux importations d'oléagineux). Des quotas d'augmentation de capacités sont affectés chaque année par les autorités nationales. La Figure 106 illustre les effets du contrôle sur le développement des unités de transformation en Argentine. Le développement des capacités autorisées est totalement linéaire. Après une période transitoire sur les deux premières années de production (30% d'utilisation en 2007), le taux d'utilisation reste confiné dans la tranche de 60 à 95 % de la capacité nationale d'élaboration de biodiesel. Au final, les capacités d'élaboration autorisées de biodiesel ont progressé de 492 kt.an⁻¹ sur la période 2006 – 2011, et le biodiesel produit a été principalement exporté (principalement en Europe) jusqu'en 2009.

Des controverses sur le rôle de l'Argentine dans le marché international du biodiesel, notamment en direction de l'Union Européenne, ont eu cours dans la période 2007 – 2008 (CADER, 2009a). Par conséquent, le gouvernement argentin a décidé d'établir un suivi dont les résultats sont régulièrement rendus publics à travers des publications de synthèse. De plus, les données d'imports/exports sont accessibles en ligne, sans restrictions particulières, et remontent à l'année 1999. Au sein de cet outil de traçabilité, peuvent être recensés et quantifiés les échanges commerciaux de biodiesel et d'éthanol avec le reste du monde. L'éthanol constitue une filière très récente et en développement dans ce pays. Les volumes produits aujourd'hui sont encore marginaux au regard des productions mondiales et ne sont donc pas abordés ici. La Colombie se base sur la production d'huile de palme (Pinzón, 2009) et cherche à développer les cultures de jatropha (Renner *et al.*, 2008). Le Brésil, dont les niveaux de production sont encore relativement faibles au regard de sa filière bioéthanol, se base actuellement sur la filière soja tout en diversifiant les sources d'approvisionnement (Palme, Coton, Tournesol, Jatropha, ...).

Asie

○ Inde

Le gouvernement a adopté une réglementation sur les biocarburants fin 2009 (National Policy on Biofuels) qui fixe un **taux d'incorporation de 20%** de biocarburants en 2017. La stratégie repose sur l'utilisation d'approvisionnements non alimentaires, avec les molasses et les huiles non comestibles. Le taux d'incorporation actuel de 5% d'éthanol dans l'essence a été atteint lors des années favorables à de bonnes récoltes de canne à sucre (Aradhey, 2010; Singh, 2009). Par ailleurs, l'Inde a dû importer de l'éthanol pour ses usages industriels en 2009 (~140 ktep). L'Inde possède 330 distilleries (dont 115 peuvent élaborer 920 ktep.an⁻¹) qui suffisent aux 5% d'incorporation pour le transport. La production de biodiesel reste marginale faute d'approvisionnements nationaux suffisants. L'approvisionnement visé pour le biodiesel est *Jatropha curcas* cultivé sur des terres marginales (Figure 107, Figure 108). L'objectif (*National Mission on Biodiesel*) était (i) la mise en place de 400 kha de jatropha puis d'un réseau d'établissements dédiés à la production de pieds par bouturage pour 2007, et (ii) l'atteinte de 20%_{PCI} d'incorporation en 2012 par le déploiement du jatropha (~13,4 Mha) et d'unités d'élaboration. D'après l'étude GEXSI (Renner *et al.*, 2008), 1,2 à 1,4 Mha de jatropha étaient attendus en 2010, puis 1,8 à 5,4 Mha en 2015. La phase (i) ayant échoué (Kumar *et al.*, 2012), la réalisation de la phase (ii) est compromise (Aradhey, 2011). La surface plantée actuelle est estimée à 500 kha, avec 65 à 70 % de plantations jeunes dont la production devrait réellement débiter dans 4 ans. Au niveau local, des concurrences d'usages des terres sont constatées (Findlater et Kandlikar, 2011). Enfin, la vingtaine d'unités de biodiesel actuelles produisent environ 100 ktep.an⁻¹ consommés dans le secteur informel (agriculture, irrigation, ...).

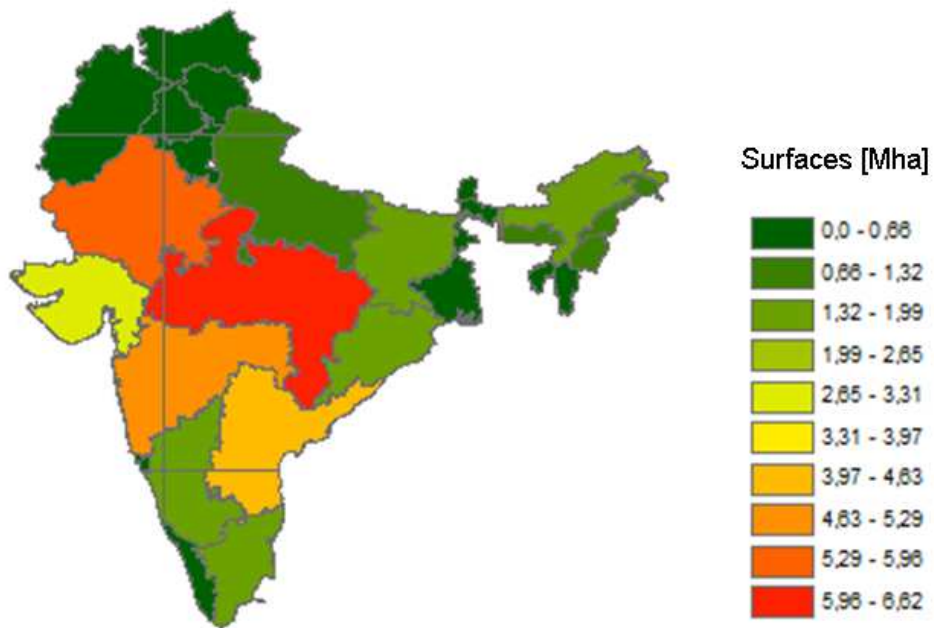


Figure 108 : Terres marginales disponibles et présentant un potentiel agricole pour la culture de Jatropha en Inde. Source : Données issues de (Punia, 2007) et projetées sous ArcGIS™.

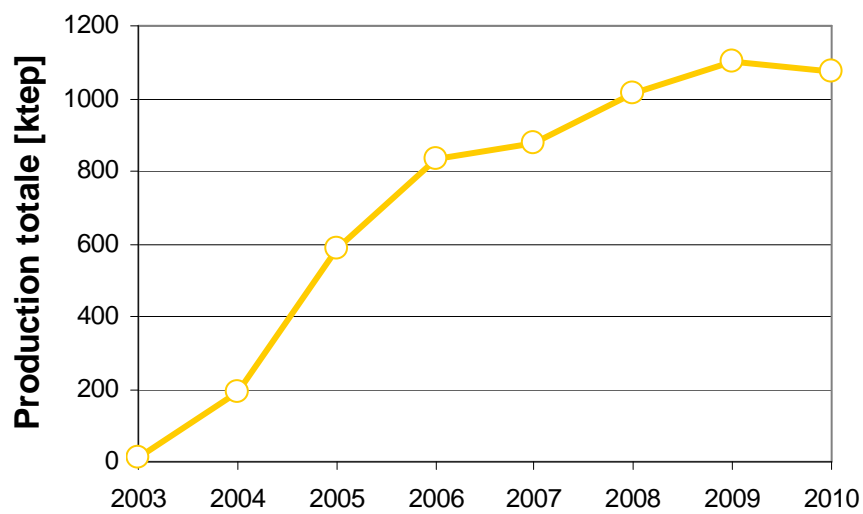


Figure 109: Evolution de la production annuelle de bioéthanol carburant en Chine depuis 2003. Source : Données issues de (Beckman et Junyang, 2010; R. Scott et Junyang, 2011).

- Chine

L'objectif d'incorporation de biocarburants en Chine est **de 15% en 2020**. La production de biocarburants est tournée vers le bioéthanol avec 1 Mtep produit en 2010. L'approvisionnement dédié à cette production (Figure 107) est relativement cadré et contraint l'usage de ressources alimentaires, en particulier sur les céréales. Tout nouveau projet d'unité d'élaboration d'éthanol à base de céréales a été gelé à partir de 2007 (Beckman et Junyang, 2010). La moitié du bioéthanol est produit à partir de céréales (maïs, sorgho, blé, riz) et l'autre moitié à partir de tubercules (manioc, patates douces). La réglementation sur les biocarburants comporte des aides à la mise en culture de ressources non alimentaires. La croissance de la production de biocarburants est aussi contrainte par la compétition dans l'usage des sols entre cultures non alimentaires et alimentaires. La Figure 109 montre l'évolution particulière de la production chinoise en bioéthanol. L'évolution générale de la production indique un ralentissement de la croissance annuelle dès 2006, et une stagnation entre 2009 et 2010. Ceci reflète les contraintes réglementaires fixées qui sont directement liées aux tensions sur l'usage des ressources en sols et à la priorité de la production alimentaire, problématique majeure en Chine. Le standard d'incorporation pour le bioéthanol est l'E10 dans la plupart des provinces. L'approvisionnement en matières premières pour la production du biodiesel est sensible. La Chine est le plus grand importateur mondial d'huile de soja et de palme (FAOSTAT, 2010) et reste globalement un importateur net d'oléagineux et d'huiles alimentaires. Ces ressources sont dédiées à l'alimentation, l'approvisionnement majeur des unités d'élaboration reste basé sur les huiles usagées (Motzfeldt, 2010) dont la collecte n'est pas organisée de manière optimale. La production de biodiesel a atteint 210 ktep en 2008, et est en partie une production « d'opportunité économique » qui fonctionne lorsque le rapport entre les prix des huiles végétales d'importation et du gasoil est favorable. Le standard de mélange du biodiesel est actuellement le B5 (province de Hainan). Devant ces contraintes, des recherches sur de nouvelles sources d'approvisionnement sont menées. La recherche s'oriente actuellement sur des cultures classiques (patates douces et sorgho doux) ou arbustives implantables sur des **terres marginales**.

Pacifique

- Indonésie/Malaisie

L'Indonésie et la Malaisie sont les deux plus gros producteurs mondiaux d'huile de palme (85 et 83 Mt.an⁻¹ respectivement). Leurs productions absolues représentent 81 % de la production mondiale en 2009 (FAOSTAT, 2010). La production de cette industrie est toutefois loin d'être réservée à des usages biocarburants. Les principaux usages des produits de la palme sont le fait des industries agro-alimentaires et cosmétiques pour l'huile, mais aussi l'industrie du bois et du papier. Cette culture a la particularité de générer des ressources destinées à des marchés de natures distinctes (papier, construction, agroalimentaire, biocarburants), ce qui renforce sa compétitivité économique. Paradoxalement, l'élaboration de biocarburants nationaux est faible ; la Malaisie a seulement produit 240 ktep de biodiesel en 2009 (Hoh, 2010), soit 2% de la production mondiale et l'Indonésie 69 ktep en 2009 (Bromokusumo, 2009). **La particularité de ces acteurs mondiaux dans le marché des biocarburants est une spécialisation dans l'export des produits intermédiaires ou finis**. Cette stratégie rend les productions nationales de biocarburants directement dépendantes des cours économiques mondiaux des carburants traditionnels (Lopez et Laan, 2008), ainsi que de la demande extérieure. En effet, les principaux importateurs en 2010 (Pays-Bas, Italie, Espagne, Singapour et Etats-Unis d'Amérique) pourraient restreindre les importations de biodiesel de palme sur des critères environnementaux.

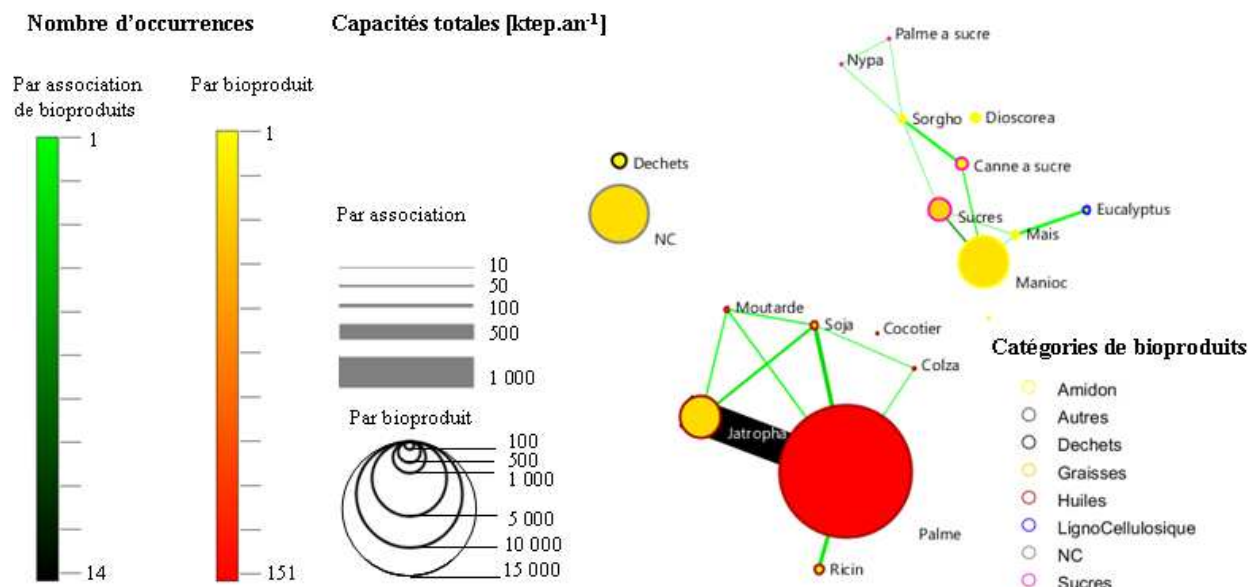


Figure 110 : Représentation des mix d'approvisionnement des unités d'élaboration de biodiesel existantes et en projet en Indonésie et en Malaisie. Source : Voir Figure 88.

Encadré 8 : Connaissances sur l'état d'avancement des cultures dédiées de *Jatropha curcas* L. pour l'élaboration de biodiesel en Malaisie.

Les connaissances concernant les cultures de *Jatropha curcas* L. existantes en Malaisie sont encore très partielles en 2011. D'après Lim *et al* (Lim et Teong, 2010), avant 2008, les plantations de jatropha étaient principalement développées dans l'Est de la Malaisie. Ces plantations comprenaient globalement des applications à petite échelle sur un total de moins de 40 kha. En 2008, 80 kha de terres agricoles ont été louées par la firme « Mission Biotechnology » pour la mise en culture de jatropha. La surface totale de mise en culture est attendue à 0,6 Mha fin 2009 et à 1 Mha fin 2010. Ces estimations sont toutefois optimistes. Premièrement, l'étude internationale GEXSI (Renner *et al.*, 2008) spécifique au jatropha n'évoque pas l'existence de ces cultures en Malaisie en 2008. Deuxièmement, d'après le groupe de recherche JARAK (JATropa Research And Knowledge network, Université de Leiden) dont l'objectif est de produire des éléments de connaissances de terrain sur ces projets de plantations en Malaisie, il n'existe pas encore de cultures à grande échelle (>1 kha). Par conséquent, les surfaces dédiées en 2011 étant constituées de productions à petite échelle, elles ne peuvent totaliser 1 Mha comme évoqué par Lim *et al.* D'autre part, sur les 3 unités d'élaboration de biodiesel existantes (~320 kt.an⁻¹ de capacités au total) et incluant le jatropha dans leur approvisionnement en Malaisie (Global Biofuel Center, 2012), aucune n'utilise le jatropha seul. Ces unités s'approvisionnent toutes en huile de palme en association au jatropha. La proportion d'usage entre ces deux bioproduits n'est pas connue, mais doit être très en faveur de l'huile de palme. L'emploi du jatropha est actuellement un argument positif dans le secteur industriel malaisien vis-à-vis des contraintes environnementales et *a fortiori* comparativement à l'huile de palme. Si ces unités étaient significativement approvisionnées par du jatropha, nul doute que ces faits seraient relayés au niveau national et international. Ainsi, en l'absence de source de données quantitatives fiables et représentatives, il apparaît que le jatropha constitue plus une voie de diversification intéressante d'un point de vue environnemental qu'une filière de production effective et significative en 2011 en Malaisie.

L'Europe, qui importe 230 ktep de biodiesel de palme depuis l'Indonésie en 2010 (Slette et Wiyono, 2011), impose des limitations sur les émissions de GES qui seront effectivement contraignantes à partir de 2017 pour la filière biodiesel de palme (cf 2.4.2, Encadré 5). Les Etats-Unis d'Amérique, vus comme gros importateur potentiel (cf 3.1.2, Figure 77), n'ont pas encore validé la filière biodiesel de palme dans ses standards environnementaux (EPA et Renewable Fuel Standard 2). Devant ces restrictions sur les possibilités d'exports, des recherches de diversification concernant la nature des bioproduits mobilisables pour l'élaboration de biocarburants sont en cours en Indonésie et en Malaisie. Ces diversifications portent principalement sur le manioc et sur la mise en culture de *Jatropha curcas* L (Silitonga *et al.*, 2011) dont la production Malaisienne est encore peu avancée malgré les effets d'annonce (Encadré 8). La nature des approvisionnements en bioproduits des unités d'élaboration en projet dans ces deux pays témoigne de cette tendance (Figure 110). L'orientation des industries des biocarburants vers l'élaboration de biodiesel se traduit par des productions de bioéthanol insignifiantes en Malaisie (Hoh, 2011) ou totalement stoppées en Indonésie en 2010 (Slette et Wiyono, 2011). Outre les visées d'exportations de ses industries, la Malaisie a mis en place des programmes gouvernementaux pour le biodiesel (National Biofuel Policy) dont Envo Diesel qui prévoyait un taux d'incorporation de type B5 en 2006. Ce programme a été infructueux mais le B5 a été conservé à travers un nouveau mandat en 2011 (Ong *et al.*, 2012). **L'Indonésie vise 2,5 %_{PCI} en 2010, 10 %_{PCI} en 2020, puis 20 %_{PCI} de biodiesel en 2025** (Dillon *et al.*, 2008). Ces incorporations concernent par ailleurs d'autres secteurs comme la consommation domestique, l'industrie et la génération d'électricité. Globalement ces objectifs représentent une consommation prévue d'environ 3,5 Mtep.an⁻¹ de biodiesel en 2020 (Lopez et Laan, 2008).

- Australie

L'Australie est tournée vers la production d'éthanol. Ce pays produit et consomme environ 220 ktep de bioéthanol produit localement à partir de ressources diverses en 2011 (Darby, 2011), dont principalement des céréales (blé). L'Australie reste donc un acteur marginal dans le commerce mondial de bioéthanol (autoconsommation) et est peu impliquée dans le secteur des biocarburants (<1% de la consommation mondiale). Le taux d'incorporation actuel est fixé à 4% et le bioéthanol de type E10 est prévu pour 2011. La production de biodiesel locale est actuellement anecdotique, bien qu'un taux de mélange de type B2 ait été fixé en 2010 dans une partie du pays (New South Wales) où le B5 est prévu pour 2011.

Afrique

Le continent africain ne possède pas réellement de filières développées à grande échelle pour les biocarburants dédiés au transport. Une association Pan-Africaine des Pays non Producteurs de Pétrole (Green OPEC) s'est formée en 2006 pour promouvoir la production de biocarburants sur ce continent. De nombreuses initiatives pour l'établissement de réglementations cadres du développement des biocarburants au niveau national ont été constatées durant les 5 dernières années. Le Sénégal a annoncé un objectif de 1 Ml (~780 ktep) de biodiesel de jatropha en 2015 (Sall, 2007) mais n'a pas fixé d'objectifs d'incorporation. En 2009, le Kenya a mis en place une réglementation spécifique et a fixé un taux d'incorporation d'éthanol commercialisé sous forme d'E10. En 2010, l'Angola et l'Afrique du Sud ont adopté une réglementation spécifique aux biocarburants (Diaz-Chavez et Jamieson, 2010).

Plusieurs pays africains sont producteurs et exportateurs de sucre, ce qui indique un potentiel actuel dans la filière éthanol. Toutefois, les opportunités socio-économiques de telles transitions commerciales restent à être démontrées. Des éthanoleries existent, leurs productions sont globalement dédiées à des usages non carburant. Le Nigéria, et le Malawi utilisent l'éthanol carburant. Sur l'ensemble du continent, les capacités installées pour le bioéthanol avoisinent les 130 kt.an⁻¹ (Global Biofuels Center, 2010). Les pays identifiés possédant au moins une unité bioéthanol sont l'Ethiopie, le Kenya, le Malawi, le Soudan et le Zimbabwe. La capacité moyenne de ces unités est d'environ 20 kt.an⁻¹ et elles s'approvisionnent en canne

à sucre ou en molasses. L'ensemble des projets d'implantation d'unités d'élaboration de bioéthanol proposé sur le continent représente environ 1900 kt.an⁻¹ (~1200 ktep), soit 15 fois la capacité actuelle. Ceci indique l'intérêt des investisseurs étrangers dans la mise en place de ces filières. Le foisonnement de projets annoncés depuis 2005 et l'état de leurs réalisations peu significatives aujourd'hui montre la difficulté qu'implique le suivi de l'évolution des biocarburants en général en Afrique. La plupart des projets proposés reposent sur des stratégies commerciales d'export notable dans la viabilité économique des projets ; la crise économique mondiale depuis 2008 a largement contribué à freiner ces développements.

La filière biodiesel n'a pas d'industrie parallèle comparable en Afrique, comme c'est le cas pour la filière bioéthanol et les industries sucrières. La principale impulsion du biodiesel est liée à la culture de *Jatropha curcas* L. en Afrique. En effet, ces 5 à 10 dernières années, de nombreux projets ont été annoncés concernant la mise en culture de surfaces importantes de *Jatropha curcas* L. L'étude « Global Market Study on Jatropha » (Renner *et al.*, 2008) menée en 2008 pour le compte du World Wildlife Fund (WWF) démontre l'ampleur des projets dédiés à cette culture. Un total de 97 projets identifiés comptabilise 119 kha de jatropha en 2008. L'expansion projetée en 2015 indique un total de 2 Mha de mises en cultures prévues. Cet intérêt récent a engendré des controverses sur l'utilité de telles cultures dans la plupart des pays africains. De nombreuses organisations non gouvernementales ont produit des rapports pour relater l'impact de ces projets. Les deux principales controverses concernent l'acquisition de grandes surfaces de terres arables par des investisseurs étrangers (Land Grab). Ces acquisitions sont de natures différentes selon les pays d'accueil. Depuis l'acquisition définitive de propriétés foncières jusqu'à l'élaboration de schémas de production faisant intervenir les producteurs locaux en passant par la location de terres en longue durée (50 à 100 ans), les configurations sont nombreuses. La Tanzanie, par exemple, a suspendu les contrats d'attributions foncières aux investisseurs du secteur des biocarburants en 2009. Cette décision fait suite à une étude d'Envirocare commandée par l'association African Biodiversity Network (Global Biofuels Center, 2010). Cette étude indique que les projets de mise en culture de *Jatropha* pouvaient engendrer une emprise de 17% des terres arables, 29% des prairies et pâturages et 37% des surfaces boisées et des plaines naturelles. De plus, l'étude met en garde sur les impacts liés à l'accès à l'eau, et aux conversions de cultures alimentaires locales en cultures de *Jatropha*, sans opérer de réelles quantifications. D'autres exemples existent (Cotula *et al.*, 2009; Network, 2007; Nyar, 2008) mais restent difficilement vérifiables ou exploitables en raison d'un manque de données locales, et sans investigations scientifiques indépendantes menées à l'échelle de ces projets (la plupart des études étant très localisées). Certains projets sont volontairement basés sur l'amélioration locale de sols pauvres. Le *Jatropha* étant réputé résistant aux conditions agronomiques des terres dites marginales, il pourrait être utilisé dans un double objectif de production oléagineuse pour l'approvisionnement des unités d'élaboration de biodiesel, et de reconstitution des stocks de matière organique de sols pauvres (reforestation / afforestation). On peut trouver de telles initiatives proposées dans le cadre des mécanismes de développement propres (MDP – Clean Development Mecanism, CDM) intégrés au protocole de Kyoto. Ainsi, au Ghana, un projet de mise en culture de 50 kha de *Jatropha* sur des terres marginales est soumis à ce mécanisme en 2009 (Fichman, 2009). **Le continent africain fait partie des zones émergentes aux plus gros potentiels de mises en cultures. Il y a donc un intérêt majeur à constituer une base de connaissances descriptive sur les projets locaux mis en œuvre ou en cours d'élaboration.**

4 Méthode d'analyse des filières à partir des pays consommateurs : Application à l'Union Européenne

Dans ce chapitre, nous nous focalisons sur l'Union Européenne et ses consommations de biocarburants. Dans un premier temps, nous étudions les situations de développement des filières biocarburants à l'échelle des Etats membres de l'Union Européenne. Une étude sur les stratégies de développement de ces filières est menée sur une période historique récente (2006 – 2009) ainsi que sur la période future à l'horizon 2020 (2010 – 2020). Cette analyse permet de constater :

- qu'il existe une certaine typologie dans les stratégies actuelles d'approvisionnement et de déploiement des filières à l'échelle des Etats membres,
- que des changements importants dans ces stratégies vont apparaître à l'horizon 2020 (nouvelles situations de dépendances aux importations et inversement).

Toutefois, cette analyse ne tient pas compte de l'origine de production des bioproduits mobilisés pour l'élaboration des biocarburants. Par conséquent, nous constatons que cette approche n'est pas suffisante pour rendre compte des filières complètes. Le défaut principal de cette approche est qu'elle ne répond pas à la question « Dans quels pays les surfaces productives sollicitées par les consommations en biocarburants de l'Union Européenne sont-elles localisées ? ». Pourtant, cette question est centrale dans l'analyse des impacts locaux et des CAS engendrés par les filières biocarburants.

Pour répondre à ce questionnement central, nous nous efforçons, **dans un second temps, à définir le périmètre des filières de l'Union Européenne**. Le choix principal pour la délimitation du périmètre technique des filières porte naturellement sur la consommation en temps que finalité de cette filière. Cette consommation constitue **la consommation de référence** pour la reconstitution des filières afférentes. Partant de cette définition, nous développons une méthodologie permettant de reconstruire les filières biocarburants à partir de la consommation de référence. D'une part, les enseignements du chapitre 3 nous permettent de valider un cadre d'analyse simplificateur dans lequel les productions végétales, l'élaboration, puis les consommations de biocarburants sont découplés : le système PEC. D'autre part, pour appliquer cette méthodologie, un outil d'analyse des flux d'échanges internationaux en bioproduits est développé. Cet outil permet de déterminer l'origine de production des bioproduits mobilisés pour la consommation de référence. Dans un cas d'application, nous définissons les consommations de biodiesel de l'Union Européenne comme consommation de référence (soit 80%_{PCI} des consommations de biocarburants de l'Union Européenne en 2010). Les résultats obtenus grâce à cette démarche permettent (i) d'obtenir des filières complètes dans la représentation PEC, (ii) de quantifier et de localiser les flux de bioproduits et de surfaces productives sollicités et (iii) de rendre compte puis d'analyser la dynamique de ces filières. Les flux recensés peuvent par la suite être transcrits en indicateurs relatifs à des impacts environnementaux et peuvent être représentés visuellement sous différentes formes. Cet outil spécifiquement développé produit en outre les données nécessaires à la construction de clés d'allocations utiles pour l'ACV des biocarburants consommés dans l'Union Européenne.

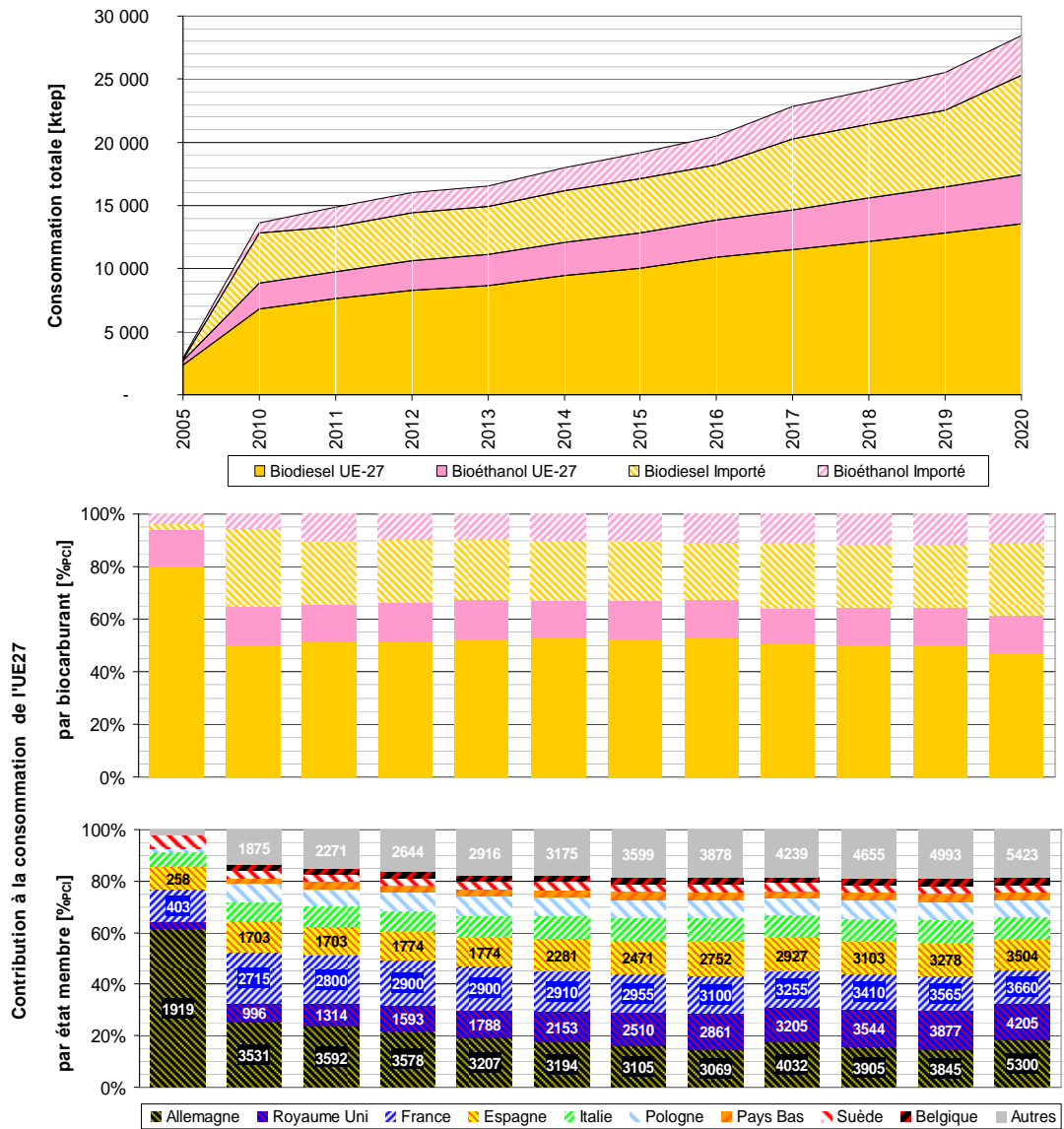


Figure 111 : Synthèse des prévisions de consommations de biocarburants par l'ensemble des états membres de l'UE27 telles que publiées en 2011. Les volumes d'importations déclarés se limitent aux échanges internationaux nets en biocarburants avec des pays extérieurs à l'Union Européenne. Les importations de biocarburants internes à l'UE27 ou de biomasses dédiées produits dans des pays tiers ne sont pas prises en compte. La répartition des consommations par Etat membre n'indique aucunement l'origine d'élaboration des biocarburants ou l'origine de production de la biomasse requise. Le classement des Etats membres (de bas en haut) par leur contribution à la consommation de l'Union Européenne est basé sur le scénario de référence 2020. Note : L'abscisse est identique pour tous les graphiques. *Source : Les données brutes sont issues de (Beurskens et Hekkenberg, 2011).*

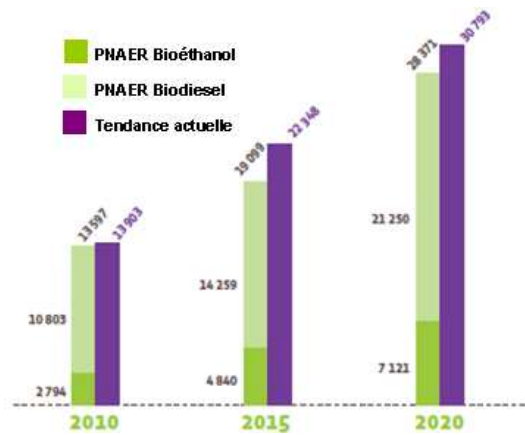


Figure 112 : Consommations en biocarburants de l'Union Européenne prévues dans les PNAER comparées à la tendance actuelle [ktep]. *Source : Issue de (EurObserv'ER, 2011).*

4.1 Cadre des objectifs d'incorporation de biocarburants à l'échelle des états membres de l'Union Européenne

Chaque État membre est tenu, en application de la directive 2009/28/CE (article 4), d'adopter un plan d'action en matière d'énergies renouvelables (PNAER) dont la soumission a été fixée au 30 juin 2010. Ces plans PNAER procurent entre autres une feuille de route détaillée de la stratégie d'atteinte aux objectifs d'incorporation de 2020 pour les biocarburants à l'échelle nationale et pour chaque état membre de l'Union Européenne. Les plans PNAER sont publiés par la Commission européenne, sauf opposition de l'état membre concerné (Article 24). Par ailleurs, l'Agence Européenne de l'Environnement a chargé le Centre de Recherche sur l'Energie des Pays-Bas de compiler une base de données relative au contenu de tous les plans soumis par les Etats membres. Ces données sont accessibles en ligne et font l'objet d'un rapport de synthèse (Beurskens et Hekkenberg, 2011) reprenant l'ensemble des aspects abordés dans les PNAER.

Usage prévu des biocarburants dans l'Union Européenne, projection 2010 – 2020

Selon les PNAER, et sans analyse de la fiabilité de ces estimations, la consommation de biocarburants au sein de l'Union Européenne devrait atteindre 28,3 Mtep à l'horizon 2020, avec un taux global d'incorporation de 8,3%_{PCI} dans le secteur du transport routier (Figure 111) contre les 10%_{PCI} prévus par la directive 2009/28/CE. Selon le consortium Eurobserv'er, ces consommations pourraient atteindre 30,8 Mtep en 2020 (Figure 112). **La part du biodiesel dans les biocarburants consommés reste largement prédominante. Le biodiesel représente plus de 80%_{PCI} des biocarburants consommés dans l'Union Européenne en 2005 et environ 77%_{PCI} en 2020. De plus, la part des biocarburants importés s'élevant à 5,9%_{PCI} en 2005 est estimée à 38,8%_{PCI} en 2020.** La dernière année de la période montre un ajustement des objectifs globaux d'incorporation par un recours à l'importation. Nous observons d'une part une pente constante entre 2010 et 2020 pour les biocarburants élaborés au sein de l'Union Européenne, et d'autre part un net rebond de la croissance des biocarburants importés en 2020 vis-à-vis d'une croissance stable sur la période antérieure 2010 - 2019. Ce rebond est exclusivement expliqué par les importations de biodiesel.

Répartition des volumes d'incorporation par Etat membre, projection 2010 – 2020

L'évolution de la répartition des quantités de biocarburants consommées entre Etats membres montre une diversification des acteurs principaux au sein de l'Union Européenne. En 2005, les 3 pays les plus consommateurs (Allemagne, France, Espagne) consommaient 80%_{PCI} des biocarburants consommés dans l'Union Européenne contre 2,5%_{PCI} pour les 21 pays les moins consommateurs. Cette situation est totalement modifiée dès 2010. Dans ce marché en phase transitoire de mise en œuvre opérationnelle, c'est principalement le poids relatif de l'Allemagne qui a diminué (de 62%_{PCI} en 2005 à 25%_{PCI} en 2010). En 2020, le classement des contributions aux consommations prévues par Etat membre indique que le Royaume-Uni devrait être le deuxième consommateur de biocarburants en Europe alors qu'il n'est encore que 7^{ème} en 2010 derrière la Pologne. Ces indications sur les demandes globales en biocarburants au sein de l'Union Européenne n'indiquent aucunement l'engagement des Etats membres dans l'élaboration de biocarburants, ni *a fortiori* dans la production de biomasse dédiée.

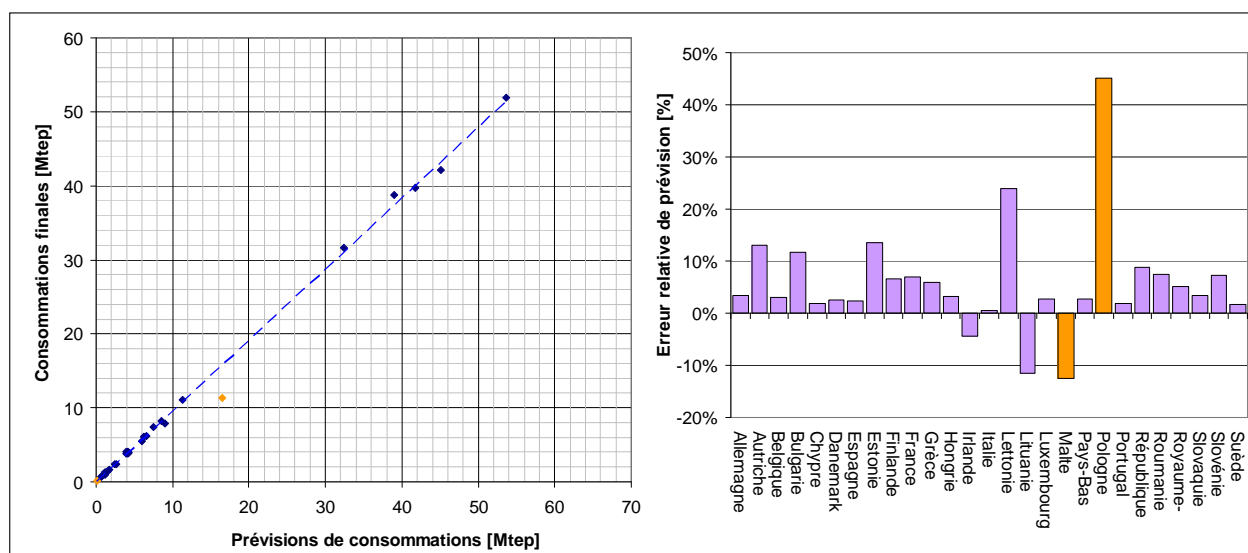


Figure 113 : Comparaison des consommations finales effectives pour le transport dans l'Union Européenne et des consommations finales prévues par chaque Etat membre dans les PNAER pour l'année 2005. Les données de consommations effectives (1990 – 2009) sont issues de la base Eurostat (Eurostat, 2011 élément codé tsdtr250) et forment une série complète. Les données issues des PNAER sont incomplètes pour 2 Etats membres (Malte et Pologne pour 2005, représentés en orange sur les graphiques) et ont été complétées par imputation suivant les croissances interannuelles apparentes de l'Union Européenne. Ainsi, en 2005 on recense 282 Mtep déclarées pour 316 Mtep corrigées (+12%). *Source : Les données de consommations finales sont issues de EUROSTAT, 2011 et les données de consommations prévues sont issues de (Beurskens et Hekkenberg, 2011).*

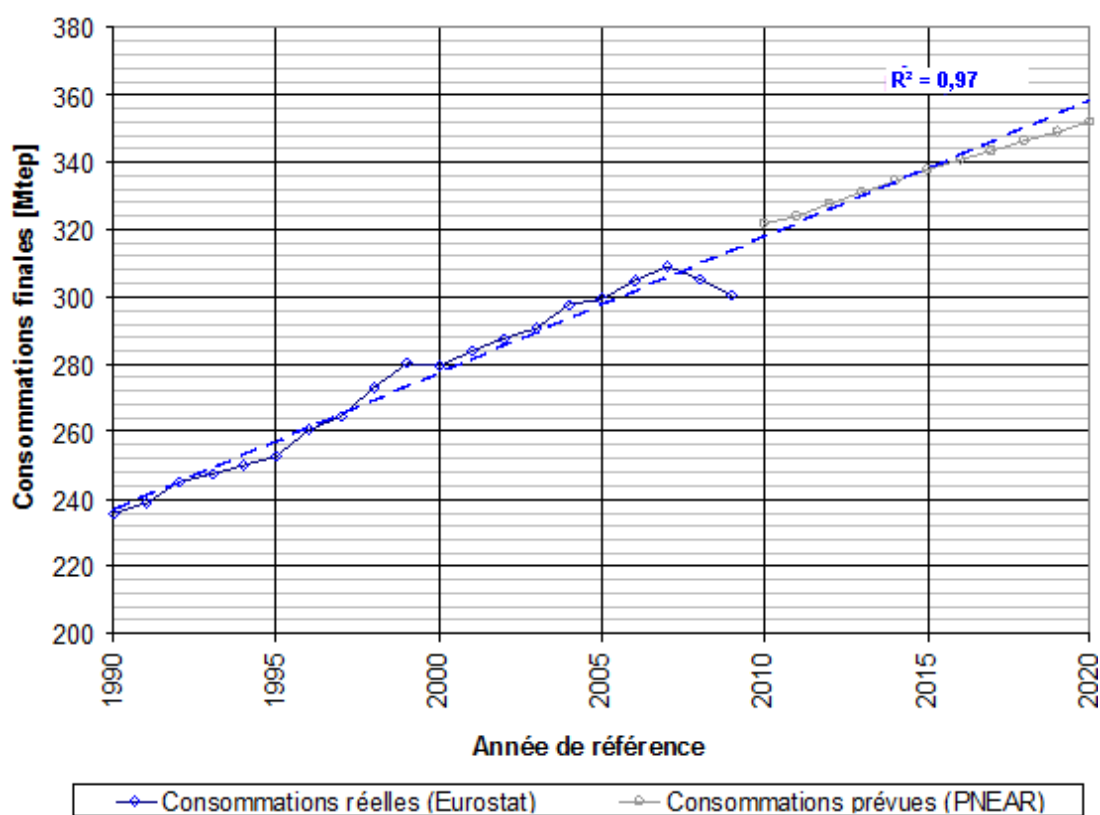


Figure 114 : Tendances historiques des consommations réelles de carburants routiers pour l'Union Européenne comparées aux consommations prévues indiquées dans les PNAER. La courbe discontinue correspond à la tendance d'évolution linéaire des consommations finales pour la période 1990 – 2009 avec une prospective de 11 ans. Elle permet de comparer une tendance historique récente avec les projections des PNAER à l'horizon 2020. *Source : Les données de consommations finales sont issues de EUROSTAT, 2011 (élément tsdtr250) et les données de consommations prévues sont issues de (Beurskens et Hekkenberg, 2011).*

Les projections à l'horizon 2020 et leur fiabilité : Comparaison des prévisions et des consommations réelles pour 2005 à l'échelle de l'Union Européenne

Dans les travaux de prévisions par projections, la fiabilité des projections (et les marges d'erreurs associées) est une question centrale pour la qualité et l'interprétation des résultats finaux. La pertinence de l'utilisation de projections, quelle qu'en soit la nature, est fortement liée à leur fiabilité. Dans les PNAER, nous avons accès aux estimations des consommations de biocarburants à l'échelle de l'Union Européenne à l'horizon 2020. Les objectifs d'incorporation de biocarburants dans l'Union Européenne comprennent deux aspects principaux. Le premier est un taux d'incorporation relatif aux consommations effectives de carburants routiers fixé *a priori*. Le second est la possibilité pour chaque Etat membre de déclarer les volumes de biocarburants qu'il compte incorporer jusqu'en 2020, tenant compte de ses propres ressources, contraintes et stratégies de développement. Ainsi, à l'échelle de l'Union Européenne, nous considérons deux types d'objectifs. Le premier type d'objectif est un objectif « de principe » fixé à 10%_{PCI} d'incorporation dans l'ensemble des carburants routiers. Son estimation à l'horizon 2020 ne dépend que de la capacité d'anticipation des consommations totales de l'Union Européenne en carburants routiers pour l'année 2020. Le second type d'objectif tient compte des stratégies propres des Etats membres. Il est calculé sur la base des déclarations de chaque Etat membre dans les PNAER. Il est donc plus adapté aux capacités et aux stratégies des Etats membres, et reflète une dimension pratique, quasi-absente du premier type d'objectif, qui constitue pourtant une prise en compte incontournable pour une telle mise en œuvre. Afin de produire des valeurs de référence, nous établissons une gamme de valeurs probable pour les deux types d'objectifs. Le premier est calculé en utilisant les projections de consommations totales pour le secteur des transports trouvés dans les PNAER. Le second est calculé en agrégeant les objectifs quantifiés dans les PNAER et en intégrant une valeur d'erreur type.

La valeur d'erreur type peut être calculée sur l'année 2005 qui constitue la seule année commune entre les deux sources de données utilisées (Eurostat, PNAER). La Figure 113 illustre la comparaison des volumes effectivement consommés en 2005 et prévus dans les PNAER. La Pologne et Malte ont fourni des données incomplètes corrigées par imputations. A l'exclusion de ces 2 pays, les erreurs relatives s'échelonnent de +24% à -11% selon les états membres. L'erreur relative globale de +5,6% est relativement faible (+3,3% sans la Pologne ni Malte). Pour des projections à plus long terme, nous analysons la tendance globale des projections en comparant la tendance des consommations historiques 1990 – 2009 à celle des projections agrégées issues de PNAER sur la période 2010 – 2020 (Figure 114). La droite de régression linéaire de la période historique donne des résultats proches des valeurs de projection issues des PNAER. Les écarts relatifs entre la tendance historique et les projections issues des PNAER s'échelonnent de -1,8% à +1,2%. Les projections des PNAER agrégées à l'échelle de l'Union Européenne forment une tendance linéaire (coefficient de corrélation de 0,998) entre 2010 et 2020. La croissance est cependant plus faible dans la période projetée et rend compte de la crise économique initiée en 2008, dont on peut apprécier l'effet sur les consommations effectives totales en 2008 et 2009 (-2,6% entre 2007 et 2009). La situation économique globale en 2011 présentant des tensions comparables à la période 2008 – 2009, nous intégrons $\pm 5\%$ d'incertitude dans l'erreur type finale. Enfin, au vu des tendances globales observées, nous fixons l'erreur type sur la projection des consommations finales dans le secteur du transport (élément tsdtr250 dans la base de données Eurostat) à $\pm 10\%$.

Prévision des consommations 2020 pour le transport à l'échelle de l'Union Européenne

Les gammes de valeurs retenues pour les consommations du transport routier dans l'Union Européenne à l'horizon 2020 sont comprises entre 317 Mtep et 387 Mtep avec une valeur centrée de 352 Mtep. En conséquence, **les quantités énergétiques de biocarburants consommées dans l'Union Européenne à l'horizon 2020 se situent entre 31,7 Mtep et 38,7 Mtep pour l'objectif « de principe à 10%_{PCI} » et entre 25,6 Mtep et 31,3 Mtep, avec une valeur centrée de 28,5 Mtep selon les PNAER.**

| Pays membre | Année correspondante d'estimation des consommations de biocarburants | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|--|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--|
| | 2005 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | |
| Autriche | AT | | | | | | | | | | | | |
| Belgique | BE | | | | | | | | | | | | |
| Bulgarie | BG | | | | | | | | | | | | |
| Chypre | CY | | | | | | | | | | | | |
| République Tchèque | CZ | | | | | | | | | | | | |
| Allemagne | DE | | | | | | | | | | | | |
| Danemark | DK | | | | | | | | | | | | |
| Estonie | EE | | | | | | | | | | | | |
| Grèce | EL | | | | | | | | | | | | |
| Espagne | ES | | | | | | | | | | | | |
| Finlande | FI | | | | | | | | | | | | |
| France | FR | | | | | | | | | | | | |
| Hongrie | HU | | | | | | | | | | | | |
| Irlande | IE | | | | | | | | | | | | |
| Italie | IT | | | | | | | | | | | | |
| Lettonie | LT | | | | | | | | | | | | |
| Lithuanie | LT | | | | | | | | | | | | |
| Luxembourg | LU | | | | | | | | | | | | |
| Malte | MT | | | | | | | | | | | | |
| Pays Bas | NL | | | | | | | | | | | | |
| Pologne | PL | | | | | | | | | | | | |
| Portugal | PT | | | | | | | | | | | | |
| Roumanie | RO | | | | | | | | | | | | |
| Suède | SE | | | | | | | | | | | | |
| Slovénie | SI | | | | | | | | | | | | |
| Slovaquie | SK | | | | | | | | | | | | |
| Royaume-Uni ⁽¹⁾ | UK | | | | | | | | | | | | |

Légende

- Biodiesel élaboré et consommé à l'échelle nationale
- Biodiesel importé, puis consommé à l'échelle nationale
- Bioéthanol élaboré et consommé à l'échelle nationale
- Bioéthanol importé, puis consommé à l'échelle nationale
- Donnée non fournie dans le plan national d'action pour les énergies renouvelables

Figure 115 : Nature des données manquantes pour la quantification des biocarburants consommés tels que notifiés dans les plans nationaux d'action pour les énergies renouvelables des Etats membres de l'Union Européenne. Les données d'imports pour la Pologne ne sont pas notifiées, mais signifient probablement une absence d'importation escomptée puisque l'objectif quantifié sans importations atteint les 10% requis. *Source : Adapté de (Beurskens et Hekkenberg, 2011).*

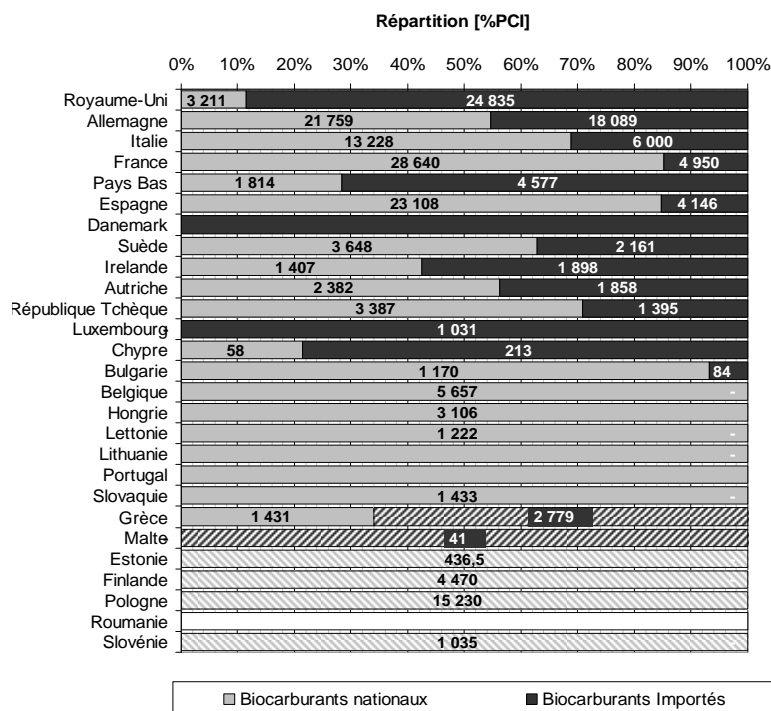


Figure 116 : Répartition énergétique entre biocarburants élaborés sur le territoire "national" et importés depuis des pays tiers. La répartition est donnée pour les quantités énergétiques cumulées sur la période 2010 – 2020. Les données incomplètes sont indiquées en hachuré, les données manquantes sont indiquées en blanc. Les pays sont classés dans un ordre décroissant en fonction de la quantité totale cumulée d'énergie importée. *Source : Données source issues de (Beurskens et Hekkenberg, 2011).*

Nature des données disponibles dans les PNAER pour la prévision des consommations de biocarburants

Dans l'optique d'un usage plus poussé de ces données prévisionnelles, une analyse des données disponibles est nécessaire. Nous cherchons dans un premier temps à vérifier la complétude des données. Dans un second temps, nous cherchons à qualifier la nature des données manquantes si elles ont été identifiées. Dix Etats membres ont publié des données incomplètes (Figure 115) concernant leurs prévisions de consommations de biocarburants, contre 3 pour les prévisions de consommations dans le secteur du transport routier (Finlande, Pays-Bas, Slovaquie). A l'exception de la Pologne, les Etats membres n'ayant pas transmis leurs propres quantifications de consommations de biocarburants restent des pays peu influents quant aux enjeux de l'Union Européenne dans son ensemble. La Pologne a par ailleurs publié ses données de consommation de biocarburants sans faire la distinction entre la part de biocarburants importée et la part européenne. Nous choisissons de ne pas effectuer de corrections statistiques par imputations car le biais produit par les données manquantes est négligeable à l'échelle de l'Union Européenne. En conséquence, dans ce cas, une correction par imputation ne réduirait pas le niveau d'incertitude comparé à une exploitation directe des données partielles.

Stratégies d'approvisionnement en biocarburants envisagées par les Etats membres de l'Union Européenne

Comme indiqué dans la Figure 111, la quantité de biocarburants importés est conséquente dès 2010, et atteint 38,8%_{PCI} en 2020. Autrement dit, les objectifs d'incorporation en biocarburants de l'Union Européenne ne seront pas atteints sans un recours conséquent aux importations. Il est donc important d'identifier la stratégie développée par chaque Etat membre dans son partage entre l'effort d'élaboration nationale et le recours à l'importation. La Figure 116 illustre la diversité des stratégies de développement des productions de biocarburants vis-à-vis des consommations nationales. Le classement des pays dans ce graphique est basé sur les quantités d'importation absolues cumulées sur la période 2010 - 2020. Ainsi, le classement rend compte de la contribution de chaque Etat membre aux importations totales de l'Union Européenne tandis que la répartition rend compte de l'effort national d'élaboration de biocarburants pour l'atteinte des objectifs fixés par la directive européenne sur les énergies renouvelables (2009/28/CE). Les principaux importateurs sont aussi les principaux consommateurs de biocarburants. Le cas du Royaume-Uni est particulier. Ce pays va passer du 8^{ème} Etat membre le plus consommateur en 2005 au 2^{ème} Etat membre le plus consommateur en 2020, tout en n'élaborant que 12%_{PCI} des biocarburants consommés. L'Allemagne recourt également à de hauts niveaux d'importations (45%_{PCI}). La France et l'Espagne, respectivement 3^{ème} et 4^{ème} consommateurs, montrent une stratégie opposée en élaborant 85%_{PCI} des leurs propres consommations. L'Italie est dans une situation intermédiaire vis-à-vis des stratégies de type Allemagne/Royaume-Uni et France/Espagne. Enfin, certains Etats membres sont dans des situations plus tranchées entre import exclusif et autoconsommation. Nous pouvons dégager de ces observations une typologie des stratégies d'approvisionnement en biocarburants des états-membres (cf 4.2.3).

La distribution entre importations et élaborations nationales permet en outre de construire des clés d'allocations utilisables dans le cadre d'affectations des impacts environnementaux générés dans les pays producteurs exportateurs pour l'élaboration des ces volumes exportés. Ces clés d'allocation permettent de répartir les impacts environnementaux entre Etats membres au prorata des quantités importées tant qu'une comptabilité plus précise (de type RFA) pour l'affectation de ces impacts n'est pas établie au niveau européen.

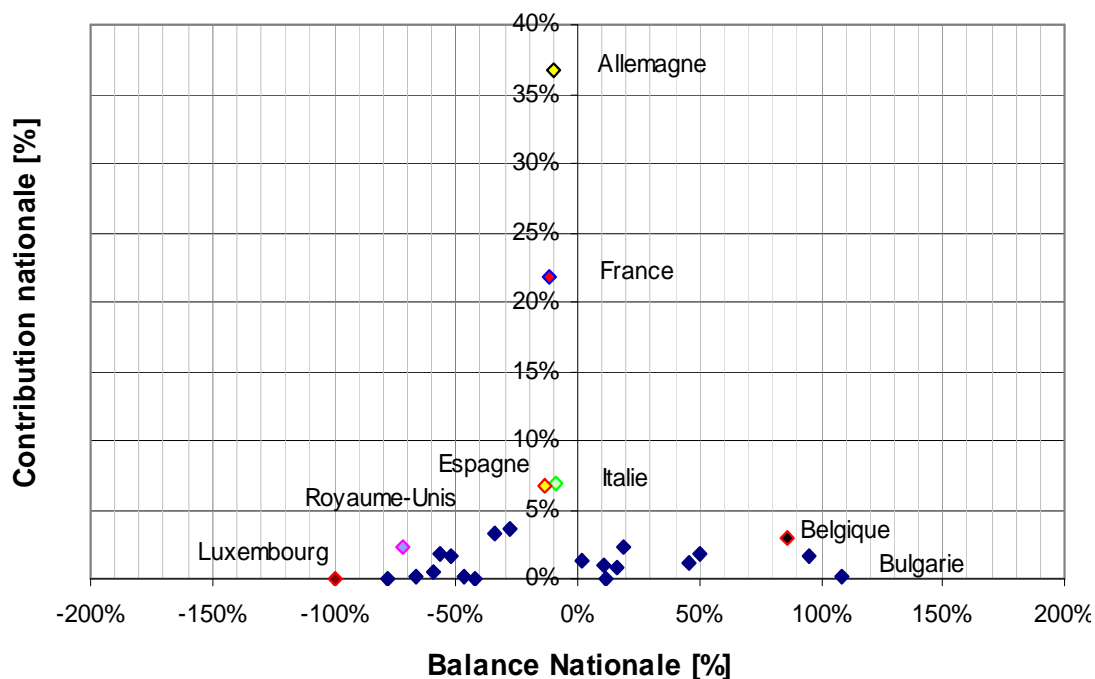


Figure 117 : Contributions et balances nationales des pays membre de l'Union Européenne pour la période 2006 – 2009. Le Danemark (54000 %) et la Lettonie (922 %) ne sont pas représentés dans le graphique. Source : Les données de consommations et d'élaborations sont issues de (EurObserv'ER, 2010).

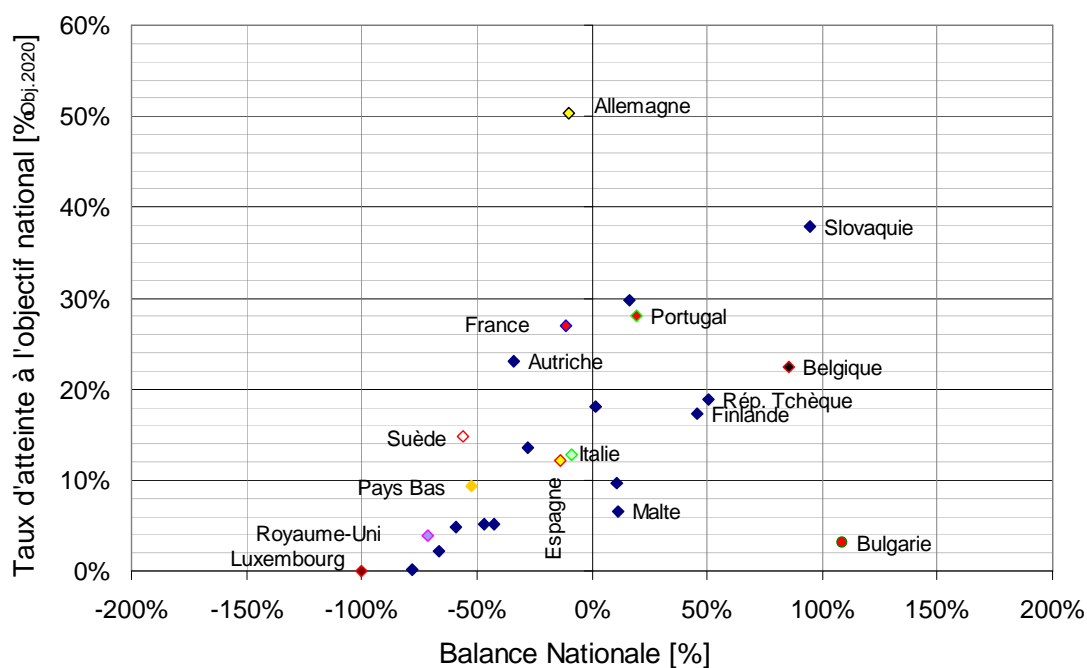


Figure 118 : Relation entre la balance nationale et le taux d'atteinte aux objectifs de consommations des états membres de l'Union Européenne pour la période 2006 - 2009. Source : Données de consommations et d'élaborations issues de (EurObserv'ER, 2010) et quantification des objectifs d'après (Beurskens et Hekkenberg, 2011).

4.2 Indicateurs nationaux pour l'analyse des situations nationales

A l'intérieur de l'Union Européenne, le développement observé des filières biocarburants est très variable selon les Etats membres. La diversité dans le développement des filières biocarburant traduit la diversité des situations existantes au sein de l'Union Européenne, à l'échelle des Etats membres. Par conséquent, la description et la compréhension de ces situations sont très importantes dans l'analyse des filières de l'Union Européenne dans leur ensemble. En effet, comprendre les dynamiques et les potentiels de développement de chaque Etat membre amène à mieux anticiper les développements futurs des filières de l'Union Européenne à l'horizon 2020. Les variabilités dans les situations de développement des filières biocarburants des Etats membres sont à la fois dues à des choix explicites, des opportunités et des contraintes de développement très différentes. Nous choisissons de construire ces situations grâce à un jeu d'indicateurs simples. Individuellement, ces indicateurs traduisent les aspects principaux du développement des filières à l'échelle des Etats membres. Analysés dans l'ensemble, ce jeu d'indicateurs permet de faire émerger des stratégies type à l'échelle des Etats membres de l'Union Européenne.

4.2.1 Méthode et construction des indicateurs

La base de calcul des indicateurs peut être annuelle, pluriannuelle ou moyennée et pondérée sur une période historique. Depuis 2000, le marché des biocarburants est dans une phase transitoire. Par conséquent, nous choisissons de favoriser les indicateurs intégrant des plages de productions pour évaluer des tendances significatives. Toutefois, les indicateurs annuels peuvent être utiles dans ce contexte de transition pour analyser la dynamique d'intégration des biocarburants à l'échelle des états membres.

Les situations de productions et de consommations de biocarburants

Comme l'indique l'analyse des PNAER, l'adoption d'un cadre réglementaire commun (Directive 2009/28/CE) n'interdit pas une stratégie différenciée entre les Etats membres de l'Union Européenne. Les différentiels sont importants, tant pour les objectifs de production que pour le taux de réalisation effective. Pour appréhender les situations de production et de consommation, trois indicateurs sont retenus :

- La **contribution nationale à la production européenne** (c_i) qui expose le poids relatif de la production d'un état membre (P_i) vis-à-vis de la production des 27 états membres :

$$c_i = \frac{P_i}{\sum_{i=1}^n P_i}$$

- Le **taux d'atteinte aux objectifs nationaux** (t_i) qui indique l'état d'avancement d'un Etat membre vis-à-vis de son objectif (O_i) de consommation à l'horizon 2020. O_i est la quantité d'énergie correspondant à 10%_{PCI} de la consommation nationale pour le transport :

$$t_i = \frac{P_i}{O_i}$$

- La **balance nationale** (B_i) qui expose l'état d'équilibre entre la consommation (C_i) et la production (P_i) de biocarburants d'un Etat membre :

$$B_i = \frac{(P_i - C_i)}{C_i}$$

L'utilisation des terres agricoles pour la production de biocarburants

La balance nationale permet d'évaluer la capacité d'autoconsommation en biocarburants d'un pays, mais n'indique pas l'effort que représente cette production à l'échelle nationale. Pour évaluer cet effort, on peut se référer à l'implication de la surface productive existante au sein de ce pays dans sa production de biocarburants. On définit ainsi la **mise à contribution des terres agricoles** (c_{agri}) qui exprime le niveau

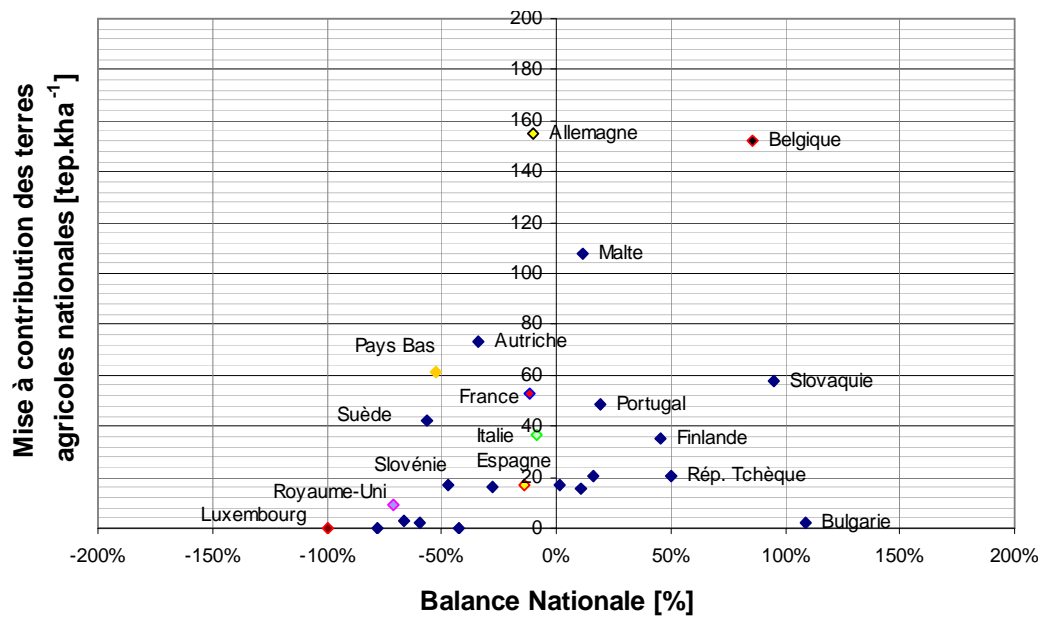


Figure 119 : Mise à contribution des terres agricoles dans la production nationale de biocarburants pour les pays membres de l'Union Européenne pour la période 2006 et 2009. Source : Les données d'élaborations sont issues de (EurObserv'ER, 2010). Les données de surface agricoles sont issues de FAOSTAT (2011).

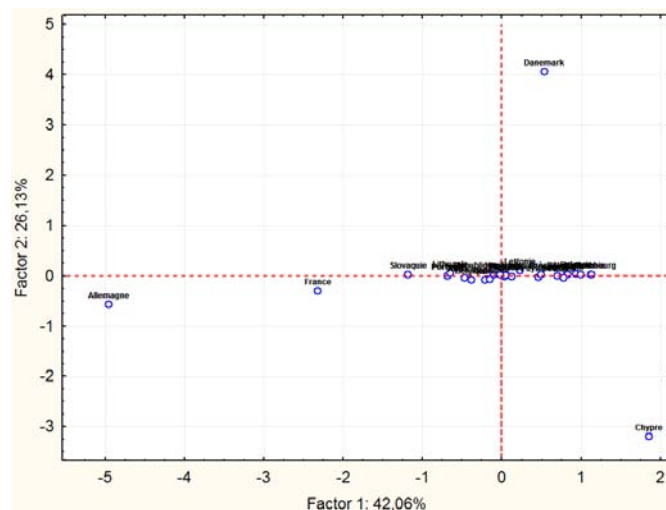


Figure 120 : Résultats de l'application d'une analyse en composantes principales sur les indicateurs retenus. Position des individus sur les deux premiers axes de l'ACP appliquée aux états membres de l'Union Européenne.

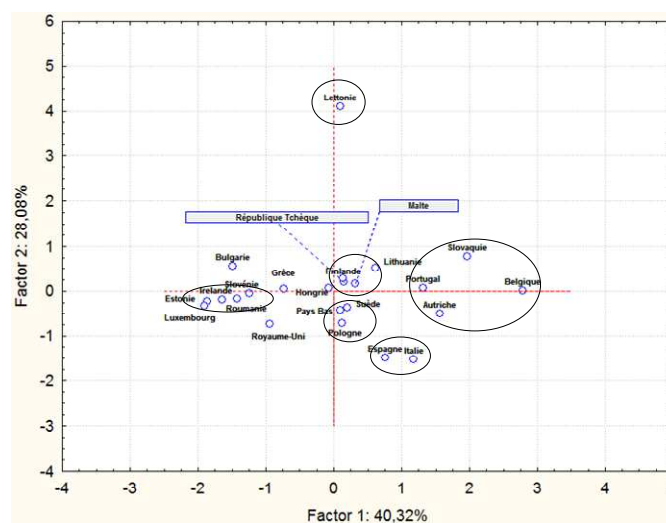


Figure 121 : Résultats de l'application d'une analyse en composantes principales sur les indicateurs retenus. ACP appliquée aux états membres à l'exclusion de l'Allemagne, de la France, de Chypre et du Danemark.

de production en biocarburants d'un Etat membre (P_i) rapporté aux surfaces agricoles existantes (S_{agri}) :

$$C_{agri} = \frac{P_i}{S_{agri}}$$

En première approche, l'indicateur C_{agri} indique l'intensité de production apparente d'un pays. Cet indicateur est adapté aux filières actuelles (G1) qui ont principalement recours aux produits agricoles. En fonction de l'émergence des filières G2, il sera nécessaire de prendre en compte les surfaces forestières exploitées dans les surfaces productives mobilisables pour la production des biocarburants.

4.2.2 Résultats sur la période 2006 - 2009

Les principaux producteurs que sont l'Allemagne et la France présentent une balance déficitaire de 10% avec une contribution à la production européenne de 59 % à eux deux sur cette période (Figure 117). Ce niveau de contribution les distingue nettement des autres états membres. L'Italie et l'Espagne sont aussi des contributeurs importants (7% chacun) avec une balance nationale modérément négative. Dans l'ensemble, **12 pays ont des balances nationales positives**. Parmi ces 12 pays, le Danemark et la Lettonie se distinguent nettement. Leurs situations sont particulières : ils produisent peu ($c_i = 1,3 \%$) et consomment peu leurs productions. A l'exclusion de ces cas particuliers, **les 10 autres pays ayant des balances nationales positives** contribuent également à 14 % de la production européenne, et individuellement entre 0,1 et 3%. **Seul le Luxembourg ne produit aucun biocarburant**. Le niveau de contribution ne reflète pas nécessairement le taux d'atteinte aux objectifs nationaux (différentiel économique et démographique important entre Etats membres). Le taux d'atteinte aux objectifs nationaux est un peu plus corrélé à la balance nationale (Figure 118) que la contribution nationale. **L'Allemagne est à 50 % de son objectif**. Le Portugal, la Slovaquie et la Lituanie montrent des taux d'atteintes supérieurs à 28% malgré de faibles contributions. **L'Allemagne est le pays qui met le plus à contribution ses terres agricoles** parmi les pays membres, **suivi par la Belgique** (Figure 119). L'Allemagne est aussi le plus gros producteur européen ; sa marge d'évolution apparente est donc moins importante que celle de la France ou de l'Espagne. C'est la raison du développement d'une stratégie d'importation importante par l'Allemagne à l'horizon 2020 (46%, 2^e importateur UE, cf 4.2.3). **Le Royaume-Uni est très déficitaire et sa mise à contribution est faible**. Sa marge d'évolution apparente est donc importante.

En analysant le jeu d'indicateur complet, par ACP (Figure 120, Figure 121) et qualitativement, nous considérons que **les situations type à l'échelle des Etats membres peuvent être :**

- (a) **développement faible à moyen des filières nationales, stratégies d'export marquées** (Danemark, Bulgarie, Finlande, Grèce, Lettonie, Lituanie, République Tchèque),
- (b) **développement fort des filières nationales, stratégies d'export marquées** (Belgique, Portugal, Slovaquie),
- (c) **développement fort des filières nationales, recours modéré à l'importation** (Allemagne, France),
- (d) **développement modéré à fort des filières nationales, recours important à l'importation** (Autriche, Espagne, Hongrie, Italie, Suède, Pologne),
- (e) **développement faible des filières nationales, recours important à l'importation** (Estonie, Irlande, Luxembourg, Slovaquie, Roumanie, Royaume-Uni),
- (f) **développement faible des filières nationales et recours à l'importation** (sauf Malte) **pour cause de limitation par les surfaces productives disponibles** (Chypre, Luxembourg, Malte, Pays Bas).

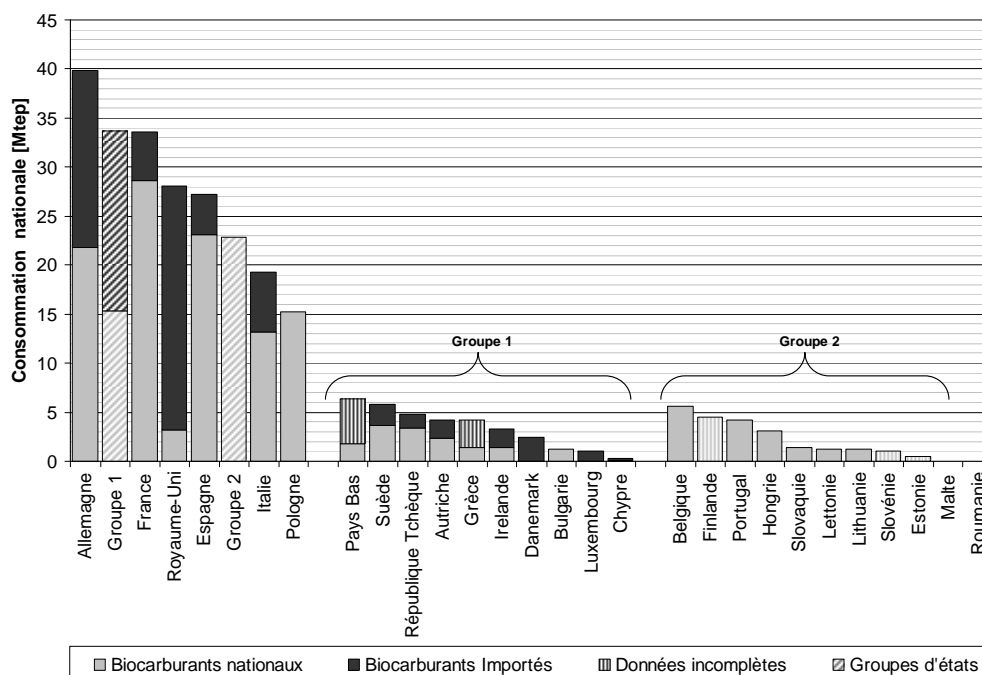


Figure 122 : Typologie des stratégies des Etats membres de l'Union Européenne en fonction de leur représentativité dans la consommation globale de l'Union Européenne et des proportions d'importations dans leurs consommations intérieures sur la période 2010 – 2020. Deux groupes (1 et 2, en hachuré) sont créés pour simplification et pour pallier les différentiels de taille dans les consommations nationales. Les 2 groupes sont composés d'Etats membres dont la consommation est 2 fois inférieure à celle du 6^{ème} Etat membre le plus consommateur dans l'Union Européenne. Le groupe 1 représente les Etats membres importateurs, le groupe 2 représente les Etats membres non importateurs. Le Groupe 2 et la Pologne sont auto-consommateurs. La France, l'Espagne et Italie consomment plus de 65% de biocarburants locaux. L'Allemagne et le Groupe 1 importent environ 50% de leurs consommations. Le Royaume-Uni est un cas à part avec plus de 88% d'importations. *Source : Données source issues de (Beurskens et Hekkenberg, 2011).*

4.2.3 Typologie des stratégies d'approvisionnement en biocarburants 2010 – 2020 pour les Etats membres de l'Union Européenne

Analyse des stratégies d'approvisionnement par Etat membre

Pour les projections 2020, nous ne possédons pas suffisamment de données pour produire les mêmes indicateurs. Toutefois, nous pouvons établir une typologie des stratégies d'atteinte des objectifs d'incorporations de biocarburants des Etats membres basée sur l'importance relative du recours aux importations. Celle-ci permet tout de même de retrouver des stratégies type de développement national des filières biocarburants vis-à-vis des niveaux de consommations (Figure 122). Quatre stratégies type se dégagent au final pour les Etats membres ayant publié leurs prévisions :

- les **Etats auto-consommateurs** qui n'importent pas de biocarburants (Groupe 2 et Pologne),
- les **Etats quasi-autonomes** dont les biocarburants nationaux représentent plus de 65% de la consommation intérieure (France, Espagne, Italie),
- les **Etats semi-importateurs** dont le niveau d'importation est comparable au niveau d'autoconsommation (Allemagne : 55%, Groupe 1 : 45%),
- les **Etats importateurs quasi-exclusifs** qui produisent moins de 20% des biocarburants consommés intérieurement. (Royaume-Uni).

Du point de vue des productions nationales, la France est le premier producteur local en biocarburants devant l'Espagne, le Groupe 2 et la Pologne. Du point de vue d'une filière complète, il est important de noter que cette classification :

- ne rend pas pleinement compte des particularités des stratégies de développement car les échanges intra européens ne sont pas pris en compte. Par conséquent, les Etats membres en surplus de production sont identifiés comme auto-consommateurs, alors qu'ils favorisent globalement le solde net européen. Toutefois, cet aspect est traité par l'indicateur de balance nationale (cf 4.2.1),
- **ne rend pas compte de l'origine de production des bioproduits mobilisés** pour l'élaboration des biocarburants. Un Etat qui apparaît ici parmi les moins importateurs en biocarburant n'est pas nécessairement affranchi d'importations en bioproduits dédiés.

Modifications probables des situations par Etat membre à l'horizon 2020

En comparant les stratégies anticipées à l'horizon 2020 aux situations type identifiées sur la période 2006 – 2009 (cf 4.2.2), plusieurs changements se dégagent. D'un côté de nouvelles dépendances nationales aux importations apparaissent :

- (a)→(c) : la République Tchèque devient modérément importatrice,
- (c)→(d) : l'Allemagne augmente son niveau d'importation.

D'un autre côté, des réductions de la dépendance nationale aux importations apparaissent :

- (d)→(c) : l'Espagne et l'Italie diminuent les importations, la Hongrie et la Pologne n'importent plus.

Les autres Etats membres conservent des situations comparables à la période historique 2006 – 2009.

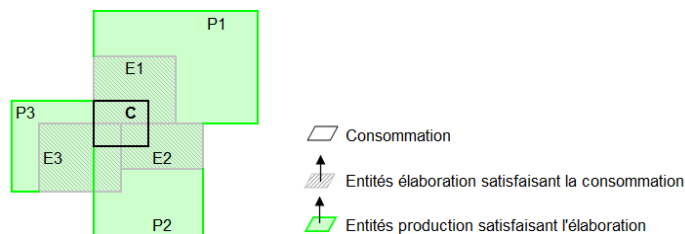
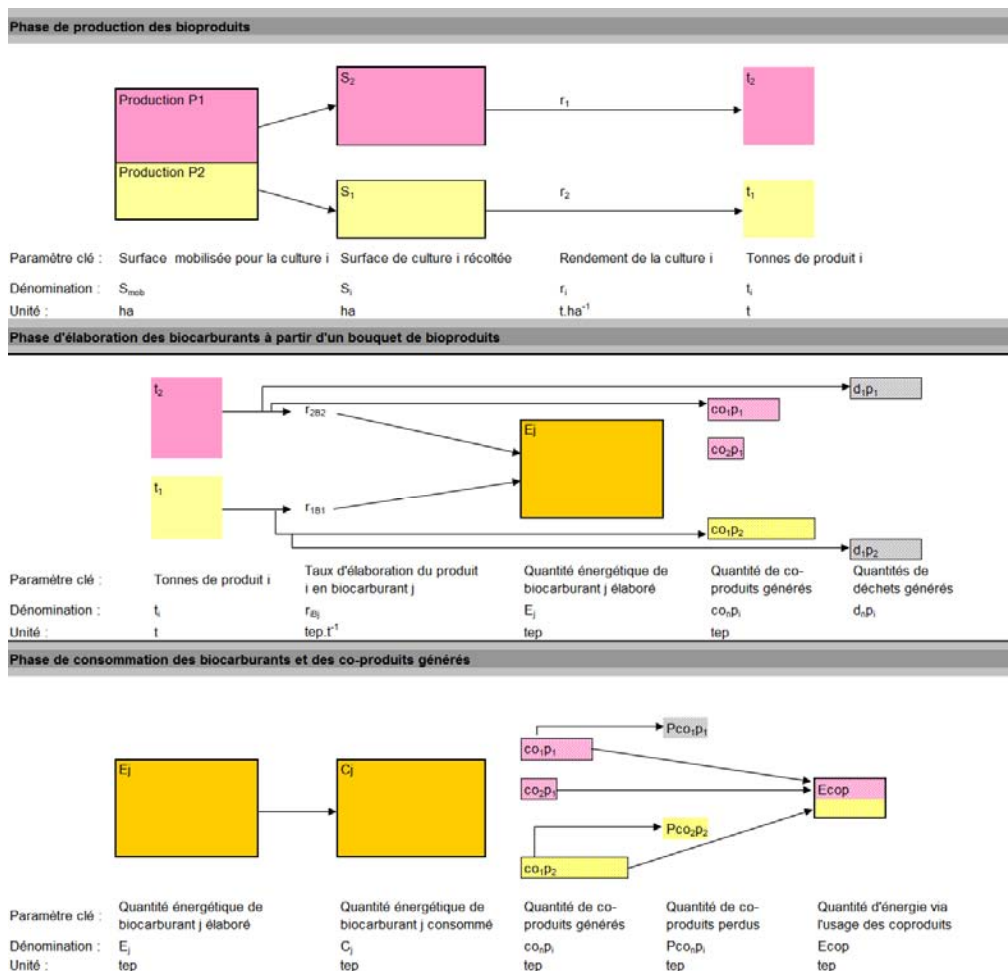


Figure 123 : Principe de reconstitution de filières du point de vue de la consommation finale. Chaque entité est délimitée par son périmètre national propre. La consommation (C) sollicite partiellement les entités d'élaboration E1, E2 et E3. L'entité E1 sollicite partiellement l'entité de production P1, l'entité E2 sollicite partiellement P2 et l'entité E3 sollicite partiellement P2 et P3. La filière complète correspondant à la consommation C sollicite donc E1->P1, E2->P2 et E3->P2-P3. Les enjeux environnementaux locaux peuvent varier pour chaque entité, en particulier pour les entités de production P1, P2, P3 dont les implications territoriales sont fortes.

Encadré 9 : Représentation schématique des séquences principales dans les filières. Facteurs et étapes clés dans la relation entre biocarburants consommés et bioproduits mobilisés.



Dans la phase de consommation, l'étape d'incorporation au carburant traditionnel n'est pas représentée pour raison de simplification. Cette étape n'a pas d'influence notable sur les phases amont ni sur la reconstitution des filières, mais comprend des implications importantes qu'il est nécessaire de souligner :

- Selon les spécifications nationales en vigueur sur les carburants, certaines bases biocarburants sont difficilement, voire non incorporables (par exemple biodiesel de palme dans le Nord de l'Europe) ;
- Selon les incorporations réalisées les rendements énergétiques finaux, fonction du couple [mélanges, véhicules], peuvent varier. Ces rendements influencent les résultats du réservoir à la roue (Gnansounou *et al.*, 2009) ;
- Selon les incorporations réalisées (nature et quantité), la nature et la quantité de polluants atmosphériques issus des gaz d'échappement peuvent varier.

4.3 Reconstitution des filières biocarburant à partir des consommations de l'Union Européenne

Dans ce travail, nous choisissons de définir le périmètre des filières biocarburants à partir d'une consommation de référence. Cette consommation de référence correspond à la consommation quantifiée à l'intérieur d'un périmètre géographique au cours d'une plage temporelle définie. Ainsi, la filière biocarburant d'une consommation de référence (Figure 123) est définie de telle sorte que son périmètre technique comprend l'ensemble des séquences qui ont été nécessaires à la production du biocarburant mobilisé par la consommation de référence (Encadré 9). **Ce mode de définition du périmètre d'étude est compatible avec la méthodologie ACV (cf 2.1.1).**

Définition d'une typologie simplifiée adaptée aux filières biocarburants : construction PEC

La représentation des filières doit permettre de différencier les trois entités principales d'une filière basée sur des bioproduits (cf 1.1.1). **Dans cette démarche, chaque entité est délimitée par son périmètre géographique propre (national, groupements nationaux) et par un périmètre technique.** La définition des périmètres techniques pour ces entités est proposée telle que :

- **l'entité production (P)** est considérée comme l'ensemble des exploitations de production végétale fournissant la matière première nécessaire à l'élaboration des biocarburants (productions primaires). Les productions primaires correspondent aux produits végétaux dans les normes commerciales. L'intérêt principal est de différencier les productions végétales primaires des séquences de transformation,
- **l'entité élaboration (E)** est considérée comme l'ensemble des unités d'élaboration qui opèrent les séquences de transformation comprises entre les productions primaires et le produit élaboré dans sa forme finale (Encadré 9). Le produit dans sa forme finale est un biocarburant prêt à l'emploi,
- **l'entité consommation (C)** est considérée comme la demande en biocarburant annuelle comprise dans chaque zone géographique délimitée sur une plage temporelle spécifique.

Motivations de la construction PEC

Cette approche permet bien de déterminer distinctement l'implication de chaque nation dans la production de matières premières dédiées, dans l'élaboration de bases biocarburants destinées à l'incorporation, et dans la consommation finale en biocarburants. A partir de ces trois entités, il est possible d'observer à l'échelle internationale les différentes situations existantes à un niveau de détail national. Bien que très simplificatrice, et probablement non adaptée aux biocarburants minoritaires issus de recyclages divers (graisses animales et huiles usagés par exemple), cette approche permet en premier lieu de souligner clairement les implications de chaque nation dans le marché global des biocarburants. Cette approche permet en second lieu, d'identifier à la fois les entités nationales, et les filières nationales ou internationales. Ce second apport est particulièrement adapté à la définition de situations types de productions primaires mobilisées par une consommation spécifique de biocarburants. Finalement, **cette approche ne permet pas directement d'évaluer les impacts environnementaux liés aux filières ni aux entités identifiées.** Toutefois, elle permet de définir les situations type existantes par le couplage des éléments descriptifs et des indicateurs quantitatifs principaux pour ces filières. **C'est en revanche à partir de ces situations type que peuvent être déclinées différentes approches d'évaluation des impacts environnementaux.** A ce stade, l'intégration des dimensions temporelle et géographique dans la définition des filières permet de **désigner les situations à étudier avec un niveau de détail suffisamment précis pour amorcer des examens de situations de productions locales (cf 5).**

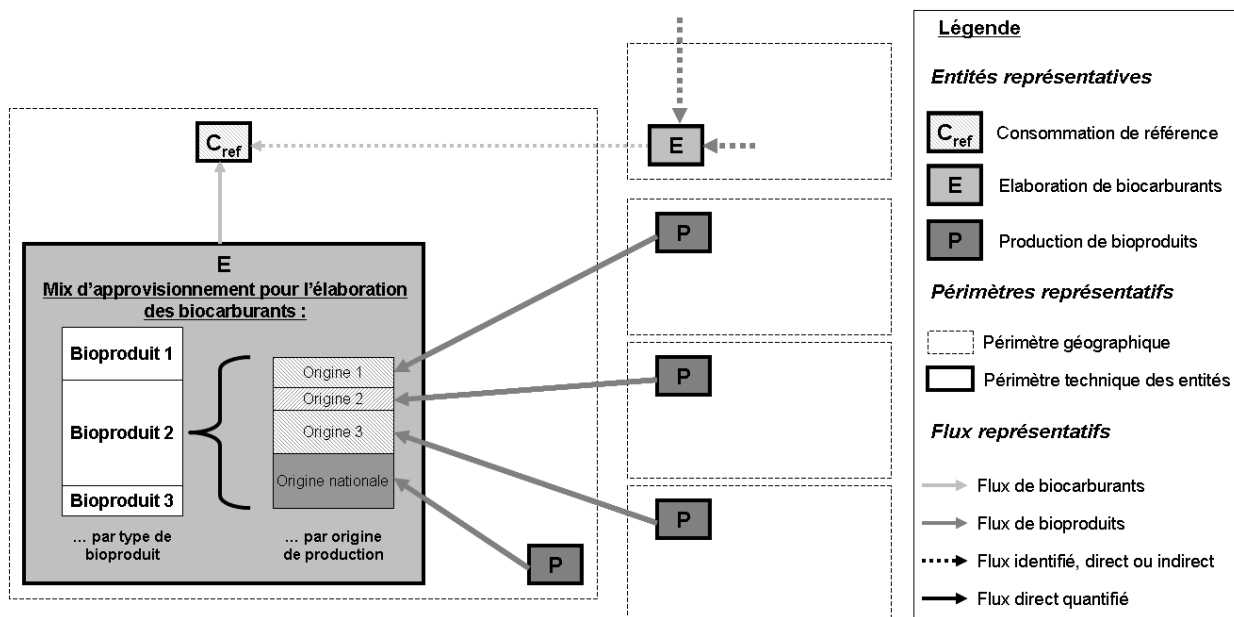


Figure 124 : Illustration du principe de reconstitution des filières pour une branche du réseau $P \rightarrow E \rightarrow C_{ref}$. Dans cette filière, une branche complète est reconstituée : les entités de production du bioproduit 2 sollicitées par l'entité d'élaboration nationale sont identifiées, et les flux correspondants sont quantifiés. La même démarche doit être appliquée à l'ensemble des bioproduits, puis à l'entité d'élaboration extra nationale identifiée pour obtenir la filière complète.

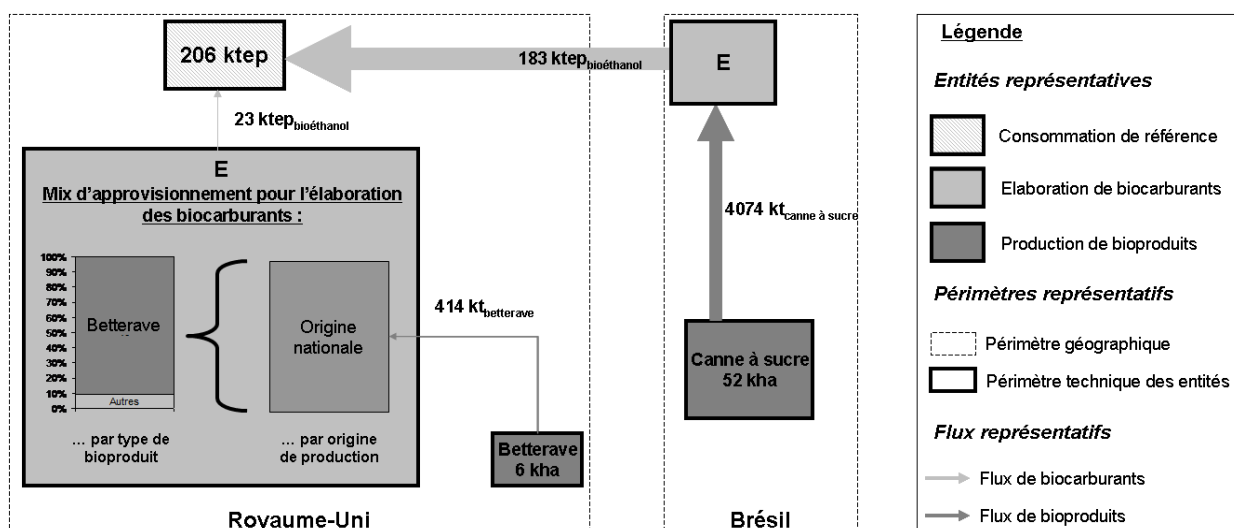


Figure 125 : Résultats de l'application de la méthode à la consommation de bioéthanol du Royaume-Uni durant l'année 2009. La traçabilité appliquée aux biocarburants produits et consommés dans ce pays (RTFO, et comptabilités RFA) fournit les données nécessaires à la reconstitution des filières correspondantes. Seuls les flux concernant la consommation de référence sont pris en compte. Parmi ces flux pris en compte, les flux représentés correspondent à plus de 99% des flux énergétiques totaux. Source : Données de traçabilité issues de RFA (2010).

4.3.1 Démarche méthodologique générale

Objectifs et méthode de construction PEC des filières biocarburants

D'un point de vue méthodologique, la reconstitution des filières biocarburants effectives s'appuie sur des représentations par systèmes type des séquences indispensables à l'élaboration des biocarburants (Encadré 9). La méthode de construction PEC suit une séquence logique d'identification de proche en proche. Le point de départ de la séquence est la consommation de référence pour laquelle on souhaite reconstruire la filière. L'objectif est d'atteindre la totalité des entités de production de matière végétale sollicitées par la consommation de référence (Figure 124). Cette séquence logique peut être formalisée par étapes :

- **(1) reconstitution du réseau d'entités d'élaboration** approvisionnant la consommation de référence ($E \rightarrow C_{\text{réf}}$),
- **(2) reconstitution du réseau d'entités de production** approvisionnant les entités d'élaboration ($P \rightarrow E$),
- **(3) reconstitution de la filière complète** ($P \rightarrow E \rightarrow C_{\text{réf}}$),
- **(4) représentation de la filière complète** avec intégration des principaux indicateurs quantitatifs (flux de produits) et qualitatifs (nature des produits, des échanges, ...).

Au terme de l'application de cette méthode, les résultats principaux se composent (i) d'une chaîne complète d'entités reliées entre elles par des flux qualifiés et quantifiés (4), (ii) d'une série de zones géographiques impliquées dans la filière étudiée, (iii) d'un ensemble de flux physiques utiles pour la construction d'indicateurs systématiques. Tous ces résultats sont obtenus dans un cadre d'analyse homogène à un niveau d'échelle et de détail adaptés à la filière étudiée (Figure 125).

Intérêts de la reconstitution des filières biocarburants à l'échelle internationale

L'intérêt direct principal de la reconstitution de la filière est :

- **de construire le réseau d'approvisionnement en biocarburants** dans son ensemble et de cibler les surfaces productives liées à la consommation de référence,
- **de permettre une lecture dynamique des filières** en suivant une consommation de référence sur plusieurs années,
- **de déterminer des situations types représentatives** dans un cadre d'étude homogène.

Ces situations types représentatives sont constituées soit de filières différentes étudiées sur une période historique identique, soit des chaînes d'entités composant la filière représentative d'une consommation de référence.

L'intérêt indirect de la reconstitution des filières est de recenser les différentes situations type représentatives de productions végétales reliées à une consommation de référence. En examinant ces situations types par des approches locales descriptives et qualitatives, il est possible d'identifier les principaux impacts environnementaux locaux induits dans le contexte territorial et local. La prise en compte du contexte local et territorial permet en outre d'évaluer la criticité de ces impacts locaux dans une situation réaliste. **Enfin, le caractère physique des flux étudiés** (bioproduits, biocarburants, ...) nous **permet de construire des matrices d'affectation d'impacts locaux aux consommateurs finaux** qu'ils soient distants (impacts locaux qui se produisent hors du périmètre géographique de consommation) ou non.

Encadré 10 : Traitement de la question des filières d'importation dans la directive européenne sur les énergies renouvelables (DIR/2009/28/CE).

Les critères de durabilité pour les biocarburants étant définis (Article 17), la Commission Européenne reconnaît l'importance d'une traçabilité sur les ressources mobilisées :

« [...] **S'il est vrai que, techniquement, la Communauté serait capable d'atteindre l'objectif** concernant l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables dans le secteur des transports **grâce à sa seule production intérieure, il est à la fois probable et souhaitable qu'elle y parvienne en combinant production intérieure et importations.** À cet effet, la Commission devrait contrôler l'approvisionnement en biocarburants du marché communautaire et **proposer, le cas échéant, des mesures appropriées pour parvenir à équilibrer production intérieure et importations, compte tenu, entre autres, de l'avancement des négociations commerciales multilatérales et bilatérales en cours, des préoccupations environnementales, sociales et économiques, ainsi que de la sécurité de l'approvisionnement énergétique.** ». Point (16)

Cette traçabilité est requise pour les procédures de contrôles (Article 18) de la durabilité des biocarburants consommés au sein de l'Union Européenne. Des mécanismes de collecte des données sont prévus (Article 23, Article 24). Les Etats membres ont toutefois un droit de réserve sur leur publication (Article 24) :

« **Article 23** - Suivi et rapports de la Commission [...] - 5. [...], la Commission analyse, en particulier :

- a) les avantages et les coûts environnementaux relatifs des différents biocarburants, **les effets des politiques d'importation de la Communauté** sur ces avantages et ces coûts, les implications pour la sécurité d'approvisionnement **et les moyens de veiller** à l'équilibre entre la production intérieure et les importations ;
- b) **l'incidence de l'augmentation de la demande de biocarburants sur la durabilité dans la Communauté et les pays tiers, [...]** ;

« **Article 24** - Plate-forme en matière de transparence

[...] **à la demande de l'État membre [...], la Commission ne rend pas publics les documents [...]** visés à l'article 4, paragraphe 3 [PNAER], **ni les informations** figurant dans les rapports nationaux [...] visés à l'article 22, paragraphe 1, points l) [Exports de biocarburants] et m) [Imports de biocarburants]. »

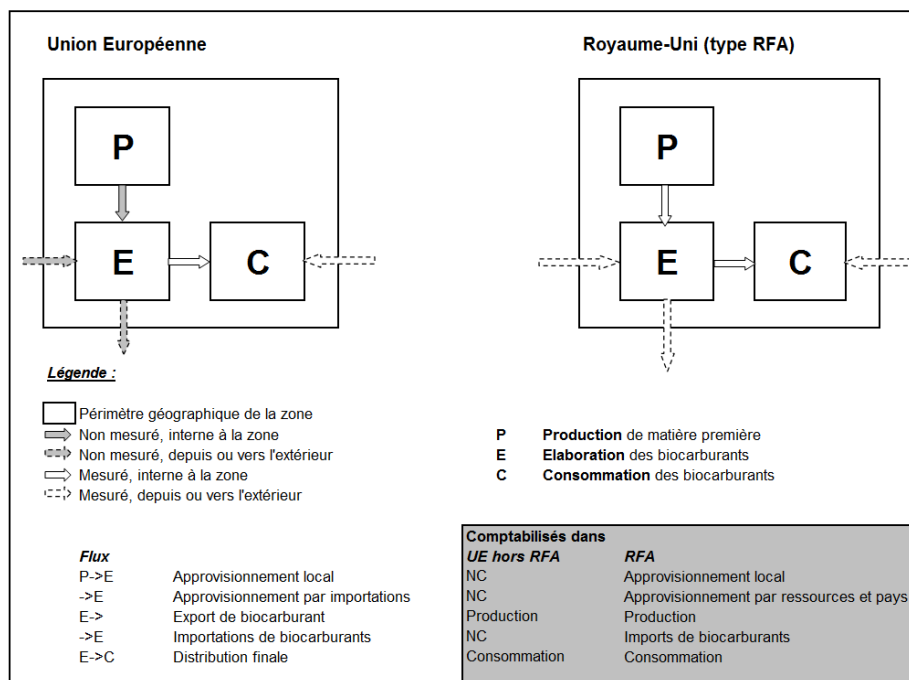


Figure 126 : Traçabilité existante pour les filières biocarburants de l'Union Européenne en 2012. Le cas particulier du Royaume-Uni est comparé au cas des autres états membres. NC = Non Comptabilisé.

4.3.2 Application à l'Union Européenne : mise en œuvre de la démarche PEC

Dans la mise en œuvre opérationnelle de la démarche PEC, nous sommes confrontés à la question de la disponibilité des données d'entrée nécessaires. Les choix et adaptations dictés par ces contraintes externes aboutissent à la définition d'une **méthode opérationnelle** appliquée à l'Union Européenne. En effet, malgré la volonté exprimée par la Commission européenne de contrôler la nature et l'origine des bioproduits mobilisés (Encadré 10), il n'existe pas de traçabilité rendue publique en 2011 à l'échelle de l'Union Européenne. A l'échelle des Etats membres, seul le Royaume-Uni a mis en place un système de traçabilité spécifique et précis et rend publiques ces données (RFA, Figure 126). Ce défaut de connaissances se répercute à plusieurs niveaux de l'application de la démarche de reconstitution des filières biocarburants :

- **concernant les échanges de biocarburants**, les données existantes proviennent exclusivement d'organismes privés dont les données ne sont pas rendues publiques (par exemple F.O. Licht's). Les données publiques d'échanges commerciaux (OMC, Eurostat,...) sont des données agrégées dont le niveau de détail n'est pas adapté à la reconstruction des filières biocarburants. Les données privées portent sur des échanges commerciaux internationaux dont le niveau de détail est adapté à la reconstruction des filières biocarburants. Toutefois, la nature de ces échanges rend ces données inutilisables directement. En effet, la plupart des échanges sont spéculatifs et ne traduisent pas directement la structure des filières biocarburants (*eg* flux « ->E » dans la Figure 126, *cf* 3.1.3). Une méthodologie spécifique à la quantification des échanges directs doit être mise en place,
- **concernant le mix d'approvisionnement des unités d'élaboration hors Union Européenne**, les sources de données sont disparates. Pour certains pays il existe des organismes nationaux qui publient des données (Argentine, Brésil). Pour les autres, la nature et l'origine des approvisionnements peuvent être déduits à partir du panorama des situations extra-européennes (*cf* 3.3),
- **concernant le mix d'approvisionnement des unités d'élaboration européennes**, un organisme européen publiait des données pour les filières bioéthanol (Union Européenne de Producteurs d'Alcools, UEPA) jusqu'en 2009 tandis qu'aucun organisme européen ne publie de données pour le biodiesel. Les estimations publiques disponibles sont issues d'un organisme états-unien (USDA). Ces estimations permettent de déterminer la nature des approvisionnements mais pas l'origine des productions primaires. **L'origine des productions doit être déduite à partir de l'observation des productions de l'Union Européenne et des échanges de bioproduits.**

Le contexte général renvoyant à une augmentation soutenue des quantités de biocarburants importés (*cf* 3.1.2), **il devient primordial qu'un mécanisme de traçabilité précis** (type RFA, Figure 126) **soit rapidement mis en place à l'échelle de chaque Etat membre**, pour qu'une synthèse soit produite annuellement à l'échelle de l'Union Européenne. **Dans ce contexte, l'évaluation constituée peut être considérée comme une source de données originale et utile** qu'il conviendrait de mettre à jour régulièrement. Cette évaluation est construite dans le souci de retranscrire les filières biocarburants de l'Union Européenne le plus fidèlement possible. Les difficultés principales de ce travail sont induites par l'étendue de l'objet d'étude (productions végétales, élaboration de biocarburants, échanges internationaux,...), puis par le caractère dynamique des filières biocarburants comme nous l'avons souligné précédemment.

(1.2) Analyse des domaines d'échanges potentiels en biocarburants

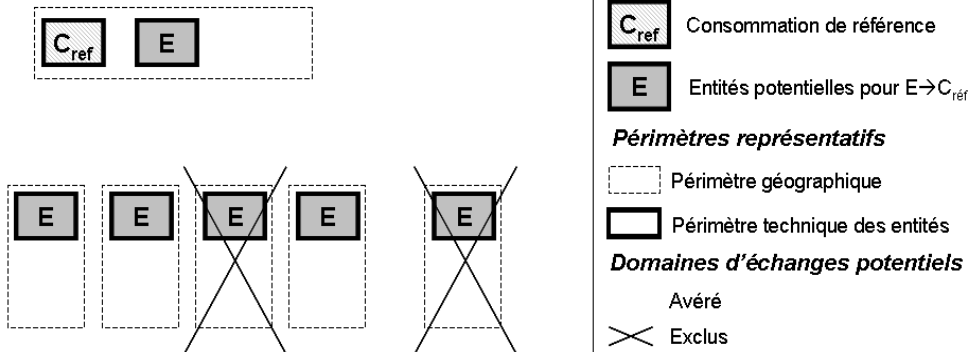


Figure 127 : Illustration de la démarche méthodologique pour l'analyse des domaines d'échanges potentiels en biocarburants. Les domaines d'échanges potentiels en biocarburants n'existent que si la zone géographique de la consommation de référence est déficitaire dans le périmètre temporel défini. Les domaines d'échanges potentiels exclus à ce stade correspondent aux entités constituant potentiellement le réseau $E \rightarrow C_{ref}$ inclus dans une zone géographique au solde net déficitaire ou à l'équilibre.

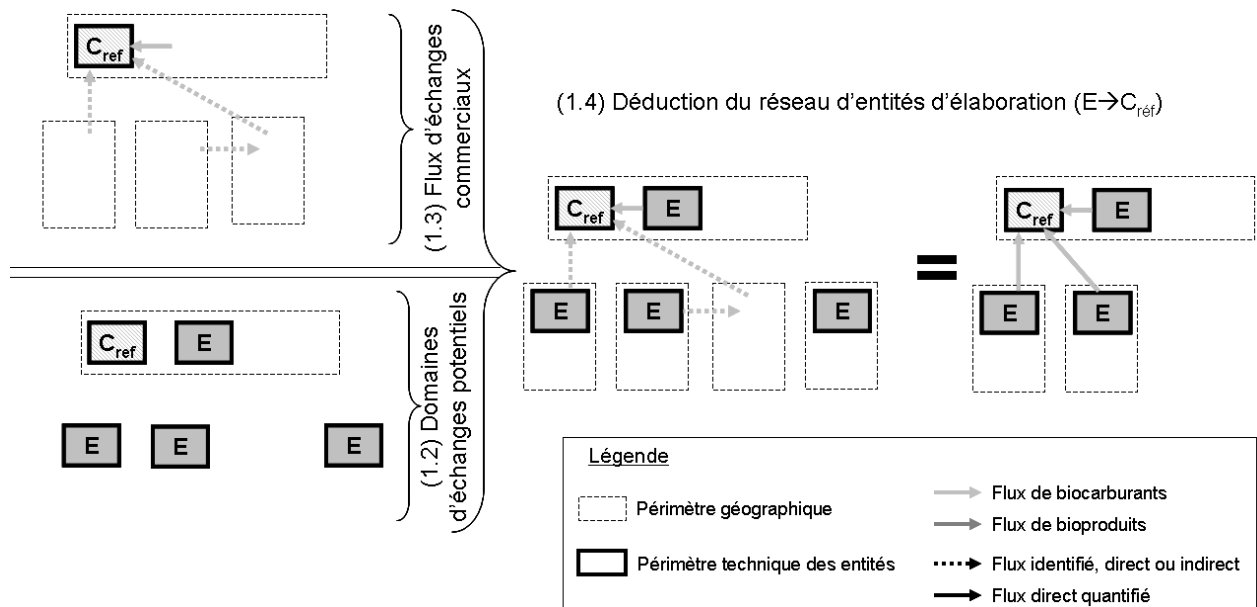


Figure 128 : Illustration de la démarche méthodologique pour la reconstitution du réseau d'entités d'élaboration ($E \rightarrow C_{ref}$) approvisionnant la consommation de référence. Dans cet exemple, l'analyse des flux d'échange commerciaux permet de spécifier les domaines d'échanges effectifs et d'exclure une des entités retenue à l'étape 1.2.

Reconstitution du réseau d'entités d'élaboration approvisionnant l'Union Européenne

Les données disponibles sont insuffisantes pour mettre en œuvre directement la reconstitution du réseau d'entités d'élaboration approvisionnant l'Union Européenne. Pour pallier ce défaut d'informations, il est nécessaire d'élaborer une méthode permettant de reconstituer le réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$ de la manière la plus fiable et précise possible. Cette démarche peut être formalisée ainsi :

- **(1.1) Identification des entités d'élaboration** constituant potentiellement le réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$:

Les entités d'élaboration constituant potentiellement le réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$ sont les entités produisant le même type de biocarburant dans le monde. Parmi les types de biocarburants existants, nous distinguons principalement le bioéthanol (usage final type « essence ») et le biodiesel (usage final type « diesel »).

- **(1.2) Analyse des domaines d'échanges potentiels en biocarburants :**

Nous posons l'hypothèse que les échanges de biocarburants entre les entités internes à une zone géographique sont prioritaires. Par conséquent, les quantités élaborées à l'intérieur d'une zone géographique sont d'abord mobilisées pour les consommations intérieures. Dans cette hypothèse, **seul l'excédent (valeur positive du solde net) généré dans une zone géographique est considéré comme échangeable** avec les entités d'autres zones géographiques. L'implication inverse de cette hypothèse est que **les zones géographiques dont le solde net est déficitaire ont nécessairement recours à l'importation.** Finalement, **les domaines d'échanges potentiels en biocarburants** (cf 3.1.2) **désignent l'ensemble des appariements possibles entre des zones géographiques à soldes nets positifs** (excédents, zones potentiellement exportatrices) **et des zones géographiques à soldes nets négatifs** (déficits, zones nécessairement importatrices). Au terme de cette étape, les entités retenues sont les entités identifiées à l'étape 1.1 incluses dans une zone géographique au solde net excédentaire (Figure 127).

- **(1.3) Analyse des flux d'échange commerciaux en biocarburants :**

Cette étape, dont la réalisation dépend avant tout de la disponibilité des données brutes, n'est pas indispensable mais peut apporter un degré de robustesse supplémentaire aux évaluations effectuées. Cette étape permet en effet de réaliser des recoupements avec l'analyse des domaines d'échanges potentiels en biocarburants (Figure 128). Ces recoupements peuvent être utiles pour :

- spécifier les domaines d'échanges effectifs parmi les domaines potentiels,
- préciser les quantités échangées pour un domaine d'échange effectif.

- **(1.4) Déduction du réseau d'entités d'élaboration ($E \rightarrow C_{\text{réf}}$)** approvisionnant la consommation de référence :

La déduction du réseau d'entités d'élaboration approvisionnant la consommation de référence doit aboutir à une représentation qui comprend les entités sélectionnées et les flux sans biais des intermédiaires qui les relient à la consommation de référence (Figure 128). A ce stade ces flux doivent être quantifiés. La représentation de ce réseau donne une bonne image de l'organisation « aval » de la filière biocarburant étudiée. Pour étudier la filière complète, il faut ajouter au réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$ le réseau d'entités de production qui l'approvisionne. Pour ce faire, nous devons reconstituer le réseau d'entités de production approvisionnant les entités d'élaboration sélectionnées.

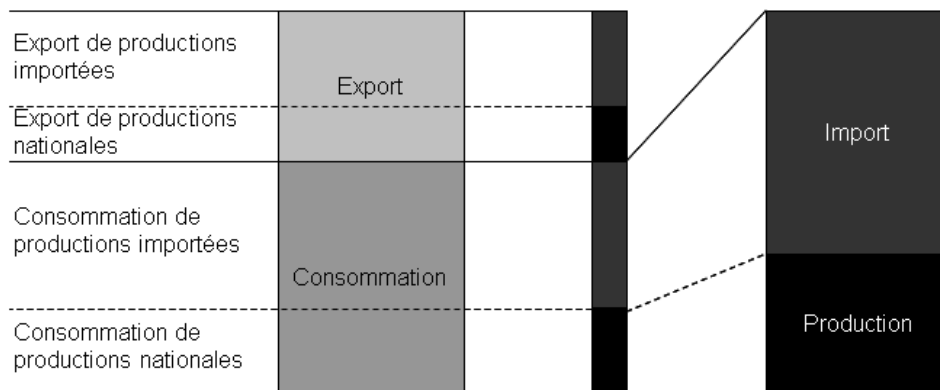


Figure 129 : Représentation de la relation de proportionnalité entre l'origine des productions et des consommations apparentes pour un pays et une culture primaire donnée. Cette hypothèse est centrale pour la méthode proposée. *Source : Adapté de (Kastner et al., 2011).*

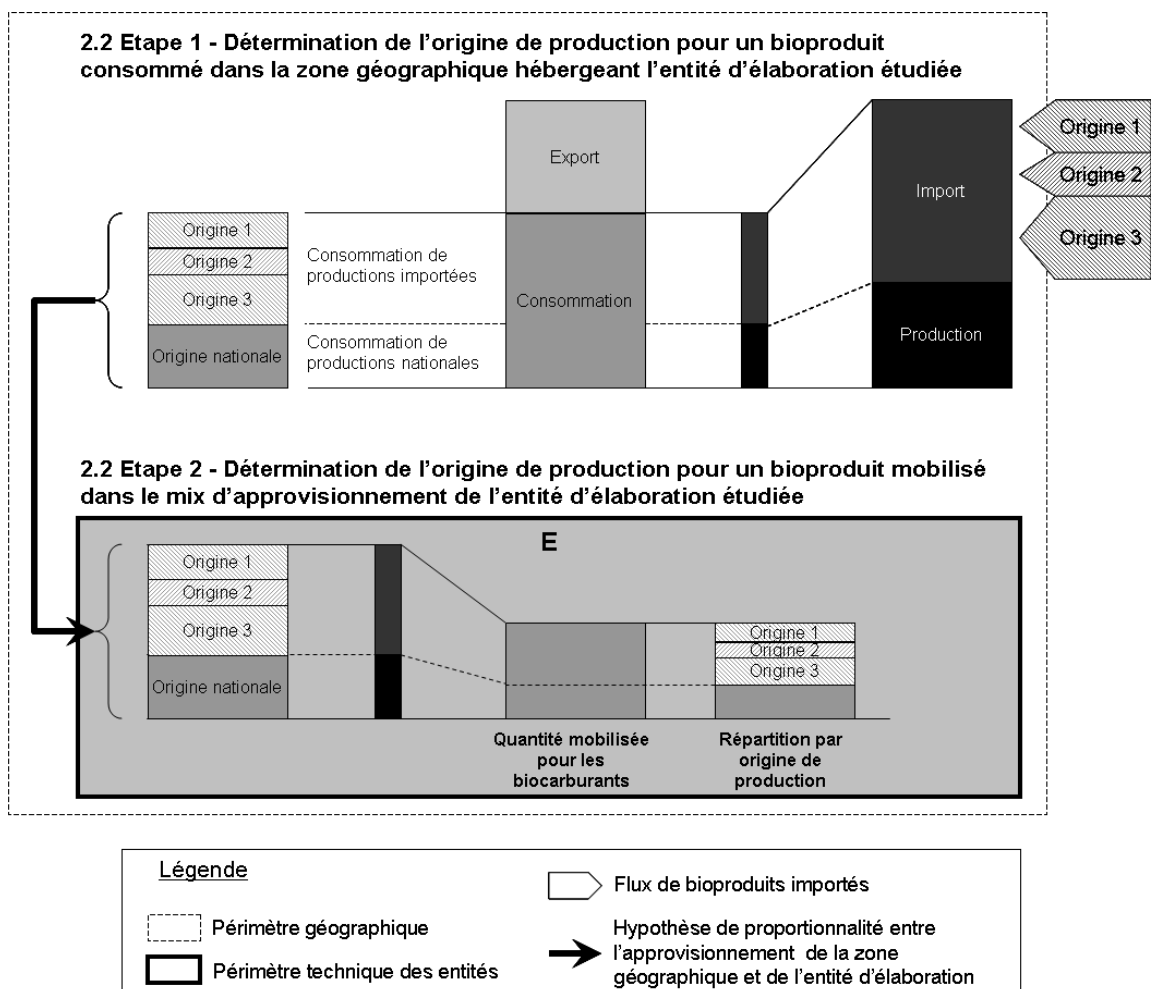


Figure 130 : Illustration de la méthode de détermination de l'origine de production d'un bioproduit mobilisé pour l'élaboration de biocarburant au sein d'une entité d'élaboration.

Reconstitution du réseau d'entités de production approvisionnant les entités d'élaboration (P→E)

La reconstitution du réseau d'entités de production approvisionnant les entités d'élaboration comprend deux difficultés principales : la détermination du mix d'approvisionnement des entités d'élaboration, puis la détermination de l'origine de production des bioproduits mobilisés dans ces mix d'approvisionnement. **L'objectif est de déterminer les quantités de bioproduits mobilisés en fonction de leurs natures et de leurs origines de production pour chaque entité d'élaboration mise en jeu.** L'identification simultanée des productions végétales mobilisées et de leurs provenances permet **de définir les situations de production représentatives alimentant les filières biocarburants de l'Union Européenne.**

- **(2.1) Détermination du mix d'approvisionnement** des entités d'élaboration approvisionnant l'Union Européenne :

La détermination du mix d'approvisionnement est réalisée pour chaque entité d'élaboration faisant partie du réseau ($E \rightarrow C_{\text{réf}}$). Pour une entité à l'échelle d'une zone géographique déterminée (nationale ou de groupements nationaux), la détermination du mix d'approvisionnement doit se faire préférentiellement en utilisant les données industrielles de cette zone géographique. Ces données industrielles ne sont généralement pas disponibles. Dans ce cas, le choix doit préférentiellement se tourner vers les organismes gouvernementaux ou les associations de producteurs de biocarburants à l'échelle nationale. Lorsqu'il n'existe pas de source d'organismes spécifiques à l'échelle nationale, les estimations de l'USDA peuvent être utilisées. Enfin si aucune de ces sources n'est disponible, le mix d'approvisionnement peut être évalué en analysant les données de capacités d'élaboration (type GBC) des unités d'élaboration composant l'entité nationale évaluée. **Les résultats finaux donnent la répartition des bioproduits mobilisés dans l'entité d'élaboration rapportée sur la base de la quantité de biocarburant équivalente produite ($k_{\text{tep}_{\text{biocarburant}}}$) ainsi qu'en tonne équivalente de bioproduit primaire.** Selon les entités étudiées et les données disponibles, l'origine de production des bioproduits peut être directement connue (par exemple bioéthanol de canne à sucre au Brésil) ou déduite (par exemple cas du biodiesel de soja en Argentine). Si l'origine des bioproduits mobilisés dans le mix d'approvisionnement n'a pas pu être déterminée à cette étape, il faut l'estimer à l'aide de la méthode proposée dans l'étape suivante (2.2).

- **(2.2) Détermination de l'origine de production des bioproduits** du mix d'approvisionnement :

Pour chaque entité d'élaboration dont le mix d'approvisionnement est défini et pour laquelle on ne connaît pas l'origine de production des bioproduits, deux étapes méthodologiques sont nécessaires. **La première étape s'applique** à chaque bioproduit mobilisé dans le mix d'approvisionnement **à l'échelle de la zone géographique hébergeant l'entité d'élaboration étudiée.** Cette étape consiste à **déterminer l'origine de production des bioproduits consommés, pour tous les usages,** dans la zone géographique d'intérêt (Figure 129, Encadré 11). **La seconde étape s'applique aux quantités de bioproduits mobilisées pour le mix d'approvisionnement de l'entité d'élaboration de biocarburants étudiée.** Cette étape consiste à **déterminer l'origine de production des bioproduits mobilisés dans le mix d'approvisionnement** de l'entité d'élaboration étudiée (Figure 130).

- **(2.3) Déduction du réseau d'entités de production** approvisionnant les entités d'élaboration ($P \rightarrow E$) :

Lorsque l'origine de production des bioproduits mobilisés dans le mix d'approvisionnement est déterminée pour chaque entité d'élaboration composant le réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$, l'ensemble des entités de production constituant le réseau $P \rightarrow E$ est identifié, et les flux de bioproduits mobilisés sont quantifiés. La filière complète est finalement constituée par l'union des réseaux $P \rightarrow E$ et $E \rightarrow C_{\text{réf}}$.

Encadré 11 : Outil de flux et méthode de détermination de l'origine des bioproduits.

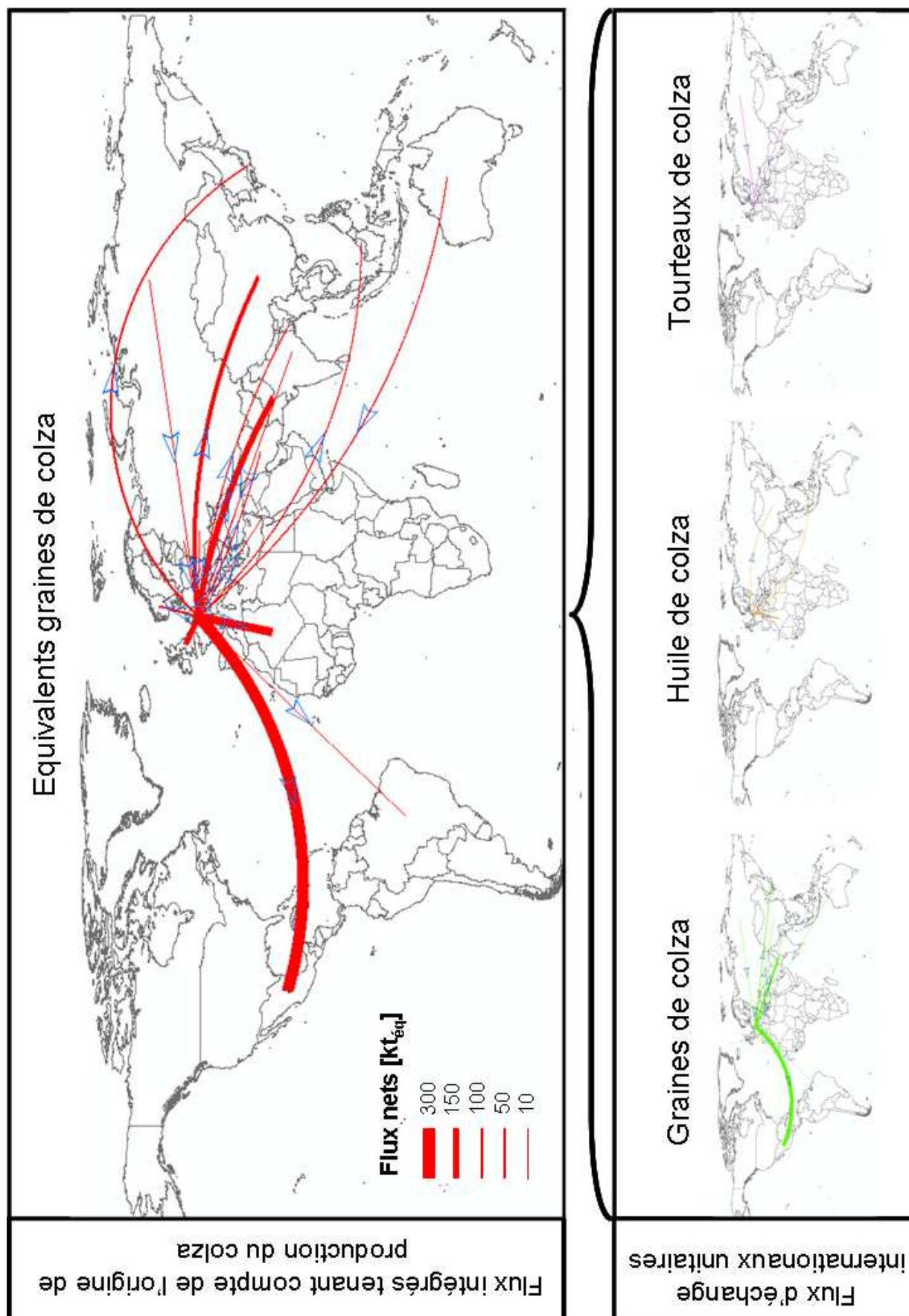


Figure 131 : Résultats de la méthode de correction des flux d'échanges internationaux appliquée au colza en 2002. Source : Les flux d'échanges internationaux sont le produit de matrices calculées par l'outil de flux sur la base des flux d'échanges bruts en bioproduits issus de FAOSTAT (2011) et projetés sous ArcGIS™.

Encadré 11 - suite

Dans cette phase méthodologique, la première étape appliquée à l'échelle de la zone géographique constitue un point méthodologique important qui fait appel à un outil d'analyse des flux d'échanges en bioproduits développé spécifiquement, dans lequel une méthode de calcul récente permettant de retracer l'origine des productions consommées (Kastner *et al.*, 2011) est implémentée (Annexe 3).

L'outil de flux développé permet de produire des analyses sur les flux d'échanges internationaux en bioproduits (Figure 131). Les flux internationaux pris en compte sont issus des publications statistiques de la FAO (FAOSTAT, 2011). Ces statistiques concernent environ 500 bioproduits issus de productions agricoles pour 230 pays sur la période 1986 – 2007. Dans le format d'origine, les flux sont reportés dans un système de comptabilité de type « double écriture » : chaque pays publie les échanges qu'il a eus avec les autres pays. Ce système de comptabilité permet de produire des jeux de données doubles. A partir de ces jeux de données, l'outil de flux permet de :

- **générer des matrices de flux** d'échanges moyennées (annuelles ou pluri annuelles),
- **convertir les matrices** de flux générées en **éléments cartographiques**,
- mettre en œuvre la méthode de traçage de l'origine des productions consommées.

La méthode de traçage de l'origine des productions consommées (Annexe 3) est décrite dans (Kastner *et al.*, 2011). Dans cette méthode **les principaux flux d'échanges internationaux liés à une production primaire** (par exemple les graines, l'huile et les tourteaux de colza sont liés à la culture de colza) **sont (i) combinés entre eux, puis (ii) mis en relation à la production primaire effective dans chaque zone géographique pour tenir compte de l'origine des productions**. Les résultats principaux de cette méthode sont des matrices d'échanges traduisant l'origine de production des bioproduits analysés dans les consommations de chaque pays. Autrement dit, ces matrices contiennent des **flux qui relient directement les pays producteurs et les pays consommateurs, sans biais des intermédiaires** (dans l'exemple proposé, le Niger qui apparaît comme fournisseur de tourteaux pour l'Union Européenne d'après les flux d'échanges internationaux, n'apparaît plus dans les flux intégrés tenant compte de l'origine de production). **L'hypothèse centrale** de cette méthode **repose sur une relation de proportionnalité entre l'origine des productions apparentes** (Production + Imports) **et l'origine des consommations apparentes** (Consommation + Exports) tel que représenté dans la Figure 129. De plus, il est important de noter que les modes de calcul choisis impliquent que les stocks font partie de la consommation. Les stocks constituent donc un biais dans les résultats lorsqu'ils ne sont pas constants sur la période étudiée. D'autre part, cette méthode de calcul offre la possibilité de convertir les flux exprimés en équivalents produit primaire (dans notre exemple, les graines de colza) dans une unité relative à l'usage des sols (surfaces productives équivalentes mobilisées). Dans ce cas, cette **unité est harmonisée** entre tous les bioproduits primaires étudiés. Par conséquent, les quantités obtenues en **surfaces productives équivalentes sont comparables et additives pour l'ensemble des bioproduits étudiés**.

Dans cette phase méthodologique, **la deuxième étape appliquée à l'échelle de l'entité d'élaboration** est basée sur les résultats obtenus à l'échelle de la zone géographique étudiée. Dans cette étape, **nous posons l'hypothèse que la distribution dans les origines de production des bioproduits mobilisés à l'échelle d'une entité d'élaboration est comparable à la distribution observée à l'échelle de la zone géographique qui héberge cette entité d'élaboration** (Figure 130). Ainsi, l'origine de production des bioproduits mobilisés par l'entité d'élaboration est simplement déduite.

Tableau 19 : Domaines d'échanges potentiels et flux d'échanges commerciaux entre les pays tiers et la consommation de référence. *Source : Les valeurs de domaines potentiels sont issues de (3.1.2). Les valeurs des flux d'échanges commerciaux connus sont issues de (Lamers, 2012; Lamers et al., 2011). Les précisions sur les échanges sont issues de (Hoh, 2011; Slette et Wiyono, 2011).*

| Zones géographiques | Soldes nets | | | | | Flux d'échanges commerciaux vers l'Union Européenne | | | |
|--|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---|--------------|--------------|--------------|
| | 2006 [kt] | 2007 [kt] | 2008 [kt] | 2009 [kt] | 2010 [kt] | 2008 [kt] | 2009 [kt] | 2010 [kt] | 2011 [kt] |
| [Nom] | | | | | | | | | |
| Etats-Unis d'Amérique | -115 | 400 | 1065 | 713 | 258 | 1488 | 381 | 0,6 | 0,1 |
| Argentine | 24 | 416 | 1270 | 853 | 1493 | 77 | 854 | 1179 | 1245 |
| Brésil | 0 | 0 | 0 | 122 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Canada | 0 | 0 | 39 | 60 | 33 | 0 | 140 | 90 | 2 |
| Indonésie* | 38 | 0 | 0 | 181 | 213 | 155 | 158 | 496 | 895 |
| Malaisie | 211 | 363 | 407 | 495 | 619 | 38 | 123 | 78 | 10 |
| Singapour** | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 12 | 0 |
| Norvège | NC | NC | NC | NC | NC | 2 | 3 | 6 | 54 |
| Autres | NC | NC | NC | NC | NC | 20 | 7 | 27 | 13 |
| Domaines d'échanges potentiels totaux | 249 | 1179 | 2781 | 2424 | 2615 | 1780 | 1686 | 1889 | 2219 |
| Union Européenne | -216 | -930 | -1031 | -2123 | -2250 | | | | |

NC = Non Connu
 Domaines d'échanges exclus

*Exports nets indiqués comme solde net. Ils sont dirigés à 80% vers l'Union Européenne d'après (Slette, 2011) .

L'Indonésie fait du ré-export de biocarburants malaisiens

**Considéré comme faisant du ré-export d'importation principalement malaisiennes (38 kt en 2009, 12 kt en 2010 (Hoh, 2011))

Tableau 20 : Classement des zones géographiques impliquées dans les échanges de biodiesel avec l'Union Européenne par « cas type ».

| Zones géographiques | Situations | | | Cas type | |
|-----------------------|------------|---------|-------------|----------|--|
| | Importe | Exporte | Solde net | | |
| [Nom] | [O/N] | [O/N] | [Ex/Eq/Déf] | [N°] | |
| Etats-Unis d'Amérique | O | O | Ex | 3 | |
| Argentine | N | O | Ex | 1 | |
| Brésil | N | N | Ex | 0 | |
| Canada | O | O | Ex | 3 | |
| Indonésie | O | O | Eq | 2 | |
| Malaisie | N | O | Ex | 1 | |
| Singapour | O | O | Eq | 2 | |
| Autres | NC | NC | NC | NC | |

Légende

NC Non Connu
 O Oui
 N Non
 Ex Excédentaire
 Eq Equilibre
 Déf Déficitaire

Cas types : *Situation vis-à-vis du commerce* *Part d'élaboration locale exportée*

| | | |
|---|--------------------------------|--------------|
| 0 | Non impliqué dans les échanges | 0% |
| 1 | Exportateur pur | 100% |
| 2 | Hub commercial simple | 0% |
| 3 | Hub commercial complexe | à déterminer |

Tableau 21 : Entités retenues et quantification des flux d'échanges dans le réseau E→C_{réf}. Note : Comme l'indique E→C_{réf}, ces flux sont des flux nets vers l'Union Européenne. *Source : Voir Encadré 12.*

| Zone géographique | 2006 [kt] | 2007 [kt] | 2008 [kt] | 2009 [kt] | 2010 [kt] |
|-------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| Canada | 0 | 0 | 39 | 178 | 102 |
| Malaisie | 161 | 95 | 113 | 185 | 87 |
| Indonésie | 30 | 0 | 0 | 158 | 168 |
| Argentine | 24 | 182 | 437 | 901 | 1179 |
| Etats-Unis d'Amérique | 0 | 653 | 1431 | 381 | 288 |
| TOTAL | 216 | 930 | 2020 | 1803 | 1824 |
| Union Européenne | | | | | |
| Solde Net | -216 | -930 | -1031 | -2123 | -2250 |
| Balance | 0 | 0 | 989 | -320 | -426 |

4.3.3 Reconstitution du réseau d'entités d'élaboration approvisionnant la consommation en biodiesel de l'Union Européenne

Définition de la consommation de référence

La consommation de référence est définie ici comme la consommation annuelle de biodiesel dans l'Union Européenne. La plage temporelle définie correspond à la période 2004-2009.

Identification des entités d'élaboration constituant potentiellement le réseau $E \rightarrow C_{réf}$ et analyse des domaines d'échanges potentiels en biocarburants :

Le solde net en biodiesel de l'Union Européenne est à l'équilibre sur la période historique précédant l'année 2006 (hypothèse à l'étape 1.2). Par conséquent, nous estimons qu'**il n'y a pas eu d'échanges de biodiesel significatifs entre l'Union Européenne et les pays tiers avant 2006**. En revanche, le solde net en biodiesel de l'Union Européenne est déficitaire sur toute la période 2006 - 2009. Par conséquent, les entités d'élaboration constituant potentiellement le réseau $E \rightarrow C_{réf}$ sont les entités excédentaires dans le monde sur cette période. D'après les soldes nets (Tableau 19), les entités d'élaboration de Malaisie/Indonésie, d'Argentine et des Etats-Unis d'Amérique sont potentiellement sollicitées dans cette période. En 2009, le Brésil s'ajoute à ces entités.

Analyse des flux d'échanges commerciaux en biocarburants :

Les flux d'échanges commerciaux de biodiesel sont partiellement couverts par l'organisme statistique européen EUROSTAT. La référence couverte dans cette base de données concerne le produit FAMAÉ (fatty-acid mono-alkyl ester) qui ne tient compte que des mélanges de biodiesels supérieurs à 20 % (B20). Une estimation récente des échanges commerciaux en biodiesel dans le monde est choisie comme référence (Lamers, 2012; Lamers *et al.*, 2011).

Déduction du réseau d'entités d'élaboration ($E \rightarrow C_{réf}$) approvisionnant la consommation de référence :

Tenant compte des informations disponibles (Tableau 19), et du fait que l'Union Européenne est importatrice de biodiesel depuis 2006, nous reconstituons le réseau $E \rightarrow C_{réf}$. Nous choisissons de classer les zones géographiques exportant du biodiesel vers l'Union Européenne de manière significative par cas types (Tableau 20). **Nous déterminons la part du biodiesel selon la méthode présentée en Figure 129 pour les zones géographiques de cas type 3** (Encadré 12). Le réseau $E \rightarrow C_{réf}$ est représenté par année dans le Tableau 21.

Encadré 12 : Détail des hypothèses et calculs pour la quantification des flux d'échange directs de biodiesel entre l'Union Européenne et les pays tiers.

Le Tableau 22 détaille les hypothèses de travail avancées pour déterminer et quantifier les flux d'échanges de biodiesel entre l'Union Européenne et les pays tiers. Les flux retenus au final sont des flux directs composant le réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$ sur la période 2006 – 2009.

Tableau 22 : Détermination et quantification des flux d'échanges de biodiesel entre l'Union Européenne et les pays tiers. Note : *Hypothèses personnelles si source non indiquée. UE = Union Européenne. Sources :* [1] (Hoh, 2010), [2] (Hoh, 2011), [3] (Slette et Wiyono, 2011), [4] (OECD-FAO, 2011), [5] (Lamers, 2012), [6] Global Biofuels Center, Capacity Database, 2012, [7] (Flach *et al.*, 2011), [8] voir Tableau 23.

| Zone géographique | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|-------------------------------|--|---------------------------------------|---|--|---|
| Canada | Solde net à l'équilibre, domaine d'échange exclu [4]. | | Ré-export via les Etats-Unis d'Amérique [8]. | - Exports directs vers l'UE [5] - Ré-exports via les Etats-Unis d'Amérique [8]. | |
| Malaisie | Export vers UE boucle le solde net UE | Export 100% vers UE | - Exports directs vers l'UE [1, 2] - Ré-exports via les Etats-Unis d'Amérique [8]. | | |
| Indonésie | Ré-export de 80% du biodiesel Malaisien importé [2, 3]. | Pas d'exports [3]. | | Exporte 181 kt [3] dont 23 kt importées de Malaisie [2]. | Exporte 213 kt [3] dont 45 kt importé de Malaisie [2]. |
| Argentine | Export 100% UE | Export vers UE boucle le solde net UE | - Exports directs vers UE [5] - Ré-exports via les Etats-Unis d'Amérique [8]. | | |
| Etats-Unis d'Amérique | Voir calculs détaillés [8]. | | | Flux commerciaux [5] inférieurs aux exports calculés [8]. | Commerce avec l'UE stoppé [5]. Passe via l'Indonésie ? [3, 5] |
| Singapour | Ne fait que du ré-export de biodiesel provenant de Malaisie [1, 2]. L'entité d'élaboration existante a une capacité de 20 kt.an ⁻¹ jusqu'en 2010 [6]. | | | | |
| Autres | Marchés jugés non significatifs et négligeables. | | | | |
| Balance de l'Union Européenne | Pas de stock constitué [5, 7]. Balance à l'équilibre. | | Constitution d'un stock [7]. | Dépletion du stock, balance négative [7]. | |

Pour traiter le cas complexe des Etats-Unis d'Amérique (Tableau 23), la relation de proportionnalité présentée en Figure 129 a été utilisée.

Tableau 23 : Résultats détaillés pour les Etats-Unis d'Amérique. Source : [4] (OECD-FAO, 2011), [5] (Lamers, 2012), [9] US National Biodiesel Board (www.biodiesel.org/what-is-biodiesel/biodiesel-fact-sheets, consulté le 01/11/2011)

| Zone géographique | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|-------------------------|------------|------------|-------------|------------|-----------|
| Canada | 8 | 17 | 59 | 67 | 35 |
| Malaisie | 54 | 131 | 65 | 77 | 4 |
| Indonésie | 26 | 186 | 280 | 13 | 0 |
| Argentine | 0 | 41 | 541 | 84 | 0 |
| Singapour | 3 | 33 | 102 | 10 | 0 |
| Union Européenne | 10 | 8 | 10 | 7 | 6 |
| Autres | 54 | 72 | 37 | 11 | 1 |
| TOTAL pays tiers | 156 | 487 | 1093 | 269 | 45 |

| Zone géographique | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|------------------------------|-----------|------------|-------------|------------|------------|
| Canada | 0 | 8 | 39 | 38 | 12 |
| Malaisie | 2 | 63 | 43 | 43 | 1 |
| Indonésie | 1 | 89 | 186 | 7 | 0 |
| Argentine | 0 | 20 | 360 | 47 | 0 |
| Singapour | 0 | 16 | 68 | 5 | 0 |
| Union Européenne | 0 | 4 | 7 | 4 | 2 |
| Autres | 2 | 35 | 24 | 6 | 0 |
| TOTAL pays tiers | 7 | 234 | 727 | 149 | 15 |
| Etats-Unis d'Amérique | 34 | 653 | 1431 | 833 | 288 |

| Année | Import (I) | Production (P) | Solde net (SN) | Consommation (C) | Export (E) | Clé d'export des productions | |
|-------|------------|----------------|----------------|------------------|------------|------------------------------|------------|
| | [kt] | [kt] | [kt] | [kt] | [kt] | Pays Tiers | Nationales |
| 2006 | 156 | 769 | -115 | 884 | 41 | 17% | 83% |
| 2007 | 487 | 1358 | 400 | 958 | 887 | 26% | 74% |
| 2008 | 1093 | 2150 | 1065 | 1085 | 2158 | 34% | 66% |
| 2009 | 269 | 1496 | 713 | 783 | 982 | 15% | 85% |
| 2010 | 45 | 864 | 258 | 606 | 303 | 5% | 95% |

Sources : [5] [9] [4] C=P-SN E=I+P-C

Etats-Unis d'Amérique

Encadré 13 : Méthode de calcul et reconstitution des filières P→E→C_{réf} complètes sous forme matricielle

Comme évoqué dans l'Encadré 11, nous utilisons une méthode de calcul spécifique permettant de déterminer l'origine de production d'un bioproduit consommé dans un pays déterminé (Kastner *et al.*, 2011). Appliquée à un bioproduit particulier sur une année donnée, cette méthode produit comme résultat des matrices carrées ($R_{(x,y)}$) qui contiennent pour l'année y la consommation en bioproduit x (en tonne de culture primaire) des pays i selon l'origine de production j (Annexe 3).

Partant de cette méthode nous produisons des matrices $R_{(x,y)}$ adaptées à notre problématique. L'adaptation consiste à ne tenir compte que du contenu utilisable de la culture primaire étudiée, dans les échanges internationaux en bioproduits (par exemple on ne comptabilise que l'huile et les graines de colza dans le cas d'une construction de matrice $R_{(colza,y)}$). Des coefficients d'allocation massiques basés sur le taux d'extraction du contenu utilisable dans le bioproduit sont employés pour rétablir l'équilibre entre la culture primaire étudiée et le contenu utilisable pour les biocarburants (dans le cas du colza, on considère qu'il faut $2,36 \text{ t}_{\text{graine}} \cdot \text{t}_{\text{huile}}^{-1}$, ce qui inclut implicitement les productions de tourteaux). Partant de ces matrices $R_{(x,y)}$ modifiées, **nous proposons une méthode de calcul dont l'objectif est de déterminer les surfaces de culture mobilisées dans chaque pays par la consommation de référence en biocarburant d'une zone géographique.**

La première étape consiste à calculer la matrice des **mix d'approvisionnement** ($R_{prop(x,y)}$) des pays i en bioproduit x par origine de production j :

$$R_{prop(x,y)_{i,j}} = \frac{R_{(x,y)_{i,j}}}{S_{(x,y)_i}}, \text{ avec } S_{(x,y)} = R_{(x,y)} * N \text{ et } N \text{ une matrice de taille } (n, 1) \text{ telle que } N_i = 1$$

$R_{prop(x,y)}$ contient le mix d'approvisionnement du pays i selon l'origine j de production de x en proportion (massique) de la consommation totale de x par le pays i.

La seconde étape consiste à calculer la matrice $RA_{(x,y)}$ qui contient les **quantités de bioproduit x mobilisées l'année y par la consommation de référence de la zone géographique A dans le pays i selon l'origine de production j**. Dans ces matrices, i représente le pays élaborateur de biocarburants qui approvisionne la consommation de référence (E→C_{réf}) et j représente le pays producteur de bioproduit (P→E) au sens de la terminologie PEC. Pour réaliser ce calcul, nous devons disposer :

- de la matrice $A_{(b,y)}$ des échanges en biocarburants b l'année y (réseau E→C_{réf}). Cette matrice est de taille (n, 1). $A_{(b,y)_i}$ représente la masse de biocarburant b fournie à la consommation de référence A par le pays élaborateur i pendant l'année y (en t_b),
- de la matrice $E_{(x,y)}$ des mix d'approvisionnement pour l'élaboration des biocarburants dans chaque pays élaborateur. Cette matrice est de taille (n, 1). $E_{(x,y)_i}$ représente la masse de bioproduit x en équivalent culture primaire mobilisée (CPx) l'année y par l'entité d'élaboration du pays i pour élaborer une tonne de biocarburant b (en $t_{CPx} \cdot t_b^{-1}$).

Les matrices nécessaires étant définies, nous calculons $RA_{(x,y)}$:

$$RA_{(x,y)_{i,j}} = R_{prop(x,y)_{i,j}} * A_{(b,y)_i} * E_{(x,y)_i} \text{ en } t_{CPx} \cdot t_b^{-1}$$

Encadré 13 - suite

Comme défini dans (Kastner *et al.*, 2011), nous pouvons calculer la matrice $\overline{R}_{A(x,y)}$ des surfaces équivalentes du bioproduit x mobilisées dans le pays j par le pays i l'année y. En préalable, nous construisons $I_{(x,y)}$ qui est définie ainsi :

$$I_{(x,y)_{ij}} \begin{cases} i \neq j; & I_{(x,y)_{ij}} = 0 \\ i = j; & I_{(x,y)_{ij}} = I_{(x,y)_i} \end{cases} \text{ en ha.t}_{\text{CPX}}^{-1}$$

$I_{(x,y)_i}$ est l'impact produit dans le pays i par tonne de culture primaire (Cpx) équivalent au bioproduit x l'année y. Ici, $I_{(x,y)_i}$ est le besoin en surface agricole par tonne de culture primaire (Cpx) équivalent au bioproduit x dans le pays i l'année y. Nous calculons enfin $\overline{R}_{A(x,y)}$ tel que :

$$\overline{R}_{A(x,y)} = R_{A(x,y)} * I_{(x,y)} \text{ en ha}_{\text{CPX}}$$

La matrice $\overline{R}_{A(x,y)}$ est calculée pour les n bioproduits mobilisés par le réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$ l'année y. Cette matrice rend compte des surfaces équivalentes de cultures primaires mobilisées sans tenir compte des services rendus par les coproduits générés (tourteaux). Pour déterminer la part des surfaces de cultures primaires mobilisées affectable aux biocarburants, nous choisissons de réaliser une allocation énergétique. Dans le cas de la prise en compte d'un coproduit utilisé en alimentation animale ou dans l'industrie, l'allocation énergétique est généralement recommandée (cf 2.2). Cette allocation énergétique est réalisée sur la base du contenu utilisable pour les biocarburants et des coproduits. Le Tableau 24 recense les équivalences massiques employées pour construire $E_{(x,y)_i}$ et les allocations énergétiques (α_x) pour le biodiesel.

Tableau 24 : Coefficients d'équivalence « culture primaire » par bioproduit. Sources : [1] (ADEME *et al.*, 2010), [2] (FAO, 2001), [3] calculs personnels.

| Culture primaire (Cpx) | Bioproduits | Taux d'extraction | Coefficient d'équivalence | | Source |
|------------------------|-------------------|-------------------|---|---|--------|
| | | | Massique | Allocation énergétique (α_x) | |
| [Nom] | [Nom] | [%] | [t _{Cpx} .t _x ⁻¹] | [t _{Cpx} .t _x ⁻¹] | [N°] |
| Colza | Graines | 1,00 | 1,00 | 1,00 | |
| | Huile | 0,42 | 2,36 | 0,76 | [1] |
| | Tourteaux | 0,56 | 1,79 | 0,24 | [1] |
| Soja | Graines | 1,00 | 1,00 | 1,00 | |
| | Huile | 0,19 | 5,32 | 0,50 | [1] |
| | Tourteaux | 0,79 | 1,26 | 0,51 | [1] |
| Tournesol | Graines | 1,00 | 1,00 | 1,00 | |
| | Huile | 0,43 | 2,35 | 0,76 | [2] |
| | Tourteaux | 0,55 | 1,82 | 0,25 | [2] |
| Palme | FFB | 1,00 | 1,00 | 1,00 | |
| | Huile de palme | 0,19 | 5,37 | 0,85 | [2] |
| | Palmiste | 0,06 | 17,54 | 0,15 | [2] |
| | Huile de palmiste | 0,02 | 40,28 | 0,11 | [2] |
| | Tourteaux | 0,03 | 32,49 | 0,04 | [3] |

Encadré 13 - suite

Les surfaces mobilisées affectables aux élaborations de biocarburants sont déterminées simplement par application des coefficients d'allocation (par exemple ceux issus du Tableau 24) :

$$\bar{R}'_{A(x,y)} = \bar{R}_{A(x,y)} * \alpha_x, \text{ en ha}_{CPx}$$

Notons que ces règles d'allocation sont applicables aux quantités de bioproduits :

$$R'_{A(x,y)} = R_{A(x,y)} * \alpha_x \text{ en t}_{CPx}$$

Au final, il est possible de calculer une matrice annuelle $\bar{R}'_{A(y)}$ qui recense les surfaces mobilisées à travers les n bioproduits utilisés pour l'élaboration des biocarburants destinés à satisfaire la consommation de référence A :

$$\bar{R}'_{A(y)} = \sum_{x=1}^n \bar{R}'_{A(x,y)} \text{ en ha}_{CPx}$$

Où $\bar{R}'_{A(y)}$ est la matrice des surfaces totales mobilisées par la consommation de référence A à travers la culture des n bioproduits nécessaires à l'élaboration du biocarburant b , l'année y . Les pays de production j approvisionnent les pays élaborateurs i . Cette agrégation ne peut pas s'appliquer aux quantités de bioproduits mobilisées lorsque plusieurs types de bioproduits sont sollicités.

Tableau 25 : Coefficients d'équivalence utilisés pour le calcul des quantités équivalentes de cultures primaires mobilisées dans le mix d'approvisionnement de l'entité d'élaboration de l'Union Européenne. Entre 1990 et 2003, il est considéré que l'approvisionnement était constitué de graisses animales (Autres) et d'huile de colza. Note : CP = Culture Primaire, h = huile, biod = biodiesel. Source : *Distributions en tonnes de bioproduits dérivés sur la période 2006 - 2012 issues de (Flach et al., 2011).*

| Année | En bioproduits dérivés | | | | | En culture primaire | | | | |
|-------|---|--|---|---|--|--|---|--|--|---|
| | Colza [t _h .t _{biod} ⁻¹] | Soja [t _h .t _{biod} ⁻¹] | Palme [t _h .t _{biod} ⁻¹] | Tournesol [t _h .t _{biod} ⁻¹] | Autres [t _h .t _{biod} ⁻¹] | Colza [t _{CP} .t _{biod} ⁻¹] | Soja [t _{CP} .t _{biod} ⁻¹] | Palme [t _{CP} .t _{biod} ⁻¹] | Tournesol [t _{CP} .t _{biod} ⁻¹] | Autres [t _{CP} .t _{biod} ⁻¹] |
| 1990 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1991 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1992 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1993 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1994 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1995 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1996 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1997 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1998 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 1999 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 2000 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 2001 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 2002 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 2003 | 0,90 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 2,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,05 |
| 2004 | 0,85 | 0,04 | 0,01 | 0,00 | 0,05 | 2,00 | 0,21 | 0,05 | 0,00 | 0,05 |
| 2005 | 0,80 | 0,08 | 0,02 | 0,00 | 0,05 | 1,89 | 0,41 | 0,11 | 0,00 | 0,05 |
| 2006 | 0,79 | 0,08 | 0,02 | 0,00 | 0,05 | 1,87 | 0,41 | 0,13 | 0,00 | 0,05 |
| 2007 | 0,70 | 0,11 | 0,04 | 0,01 | 0,05 | 1,66 | 0,60 | 0,21 | 0,03 | 0,05 |
| 2008 | 0,65 | 0,12 | 0,07 | 0,01 | 0,04 | 1,54 | 0,62 | 0,38 | 0,03 | 0,04 |
| 2009 | 0,69 | 0,09 | 0,08 | 0,01 | 0,04 | 1,62 | 0,49 | 0,41 | 0,03 | 0,04 |
| 2010 | 0,65 | 0,10 | 0,09 | 0,01 | 0,04 | 1,53 | 0,55 | 0,47 | 0,03 | 0,04 |
| 2011 | 0,63 | 0,10 | 0,09 | 0,01 | 0,05 | 1,49 | 0,54 | 0,46 | 0,03 | 0,05 |
| 2012 | 0,62 | 0,11 | 0,09 | 0,01 | 0,05 | 1,46 | 0,56 | 0,48 | 0,03 | 0,05 |

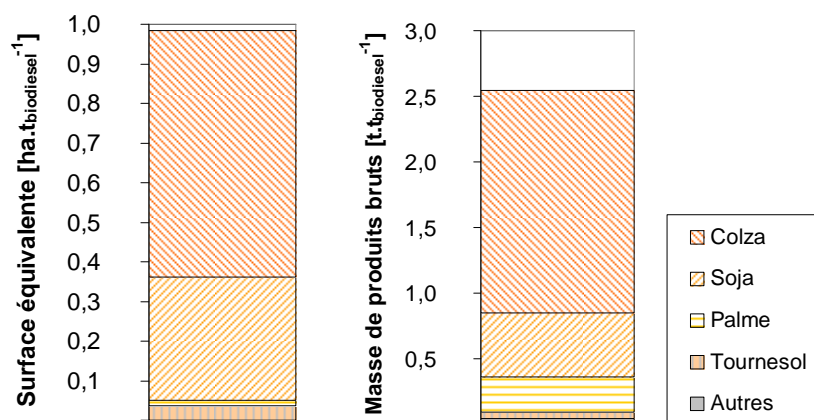


Figure 132 : Représentation du mix d'approvisionnement des unités d'élaboration de biodiesel de l'Union Européenne rapporté aux productions végétales. Ces valeurs ne tiennent pas compte de l'origine de production des bioproduits. Valeurs type pour la période 2006 – 2010. Les huiles non spécifiées (divers, autres) ou issues de recyclages (huiles usagées, graisses) sont incluses dans la catégorie « Autres ». Pour cette catégorie, les surfaces équivalentes sont considérées comme nulles. Cette hypothèse est justifiée pour les ressources recyclées, mais constitue une approximation pour les huiles divers. La masse requise en palme est exprimée en masse de régime de palme (Full Fruit Benches -- FFB). Source : *Calculs basés sur les valeurs types de l'USDA (Flach et al., 2011).*

Tableau 26 : Mix d'approvisionnement des entités d'élaboration du réseau E→C_{réf} hors Union Européenne. Source : [1] (Dessureault, 2011), [2] (Hoh, 2011), [3] (Slette et Wiyono, 2011), [4] (Joseph, 2011a), [5] US National Biodiesel Board (2011).

| Zone géographique | Bioproduit [Nom] | 2006 [%] | 2007 [%] | 2008 [%] | 2009 [%] | 2010 [%] |
|---------------------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Canada [1] | Graisses animales | 100 | 99 | 99 | 64 | 59 |
| | Colza | 0 | 1 | 1 | 36 | 41 |
| Malaisie [2] | Palme | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Indonésie [3] | Palme | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Argentine [4] | Soja | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Etats-Unis d'Amérique [5] | Soja | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

4.3.4 Reconstitution du réseau d'entités de production approvisionnant les entités d'élaboration sollicitées par la consommation en biodiesel de l'Union Européenne

Détermination du mix d'approvisionnement des entités d'élaboration approvisionnant l'Union Européenne

- Mix d'approvisionnement pour l'élaboration du biodiesel dans l'Union Européenne

Hormis au Royaume-Uni, les filières biodiesel européennes ne font pas l'objet de traçabilités (publiques) concernant la provenance des matières premières. A la différence de l'éthanol, **aucune donnée de répartition issue d'un organisme européen n'a été identifiée**. Les estimations de l'USDA sont utilisées par défaut. Le Tableau 25 donne l'évolution des répartitions d'approvisionnement en équivalent biodiesel. Les volumes produits en équivalent biodiesel sont cohérents à $\pm 5\%$ par rapport aux données de production de l'Eurobserv'er pour l'ensemble des années rapportées. La répartition estimée sur la période 2006 – 2011 (Figure 132) donne un mix d'approvisionnement de 70% de colza contre 9% de soja, 6% de palme, 2% de tournesol et 11 % pour les autres sources d'approvisionnement. Autrement dit, une tonne de biodiesel élaborée entre 2006 et 2011 au sein de l'Union Européenne requiert 1700 kg de colza, 490 kg de soja, 260 kg de régimes de palme 50 kg de tournesol et 120 kg d'autres sources. **Ces données montrent qu'une partie de l'huile approvisionnant les unités d'élaboration de l'Union Européenne provient d'importations**. En effet, l'huile de palme provient nécessairement d'importations car elle n'est pas produite au sein de l'Union Européenne. De plus, l'huile de soja provient probablement d'importations au vu des faibles quantités produites au sein de l'union Européenne. D'après l'USDA, ces deux catégories d'huiles sont purement issues d'importations.

- Mix d'approvisionnement des entités d'élaboration hors Union Européenne

Les entités d'élaboration principales identifiées ont un mix d'approvisionnement relativement simple (Tableau 26). Nous considérons que seule l'entité d'élaboration en biodiesel du Canada mobilise plusieurs bioproduits dans des quantités relatives significatives (graisses animales et colza). Les autres entités sont exclusivement approvisionnées par du soja (Argentine, Etats-Unis d'Amérique) ou de la palme (Indonésie, Malaisie).

Détermination de l'origine de production des bioproduits dans les mix d'approvisionnement

La détermination de l'origine de production des bioproduits pour le mix d'approvisionnement de chaque entité d'élaboration composant le réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$ appelle une méthode de calcul systématique (Encadré 13) implémentée dans l'outil de flux (Encadré 11). Cette méthode permet d'obtenir des matrices présentant en ligne les zones géographiques dont les entités d'élaboration (E) appartiennent au réseau $E \rightarrow C_{\text{réf}}$ et en colonne les zones géographiques dont les entités de production (P) appartiennent au réseau $P \rightarrow E_{\text{C}_{\text{réf}}}$. Ces matrices sont obtenues pour chaque bioproduit mobilisé dans les différents mix d'approvisionnement. Elles peuvent être converties en surfaces de culture primaires pour évaluer les surfaces spécifiquement mobilisées par $C_{\text{réf}}$.

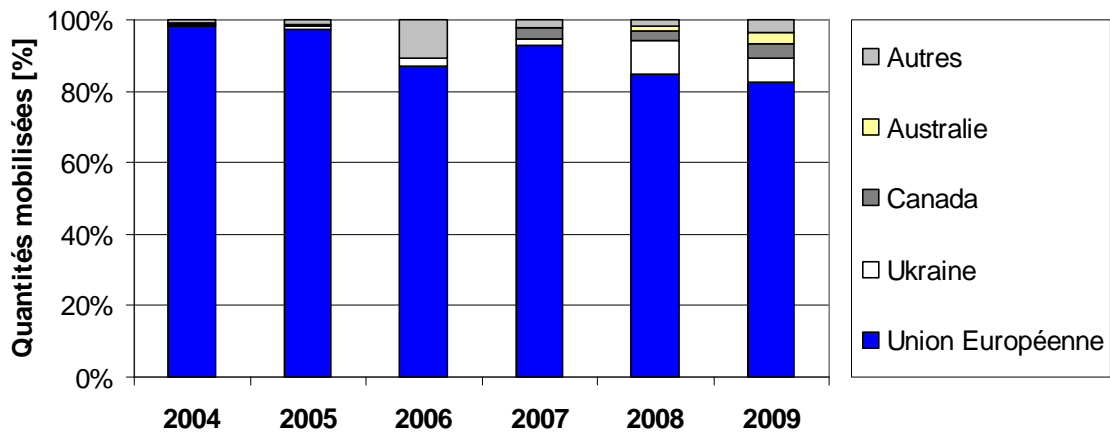


Figure 133 : Part des productions de colza mobilisées intérieurement ou par importations pour les consommations de biodiesel de l'Union Européenne.

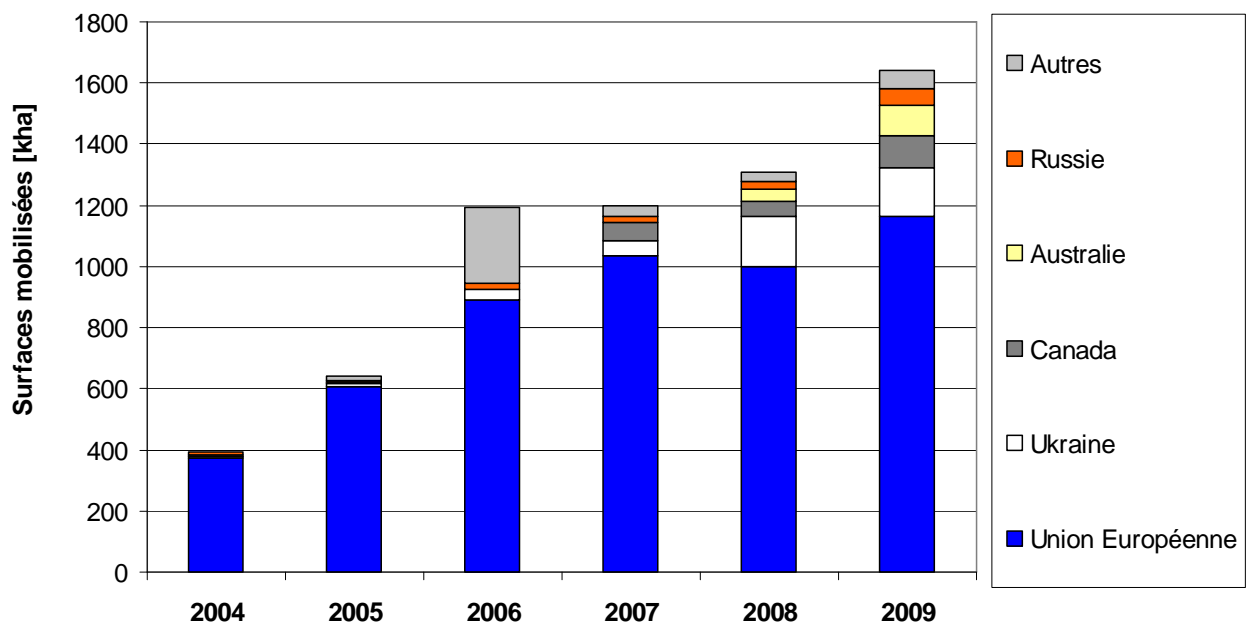


Figure 134 : Origine de production des cultures de colza mobilisées pour les consommations de biodiesel de l'Union Européenne.

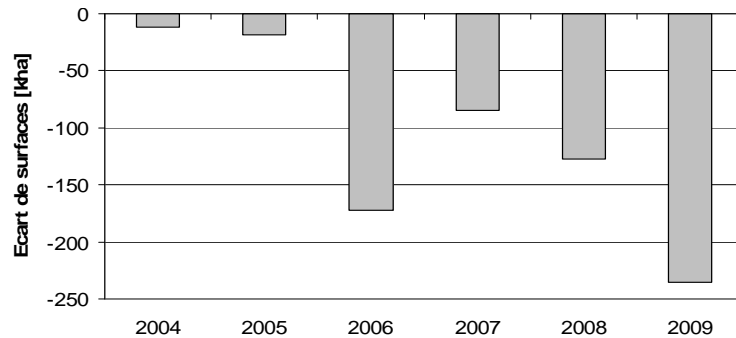


Figure 135 : Ecart dans les surfaces comptabilisées avec ou sans prise en compte de l'origine des productions. Un écart négatif signifie que la non prise en compte de l'origine de productions minimise les surfaces mobilisées.

4.3.5 Résultats par bioproduit pour la filière complète à partir des consommations en biodiesel de l'Union Européenne

Reconstitution du système PEC pour le colza

L'emploi du colza dans l'élaboration du biodiesel est très répandu dans l'Union Européenne. A l'exception du Canada en 2008 et 2009 (1 et 4% des surfaces mobilisées), seule l'entité d'élaboration de l'Union Européenne mobilise le colza contenu dans le biodiesel qu'elle consomme. L'essentiel de la filière colza est donc une filière auto-consommatrice dans l'Union Européenne jusqu'en 2006, où les importations internationales de colza deviennent significatives au sein de l'Union Européenne. Au cours de la période 2004 – 2009, l'Union Européenne est en effet passée d'un statut à l'équilibre à un statut d'importateur net en colza. Les quantités de colza mobilisées par la consommation de référence sont à 83% issues de productions internes à l'Union Européenne en 2009 même si la part importée semble montrer une croissance relativement régulière (Figure 133).

Les flux de surfaces en colza mobilisées indiquent une part plus importante d'importations. Les entités de production externes à l'Union Européenne nouvellement sollicitées montrent un rendement culturel moins important dû en grande partie à des différences significatives dans les pratiques agricoles type (plus extensives que dans l'Union Européenne). En conséquence, la répartition des surfaces mobilisées dans le périmètre de l'Union Européenne passe de 95% des surfaces en 2004 à 71% des surfaces en 2009 (Figure 134). Cette proportion d'imports est amenée à augmenter dans le futur, puisque les surfaces analysées ici représentent la réalisation de moins de la moitié des objectifs de consommations de l'Union Européenne pour 2020.

La méthode appliquée ici permet bien de préciser deux éléments importants pour l'analyse environnementale des filières biodiesel de l'Union Européenne :

- les zones géographiques de production du colza sollicitées par la consommation de référence,
- les quantités de surfaces de colza réellement mobilisées.

Sur le premier point, l'Ukraine, l'Australie et la Russie sont les trois principaux pays nouvellement sollicités par l'Union Européenne via des importations directes en huile ou en graines de colza. Le Canada est lui sollicité à travers les échanges de biocarburants dans un routage commercial particulier et passant par les Etats-Unis d'Amérique (Encadré 12).

Sur le second point, les surfaces de colza mobilisées calculées sur la base du rendement culturel moyen de l'Union Européenne auraient été minimisées de 3 à 14% selon les années (Figure 135) sans la prise en compte de l'origine des productions.

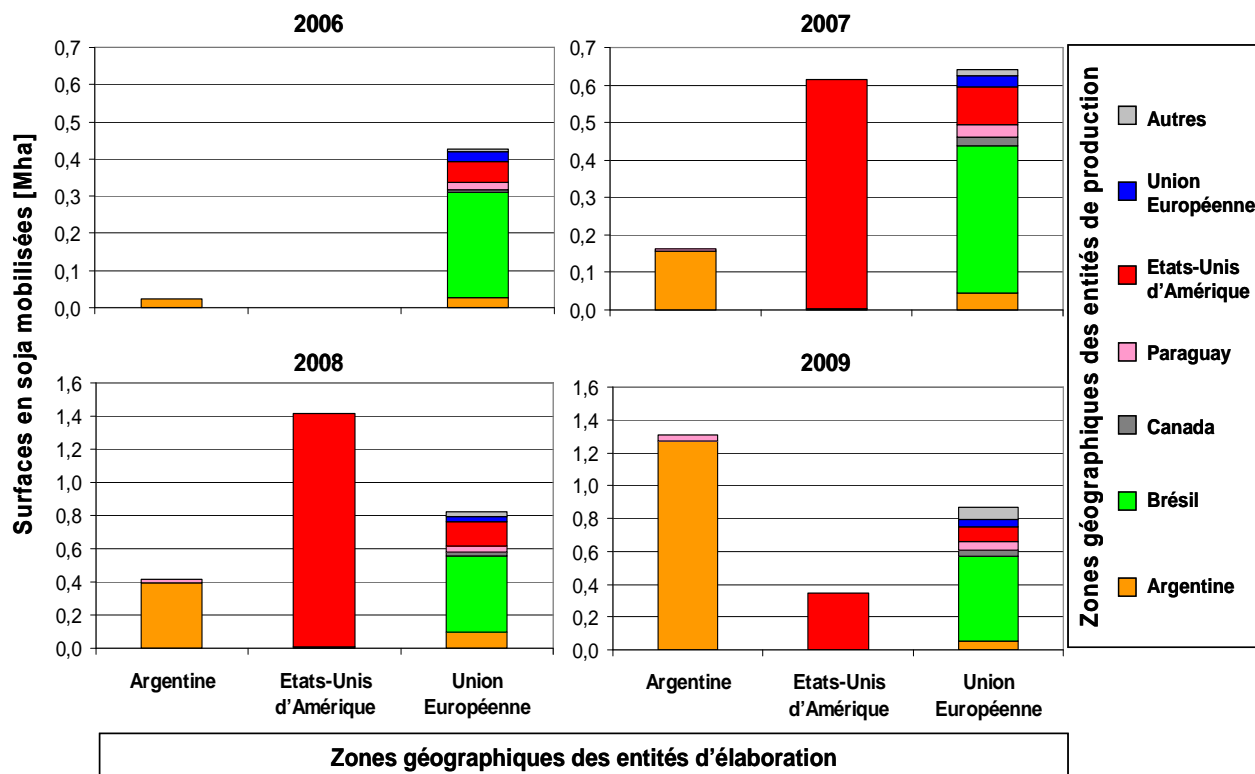


Figure 136 : Filières PEC pour le biodiesel à base de soja consommé dans l'Union Européenne sur la période 2006 – 2009. Note : Les échelles des graphiques du haut sont différentes des échelles des graphiques du bas.

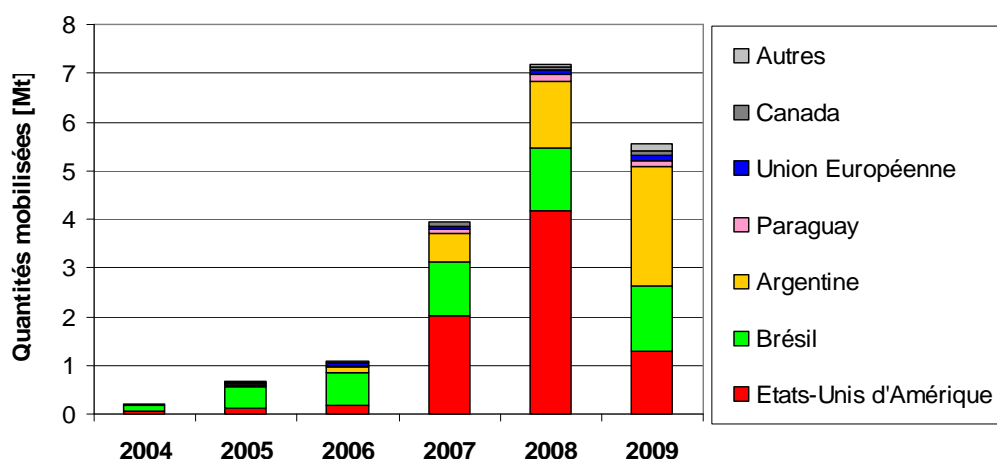


Figure 137 : Quantités de soja mobilisées pour les consommations de biodiesel de l'Union Européenne par origine de production.

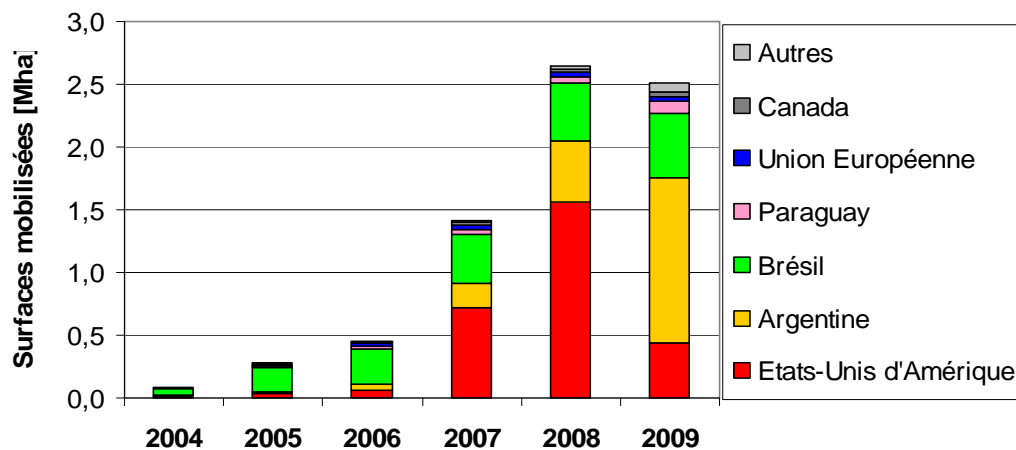


Figure 138 : Surfaces de cultures de soja mobilisées pour les consommations de biodiesel de l'Union Européenne par origine de production.

Reconstitution du système PEC pour le soja

Sur la période 2006 – 2009 (Figure 136), la consommation de référence mobilise 99 % des surfaces agricoles en culture de soja dans 6 zones géographiques différentes. Cette mobilisation se fait dans des proportions significatives à travers :

- les échanges directs de bioproduits,
- les échanges directs de biocarburants (Argentine et Etats-Unis d'Amérique).

Dans le cas du soja, les flux de surfaces productives à travers les échanges directs de bioproduits sont significatifs. L'entité d'élaboration de l'Union Européenne mobilise entre 1/2 et 1/3 des surfaces totales. Son fournisseur principal est le Brésil avec 0,3 à 0,6 Mha « échangés » sur la période étudiée (Figure 136). Les échanges directs de biocarburants mobilisent principalement des entités de production et d'élaboration nationales qui fonctionnent en filières d'exportation. L'aspect dynamique de ces filières est souligné dans le cas du biodiesel de soja. Deux types de dynamiques se manifestent ici :

- **une dynamique de production opportuniste de biodiesel dédié à l'export** pratiquée par les Etats-Unis d'Amérique. Ce pays « détourne » ponctuellement une petite proportion des productions nationales de soja vers l'élaboration de biodiesel en cas d'opportunité économique,
- **une dynamique de mise en place pérenne d'une filière de biodiesel actuellement dédiée à l'export** pratiquée par l'Argentine. Les quantités de biodiesel élaborées augmentent régulièrement depuis 2006 grâce à une entité d'élaboration dont l'expansion et le taux d'utilisation sont élevés.

Les quantités mobilisées sont relativement importantes (Figure 137). Ces quantités sont 4 fois plus importantes que pour le colza, qui représente pourtant la plus grande part des bioproduits qui composent le biodiesel consommé par l'Union Européenne. L'importance de ces quantités s'explique par un relativement faible taux d'extraction d'huile pour le soja, contrairement au colza (19% contre 42%). Par ailleurs, le rendement culturel du soja est aussi relativement faible. Par conséquent les surfaces mobilisées en culture de soja sont très significatives (Figure 138) et 1,5 fois plus importantes que les cultures de colza. De plus, la variabilité des rendements cultureux pour le soja est relativement importante. Cette variabilité s'exprime aussi bien entre pays et en fonction de l'année de récolte. Ce phénomène interannuel est très marqué entre 2008 et 2009 dans le cas du soja mobilisé pour la consommation de référence. Pour environ 7 Mt mobilisées en 2008, la surface totale correspondante est de 2,6 Mha tandis que pour 5,5 Mt mobilisées en 2009, la surface correspondante est de 2,5 Mha (Figure 137, Figure 138). Cette réduction de 18% des rendements cultureux en une année (de 2,7 t.ha⁻¹ à 2,2 t.ha⁻¹) fait que la diminution des quantités mobilisées réduit peu la pression exercée sur ces surfaces agricoles distantes. Autrement dit, la réduction de 21% des quantités de soja mobilisées ne se traduit que par 4% de diminution des surfaces mobilisées au total entre 2008 et 2009.

La prise de connaissance de l'origine de production des bioproduits permet ici de comptabiliser précisément des surfaces réellement mises en culture. Cette connaissance permet de tenir compte des rendements cultureux nationaux annuels qui intègrent non seulement le type d'agriculture pratiqué (intensif, extensif) mais aussi les facteurs naturels locaux (aléas climatiques, ravageurs, conditions de récoltes) imprévisibles par nature.

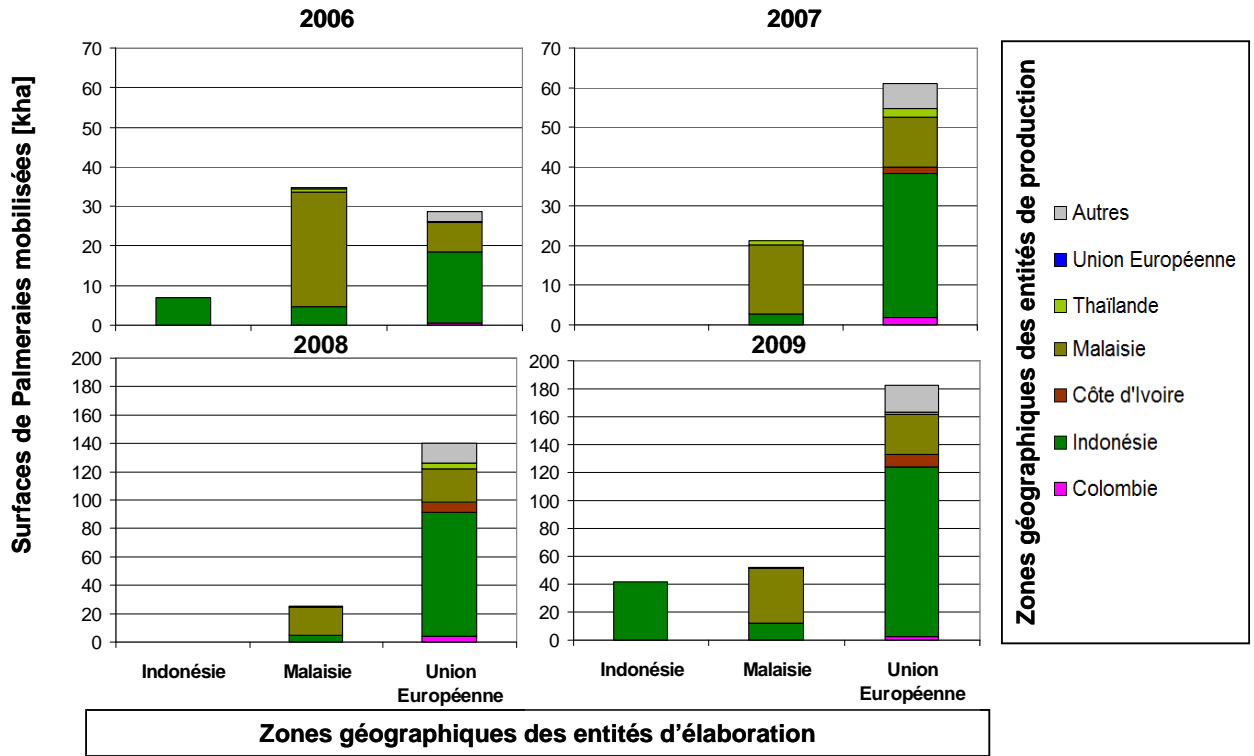


Figure 139 : Filières PEC pour le biodiesel à base de palme consommé dans l'Union Européenne sur la période 2006 – 2009. Note : Les échelles des graphiques du haut sont différentes des échelles des graphiques du bas.

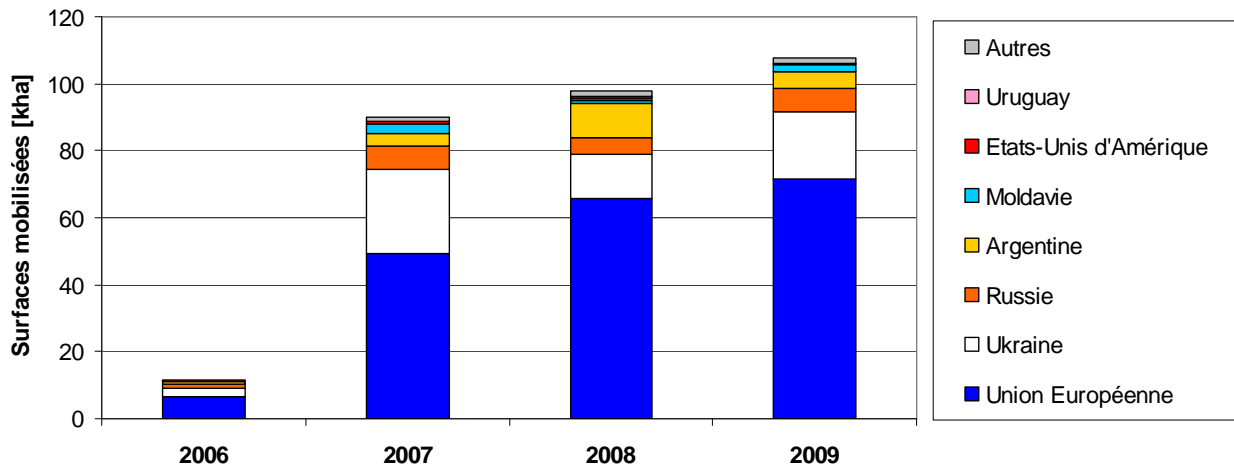


Figure 140 : Surfaces de cultures de tournesol mobilisées pour les consommations de biodiesel de l'Union Européenne par origine de production.

Reconstitution du système PEC pour la palme à huile

Contrairement au colza, la mobilisation de palme à huile pour les consommations de biodiesel de l'Union Européenne s'effectue à la fois par des échanges directs de biocarburants et de bioproduits depuis plusieurs zones géographiques (Figure 139).

Les échanges directs de biodiesel de palme sont réalisés de l'Indonésie et la Malaisie vers l'Union Européenne. Ces deux entités d'élaboration ont la particularité d'entretenir entre elles dans le même temps des échanges d'huile de palme, de palmistes et d'huile de palmiste. Ainsi, le biodiesel de palme de Malaisie est principalement constitué de bioproduits d'Indonésie, tandis que le biodiesel de palme d'Indonésie est exclusivement constitué de bioproduits d'Indonésie. Actuellement, ces filières sont principalement des filières d'exportation de biodiesel. Toutefois, la dynamique des échanges de biocarburants est peu régulière. Ces échanges sont responsables de plus de la moitié des surfaces mobilisées par la consommation de référence en 2006 et 2007, alors qu'ils ne représentent plus que le tiers des surfaces mobilisées en 2008 et 2009.

Les échanges de bioproduits issus de la palme à huile montrent une dynamique différente. L'évolution de la mobilisation des surfaces de palmeraies via l'entité d'élaboration de l'Union Européenne montre une croissance plus régulière et plus soutenue. Les entités de production sollicitées par l'entité d'élaboration de l'Union Européenne sont plus variées. Au total, 6 pays différents sont sollicités, avec en particulier la Côte d'Ivoire.

Au final, les surfaces de palmeraies globalement mobilisées sont relativement faibles au regard des quantités de biocarburants qu'elles génèrent. Ceci est dû au rendement cultural élevé de cette culture.

Reconstitution du système PEC pour le tournesol

Le tournesol entre significativement dans la composition du biodiesel consommé par l'Union Européenne à partir de 2006 (Figure 140). Les entités de production de tournesol sont exclusivement sollicitées par la consommation de référence à travers les échanges de bioproduits. Les surfaces globalement mobilisées en culture de tournesol sont deux fois moins importantes que les surfaces de palmeraies. Le tournesol est principalement importé à partir de 7 pays parmi lesquels on retrouve l'Ukraine et la Russie déjà sollicitées pour le colza. L'Argentine fait également partie des principaux fournisseurs. Toutefois, la part de l'Union Européenne est prépondérante et montre une légère augmentation sur cette période. Cette proportion passe en effet de 59% à 66% des surfaces mobilisées au total sur la période analysée. La filière tournesol est donc principalement une filière d'auto-consommation dans le cas de l'Union Européenne. C'est aussi dans une moindre mesure, une filière d'importation de bioproduit.

4.3.6 Résultats agrégés à l'échelle de la filière PEC pour les consommations en biodiesel de l'Union Européenne

A l'échelle de la filière PEC complète, et tenant compte de tous les bioproduits mobilisés, plusieurs points sont à souligner. On observe en premier lieu une dynamique importante dans les sous-filières par type de bioproduits. Cette dynamique des sous-filières induit des mouvements importants en fonction des années dans la répartition, par origine, des surfaces agricoles mobilisées pour la consommation de référence (Figure 141). Au-delà de l'aspect dynamique, la diversité des origines de production et des types de bioproduits mobilisés induit une diversité des situations de productions végétales sollicitées par la consommation de référence. En revanche, la diversité des échanges entre entités d'élaboration et de consommation est beaucoup plus réduite (Figure 142). Ce sont donc bien les situations de production végétale qui constituent la plus grande source de diversité. En conséquence, la simplification des problématiques d'analyse environnementale dans les cas du biodiesel consommé dans l'Union Européenne passe en premier lieu par un travail de synthèse sur les situations de production végétale représentatives de ces filières.

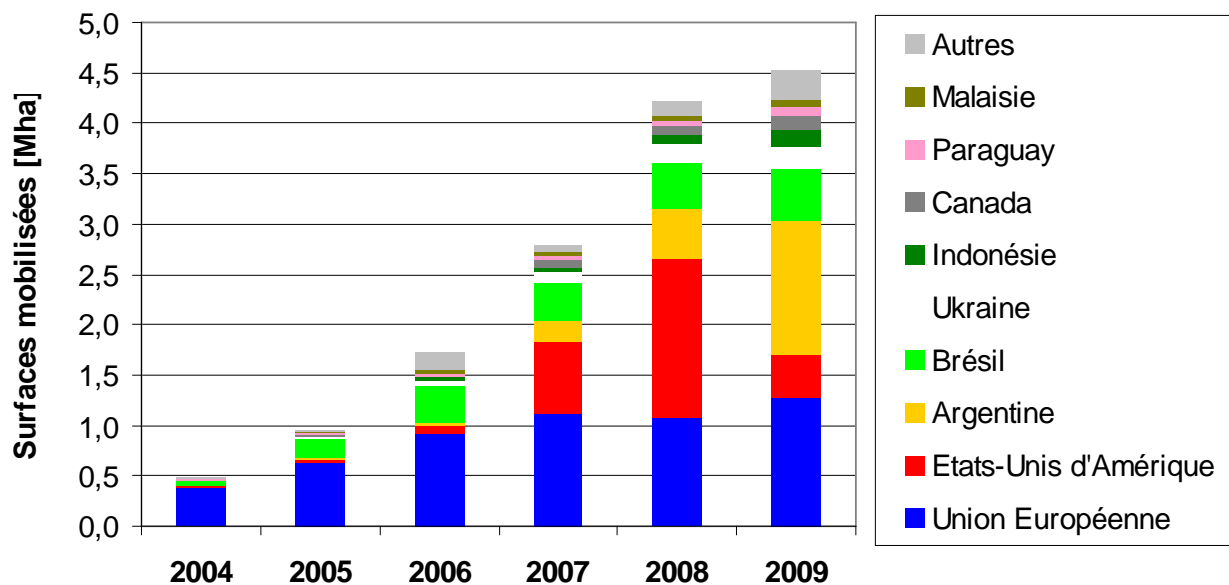


Figure 141 : Origine des surfaces productives mobilisées pour les consommations de biodiesel de l'Union Européenne.

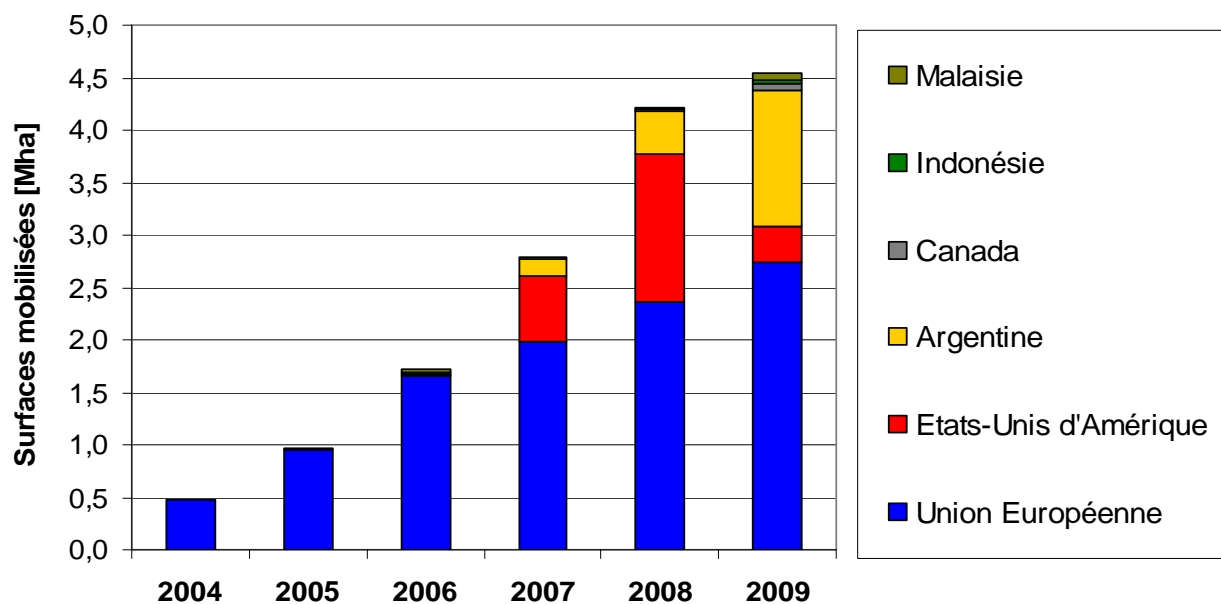


Figure 142 : Surfaces mobilisées par entité d'élaboration approvisionnant la consommation de biodiesel de l'Union Européenne. Note : L'origine des surfaces mobilisées n'est pas déterminée dans ce graphique.

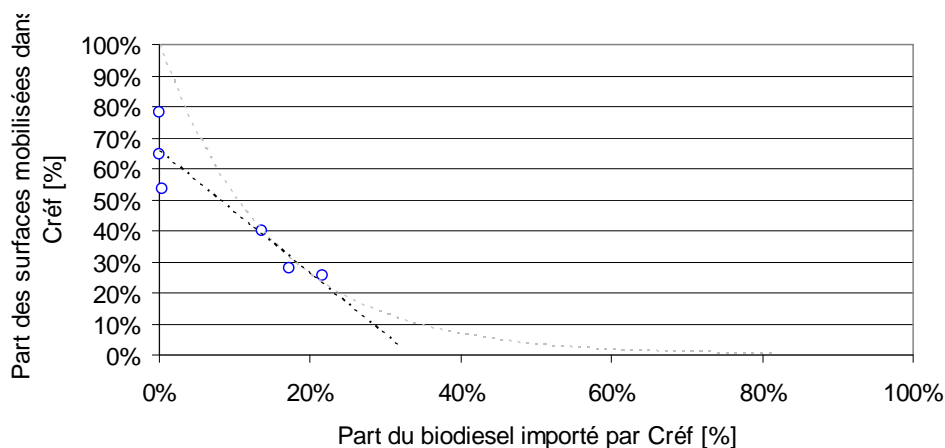


Figure 143 : Relation entre la part des surfaces agricoles mobilisées au sein de $C_{réf}$ et les importations de biodiesel pour satisfaire $C_{réf}$.

D'un point de vue quantitatif, l'approche proposée ici permet de montrer que les surfaces agricoles globalement mobilisées au sein de l'Union Européenne deviennent relativement faibles au regard des surfaces agricoles distantes. En proportion, 78% des surfaces sont issues de l'Union Européenne en 2004 contre 28% en 2009. De plus, cette approche permet de montrer que la part des biocarburants élaborés au sein de l'Union Européenne n'a pas de relation directe avec la part des surfaces agricoles mobilisées au sein de l'Union Européenne (Figure 143). Le niveau de recours réel aux surfaces agricoles distantes est bien plus important que le niveau de recours apparent aux importations de biocarburants. Ceci pose la question de la proportion des surfaces distantes mobilisées pour la consommation de biodiesel de l'Union Européenne à l'horizon 2020 tenant compte du fait que (i) les filières G2 permettant de diversifier l'approvisionnement seront peu développées en 2020, et que (ii) la part des importations de biocarburants est projetée en nette augmentation comparativement à la situation de 2009. Dans le cas du biodiesel, cette part d'importation est potentiellement portée par l'Argentine (biodiesel de soja) au vu des projections de déploiements de cette filière particulière. Le grand besoin en surface du biodiesel de soja accentuera donc certainement la proportion des surfaces mobilisées hors de la zone géographique représentée par la consommation de référence.

Conclusion sur la méthode de reconstitution des filières à partir des consommations

En guise de conclusions, nous soulignons que grâce la méthode proposée il est possible de :

- **mettre en évidence le degré d'autonomie de** la consommation de référence $C_{réf}$,
- **mettre en évidence et mesurer le poids des surfaces distantes** en quantifiant les surfaces agricoles **mobilisées par** $C_{réf}$ en fonction des pays d'origine,
- **résumer l'ensemble d'une filière biocarburant** au sens de la typologie du système PEC,
- **tenir compte de l'éclatement spatial des filières dans le contexte mondialisé** dans l'analyse environnementale des filières biocarburants,
- **situer les problématiques environnementales type en fonction des entités sollicitées** dans le système PEC (P, impacts type agricoles, E, impacts type industriels, C, impacts type automobiles),
- **simplifier la problématique d'analyse environnementale de ces filières en faisant émerger des situations type** de productions végétales.

En outre, **la méthode proposée** dans son ensemble **constitue un cadre méthodologique explicite pour la reconstitution des filières dans le système type PEC**. Ce cadre méthodologique est évolutif et peut s'appliquer à des chaînes de production basées sur d'autre bioproduits agricoles ou même forestiers.

D'autre part, **la formalisation explicite de l'aspect calculatoire de cette méthode rend son application systématique**. Cette propriété offre une fiabilité dans les résultats obtenus, et autorise leur inter comparaison. Enfin, la nature du flux d'agrégation final (ici les surfaces de cultures primaires) est aisément modulable. Tout flux dépendant des quantités de cultures primaires, ou bien des surfaces de cultures primaires (eau virtuelle, échanges en macronutriments, ...) peut être évalué à partir des matrices $R'_{A(x,y)}$ et $\overline{R}'_{A(x,y)}$ (Encadré 13).

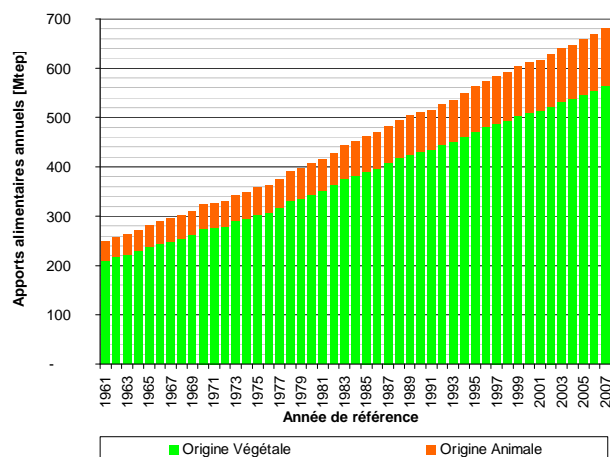


Figure 144 : Apports alimentaires mondiaux exprimés dans l'unité énergétique conventionnelle (Mtep). Les apports alimentaires sont distingués selon leur origine. Les apports d'origine animale sont déduits des données apports d'origine végétale et des apports totaux. *Source : Les données brutes sont issues de FAOSTAT (2011).*

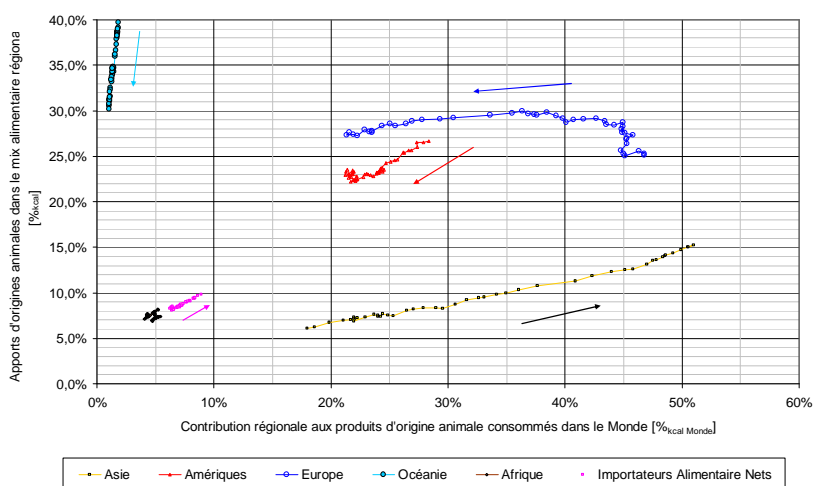


Figure 145 : Evolution des relations entre l'apport des produits animaux dans les mix alimentaires régionaux et le poids relatif de ces apports dans les consommations mondiales d'origine animale sur la période 1961 - 2007. Les répartitions entre apports alimentaires d'origine animale et végétale sont basées sur les proratas énergétiques. Les flèches indiquent le sens chronologique des évolutions observées. *Source : Les données brutes sont issues de FAOSTAT (2011).*

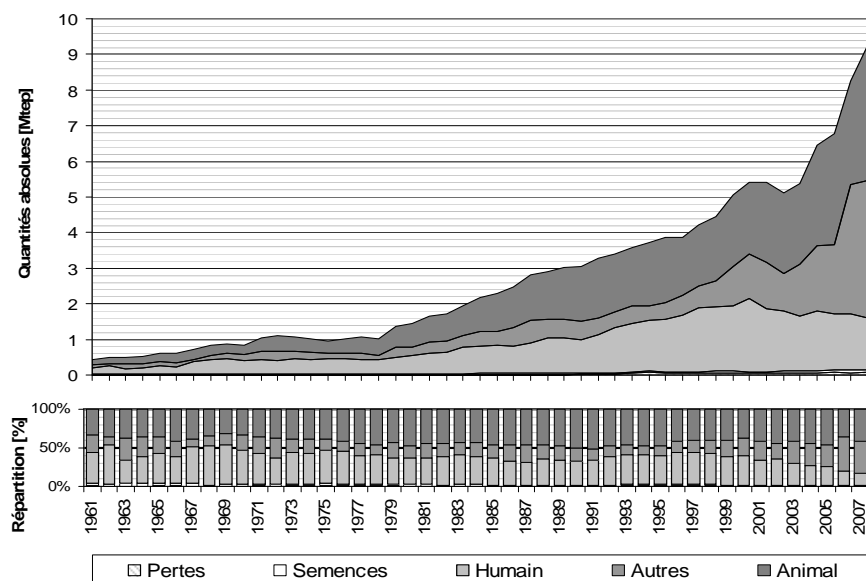


Figure 146 : Evolution des usages du colza au sein de l'Union Européenne sur la période 1961 - 2007. *Source : Les données brutes sont issues de FAOSTAT (2011).*

4.4 La place des biocarburants en Europe dans les évolutions sur une longue période (1961-2009)

Les filières biocarburants sont des filières dont le déploiement à grande échelle est principalement situé dans les années 2000. La seule filière faisant exception est celle du bioéthanol de canne à sucre au Brésil. Au vu des objectifs d'incorporation de biocarburants dans le monde (*cf* 1.1.3), les quantités de biocarburants vont probablement augmenter de 54 Mtep en 2009 (*cf* 3.1.1) à 80 – 120 Mtep en 2020 (*cf* 3.2.3). Ces consommations impliquent des niveaux de mobilisations de bioproduits de plus en plus significatifs à l'échelle des productions agricoles mondiales. A l'échelle de l'Union Européenne, les consommations de biocarburants sont projetées pour passer de 12,4 Mtep en 2010 à 29 – 35 Mtep (*cf* 4.1) en 2020. Dans ces consommations, la part la plus importante (77%_{PCI}) est allouée au biodiesel en 2020.

4.4.1 Les biocarburants parmi les usages alimentaires de la filière (1961-2007)

En 2010, les biocarburants dans le monde représentaient déjà 10%_{PCI} de la production alimentaire globale. A l'horizon 2020, il ne semble pas se mettre en place les capacités d'élaboration pour une diversification importante dans les ressources mobilisées. Ceci implique que la part des biocarburants devrait sensiblement augmenter dans les productions alimentaires sans un accroissement important des facteurs de production. Les facteurs de production possibles ici sont :

- la productivité globale : intensification des rendements cultureux et/ou des rotations (nombre de cultures par an),
- l'augmentation des surfaces agricoles.

Vu sur une longue période, la production agricole mondiale a considérablement augmenté (Figure 144). Depuis 1961 l'apport énergétique des productions alimentaires cumulées a augmenté de 183%. L'autre aspect de ce développement des productions alimentaires porte sur la proportion énergétique croissante des productions animales dans les productions totales. Cette augmentation relative est due à la modification du mix alimentaire dans les grands pays émergents, particulièrement en Asie (Figure 145). A cette échelle, l'augmentation des productions animales peut être vue en complémentarité des coproduits générés par les filières biocarburants et pouvant être utilisés dans l'alimentation animale.

A l'échelle de l'Union Européenne, peu concernée par l'évolution des apports énergétiques alimentaires, les mobilisations de bioproduits liés aux filières biocarburants sont principalement concentrées sur le colza. C'est aussi l'oléagineux le plus produit au sein de l'Union Européenne. Sur une période longue, on observe une stabilité relative dans les différents usages du colza jusqu'aux années 2000 (Figure 146). La période 1961 – 2000 compte environ 17% d'usages industriels du colza. Durant les années 2000, les usages du colza sont sensiblement modifiés. Les usages industriels (autres usages) prennent une place de plus en plus importante dans les consommations de colza (période 2000 – 2007 : 31%, année 2007 : 42%). Ce déplacement d'usage n'affecte pratiquement que l'usage alimentaire direct (huiles de consommation). L'usage dédié à la production animale reste stable (43% en 1961, 40% en 2007) puisque les tourteaux de colza restent réservés à cet usage.

Ces premières observations concernant la place des biocarburants dans la production alimentaire posent la question des effets induits hors Union Européenne par les déplacements dans les usages du colza en son sein. Si la question concernant les effets induits sur la souveraineté alimentaire de l'Union Européenne ne semble pas se poser, la question principale concerne les modifications éventuelles dans les échanges internationaux en bioproduits.

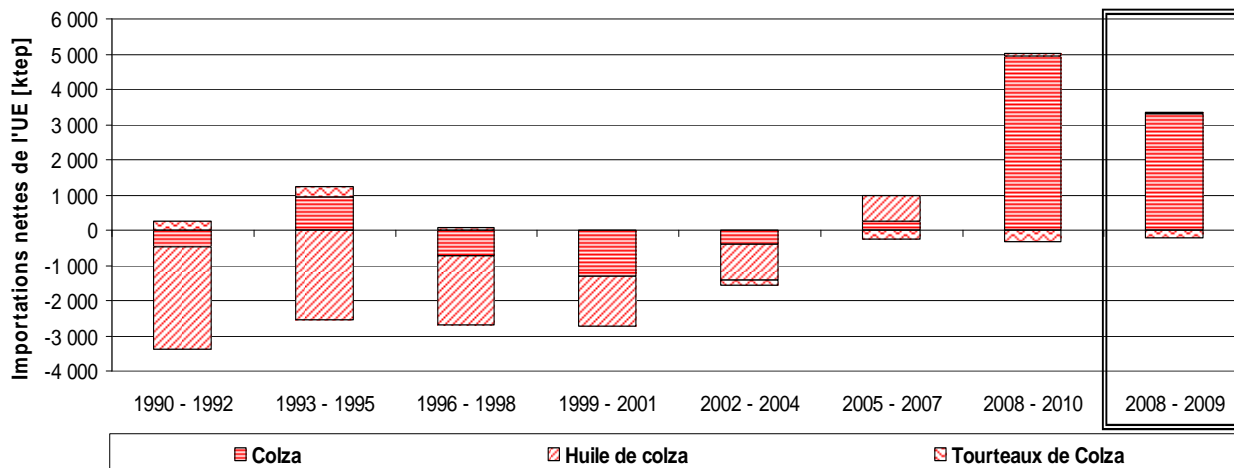


Figure 147 : Evolution quantitative et qualitative des importations nettes en colza de l'Union Européenne sur la période 1990 - 2010. Les importations nettes (positives = imports nets, négatives = exports nets) sont exprimées en ktep. La période 2008-2010 est extrapolée à partir des données 2008-2009 représentées dans le cadre à droite. Note : Cette représentation est disponible également Annexe 4 pour les autres oléagineux principaux (Tournesol, Palme, Soja). Source : *Données brutes sur les importations issues de FAOSTAT (2012)*.

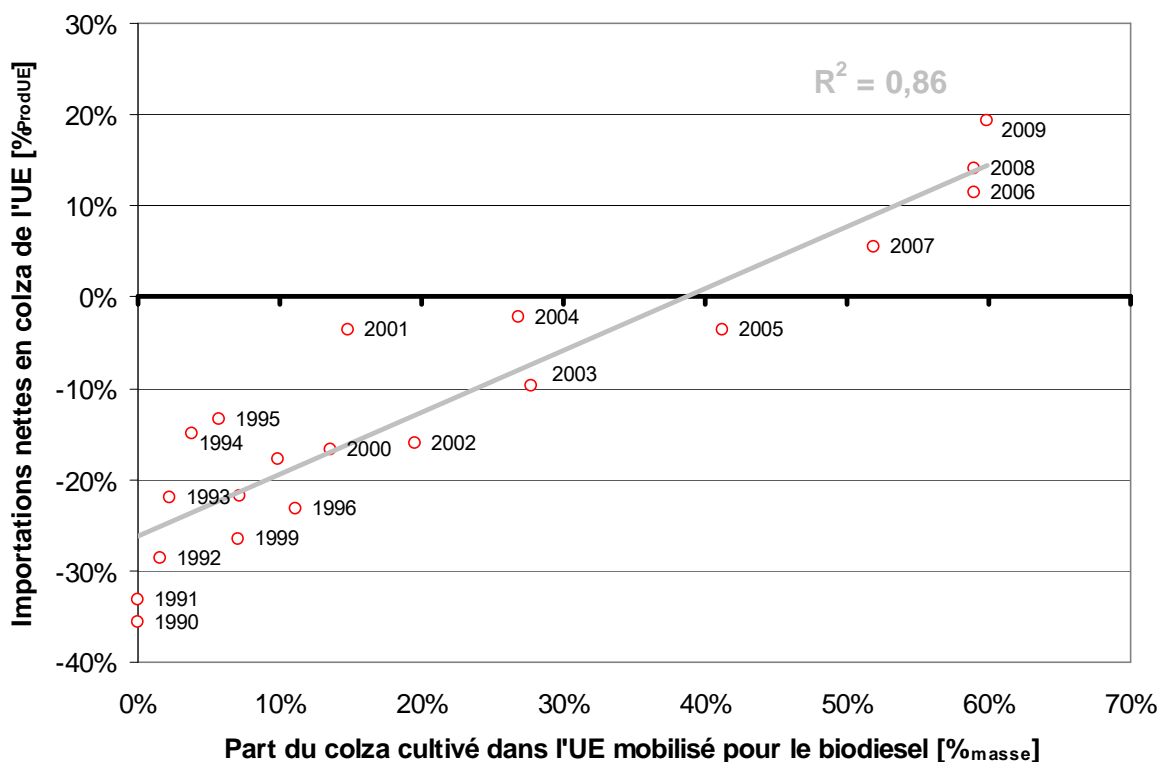


Figure 148 : Influence apparente du niveau de mobilisation du colza pour le biodiesel dans l'Union Européenne sur les importations nettes en colza de l'Union Européenne. Toutes les valeurs sont exprimées en huile équivalent. Les importations nettes (positives = imports nets, négatives = exports nets) sont exprimées en pourcentage de la production de colza dans l'Union Européenne. Source : *Données brutes sur les importations et les productions issues de FAOSTAT (2012) et données brutes sur la mobilisation de colza dans le biodiesel issues de (Flach et al., 2011)*.

4.4.2 Modifications dans les échanges internationaux (1991-2009)

Quelles modifications dans les échanges internationaux de colza de l'Union Européenne ?

A l'échelle de l'Union Européenne, nous choisissons d'analyser les situations d'import/export pour le colza vis-à-vis des pays tiers (Figure 147). Nous distinguons le produit primaire (graine) des produits dérivés (huile, tourteaux). Pour effectuer l'analyse dans une unité comparable, ces trois produits sont quantifiés selon leurs contenus énergétiques (les résultats pour la palme, le soja et le tournesol sont disponibles en Annexe 4).

Les résultats obtenus sont cohérents avec les déplacements d'usages notés au sein de l'Union Européenne. De 1990 à 2001, l'Union Européenne est exportatrice nette de colza pour environ 830 à 1100 ktep.an⁻¹. Sur cette période, l'huile de colza est exportée sans exception. Les fluctuations concernant les graines de colza doivent probablement être liées à des conditions économiques particulières (imports de graines associés à une production interne, puis exports de l'huile en excédant, ou bien export d'huile et de graines).

Sur la période 2002 – 2009, les échanges internationaux sont substantiellement modifiés. **Le premier point marquant est que l'Union Européenne devient rapidement importateur net en colza. Le second point important est que l'Union Européenne voit un excédent en tourteaux depuis 2002.** Dans le même temps, la tendance est similaire pour les deux autres oléagineux principaux (palme et soja), et pour le tournesol : la proportion en importation de tourteaux diminue relativement aux graines et aux huiles (FAOSTAT, 2012). Ainsi, le principe de substitution des tourteaux de soja par les tourteaux de colza est remis en cause à partir des années 2002 – 2004.

Quelles relations entre les échanges internationaux de colza et l'élaboration de biodiesel de l'Union Européenne ?

Le passage constaté d'un statut d'exportateur net à un statut d'importateur net en colza de l'Union Européenne pose la question du degré d'implication du biodiesel dans ces modifications. Le biodiesel de colza étant produit à partir de l'huile exclusivement, nous choisissons d'analyser les relations entre les importations nettes et les productions internes en huile équivalent de l'Union Européenne (Figure 148).

Ainsi, focalisée sur le contenu utilisable du colza pour le biodiesel, l'analyse montre que la pression exercée par la captation du colza pour le nouvel usage « biocarburants » au sein de l'Union Européenne est fortement corrélée positivement avec les quantités d'importations nettes (Figure 148). Sur la période analysée, on observe qu'à partir d'un taux de mobilisation de 40% du colza produit en son sein, l'Union Européenne devient importatrice nette. A l'opposé, lorsque le colza n'est pas significativement mobilisé pour la production de biodiesel (1990, 1991), l'Union Européenne exporte environ 35% du colza produit en son sein.

Pour conclure, les relations étudiées montrent l'implication des mobilisations de colza pour l'élaboration de biodiesel dans les échanges internationaux entretenus par l'Union Européenne avec les pays tiers sur ce bioproduit en particulier. Il existe une tendance linéaire forte entre les deux phénomènes.

4.4.3 Conclusions et perspectives

Conclusions

L'analyse de la place des biocarburants en Europe dans les évolutions sur une longue période (1961-2009) a permis de montrer dans un premier temps que les biocarburants deviennent significatifs à partir de 2002. Trois faits marquants sont retenus ici :

- le changement de statut de l'Union Européenne vis-à-vis des échanges de colza : exportateur net jusqu'en 2005, importateur net depuis 2006,
- une tendance linéaire marquée entre importations de colza et mobilisation de colza pour l'élaboration de biodiesel,
- un excédent en tourteaux de colza qui remet en cause le principe de substitution des tourteaux de soja importés par les tourteaux de colza.

Perspectives

Ces résultats posent plusieurs questions qu'il serait utile d'approfondir dans un travail ultérieur. Dans cette logique, les questions principales en première approche sont :

- Quels sont les pays ou les zones géographiques concernées (i) par l'arrêt des exportations de colza et (ii) par les nouvelles importations de colza de l'Union Européenne ?
- Dans les pays concernés par l'arrêt des exportations de l'Union Européenne, quelles transitions ont été opérées (changements de fournisseurs, augmentation des productions internes (iCAS), diminution de la disponibilité nationale en oléagineux, ...) ?

Dans l'approfondissement de ces questionnements, il faudra tenir compte des déphasages temporels existants entre :

- captation d'une production ciblée et modifications dans les échanges internationaux,
- modifications dans les échanges internationaux et disponibilités alimentaires nationales,
- disponibilités alimentaires nationales et modifications dans les productions agricoles nationales.

4.5 Éléments de conclusion : nature et ampleur des implications à distance

En remarques pour conclure ce chapitre ainsi que la partie II, nous pouvons mettre en avant deux aspects importants :

- **l'ampleur des surfaces distantes mobilisées par les flux d'importation**, telle que mise en évidence, dépasse significativement les estimations de premier ordre. Le niveau des surfaces de soja, par exemple, contribue pour moitié aux surfaces productives mobilisées pour les consommations en biodiesel de l'Union Européenne. En termes d'évolution, la forte dynamique dans la localisation des surfaces mobilisées implique une difficulté à évaluer les impacts locaux. Dans ce cas, un travail de synthèse utile dans l'analyse environnementale consisterait à étudier les situations de production les plus représentatives à court et moyen terme. Ceci permettrait de regrouper les surfaces distantes par situations type,
- de ce fait, **une part plus importante que prévue des impacts environnementaux potentiels des filières biocarburant en Europe se situe dans des zones de production végétale distantes** - hors Europe -, notamment en Argentine et au Brésil. La nature de ces impacts potentiels est alors très liée aux caractéristiques des différentes zones de production distantes (climat, ressources, types de biomes, cultures dominantes, etc...).

Pour aborder l'étude de ces impacts potentiels, il nous semble indispensable en premier lieu d'en **produire une description qualitative documentée**, afin de déterminer la nature des impacts possibles selon la zone distante considérée et le type de culture concerné. C'est l'objet du **Chapitre 5**.

Partie III : Proposition et application d'outils pour l'évaluation

| | | |
|----------|---|------------|
| 5 | Examens de situations de productions végétales utilisées dans l'élaboration de biocarburants | 171 |
| 5.1 | Situations de productions végétales actuellement utilisées pour l'élaboration de biocarburants | 171 |
| 5.1.1 | Situations de production de Soja | 173 |
| 5.1.2 | Situations de production de Canne à sucre | 181 |
| 5.2 | Situations de productions de végétales potentiellement mobilisées pour les biocarburants : Projets de mise en cultures de <i>Jatropha curcas</i> en Afrique | 185 |
| 5.3 | Intégration des indicateurs de sensibilité aux zones de production sollicitées par les filières biocarburants de l'Union Européenne | 191 |
| 6 | Analyse spatialisée des filières biocarburants pour l'intégration des impacts locaux | 193 |
| 6.1 | Analyse spatialisée de la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil | 193 |
| 6.1.1 | Objectifs généraux | 193 |
| 6.1.2 | Détermination des zones d'influence de la filière bioéthanol de canne à sucre à partir des unités d'élaboration | 195 |
| 6.1.3 | Dynamiques de la culture de canne à sucre à l'échelle des <i>municípios</i> | 207 |
| 6.2 | Exemples de problématiques spatiales pour les filières de troisième génération..... | 213 |
| 6.2.1 | Démarche | 213 |
| 6.2.2 | Détermination des types d'occupation des sols affectés par l'implantation potentielle d'unités G3 sur sites cimentiers | 215 |
| 6.2.3 | Eléments de conclusion partiels..... | 216 |

5 Examens de situations de productions végétales utilisées dans l'élaboration de biocarburants

Le chapitre 4 a permis de mettre en évidence les principales zones d'export à destination de l'Union Européenne pour son approvisionnement direct ou indirect en biocarburants. Pour chacune de ces zones, il peut exister des impacts environnementaux potentiels de nature et d'intensité très variables. L'objet du chapitre 5 est d'examiner sous un angle qualitatif et quantitatif les principales situations possibles. Nous cherchons à étudier les caractéristiques principales de chacune de ces situations afin d'éclairer les approches outil proposées dans le chapitre 6. Il s'agira en particulier :

- de **donner une réalité aux zones de productions distantes** et de fournir un aperçu de leur diversité,
- de **préparer la définition des outils requis en fonction des problématiques environnementales** majeures,
- d'**aider à l'interprétation des indicateurs** à partir et **en fonction des situations réelles**.

Nous choisissons d'étudier les situations de productions végétales les plus représentatives des zones distantes mobilisées. Dans un premier temps (*cf* 5.1), nous nous intéressons aux zones distantes actuellement mobilisées : les zones de production du soja en Argentine et au Brésil, puis les zones de production de canne à sucre au Brésil. Dans un deuxième temps (*cf* 5.2), nous nous intéressons aux zones distantes potentiellement mobilisables avec les productions de *Jatropha curcas* L. en Afrique, longtemps vues comme de gros potentiels de production d'huiles végétales dédiés au biodiesel.

Dans ce chapitre, la méthode empruntée consiste à **produire l'examen de ces situations de productions végétales et de leurs contextes naturels et socio-économiques**. Ceci permet de déduire les spécificités locales de ces productions (système de production, contexte environnemental) et d'identifier les impacts locaux prépondérants dans ces situations. Cette approche par situations permet finalement de caractériser la sensibilité de ces situations vis-à-vis des principaux impacts locaux retenus. En première approche, ces niveaux de sensibilité sont synthétisés sous forme de matrices contextuelles. En seconde approche, ces matrices contextuelles sont complétées par les flux d'échanges entretenus avec l'Union Européenne issues de l'outil de flux développé dans la partie II (Chapitre 4). Ceci permet d'appréhender globalement les impacts environnementaux locaux induits par les consommations de biocarburants de l'Union Européenne, en même temps que l'ampleur des échanges totaux, tous usages compris, vis-à-vis des échanges spécifiques aux biocarburants. Au final, des matrices de sensibilité aux impacts locaux type sont établies. Ces matrices relatent les différents enjeux énergétiques et environnementaux relatifs à la consommation de biocarburants de l'Union Européenne dans une grille de lecture homogène et compréhensible.

5.1 Situations de productions végétales actuellement utilisées pour l'élaboration de biocarburants

Dans ce sous-chapitre, les zones de production du soja en Argentine et au Brésil sont examinées. Elles correspondent aux principales zones qui alimentent les consommations de biodiesel de l'Union Européenne. Enfin, les zones de production de canne à sucre au Brésil, principal exportateur de bioéthanol pour l'Union Européenne, sont examinées.

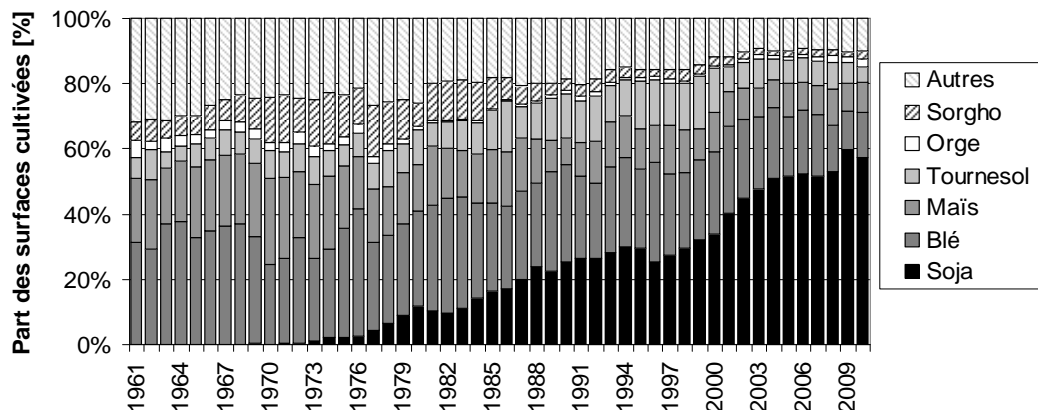


Figure 149 : Répartition des surfaces cultivées selon le type de culture en Argentine. Les « Autres » cultures comprennent 67 cultures qui s'étendent sur 3,2 Mha en 2010. *Source : Données issues de FAOSTAT (2012).*

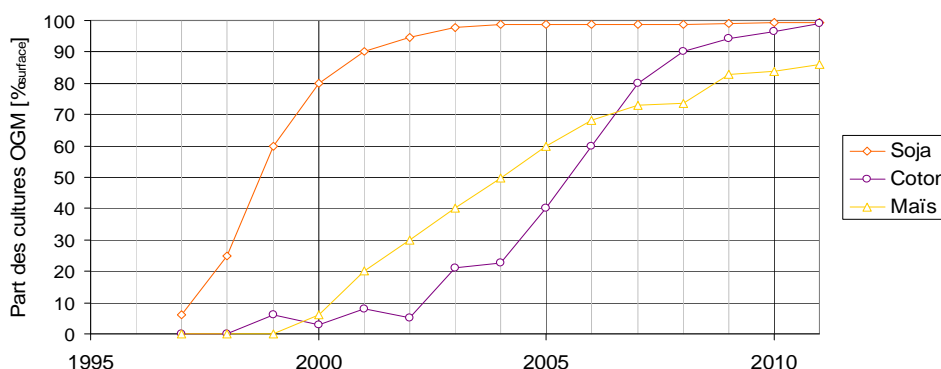


Figure 150 : Evolution de l'affectation des surfaces cultivées aux variétés OGM, par cultures en Argentine. Le pourcentage de surfaces cultivées par type de culture en variétés OGM (toutes variétés confondues) est indiqué. *Source : Données issues de Argenbio (2011) (<http://www.argenbio.org>, consulté le 01/12/2011).*

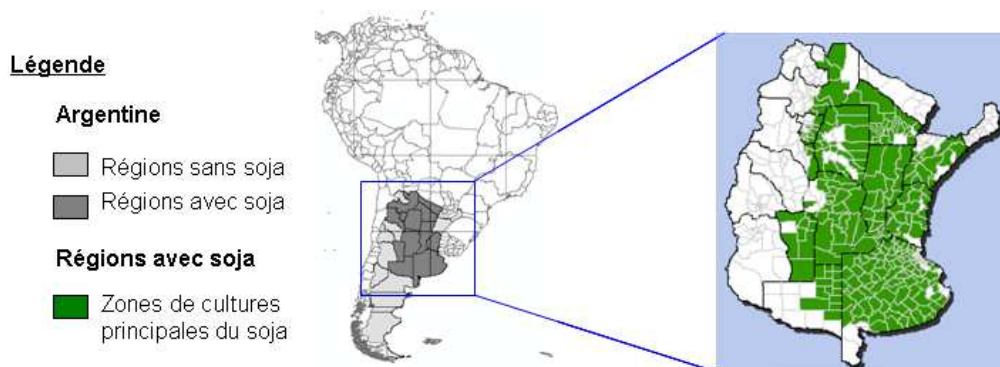


Figure 151 : Identification des bassins de production de soja en Argentine. *Source : Adapté de la cartographie du Ministère de l'agriculture argentin (<http://www.minagri.gob.ar>, consulté le 10/12/2010).*

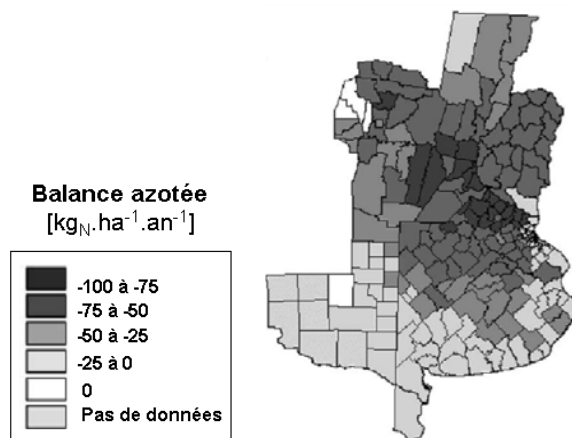


Figure 152 : Balance azotée des principales zones de culture de soja en Argentine en 2005. *Source : Adapté de (Austin et al., 2006).*

5.1.1 Situations de production de Soja

Argentine

L'Argentine est le 3^{ème} producteur mondial de soja avec 52 Mt produites en 2010 (FAOSTAT, 2012). L'huile de soja est l'approvisionnement exclusif du biodiesel argentin (Joseph, 2011a). Cette culture quasi inexistante en 1961 s'est rapidement imposée et monopolise 60 % des surfaces cultivées en 2009 (Figure 149). Cette expansion a donc directement contribué à la réduction de la diversité des cultures de l'agriculture argentine. De plus, en 2010, le rapport des surfaces Blé/Soja est de 0,28 et le rapport Tournesol + Maïs/Soja est de 0,28 (FAOSTAT, 2012). En résumé, le taux de culture de soja en rotation n'est pas connu (Panichelli *et al.*, 2009) mais doit être faible. Dans l'hypothèse hautement improbable que l'ensemble des cultures traditionnellement en rotation avec le soja (blé, tournesol ou maïs) le sont en 2010, alors seulement 48 % des surfaces de soja entreraient dans une rotation. Le rapport agricole à la culture du soja a été modifié en 1996 par l'introduction du soja OGM (Figure 150). Les producteurs qui ont désormais adopté le modèle du soja OGM ont généralement opéré ces modifications :

- les rotations culturales ont généralement été remplacées par une monoculture de soja,
- le semis direct sans labour s'est imposé pour diminuer la sensibilité des sols à l'érosion,
- une réduction de main d'œuvre (~30 %) par simplification de l'exploitation agricole.

Dans les régions de culture du soja (Figure 151), ces modifications se sont traduites par un phénomène typique du passage d'une agriculture familiale à une agriculture semi-industrielle qui s'est produit très rapidement. En effet, entre 1998 et 2002, le nombre d'exploitations a diminué de 30 % tandis que leurs superficies moyennes ont augmenté de 250 à 538 ha (INDEC, 2002). En parallèle le chômage agricole s'est répandu (Morin, 2009). D'un point de vue écologique, **la mise en place de monocultures (de soja) à grande échelle dans le contexte argentin véhicule deux risques majeurs : la perte de fertilité des sols par l'érosion et l'appauvrissement en macronutriments, et la déforestation de forêts primaires.**

Concernant la qualité des sols, deux éléments d'importance sont soulevés : le risque d'érosion et le prélèvement des ressources en macronutriments du sol. **Concernant l'érosion**, la pratique du semis direct est destinée à réduire ce risque en garantissant (i) une couverture protectrice minimale (résidus après récolte) pour les sols, et (ii) la non perturbation mécanique de la couche superficielle. Si dans certaines zones des plaines de la Pampa, cette pratique a permis de diminuer l'érosion (Micucci et Taboada, 2006), la présence d'importantes surfaces agricoles dépourvues de haies a accentué l'érosion dans certaines régions par des phénomènes accentués de ruissellement (SAGPyA, 2008). L'érosion liée à la monoculture est particulièrement accentuée sur les sols argileux de la province de Santa Fe, où 90 % de la superficie cultivée est du soja (SAGPyA, 2008). Enfin, les zones les plus sensibles à l'érosion sont les zones récemment défrichées (Busnelli *et al.*, 2006; Recatalá Boix et Zinck, 2008a). **Concernant l'épuisement des sols**, c'est l'abandon de la pratique des rotations au profit de monocultures de soja qui présente le plus de risques. En effet, la monoculture peut conduire à un appauvrissement des réserves du sol en macronutriments si la fertilisation ne compense pas. En conséquence, les rendements des parcelles existantes diminuent à terme. Bien que le soja présente la faculté de fixer l'azote de l'air (légumineuse), le déficit le plus marqué dans la culture de soja en Argentine est celui de l'azote (Austin *et al.*, 2006). D'après la FAO, la fertilisation était pratiquée sur 30% de la sole de soja avec un apport type NPK de 2-6-0 (FertiStat, 2012). Cet aspect du bilan azoté (Figure 152, cf 2.2) est par ailleurs non comptabilisé dans les ACV (Panichelli *et al.*, 2009) ou bien parfois traduit comme un aspect environnemental positif concernant la limitation du lessivage de l'azote des sols (Dalgaard *et al.*, 2008). **Dans cette situation, la prise en compte d'un apport virtuel d'azote permettant d'équilibrer le bilan serait justifiée.**

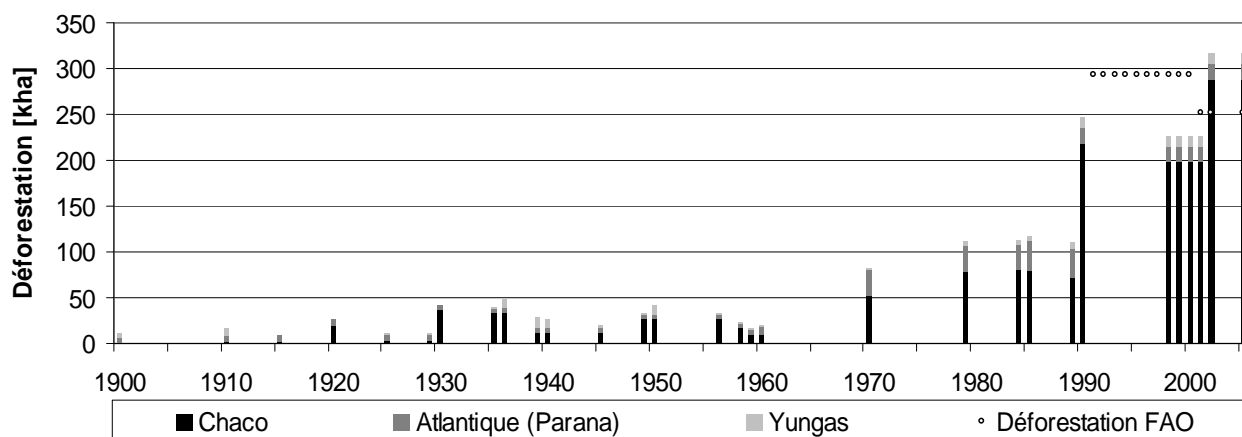


Figure 153 : Mesures de la déforestation annuelle en Argentine par écorégions (Chaco, Atlantique, Yungas). Indication de la déforestation nationale selon la FAO (Déforestation FAO). Source : Déforestation nationale issue de FAOSTAT (2012). Données par écorégions sélectionnées issues de (Gasparri *et al.*, 2008).



Figure 154 : Ecorégions dans les zones de cultures principales du soja en Argentine. Pampas et Chaco sont représentées. Source : Zones de cultures du soja sélectionnées selon la Figure 151. *Cartographie des biomes issue de (Olson et al., 2001) et projetée sous ArcGIS™.*

Tableau 27 : Valeurs du contenu carbone dans les écorégions de culture du soja. Dans les études, les valeurs non connues sont remplacées par défaut par les valeurs de l'IPCCtool. Source : Données issues de (Bonino, 2006; Gasparri *et al.*, 2008; Viglizzo *et al.*, 2011)

| Ecorégion | MO | Biomasse | |
|---------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| | | Aérienne | Sol |
| [Nom] | [t _c .ha ⁻¹] | [t _c .ha ⁻¹] | [t _c .ha ⁻¹] |
| Chaco Sec | 31,0 | 30,3 | |
| Atlantique (Parana) | 35,0 | | |
| Yungas | 65,0 | | |
| Espinal | 56,0 | | |
| Chaco Humide (Iberá) | 35,0 | | |
| Savanes Mésopotamienne (Paraná Delta) | 35,0 | | |

Non connu

Cette prise en compte permettrait *a minima* de tenir compte des émissions de GES qui proviendront :

- des **amendements** correctifs **visant à compenser les stocks d'azote mobilisés** dans le sol,
- du **renforcement des vecteurs de l'expansion du soja en Argentine (CAS)**, notamment dans la recherche de nouvelles zones fertiles. Sur ce point, la nature des propriétaires terriens (grands investisseurs qui remplacent les petits agriculteurs locaux) peut jouer un rôle de catalyse (disponibilité accrue de capitaux) pour une nouvelle phase d'expansion.

Concernant la déforestation (Figure 153), l'Argentine présente un des plus forts taux annuels au monde (1,35 % contre 0,18 % mondialement (FAO, 2010)). Or, la déforestation produit *a minima* des conditions favorables aux grandes cultures, en mettant au jour de nouvelles zones potentielles pour les cultures (Boletta *et al.*, 2006; Grau *et al.*, 2005a; Zak *et al.*, 2008). Les gouvernements provinciaux délivrent les permis de coupe forestière. Le permis donne au propriétaire le droit d'abattre un pourcentage d'arbres en fonction des conditions environnementales du secteur. Toutefois, (i) les règles ne sont pas respectées vu les taux de déforestation constatés (Figure 153), et (ii) les régions possédant le plus d'aires protégées sont les régions les moins soumises aux pressions anthropiques. Aussi, le ministère indique en 2008 que « le remplacement des forêts par l'agriculture se réalise principalement pour la monoculture de soja » (SAyDS, 2008). Avec l'avènement du soja et son industrialisation, des territoires non perturbés ont été convertis en cultures de soja (Zak *et al.*, 2008). La forte hétérogénéité dans la proportion régionale des aires protégées n'est pas toujours favorable à la protection des écosystèmes les plus menacés. Le cas de l'écorégion du Chaco est très significatif. Cette écorégion représente une région naturelle de relativement haute importance mais est la plus affectée par la conversion des terres (Grau *et al.*, 2005b). Le soja y est implanté dès 2004 à hauteur de 400 kha (INDEC, 2012). La région du Chaco possède 5,8 % de sa superficie en aires protégées, un taux inférieur à la moyenne nationale (SAyDS, 2010). L'écorégion du Chaco Sec (Figure 154) est une forêt primaire dans un climat semi-aride. La croissance des grands arbres y est extrêmement lente. Ceux qui la composent actuellement ont pu mettre des milliers d'années à se former (Grau *et al.*, 2007). Ainsi, lorsqu'une parcelle de cette forêt est défrichée, la repousse est naturellement difficile. D'autre part, lors de la courte et intense saison des pluies, le ruissellement est tel qu'il peut facilement charrier les éléments fertiles de la couche superficielle dans le système hydrographique (Busnelli *et al.*, 2006). Ce faisant, le sol est fortement raviné, à nu et finit de se dégrader mécaniquement lors des périodes de sécheresse. Dans ce cas, un processus de désertification difficilement réversible est engagé. Dans le Nord argentin, certains producteurs se déplacent sur un autre lot après avoir épuisé les sols d'un premier lot en y pratiquant une monoculture sans fertilisation (Recatalá Boix et Zinck, 2008b). Du point de vue des ressources en terres arables, ces situations sont très préoccupantes. Du point de vue des émissions de GES, le potentiel est significatif (Tableau 27) mais limité par cet écosystème de zones semi-arides. Pour exemple, une étude a établi qu'une forêt préservée de la réserve Chancaní (située dans l'écorégion de Chaco) totalisait 30,31 t_C.ha⁻¹ dans la végétation forestière et 34,59 t_C.ha⁻¹ dans les 20 premiers centimètres du sol (Bonino, 2006). Dans ces situations, si la déforestation est suivie d'une monoculture de soja, ces deux stocks sont rapidement menacés. Les émissions de GES correspondant à la déforestation des forêts du Nord argentin entre 1900 et 2005 (-30 % des surfaces) ont été estimées à 945 Mt_C (Gasparri *et al.*, 2008). Même important, le potentiel d'émissions de GES dans cette situation est particulier. Ce potentiel (i) ne pénalise pas très fortement les CAS pour la mise en culture de soja, et par là même (ii) ne reflète pas la valeur botanique et plus largement écologique de cette zone de forêts non perturbées (par exemple, le CAS sur une forêt exploitée en France serait 3 fois plus important). Cette situation est préoccupante vu que (i) l'évaluation des impacts sur la biodiversité dus aux biocarburants n'est pas encore réalisée à ce jour et que (ii) les mécanismes de certification initiés pour limiter l'existence de ces situations ne sont pas efficaces en Argentine (Tomei *et al.*, 2010).

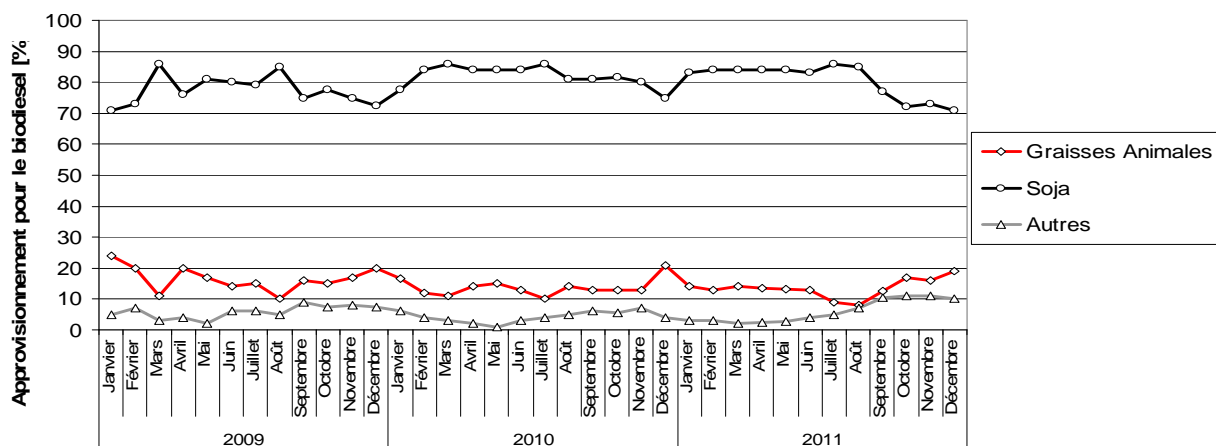


Figure 155 : Saisonnalité dans le mix d'approvisionnement en matières premières pour l'élaboration de biodiesel au Brésil. En moyenne, les proportions sont : Soja (80,0 %), Graisses (14,6 %), Autres (5,4 %). La catégorie « Autres », est composée pour moitié d'huile de coton et pour moitié d'autres huiles (usagés, végétales) ou graisses. L'huile de palme représente 0,4 % de l'approvisionnement fin 2011. *Source : Agencia Nacional de Petroleo, Gas e Biocombustiveis. Boletim Mensal do Biodiesel (www.anp.gov.br/, consulté le 10/12/2011).*

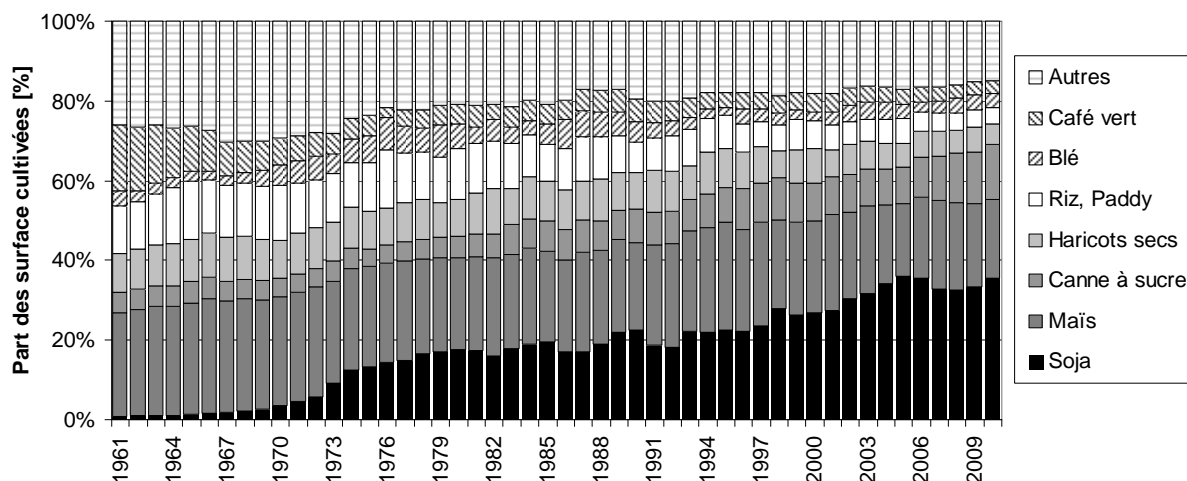


Figure 156 : Répartition des surfaces cultivées selon le type de culture au Brésil. Les « Autres » cultures comprennent 61 cultures qui s'étendent sur 9,8 Mha en 2010. *Source : Données issues de FAOSTAT (2012).*

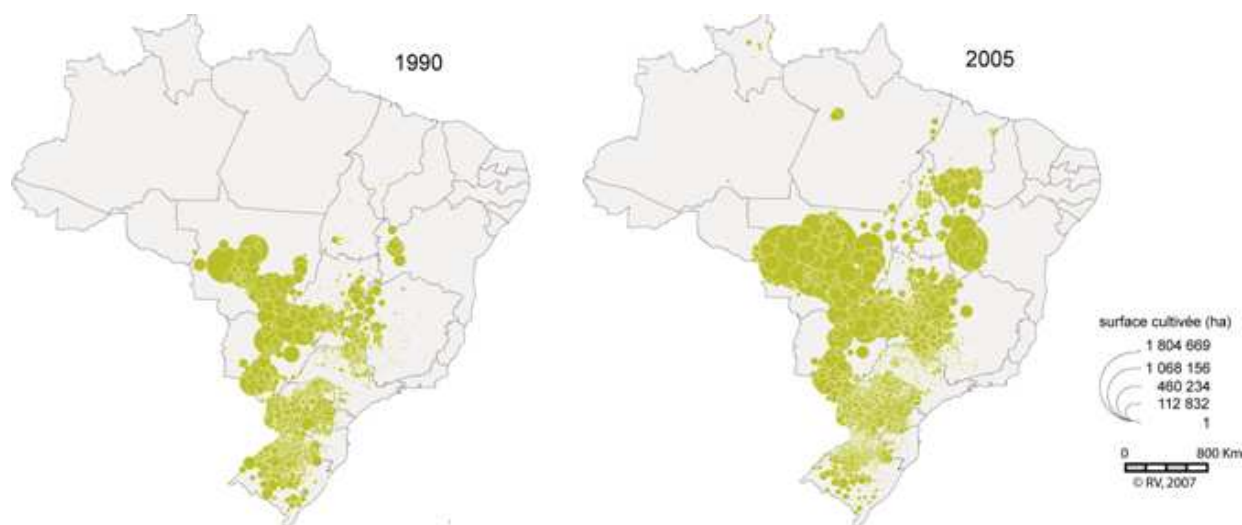


Figure 157 : Expansion des zones de culture du soja au Brésil entre 1990 et 2005. *Source : IBGE, Produção Agrícola Municipal 2006.*

Brésil

Le Brésil est le 2^{ième} producteur mondial de soja en 2012 avec 68 Mt produites en 2010 (FAOSTAT, 2012). Le soja constitue environ 80 % de l'approvisionnement en matière première pour l'élaboration de biodiesel au Brésil (Figure 155). Cette culture s'est rapidement développée et occupe 36 % (23,3 Mha) des 65,5 Mha cultivés en 2010 (Figure 156). C'est la culture qui occupe le plus de surface cultivée en 2010 au Brésil devant le maïs (12,8 Mha) et la canne à sucre (9,1 Mha). **L'expansion conjointe du soja et de la canne à sucre a fortement contribué à la réduction de la diversité des cultures de l'agriculture brésilienne.** Toutefois, la progression relative du soja (+35% de l'assolement global entre 1961 et 2010) est beaucoup plus importante que celle de la canne à sucre (+9 % de l'assolement global entre 1961 et 2010). De plus, **les zones d'expansion du soja se situent dans des écorégions remarquables ainsi qu'à la frontière de l'Amazonie brésilienne** (Figure 157). **Ceci conduit à des situations de tensions écologiques importantes.** Par ailleurs, les cultures OGM au Brésil sont techniquement légales depuis 2003. L'opposition de différentes parties prenantes dans la question de l'adoption des OGM au Brésil a significativement retardé leurs mises en culture réelles indiquées en 2008 (Silva, 2008). En 2011, 85 % des surfaces de soja, 75 % des surfaces de maïs et 28 % des surfaces de coton sont de nature OGM (Silva, 2011) au Brésil. Cette période correspond au déploiement de l'industrie du biodiesel. Le soja est généralement cultivé en rotation (associé au maïs, millet, sorgho et éventuellement au riz) jusque dans les années 2000 (Bertrand *et al.*, 2004). Les proportions d'assolement actuelles indiquent que ces rotations ne peuvent plus être assurées (le rapport (maïs+sorgho)/soja vaut 0,89 en 2000 contre 0,58 en 2010). En réaction, certains projets d'améliorations environnementales sont basés sur l'introduction d'une seconde culture dans les exploitations en monoculture de soja (par exemple voir le projet CDM d'unité de biodiesel de 170 kt.an⁻¹ approvisionné par la production de tournesol (~360 kha) introduit en seconde culture (Lafelice, 2007)). Dans l'état du Mato Grosso, les zones de savanes du Cerrado (Figure 158) défrichées pour la mise en culture de soja présentent des sols pauvres qu'il faut amender en conséquence. A ces amendements correctifs s'ajoute une pratique de la fertilisation du soja commune en 2002 au Brésil. Contrairement à la situation type rencontrée en Argentine, l'ensemble des cultures de soja recevait un apport type NPK de 8-66-62 kg.ha⁻¹ en 2002 selon la FAO (FertiStat, 2012). **D'un point de vue environnemental, la forte expansion de la culture de soja au Brésil véhicule deux risques majeurs : la dégradation de la qualité des sols et des eaux par l'érosion puis par les amendements correctifs et la déforestation de savanes à haute biodiversité (Cerrado) et de forêts primaires en zone amazonienne par des mécanismes directs (dCAS) ou non (iCAS).**

Concernant la qualité des sols, les situations sont contrastées. Les risques de dégradations proviennent en premier lieu de l'avènement de la pratique de la monoculture de soja. Les mécanismes érosifs sont similaires à ceux rencontrés en Argentine. Les améliorations par les pratiques agricoles consistent en l'adoption du semis direct et des plantations en « courbes de niveau » (les sillons suivent les reliefs). Cette technique concernait 17 Mha (dont 13 Mha de soja) de cultures au Brésil en 2002. Dans l'état du Mato Grosso, plus de 80 % des surfaces de soja étaient cultivées en semis direct (Bertrand *et al.*, 2004). Le point particulier dans l'état du Mato Grosso concerne l'étendue des surfaces mises à nu. Dans la principale zone de production (Chapada dos Parecis), il existe des plaines de plus de 200 kha totalement dépourvues d'obstacles naturels (Bertrand *et al.*, 2004). Par ailleurs, la taille moyenne des exploitations agricoles est plus importante qu'en Argentine. Ce facteur renforce la propension des exploitants à minimiser les obstacles naturels pour réduire le temps nécessaire à la réalisation des opérations techniques (suppression des haies, ...).

Concernant la déforestation, l'hypothèse d'un lien entre l'expansion agricole et les défrichages observés (Encadré 14) est régulièrement étudiée mais difficile à établir. Dans l'état du Mato Grosso, les dCAS en terres agricoles ont totalisés 1,7 Mha entre 2001 et 2004. Ils se sont répartis pour 580 kha dans les savanes

Encadré 14 : Séquence de défrichages pour les pâturages : cas de la Terra do Meio, Etat du Pará, Brésil.

La séquence typique décrite par les études de terrain est constituée des phases de migration (nouvel arrivant), d'acquisition de titres fonciers, de défrichage, de semis (graminées), puis du remplissage (constitution du cheptel) et de l'entretien des pâturages (Taravella, 2011). Cette séquence met en jeu plusieurs types d'acteurs (collectifs de travailleurs locaux plutôt que grosses sociétés) dont les intérêts conjoints renforcent la cohésion. Cette forme de mise en œuvre dénote une logique économique basée sur trois facteurs principaux que sont la production de bovins, la spéculation foncière et la production de pâturages. Les élevages sont parfois trop intensifs ce qui appauvrit la pâture. Dans ce cas les éleveurs louent leurs terres, qui sont cultivées et amendées en conséquence. Au final, l'éleveur peut reprendre ses terres ou bien en défricher d'autres grâce aux gains conjoints des activités d'élevage et de location.

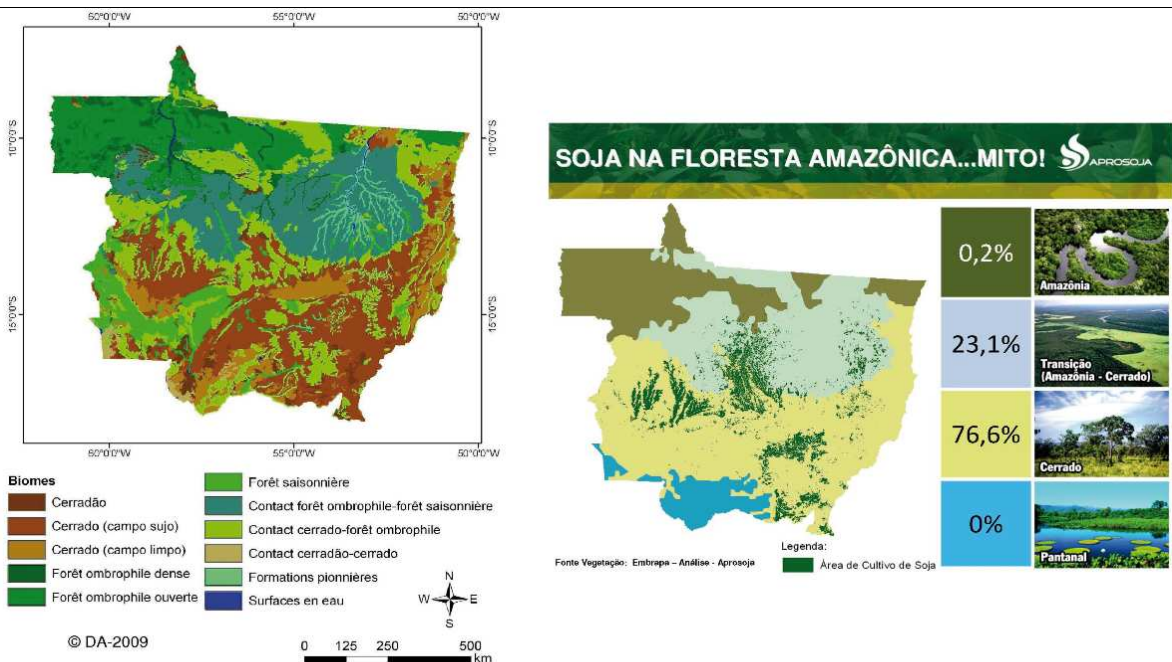


Figure 158 : Carte de végétation potentielle (à gauche) et localisation des cultures de soja à travers les biomes principaux au Mato Grosso (à droite). Source : Illustration tirée de (Arvor et al., 2010). La carte de végétation potentielle est issue de PRODEAGRO/FEMA –MT, les biomes et cultures sont issus de APROSOJA (<http://www.aprosoja.com.br>).

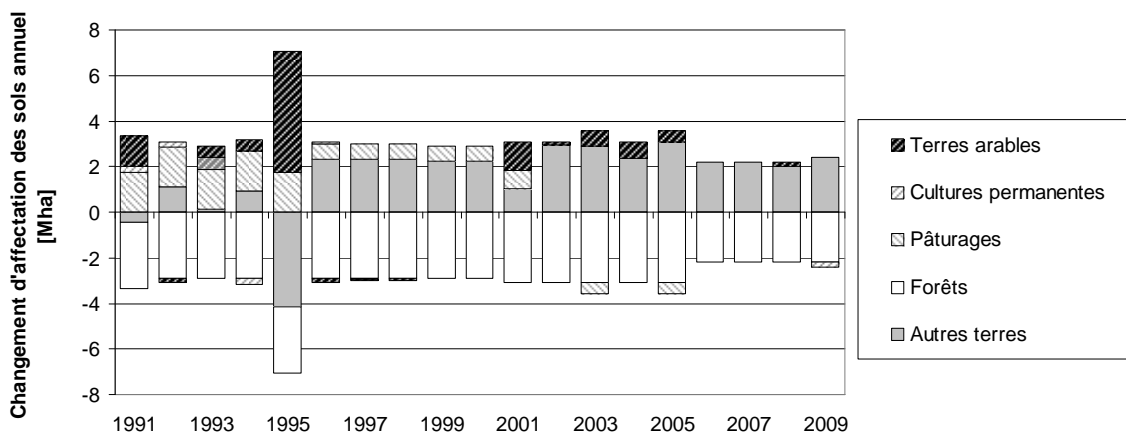


Figure 159 : Changements d'affectation des sols globaux au Brésil dans la période 1991 – 2009 selon la FAO. Le solde net pour chaque catégorie sur la période étudiée est : Forêts (-53,1 Mha), Autres terres (+30,2 Mha), Pâturages (+11,8 Mha), Terres arables (+10,5 Mha), Cultures permanentes (+0,6 Mha). La déforestation enregistrée intervient quasi exclusivement en Amazonie brésilienne (Taravella, 2011). Note : Les jachères laissées en friche (plus de 5 ans) sont comptabilisées dans la catégorie « Autres terres ». Source : Données d'usage des sols issues de FAOSTAT (2012).

du Cerrado, pour 580 kha dans les zones de pâturages, puis pour 540 kha dans la forêt amazonienne (Morton *et al.*, 2006). En parallèle, les dCAS de la forêt amazonienne en pâturage ont totalisé 2,3 Mha sur la même période. Il s'opère donc bien un double front de déforestation dont le vecteur central est la création de pâturages renforcé par l'expansion des terres agricoles. Par ailleurs, dans le même temps, un transfert du premier vers le second vecteur d'expansion (pâturages vers terres agricoles) s'opère à hauteur de 25 % de l'expansion des pâturages recensée. A l'échelle du pays, **cette relation causale entre cultures de soja et iCAS a été établie** sur la période 2003-2008 grâce à des modélisations géostatistiques (Arima *et al.*, 2011). Sur cette période, une réduction de 10 % des CAS directs des pâturages anciens en cultures de soja aurait impliqué une diminution de 40 % de la déforestation des zones les plus densément boisées de l'Amazonie brésilienne.

Les problématiques environnementales locales dues à la déforestation amazonienne ne se limitent pas à la perte de stocks de carbone très élevés et à l'érosion d'une biodiversité remarquable. Les impacts locaux significatifs relevés à ce jour concernent par ailleurs les impacts sur l'eau. Sur le plan du fonctionnement hydrologique, l'effet des dCAS de parcelles de forêt Amazonienne en cultures de soja a été récemment étudié. Les parcelles de soja augmentent fortement le drainage naturel vis-à-vis des parcelles des forêts denses sans pour autant influencer significativement les régimes d'écoulements superficiels durant les fortes pluies. Ainsi, le CAS direct de zones forestières naturelles au profit de cultures de soja pourrait augmenter sensiblement le drainage à l'échelle territoriale. Sur le plan de la qualité de l'eau, l'usage de pesticides (glyphosate en particulier) conventionnellement utilisés dans l'agriculture intensive peut induire des pollutions importantes dans ces zones préservées. Le transport des résidus de pesticides peut être largement facilité par les colloïdes dus à l'érosion des sols et l'augmentation du drainage naturel. Enfin, le dégazage de mercure par les sols défrichés en Amazonie constitue un impact local peu connu. Ces dégazages depuis les sols sont naturels dans ces zones, mais sont compensés par la canopée de la forêt dense qui joue le rôle de puits. Dans les parcelles défrichées et converties en pâturages ou en cultures, le mercure dégazé (le jour) n'est plus capté, ce qui conduit à des fuites significatives (Almeida *et al.*, 2009). Ainsi, le problème de la pollution par le mercure semble avoir plusieurs origines au Brésil, la plus connue étant l'orpaillage (Berzas Nevado *et al.*, 2010).

La voie d'amélioration envisagée dans l'état du Mato Grosso en 2012 pour freiner la déforestation est l'intensification des rotations culturales couplée aux activités d'élevage. L'idée consiste à établir une succession annuelle soja-maïs-pâturages. Le soja (variété à cycle court) est semé en octobre et récolté en janvier. Une association maïs et graminées est semée sur les résidus de soja. Le maïs est récolté en juin, puis des troupeaux peuvent pâturer de juin à octobre avant reprise du soja (APROSOJA). Cette voie diffère de l'intensification de l'élevage (Arvor *et al.*, 2007) explorée dans les recherches publiques au Brésil. **L'hypothèse centrale est technique : plus la production animale est intensive, moins le besoins en surfaces de pâturage est grand pour une même quantité de production.** Dans la pratique, l'effet recherché n'est pas atteint : l'intensification a bien lieu, mais les CAS ne diminuent pas ou peu (Figure 159). L'explication à ce phénomène tient principalement à deux facteurs (Taravella, 2011) :

- le gain économique perpétré par l'intensification (i) permet aux éleveurs en place d'envisager de nouvelles extensions de propriétés foncières, et (ii) renforce une migration économique vers ces zones d'élevage,
- le caractère mondialisé des échanges de bioproduits favorise une demande en production animale déconnectée de la souveraineté alimentaire nationale (Kaimowitz *et al.*, 2004).

Par conséquent, même si l'intensification est réelle, le besoin en pâturages n'est pas réellement réduit. Il reste que les initiatives les plus efficaces dans la lutte contre la déforestation sont celles des aires protégées. Enfin, dans l'état du Mato Grosso, les mesures réglementaires mises en place pour limiter la déforestation semblent influentes dans la fin des années 2000 (Macedo *et al.*, 2012).

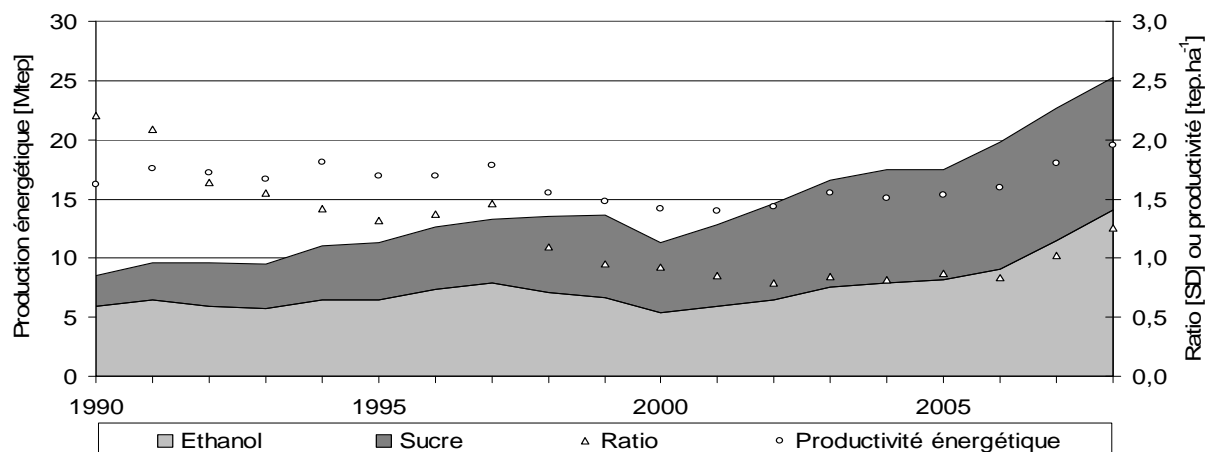


Figure 160 : Evolution de la production des principaux produits de la canne à sucre au Brésil. La production (aires) et la productivité (ronds) énergétique ne tiennent pas compte des coproduits. La génération d'électricité à partir de la bagasse n'est donc pas comptabilisée. Le ratio indiqué est le rapport des productions énergétiques éthanol/sucre. *Source : Les données utilisées sont issue de l'Union des Industries de Canne à sucre, UNICA (2011) (<http://www.unica.com.br/>).*

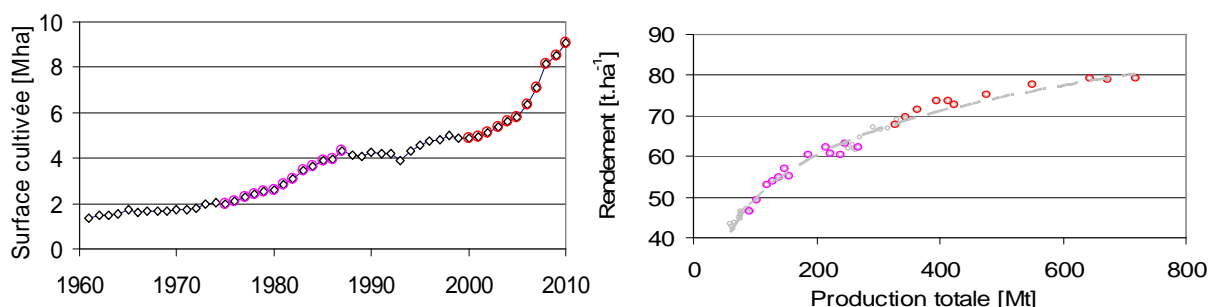


Figure 161 : Evolution de la surface de canne à sucre et évolution comparée du rendement et de la production totale sur la période 1961-2010 au Brésil. Deux périodes d'expansion sont soulignées (rose et rouge). Sur la dernière période, l'incrément en surface est sans précédent. *Source : Données issues de FAOSTAT (2012).*

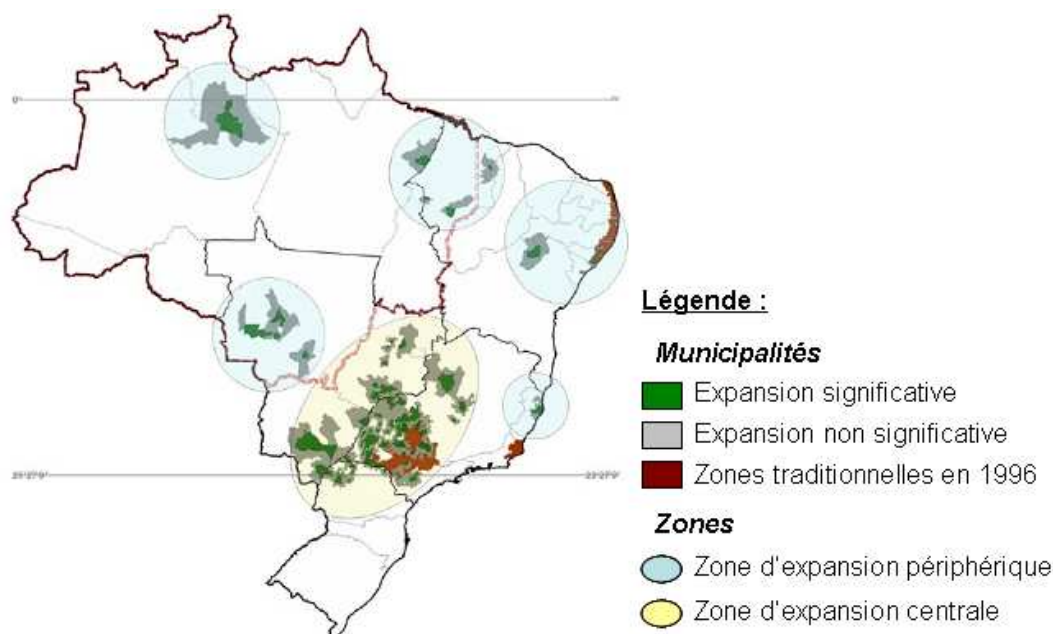


Figure 162 : Identification de l'expansion de la canne à sucre entre 1996 et 2006 à l'échelle des municipalités. Les municipalités dont l'expansion de la superficie en canne à sucre est jugée significative conjuguent soit une expansion annuelle supérieure à 2,5% pour atteindre plus de 5 kha de canne à sucre et au moins une éthanolerie en 2006, soit une expansion annuelle supérieure à 5% pour atteindre plus de 7 kha de canne à sucre et pas d'éthanolerie en 2006. Les municipalités dont l'expansion n'est pas jugée significative (en gris) comprennent toutes des cultures de canne à sucre. Les surfaces colorées représentent les municipalités identifiées (pas les cultures de canne à sucre). *Source : Adapté de (Sparovek et al., 2009).*

5.1.2 Situations de production de Canne à sucre

Brésil

Le Brésil est le 1^{er} producteur mondial de canne à sucre devant l'Inde avec 719 Mt produites en 2010 sur 9,1 Mha (FAOSTAT, 2012). Cette culture sucrière est traditionnelle dans le pays. Elle est généralement transformée en sucres (non raffiné, raffiné, ...) et en éthanol (hydrique, anhydre) qui sont les deux produits commerciaux principaux. Le ratio de production entre ces deux produits est variable selon l'année (Figure 160). La plupart des unités de transformation produisent simultanément ces deux produits. La variabilité de ce ratio dépend principalement du contexte économique, et des opportunités au niveau de chaque unité de transformation. La productivité énergétique de la culture de canne à sucre est élevée vis-à-vis de beaucoup d'autres cultures et se situe généralement entre 1,5 et 2 tep.ha⁻¹.an⁻¹ pour les produits principaux, sans comptabiliser la génération d'électricité à partir de la bagasse non consommée par les unités de transformation. Cette productivité traduit un rendement agricole élevé pour cette culture. En 2010, le rendement global était de 79,2 t.ha⁻¹ (FAOSTAT, 2012). Au Brésil, ce rendement augmente régulièrement (+ 0,715 t.ha⁻¹.an⁻¹) depuis 1961 et semble globalement peu affecté par les différences de conditions climatiques annuelles. Toutefois, l'augmentation de la production de canne à sucre au Brésil est de plus en plus expliquée par l'expansion des surfaces cultivées (Figure 161). La canne à sucre est traditionnellement cultivée sur trois zones distinctes au Brésil (Figure 162), principalement dans l'état de Sao Paulo. Deux phases d'expansion notables se distinguent. L'expansion de 1975-1987 (+2,3 Mha ou +119 %) liée au déploiement du plan PROALCOOL (cf 3.3). L'expansion de 2000 à 2010 (+ 4,2 Mha ou +87 %) liée à une reprise de conjoncture économique favorable pour l'éthanol au Brésil et à une augmentation de la demande en biocarburants dans le monde (cf 3.1.1). L'expansion des surfaces cultivées a concouru avec l'avènement de nouvelles zones de culture. Une étude menée sur la localisation de l'expansion de la canne à sucre sur la période 1996 – 2006 à partir des données du recensement agricole a montré que 4 nouvelles zones périphériques étaient en cours de développement (Figure 162). Trois de ces zones périphériques sont situées dans l'Amazonie légale. Dans ces trois zones l'expansion se produit à 12% sur les forêts et au détriment des cultures alimentaires. Dans la zone centrale, l'expansion se produit principalement sur des pâturages (Martinelli et Filoso, 2008) et n'influence pas les cultures alimentaires (Sparovek *et al.*, 2009). Entre 1996 et 2006 l'expansion totale est de 1,6 Mha (+34 %) contre 3,5 Mha (+69 %) entre 2006 et 2011 (CANASAT, 2012). Sur la période 2006 - 2011, 8 états expliquent l'ensemble de l'expansion. Ces états totalisent 92% de la surface cultivée en canne à sucre au Brésil en 2010 (Figure 163). Les données présentées tiennent compte du cycle de la canne à sucre. C'est une culture pluriannuelle, mais non permanente dont le cycle total dure 6 ans au Brésil. Elle s'implante en terre par la voie des rhizomes, une première coupe est faite après environ 12 à 18 mois (première récolte), suivie d'une coupe d'entretien annuelle (coupes) jusqu'à réimplantation (ou réforme de la culture). Ce cycle influence l'assolement des exploitations et l'implantation des éthanoleries. **A l'échelle de l'exploitation, la sole de canne à sucre est généralement gérée en 6 parcelles. Chacune des 6 parcelles représente un des stades de développement. Cette pratique permet d'assurer une continuité dans la production** de l'exploitation. A l'échelle d'une zone de production ce cycle implique qu'un temps d'implantation de 2 à 3 ans est nécessaire pour atteindre une production stable lorsque la culture de canne à sucre est nouvelle (dCAS ou changement dans les rotations existantes). L'itinéraire technique comporte 3 opérations principales (fertilisation, désherbage et récolte). Lors de la récolte deux pratiques se distinguent :

- la récolte manuelle : le champ est incendié afin de brûler feuilles et pointes, la récolte est ensuite effectuée manuellement (coupe à la machette) par des opérateurs,
- la récolte mécanique : une récolteuse coupe la plante, et rejette la biomasse broyée (feuilles et pointes) au champ.

Dans ces configurations, les impacts environnementaux sont de natures différentes. La récolte manuelle implique des émissions de GES et de particules pouvant affecter les voies respiratoires tandis que la récolte mécanique implique une consommation énergétique (74 à 94 l.ha⁻¹ (Macedo *et al.*, 2008)),

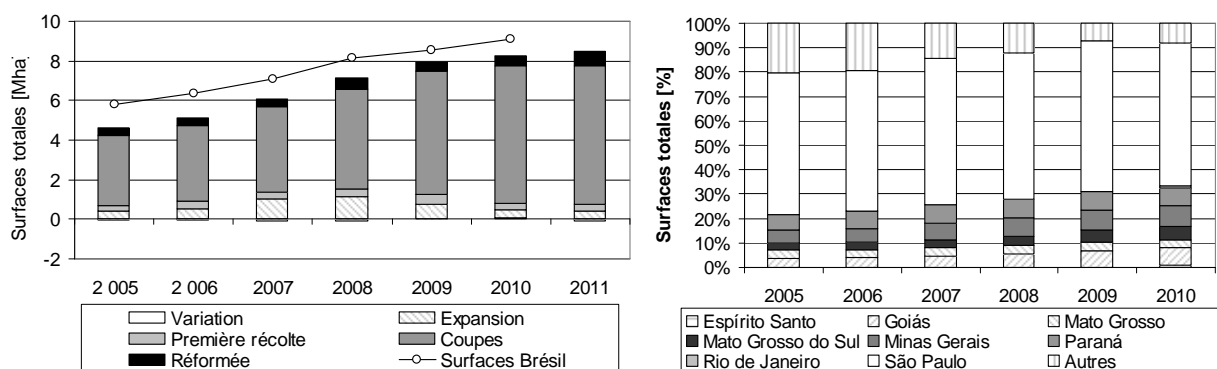


Figure 163 : Evolution comparée des surfaces en canne à sucre au Brésil (courbe) et dans les 8 états les plus productifs du Brésil. Les 8 états sélectionnés sont Espírito Santo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Paraná, Rio de Janeiro et São Paulo. Les surfaces notifiées en expansion correspondent à des cultures de canne à sucre implantées sur des surfaces qui n'ont jamais été plantées en canne à sucre. Source : *Données pour les 8 états issues de CANASAT, 2012* (<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/en/index.html>). *Données pour le Brésil issues de FAOSTAT (2012)*.

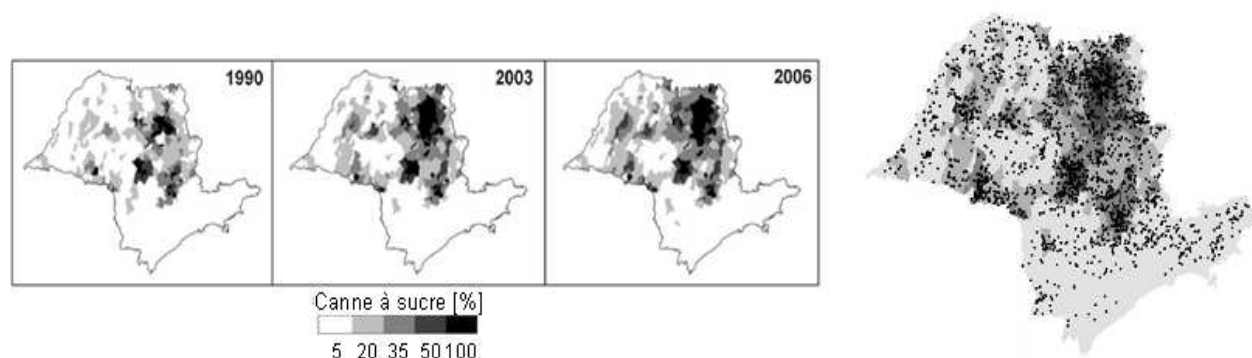


Figure 164 : Evolution du taux d'occupation des sols par la culture de canne à sucre (à gauche) et occurrence des feux détectés (en 2003, à droite) dans l'état de Sao Paulo. Les feux détectés sont représentés par des points noirs. Source : *Adapté de (Uriarte et al., 2009)*.

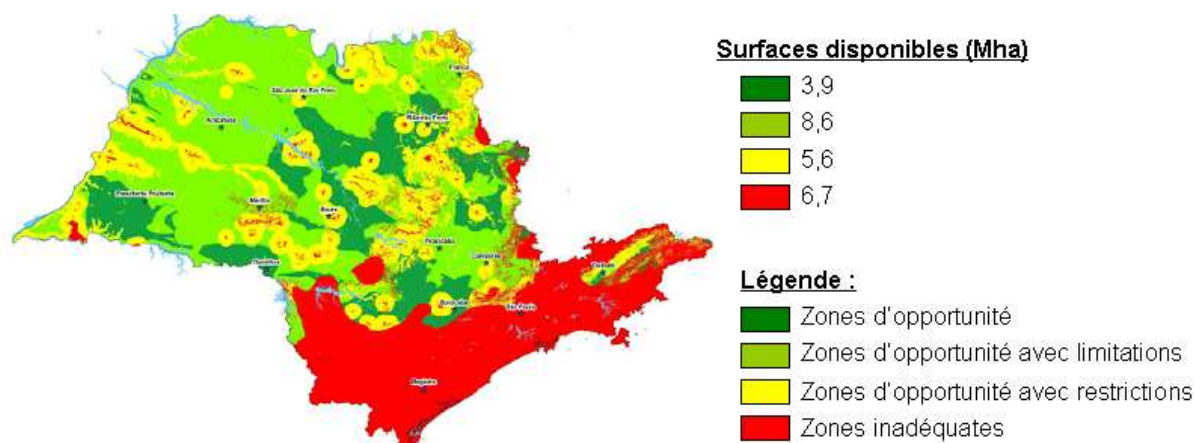


Figure 165 : Zonage agroenvironnemental pour la production de canne à sucre selon le ministère de l'environnement brésilien. Ce zonage tient compte des limitations dues aux principales contraintes agronomiques (conditions pédoclimatiques, possibilité de collecte mécanique (pentes), disponibilité de l'eau superficielle) et des restrictions dues aux principales contraintes environnementales (zones de vulnérabilité des aquifères souterrains, unités de conservation et zones prioritaires pour l'amélioration de la biodiversité, qualité de l'air par bassins de vie) dans la production de canne à sucre. Source : *Adapté de (ambiente, 2008)*.

ainsi qu'un risque de tassement des sols par les passages d'engins lourds (Romero De Carvalho *et al.*, 1991). En revanche, la récolte mécanique permet de restituer au sol ($\sim 5 \text{ t}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) une part plus importante de la biomasse (11 à 15%_{massique} (Cerri *et al.*, 2004)) que la récolte manuelle. Ceci permet un stockage de carbone supplémentaire sur les parcelles de canne non brûlées dans la plupart des situations. Ce stockage dépend généralement des apports et des conditions agronomiques : $0,41 \text{ t}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (De Figueiredo et La Scala Jr, 2011), $0,5$ à $1,3 \text{ t}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Cerri *et al.*, 2004), $0,65 \text{ t}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (Razafimbelo *et al.*, 2003). De plus, le « paillis » constitué présente l'avantage d'augmenter l'activité de la faune du sol, de limiter les pertes en nutriments et de diminuer les risques d'érosion (protection de surface). En revanche, la mécanisation implique des modifications socioéconomiques importantes (travail agricole saisonnier). Les surfaces concernées par la récolte mécanique représentaient moins de 20 % des surfaces de canne à sucre en 1996 (De Carvalho Macedo, 1998), 20% en 2000 et 50 % en 2008 (Rudorff *et al.*, 2010). L'état de Sao Paulo a fixé un objectif de 100% de récolte mécanique en 2017. C'est dans cet état qu'est située la principale zone de production et la majeure partie des éthanoleries du Brésil (Figure 162). En 2006 cet état comprend 22% de la population concentrée dans des mégalo-poles (3 de plus de 1 Mhab) et des villes fortement peuplées (15 de plus de 0,3 Mhab). Cette coïncidence spatiale entre une densité élevée de canne à sucre et une densité élevée de population renforce l'intérêt de la récolte mécanique. En effet, l'étape de brûlis avant récolte est le plus gros contributeur à l'impact sur les voies respiratoires dans l'ACV de la production de canne à sucre (Renouf *et al.*, 2010). Dans la situation de l'état de Sao Paulo, cet impact sanitaire a été évalué. D'une part, les incendies détectés sont bien corrélés avec le taux d'occupation de canne à sucre (Figure 164). D'autre part, **38% des maladies respiratoires dans cet état ont été attribués à l'exposition chronique et de long terme de la population à ces feux** (Uriarte *et al.*, 2009). **L'autre impact majeur de la culture de canne à sucre est l'érosion des sols associée aux pratiques culturales et aux transferts par le ruissellement des eaux pluviales.** L'érosion peut provoquer des pertes de fertilité, mais peut aussi faciliter des transferts de polluants dans le système hydrographique. Une étude a été menée sur le micro-bassin versant de Ceveiro dans l'état de Sao Paulo. Dans ce bassin versant, l'usage des sols était composé en 2000 de 66,3% de canne à sucre, de 13,9% pâturages, de 17,4% forêts, de 0,1% maïs et de 2,3% non agricole. Depuis 1962, la canne à sucre y a remplacé 32% des cultures annuelles, 24% des pâturages, et le restant de forêts (Fiorio *et al.*, 2000). Les risques d'érosion ont été évalués en tenant compte des régimes d'écoulements naturels. L'érosion moyenne sur le bassin a été évaluée à $15 \text{ t}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ alors que la moyenne sur les surfaces en canne à sucre atteint $31 \text{ t}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$. En 100 ans les rendements agricoles sont affectés. Ces rendements sont diminués de 50% au bout de 360 ans dans les cultures de canne à sucre (Sparovek et Schnug, 2001). D'autre part, l'étude du couplage érosion/transport de sédiments pollués a montré une présence de composés d'Organochlorine (pesticide agricole autorisé jusqu'en 1985) dans les sédiments récents de cours d'eau principaux (Sparovek *et al.*, 2001). De plus un transfert de ces composés vers la faune du sol (lombrics et larves) a été mis en évidence. Une modification de l'aménagement du territoire peut permettre de moduler significativement ces impacts locaux. Des zones d'opportunités peuvent être dégagées en tenant compte de ces impacts locaux par l'intégration des contraintes principales identifiées dans une approche spatialisée. Ce type de zonage a été réalisé par le ministère de l'environnement brésilien pour l'état de Sao Paulo (Figure 165). La grande productivité de la canne à sucre permet de limiter les problématiques liées aux concurrences d'usages de sols. Toutefois, l'expansion mesurée dans les zones de production traditionnelles provoque une grande pression sur les zones de pâturages. Ces CAS directs contribuent à repousser les élevages dans des zones plus lointaines. Ainsi, cette pression de la culture de canne à sucre au Sud du pays contribue au déplacement indirect des zones de pâturages dans les états de l'Amazonie légale. Dans ces états, les fronts de déforestation sont le fruit d'une pression combinée des zones de pâturages et des zones de cultures de soja comme nous avons pu le détailler (*cf* 5.1.1). Cette séquence de CAS directs et indirects met finalement en jeu les deux principales cultures pour les biocarburants au Brésil et l'activité d'élevage. L'étude de l'expansion de la canne à sucre dans la période 2006 - 2011 dans une approche plus spatialisée pourrait permettre d'analyser les dernières évolutions dans l'expansion des zones périphériques et les pressions sur l'usage des terres.

Tableau 28 : Objectifs de réduction des importations pétrolières au Mali en 2008 et surfaces équivalentes pour la production de biodiesel de jatropha. Source : Adapté de (Samake, 2008).

| Objectif politique | | Production de jatropha associée | | | | |
|--------------------|---|---------------------------------|----------------|-------------------------------|-------------------------------------|---|
| Horizon [an] | Taux de réduction [%imports pétroliers] | Surface [kha] | Biodiesel [Ml] | Production [ktgraines sèches] | Rendement agricole | |
| | | | | | [tgraines sèches.ha ⁻¹] | [kggraines sèches.arbre ⁻¹] |
| 2012 | -10 | 71,68 | 39,2 | 224 | 3,125 | 5 |
| 2017 | -15 | 53,76 | 56 | 336 | 6,25 | 10 |
| 2022 | -20 | 87 | 84 | 448 | 5,149 | 15 |

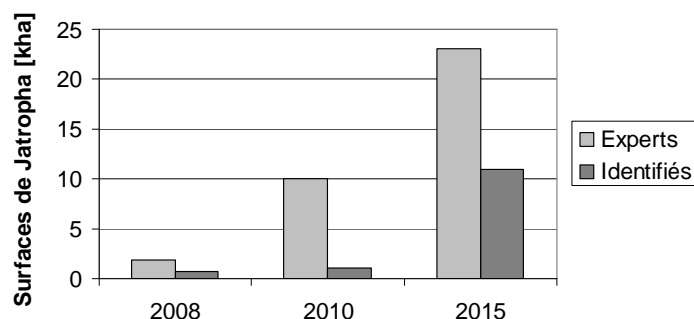


Figure 166 : Cultures de Jatropha identifiées au Mali en 2008 et projections à 2015. Les surfaces estimées correspondent à des projets identifiés (Identifiés) ou à des dire d'experts nationaux (Experts). Source : Adapté de (Renner et al., 2008).

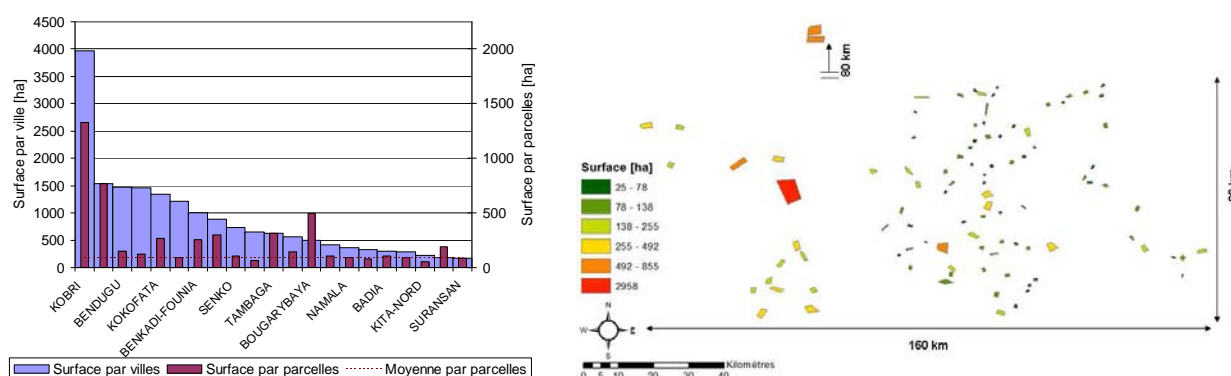


Figure 167 : Distributions statistique (à gauche) et spatiale (à droite) des surfaces prévues pour les cultures de jatropha. Source : Données issues de (Makanguilé et al., 2008) et cartographiées sous ArcGIS™.

Tableau 29 : Structuration des projets étudiés sur le terrain (à gauche) et récapitulatif des éléments connus sur les projets recensés actuellement (à gauche). NC = Non Connu. Source : Les données sur la structuration des projets existants sont issues de (Pallière et al., 2009), le récapitulatif des projets est issu d'un ensemble de publications recoupées entre elles (AVD-DELTA, 2007; BIOENERGIE, 2007; Hantafaye et al., 1994; Henning et al., 1996; Latapie, 2007; Makanguilé et al., 2008; NYETAA, 1995; Pallière et al., 2009; Samake, 2008; Sangare, 2006; Wiemer, 1995).

| Variables | Unités | Projets identifiés | | | |
|--------------------------------|-------------------------|--------------------|-----------------|---------------------------|----------|
| | | Mali Foké Center | Bioceurant Mali | Jatropha Mali Initiatives | GERES |
| Production | | | | | |
| Surfaces | [ha] | 530 | 900 | 1013 | 300 |
| Cultures | [Nom] | Jatropha | Jatropha | Jatropha | Jatropha |
| Producteurs | [n] | 430 | 1017 | 1300 | 700 |
| | [nb.ha ⁻¹] | 0,81 | 1,13 | 1,3 | 2,3 |
| Elaboration | | | | | |
| Comités Villageois | [n] | 35 | NC | NC | NC |
| Coopérative | [n] | 1 | 1 | 12 | NC |
| | [nb.kha ⁻¹] | 1,9 | 1,1 | 11,8 | NC |
| Huile | [SD] | oui | oui | oui | oui |
| Tourteaux | [SD] | oui | oui | oui | oui |
| Biodiesel | [SD] | non | oui | (en cours) | non |
| Savons | [SD] | non | oui | non | non |
| Utilisation énergétique | | | | | |
| Electricité | [O/N] | oui | non | non | oui |
| Biodiesel | [O/N] | non | oui | (en cours) | non |
| HVP fuel | [O/N] | oui | non | oui | non |
| Marché final | [type] | Local | Local | National | Local |

| Paramètres | Unités | Régions (Cercles) | | | | | | |
|---------------------|------------------------------|-------------------|--------|-------|-------|-------------|-----------|-------|
| | | Garalo | Keleya | Falan | Karan | Bendougouba | Koulikoro | Kita |
| Total actuel | [ha] | 530 | 0 | 60 | 20 | 20 | 2112 | 1300 |
| Projet de départ | [ha] | 530 | 30 | 60 | 20 | 20 | NC | 18000 |
| Evolution estimée | [ha.an ⁻¹] | 43 | -- | -- | -- | -- | 352 | 108 |
| Evolution attendue | [ha.an ⁻¹] | NC | NC | NC | NC | NC | 400 | 3600 |
| Rendement attendu | [tgraines.ha ⁻¹] | NC | NC | NC | NC | NC | NC | 2,6 |
| Rendement réel | [tgraines.ha ⁻¹] | NC | NC | NC | NC | NC | NC | NC |

5.2 Situations de productions de végétales potentiellement mobilisées pour les biocarburants : Projets de mise en cultures de *Jatropha curcas* en Afrique

Cultures de jatropha au Mali

Dès les années 1940 le jatropha a été expérimenté et utilisé au Mali. Une expérience de son utilisation traditionnelle principalement pour la production du savon est acquise dans les régions sud du pays. Dans le document de politique énergétique unifiée (2006), l'objectif biocarburant est spécifié comme étant le « Développement de la filière biocarburant, notamment le pourghère [*Jatropha*] pour diverses utilisations » (Samake, 2008). Le Programme National de Vulgarisation Energétique de la Plante de Pourghère (PNVEP, chiffré à ~1 M€), a été initié en 2004 pour 5 ans (Hantafaye). Les objectifs de réduction des importations pétrolières (471 ktep en 2003) fixées par le gouvernement impliquent des surfaces cultivées significatives (Tableau 28) mais existantes à l'échelle du pays : 12 Mha de terres sont en culture (5,2 Mha récoltés en 2010) sur 40 Mha de terres arables (FAOSTAT, 2012).

L'étude GEXSI menée en 2008 a permis d'identifier 4 projets totalisant 700 ha de jatropha. Ces projets sont des initiatives privées, non irrigués et suivent un schéma de développement allant de la grande plantation (18 kha) jusqu'au système de coopératives villageoises réparties sur plusieurs régions (cercles). D'autre part, l'étude GEXSI indique que le potentiel perçu du jatropha au Mali est faible malgré des déploiements prévus (Figure 166). Enfin, aucune source fiable ne permet de confirmer la tenue de ces déploiements en 2011, et même significatifs, ces déploiements sont loin de garantir les objectifs gouvernementaux.

L'étude de terrain la plus poussée connue à ce jour au Mali a été menée en 2009 par le GERES (Pallière *et al.*, 2009) sur 4 projets (Tableau 29). Il y est notamment indiqué les **principaux facteurs potentiels de malnutrition**, phénomène préexistant à l'établissement des cultures de jatropha dans ces zones. Ceux-ci sont (i) **l'allocation des terres fertiles entre jatropha et cultures vivrières dans l'exploitation**, puis (ii) **la concurrence sur la main d'œuvre** (agriculture nécessitant 1 à 2 homme.ha⁻¹). Le jatropha est actuellement planté sur les terres les moins fertiles puisqu'il représente la culture la moins maîtrisée et la moins rentable. Cette situation pourrait évoluer dans le cas d'une rentabilité avérée. Ensuite, le calendrier du jatropha peut interférer avec certaines cultures vivrières. **Dans ce contexte d'agriculture de subsistance, la part de jatropha dans l'assolement d'une exploitation est donc un facteur local critique** sur ces deux derniers points.

Le seul projet à grande échelle répertorié est un projet de reforestation sur des terres dégradées (sols sableux, faible réserve en eau) par l'Homme et dépourvues d'espèces rares ou protégées (Makanguilé *et al.*, 2008). Initialement, ce projet devait s'étendre sur 18 kha, principalement sur des petites parcelles (Figure 167) dont la distribution spatiale implique (i) un transport important et (ii) un retour difficile des tourteaux de jatropha comme fertilisant. Les cultures devaient pourtant recevoir **18 kg_N.ha⁻¹ sur 10 ans par l'épandage des tourteaux**. Dans ce projet sans irrigation (sauf semis), les rendements attendus (Tableau 29, Kita) sont largement inférieurs à celles des projections gouvernementales (Tableau 28).

Globalement, **les niveaux de productions réels sont mal connus. Les rendements attendus varient de 1 à 2 t_{graines}.ha⁻¹ pour 50 % des exploitants et de 2 à 4 t_{graines}.ha⁻¹ pour les autres** (Pallière *et al.*, 2009). Dans ce pays dont les besoins en huiles alimentaires ne sont pas satisfaits, l'unité de biodiesel existante (Mali Biocarburants) est complétée avec de l'huile de palme importée depuis la Côte d'Ivoire (Diaz-Chavez *et al.*, 2010). L'application biodiesel de jatropha au Mali n'apparaît pas comme une priorité, mais son développement semble mériter d'être poursuivi dans des schémas de développement à petite échelle.

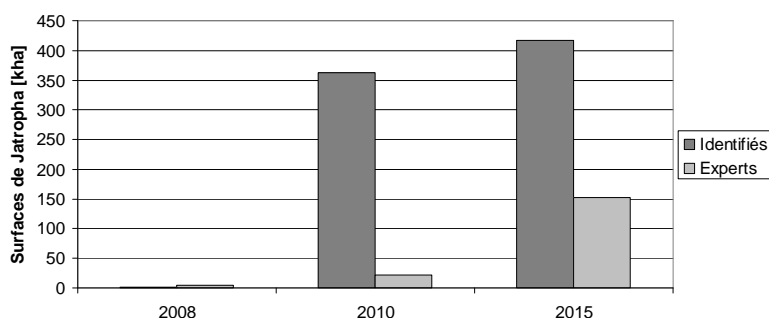


Figure 168 : Cultures de jatropha identifiées au Kenya en 2008 et projections à 2015. Les surfaces estimées correspondent à des projets identifiés (Identifiés) ou à des dires d'experts nationaux (Experts). *Source : Adapté de (Renner et al., 2008).*

Tableau 30 : Synthèse des impacts environnementaux lors de l'aménagement du site de production de Bedford Biofuels au Kenya. Le système de notation est fonction de la magnitude des impacts et de leur nature bénéfiques (+) ou négatives (-). Ainsi, le rang des impacts est tel que : Hautement significatif: +3, -3; Moyennement significatif : +2, -2; Peu significatif : +1, -1. *Source : Adapté de (Biofuels et consultant, 2010).*

| Type d'impact | Impacts locaux | Cumulatif/ Non cumulatif | Court/Moyen/ Long terme | Réversible/ Irréversible | Niveau d'importance | Niveau d'impact résiduel |
|-----------------------|---|--------------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------|--------------------------|
| Impacts physiques | Utilisation de sols excavé | Cumulatif | Moyen | Réversible | -1 | 0 |
| | Augmentation de l'érosion des sols | Cumulatif | Court | Irréversible | -1 | 0 |
| | Modification de l'hydrologie territoriale | Cumulatif | Moyen | Irréversible | -1 | -1 |
| | Création d'étangs de rétention | Cumulatif | Moyen | Réversible | -1 | 0 |
| | Dégradation des eaux superficielles | Cumulatif | Moyen | Réversible | -1 | -1 |
| | Génération de déchets solides | Cumulatif | Moyen | Réversible | -1 | -1 |
| | Risques de déversements d'huile | Cumulatif | Court | Réversible | -1 | -1 |
| | Pollution sonore | Non cumulatif | Moyen | Réversible | -1 | -1 |
| | Emissions de poussières | Cumulatif | Court | Réversible | -1 | -1 |
| | Emissions d'échappements | Cumulatif | Court | Réversible | -1 | 0 |
| | Élimination des sols excavés et des souches d'arbres | Cumulatif | Moyen | Réversible | -1 | 1 |
| Impacts écologiques | Altération et perturbation des habitats écologiques | Cumulatif | Long | Irréversible | -2 | -1 |
| | Perte de biodiversité | Cumulatif | Moyen | Irréversible | -3 | -1 |
| | Déséquilibre écologique | Cumulatif | Long | Réversible | -2 | -1 |
| Ressources naturelles | Augmentation de la demande en eau | Cumulatif | Court | Irréversible | -1 | 0 |
| | Augmentation de la demande en eau | Cumulatif | Court | Irréversible | -1 | 0 |
| | Augmentation de la consommation d'énergie | Cumulatif | Court | Irréversible | -2 | -1 |
| | Augmentation de l'utilisation des ressources naturelles | Cumulatif | Moyen | Réversible | -1 | 0 |

Tableau 31 : Fertilisation organique (fumier) des cultures de jatropha constatée dans les exploitations. Note : « Toutes » concerne l'ensemble des exploitations, « Fertilisent » ne concernent que les exploitations qui fertilisent. *Source : Adapté de (Energy et al., 2009) et converti en rendement par hectare à l'aide d'une moyenne de densité (2743 arbres.ha⁻¹) à partir de (Renner et al., 2008).*

| Paramètres | Monoculture | | Interculture | | Haies | | Total | | |
|--|-------------|-------------|--------------|-------------|-----------|-------------|------------|-------------|------|
| | Toutes | Fertilisent | Toutes | Fertilisent | Toutes | Fertilisent | Toutes | Fertilisent | |
| Nombre d'exploitations | 69 | 43 | 114 | 75 | 76 | 11 | 259 | 129 | |
| Fertilisant appliqué [kg.ha⁻¹] | Moyenne | 2255 | 3621 | 3646 | 5539 | 1199 | 8279 | 2557 | 5133 |
| | Médiane | 1372 | 1372 | 1372 | 2743 | 0 | 2743 | 0 | 2743 |

Tableau 32 : Rendements mesurés dans les exploitations en fonction de l'âge des plantations de jatropha et projections optimistes (haut) et pessimistes (bas) associées. Les rendements sont initialement exprimés par arbre. *Source : Voir Tableau 31.*

| âge [an] | Monoculture [kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹] | | | Interculture [kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹] | | | Haies [kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹] | | |
|----------|--|-----|------|---|------|------|--|-----|------|
| | Actuel | Bas | haut | Actuel | Bas | haut | Actuel | Bas | haut |
| 0 | 0 | | | 0 | | | 0 | | |
| 1 | 11 | | | 5 | | | 5 | | |
| 2 | 233 | | | 217 | | | 99 | | |
| 3 | 173 | 315 | 326 | 41 | 291 | 302 | 162 | 181 | 137 |
| 4 | 44 | 395 | 653 | 1174 | 365 | 604 | 274 | 261 | 274 |
| 5 | 2195 | 477 | 1306 | 554 | 439 | 1207 | 1468 | 343 | 549 |
| 6 | | 560 | 1632 | | 513 | 1509 | | 425 | 689 |
| 7 | | 642 | 1959 | | 587 | 1811 | | 505 | 826 |
| 8+ | | 721 | 2351 | | 1125 | 2175 | | 587 | 990 |

Cultures de jatropha au Kenya

Le Kenya est divisé en zones agro-climatiques allant des zones humides à des zones très arides (80 % des terres sont semi arides à arides). Moins de 20 % des terres présentent un potentiel agricole significatif (12 % sont à haut potentiel, 8 % à potentiel moyen). Les terres à haut potentiel sont exploitées à 60 % pour les cultures et l'élevage intensif. Le restant est partagé entre les cultures alimentaires et les cultures de rente (thé, horticulture, café, coton, ...), puis entre les pâturages et les zones protégées. L'agriculture locale au Kenya est généralement de subsistance (60% des exploitations) sur de petites exploitations (98 % inférieures à 10 ha, moyenne de 2,5 ha/exploitation) dans un contexte national qui ne garantit pas la suffisance alimentaire (Diaz-Chavez *et al.*, 2010). Les problématiques environnementales les plus prégnantes touchent à la pollution de l'eau par les effluents urbains et industriels, puis par l'utilisation croissante des pesticides et des fertilisants (eutrophisation dans le Lac Victoria). La désertification liée à la déforestation et l'érosion des sols est aussi une problématique importante. **Le Kenya**, qui a établi une directive sur l'énergie (Energy Policy), **dispose de plusieurs programmes concernant les biocarburants**. En 2011, une directive nationale sur les biocarburants est en cours de validation (Diaby, 2011). Elle prohibe l'import d'acides gras pour l'élaboration de biodiesel.

L'étude GEXSI (2008) a permis d'identifier 8 projets totalisant 800 ha de jatropha sur des terres de moyen à haut potentiel et pour des surfaces supérieures à 5 ha. Ces projets sont des initiatives privées, non irrigués (sauf semis) et suivent un schéma de grande plantation. Le potentiel perçu du jatropha au Kenya est grand malgré une divergence entre responsables de projets et experts (Figure 168). Un projet à grande échelle récemment identifié (Bedford Biofuels, 2011) développe actuellement une nurserie pour la multiplication de plants de jatropha et aménage **160 kha (d'un bloc) loués à long terme (45 ans) dans le delta de Tana pour 64 kha de jatropha et 96 kha de réserve naturelle et de cultures alimentaires** (Biofuels et consultant, 2010). Le détail de l'itinéraire technique, des rendements attendus et des besoins en fertilisants indiqués correspond aux éléments du Jatropha Handbook (van der Putten *et al.*, 2010). Ces estimations n'ont donc pas été effectuées en fonction des besoins locaux réels. L'étude d'impact afférente à ce projet (Tableau 30) notifie que **la zone d'implantation du projet est chroniquement en déficit alimentaire. L'association de productions alimentaires à ce projet**, dans des proportions significatives pourrait à terme améliorer cette situation. D'une manière générale, **c'est quasiment une condition sine qua non** à l'acceptation par la population locale, et **au caractère éthique de ce type de projets**. Les principales inquiétudes des habitants locaux portent sur les conditions de cohabitation (expropriations, modalités d'accès aux ressources en eau et aux pâturages). Les premiers fruits sont apparus début 2012 sur des plants âgés d'un an. Une unité de biodiesel proposée par Bedford Biofuels est en projet (GBC, 2012). **Le biodiesel est destiné à être vendu exclusivement au Kenya**. Par ailleurs une seconde unité de biodiesel est opérante à Mombasa. Une extension de capacité à 1 Ml est prévue pour 2013 (GBC, 2012).

L'étude la plus poussée au Kenya sur des plantations en production a été menée en 2009 (Energy *et al.*, 2009) principalement sur des petites exploitations (0,3 ha en moyenne sur 257 exploitations). Les plantations type sont des haies de protection (traditionnelles), des intercultures ou des monocultures. Concernant les ravageurs ou maladies, 63 % des exploitations ont connu des invasions et 45% ont constaté des maladies au moins une fois. Par ailleurs, 90% des plantations en haies sont non contrôlées contrairement aux plantations en plein champ (46% et 54% contrôlées). L'irrigation est plus marquée dans les intercultures (40 %) que dans les monocultures (21 %) et les haies (10 %). La fertilisation est indiquée (Tableau 31). Enfin, les rendements indiqués sont particulièrement faibles (Tableau 32). Dans leurs calculs de rentabilité et de risques pour les petits exploitants, **les auteurs concluent que le seul modèle viable actuellement est celui des haies de protection traditionnelles**. Néanmoins, les résultats réels ne sont pas encore bien connus pour les plantations à grande échelle non abouties jusqu'à présent.

Tableau 33 : Modèles de développement des projets identifiés concernant les cultures de jatropha dans les pays en voie de développement. La gestion des opérations concerne particulièrement le traitement de la matière première récoltée dans les plantations. *Source : Issu de (van der Putten et al., 2010).*

| Modèles de développement | | Gestion des plantations | | Gestion des opérations | |
|--------------------------|------------------------------|-------------------------|------------|------------------------|---------------|
| | | Agriculteur | Entreprise | Agriculteur | Tierce partie |
| Pur | A Privé | | X | | X |
| | B Coopérative | X | | | X |
| | C Agriculteur | X | | X | |
| Mixte | D Privé/Coopérative | X | X | | X |
| | E Agriculteur et coopérative | X | | X | X |

Tableau 34 : Différentes implications locales pour les modèles de développements identifiés. *Source : Issu de (van der Putten et al., 2010).*

| Item | Modèles A-D-B | Modèles C-E |
|--|------------------|-------------|
| Capacités de management local | Pauvres | Bonnes |
| Capacités techniques locales | Pauvres | Bonnes |
| Marché | Export principal | Local |
| Répartition des propriétés foncières | Inéquitables | Equitable |
| Expériences passées | Mauvaises | Bonnes |
| Investissement local du capital | Non disponible | Disponible |
| Subventions pour le renforcement des capacités pour les petits agriculteurs et les entreprises de transformation | Non disponible | Disponible |

Tableau 35 : Gammes de rendements attendus selon la qualité des sols et la pluviométrie locale dans les plantations de jatropha mûres. Ces estimations sont données pour des cultures pour lesquels l'ensemble des autres paramètres agronomiques principaux se situe dans des gammes normales à optimales (ensoleillement, nutriments, température, ...). *Source : Adapté de Y.J. Franken, FACT Foundation.*

| Apports d'eau | | Fertilité du sol | Production (graines sèches) | Taux d'huile | | Production (huile) | |
|---------------|---------------------------|------------------|---|--------------|-----|---|---|
| [Grade] | [mm.an ⁻¹] | [Grade] | [t.ha ⁻¹ .an ⁻¹] | [%] | [%] | [t.ha ⁻¹ .an ⁻¹] | [t.ha ⁻¹ .an ⁻¹] |
| Optimal | 1200 à 1500 | Haute | 6,00 | 20 | 25 | 1,20 | 1,50 |
| | | Moyenne | 2,50 | 20 | 25 | 0,50 | 0,63 |
| | | Faible | 0,75 | 20 | 25 | 0,15 | 0,19 |
| Normal | 700 à 1200 1500 à 2500 | Haute | 3,50 | 20 | 25 | 0,70 | 0,88 |
| | | Moyenne | 1,50 | 20 | 25 | 0,30 | 0,38 |
| | | Faible | 0,50 | 20 | 25 | 0,10 | 0,13 |
| Sous optimal | 500 à 700 > 2500 | Haute | 1,50 | 20 | 25 | 0,30 | 0,38 |
| | | Moyenne | 0,75 | 20 | 25 | 0,15 | 0,19 |
| | | Faible | 0,25 | 20 | 25 | 0,05 | 0,06 |

Tableau 36 : Besoins en fertilisants des cultures de jatropha sur les 4 premières années de croissance. Les besoins sont calculés sur la base de 50% d'apport par l'amendement et 50% d'apports par le sol. *Source : Issu de (van der Putten et al., 2010).*

| Type de fertilisant | Unité | Année 1 | Année 2 | Année 3 | Année 4 | Total |
|---------------------|------------------------|---------|---------|---------|---------|-------|
| Fumier de vache | [t.ha ⁻¹] | 5 | 6 | 12 | 18 | 41 |
| Fumier de poulet | [t.ha ⁻¹] | 1 | 1,2 | 2,4 | 3,6 | 8,2 |
| Vermicompost | [t.ha ⁻¹] | 1,2 | 1,7 | 3,4 | 5,2 | 11,5 |
| Bulk (16-4-16) | [kg.ha ⁻¹] | 140 | 210 | 430 | 640 | 1420 |
| Urée (46% N) | [kg.ha ⁻¹] | 44 | 74 | 150 | 224 | 492 |

Synthèse des connaissances sur les situations de production de jatropha dans les pays en voie de développement

Quatre modèles de développement sont globalement identifiés dans les différentes situations de production de jatropha réelles ou en projet (Tableau 33). Suivant la classification notifiée dans le Jatropha Handbook (van der Putten *et al.*, 2010), nous distinguons :

- **le modèle privé** : dans ce modèle de développement, les terres agricoles sont monopolisées (achetées ou louées à long terme) par une entreprise privée qui gèrera par la suite l'ensemble des opérations liées au suivi de la culture. Ces plantations sont généralement des plantations **à grande échelle** faisant appel à la mécanisation et à des pratiques agricoles plus ou moins intensives,
- **le modèle de coopérative** : dans ce modèle, une entreprise tierce signe des contrats avec les agriculteurs locaux pour la production et l'approvisionnement de matière première. L'entreprise tierce possède l'unité de traitement et procède à la transformation de la matière première,
- **le modèle agriculteur** : dans ce modèle, les exploitants sont propriétaires et gestionnaires des plantations et de l'unité de transformation. Ce modèle est rarement mis en œuvre puisque le capital nécessaire n'est généralement pas en possession des agriculteurs, et que les prêts financiers qui seraient nécessaires ne sont généralement pas octroyés.

Le choix du modèle de développement influence largement les problématiques locales environnementales ou sociales. Par ailleurs, les transferts techniques, technologiques et de savoir-faire sont aussi conditionnés par la structuration initiale de projets (Tableau 34).

Les **rendements** globalement **attendus** sont indiqués (Tableau 35) en fonction des disponibilités en eau pour des cultures bénéficiant de conditions climatiques favorables (températures [12,7°C - 33°C], altitude [0 – 1800 m], sols drainés et basiques) sans être optimales (températures [19,3°C – 27,2°C], sols sableux bien drainés et pH < 9). Ces estimations se basent sur un ensemble d'observations de terrain, à l'exception du rendement maximal en conditions optimales (connu = 5t.ha⁻¹.an⁻¹) qui tient compte d'une évolution dans la sélection des variétés les plus productives (méthode de croisement classique). Ces rendements impliquent un bon suivi des cultures et excluent des dégâts dans les plantations (climatiques ou animaux).

Contrairement aux idées véhiculées autour de la culture de jatropha, cette culture montre, comme toutes les autres, des **besoins en fertilisation**. Du point de vue du bilan annuel en macronutriments, une tonne de graines récoltées implique une perte de 14,3 à 34,3 kg_N.ha⁻¹, de 0,7 à 7 kg_P.ha⁻¹ et de 14,3 à 31,6 kg_K.ha⁻¹ (van der Putten *et al.*, 2010). Du point de vue de la conduite d'une culture de jatropha dans sa phase de croissance principale (4 premières années), les besoins en fertilisants sont indiqués (Tableau 36) pour plusieurs types d'amendements organiques (fumiers, vermicompost) et chimiques (bulk, urée). Pour comparaison, les exploitations rencontrées au Kenya pratiquent *a priori* une sous-fertilisation de leurs cultures (Tableau 31) ce qui explique en partie le faible rendement constaté.

La plupart des chercheurs qui ont étudié les projets de déploiement à grande échelle du jatropha soulignent le risque social, écologique et économique qu'ils comportent et recommandent plutôt la tenue de projets à petite échelle (Achten *et al.*, 2010b).

| Filières Biocarburants Extra Européennes | | | Problématiques environnementales principales | | | | | | | Echanges Nets avec l'UE 27 | | |
|--|-----------------|--------------------|--|-------------|--------------|--------------------------|-------------------|--------------|-----------------|----------------------------|----------------------|------------------------------|
| Pays | Type de filière | | Entités de la filière | | | Système socio-économique | Ressources en Eau | Biodiversité | Emissions G.E.S | C.A.S. | Biocarburants (2009) | Produits bruts (2005 - 2007) |
| | Biocarburant | Matières premières | Production | Elaboration | Consommation | | | | | | | |
| [Nom] | [Type] | [Nom] | | | | | | | | | | |
| Argentine | Biodiesel | Soja | +++ | +++ | + | +++ | ++ | +++ | ++ | +++ | 730 | 13890 |
| Etats-Unis | Biodiesel | Soja | +++ | +++ | ++ | + | ++ | ++ | ++ | ++ | 300 | 3035 |
| Indonésie | Biodiesel | Palme | +++ | ++ | + | +++ | + | +++ | +++ | +++ | 130 | 2908 |
| Canada | Biodiesel | Colza | +++ | +++ | +++ | + | ++ | ++ | ++ | ++ | 110 | 141 |
| | | Graisses Animales | +++ | +++ | +++ | + | + | + | + | + | | 0 |
| Malaisie | Biodiesel | Palme | +++ | ++ | + | +++ | + | +++ | +++ | +++ | 100 | 3263 |
| Inde | Biodiesel | Huiles usagées | +++ | ++ | +++ | + | + | + | + | + | 5 | 0 |
| | | Jatropha | +++ | ++ | +++ | +++ | ++ | ++ | ++ | +++ | | 0 |
| Brésil | Biodiesel | Soja | +++ | +++ | +++ | ++ | ++ | +++ | ++ | +++ | 0 | 18708 |
| Colombie | Biodiesel | Palme | +++ | ++ | +++ | ++ | + | ++ | ++ | ++ | 0 | 129 |
| Brésil | Bioéthanol | Canne à sucre | +++ | +++ | +++ | ++ | ++ | ++ | ++ | ++ | 250 | 595 |
| Etats-Unis | Bioéthanol | Maïs | +++ | +++ | +++ | + | ++ | + | ++ | + | 20 | 0 |
| Canada | Bioéthanol | Blé | +++ | +++ | +++ | + | ++ | + | ++ | + | 0 | 1594 |
| | | Maïs | +++ | +++ | +++ | + | ++ | + | ++ | + | | 0 |

Légende

Niveau d'implication national
Fort +++
Moyen ++
Faible +

Echanges avec l'Union Européenne

Echanges de matières premières ou de coproduits
 Echanges de biocarburants

Figure 169 : Synthèse des principales filières biocarburants en interaction avec l'Union Européenne. Filières type sollicitées et évaluation de la criticité des impacts environnementaux locaux majeurs en fonction des situations de production végétales.

5.3 Intégration des indicateurs de sensibilité aux zones de production sollicitées par les filières biocarburants de l'Union Européenne

Dans le chapitre 4, la construction PEC des filières biocarburants à partir des consommations de l'Union Européenne a permis de mettre en évidence l'implication d'un ensemble de zones géographiques distantes extérieures au périmètre de l'Union Européenne.

Dans ce chapitre, une série d'analyses descriptives par examens de situations de productions végétales a été appliquée sur les zones de production (dans la terminologie PEC) majeures identifiées dans le chapitre 4. Ces examens de situations ont permis de mettre en évidence les impacts locaux caractéristiques des productions type mobilisées pour l'élaboration des biocarburants. Ces impacts locaux sont principalement :

- Liés à la conduite de la culture :
 - érosion,
 - émissions de GES,
 - impacts sur la qualité de l'air.
- Liés aux effets concrets des concurrences pour l'usage des sols :
 - dCAS et iCAS,
 - pertes de biodiversité remarquables dans certaines écorégions,
 - modifications du fonctionnement hydrologique local.
- Liés aux situations de développement locales :
 - impacts alimentaires,
 - concurrences sur la main d'œuvre.

Le choix d'étudier ces impacts locaux dans leurs contextes territoriaux a abouti à la production d'une connaissance synthétique de la criticité de ces impacts locaux en fonction des situations rencontrées. Grâce à cette connaissance des situations type de productions végétales dans les zones distantes, nous pouvons évaluer les criticités relatives par type d'impacts locaux, en fonction des zones de productions sollicitées.

Les enseignements techniques et quantitatifs de la démarche PEC et de l'outil déployés dans le chapitre 4 sont complémentaires avec les enseignements descriptifs et quantitatifs des examens de situations de production déployés dans ce chapitre. Sur la base des enseignements et des résultats obtenus grâce à ces deux approches à niveaux d'échelle et de détail imbriqués, nous pouvons proposer une synthèse des filières et des problématiques environnementales locales type sous la forme d'une matrice simple. Cette matrice opère le couplage entre (i) les systèmes techniques mis en jeu, (ii) les flux quantifiés faisant le lien entre les zones de production distantes et la consommation de l'Union européenne, puis (iii) la criticité des impacts environnementaux locaux étudiés dans leurs contextes territoriaux (Figure 169). Toutefois, si les examens de situations de production apportent des connaissances utiles sur les spécificités principales pour chaque situation type :

- ils ne fournissent pas d'évaluations quantitatives d'impacts locaux dans le formalisme des méthodes décrites dans la partie I (*cf* Encadré 3 et modalités de calculs des indicateurs environnementaux en 2.4.2),
- ils ne renseignent pas finement sur les hétérogénéités spatiales à l'échelle des territoires et des zones de production.

Pour rendre compte des hétérogénéités spatiales des territoires étudiés, il devient indispensable d'utiliser des outils qui intègrent explicitement la dimension spatiale à un niveau de détail plus élevé : les Systèmes d'Information Géographique (SIG). Les données utilisées sont alors spatialisées par défaut. De plus, ces outils intègrent nativement des fonctionnalités de base de données. Ceci permet d'intégrer, aux objets géoréférencés dans le SIG, des données qualitatives et quantitatives issues de multiples sources de manière durable. Ces attributs peuvent ensuite être utilisés efficacement dans les analyses spatialisées.

Dans le chapitre 6, nous utilisons de tels outils pour évaluer certains paramètres liés aux CAS pour deux cas d'application distincts. Le premier cas d'application est dédié à la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil. Trois éléments principaux nous ont guidés vers ce choix :

- l'ancienneté et l'ampleur de cette filière qui impliquent que des phénomènes historiques dans l'aménagement des bassins de production de la canne à sucre devraient être visibles,
- la place quasi monopolistique de cette filière dans les importations de bioéthanol de l'Union Européenne,
- l'absence de liens directs entre la production de canne à sucre et d'autres filières complexes comme l'alimentation animale qui simplifie la problématique des iCAS.

Le second cas d'application est présenté comme une illustration des perspectives offertes par le recours aux outils SIG dans les problématiques environnementales liées aux filières biocarburants de nouvelles générations. Ce cas d'application est dédié à une filière vue aujourd'hui comme une des réponses les plus probables à la contrainte de l'usage des sols omniprésente dans les filières G1 et G2 : le biodiesel algal (G3), en France. Nous proposons, dans ce dernier cas, des éléments de méthode permettant de déterminer les couplages possibles, dans le concept d'écologie industrielle, de cette filière avec certains sites industriels existants sur le territoire national (cimenteries). Nous cherchons en particulier à montrer comment les outils SIG se révèlent utiles pour la sélection des sites les moins contraints par leur environnement territorial proche, y compris par la nature des milieux naturels environnants.

6 Analyse spatialisée des filières biocarburants pour l'intégration des impacts locaux

6.1 Analyse spatialisée de la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil

La filière de bioéthanol de canne à sucre au Brésil est la première filière de biocarburant au monde à avoir atteint des dimensions significatives à une échelle nationale (cf 3.3). Le déploiement de cette filière particulière a induit deux phases d'expansion dans les surfaces de canne à sucre cultivées au Brésil (cf 5.1.2). Le choix de cette filière comme cas d'étude est motivé par plusieurs observations :

- le Brésil est le seul pays au monde à pouvoir approvisionner les consommations de bioéthanol de l'Union Européenne à l'horizon 2020 dans des proportions significatives (cf 3.1.2),
- l'analyse spatialisée à l'échelle du réseau P→E de cette filière n'a pas été réalisée à ce jour,
- les entités Production et Elaboration (système PEC, cf 4.3) de cette filière sont exclusivement comprises au sein du territoire national (pas d'importations de bioproduits pour l'élaboration, pas d'importations de bioéthanol pour la consommation),
- l'ancienneté de la filière bioéthanol au Brésil implique qu'une part importante des entités P et E fonctionne actuellement en régime établi.

Dans ces conditions, l'étude de cette filière par une approche spatialisée peut apporter des enseignements importants sur les relations spatiales entretenues entre zones de productions et unités d'élaboration. L'aspect spatialisé de cette approche présente l'intérêt d'être adapté à l'analyse des couplages spatiaux existants, pour des phénomènes statiques comme pour des phénomènes dynamiques. Ainsi, nous cherchons à mettre en œuvre une méthodologie permettant au final de mettre en évidence les zones de production sollicitées dans leurs contextes réels.

6.1.1 Objectifs généraux

L'étude du déploiement territorial des filières de bioéthanol de canne à sucre a pour but de préciser les modalités du déploiement de ces filières ainsi que les incidences de ce déploiement sur l'usage des sols et les CAS qui constituent un vecteur très important dans les impacts environnementaux locaux. Sur ce cas d'application particulier, nous cherchons en priorité à :

- déterminer les zones d'influence des unités d'élaboration,
- étudier la dynamique des zones de culture de la canne à sucre au Brésil,
- déterminer les relations entre zones d'expansion de la canne à sucre et zones d'influence des unités d'élaboration,

Le but de cette démarche est de produire des jeux de données spatialisées, qui permettent de localiser les zones d'études prioritaires pour des évaluations quantitatives détaillées d'impacts locaux.

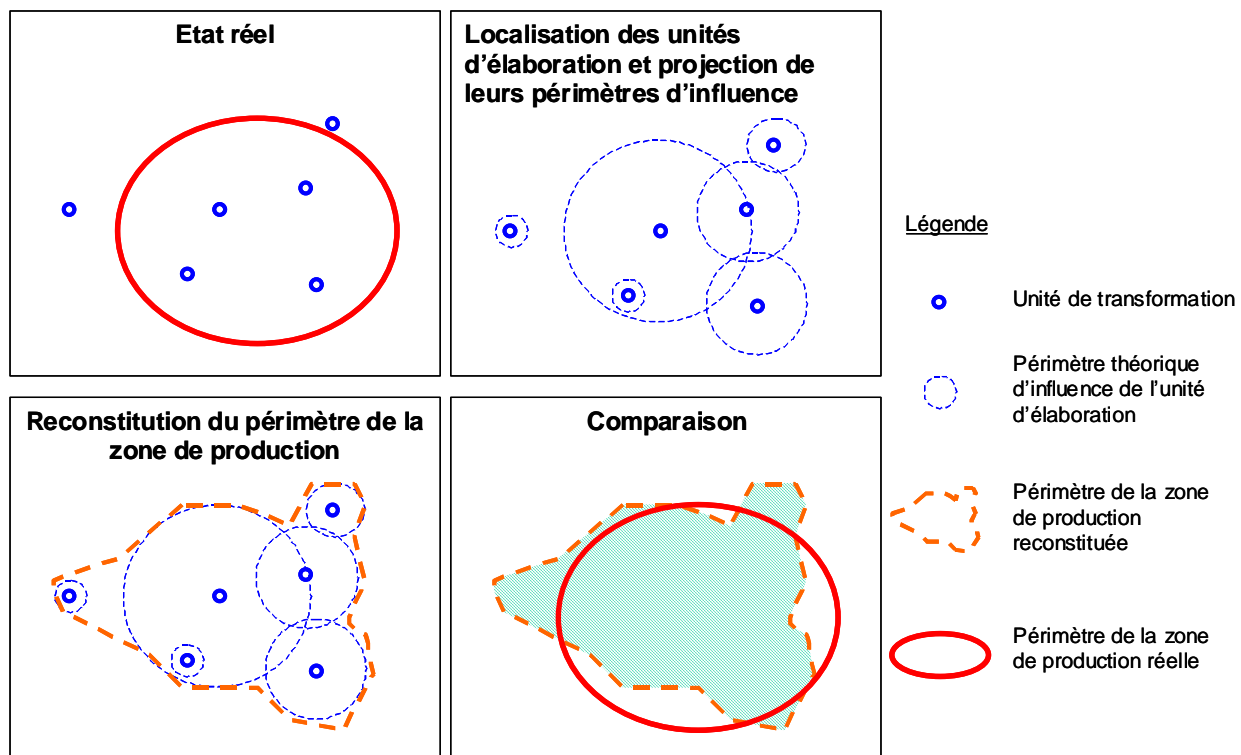


Figure 170: Principe de test de méthodes de localisation des zones de production.

6.1.2 Détermination des zones d'influence de la filière bioéthanol de canne à sucre à partir des unités d'élaboration

L'étude des impacts environnementaux locaux nécessite de pouvoir repérer les surfaces de production végétale qui approvisionnent effectivement les unités et d'évaluer leur superficie utile. Une fois ce repérage connu, il deviendra possible :

- de repérer géographiquement les zones d'impact de l'amont agricole pour identifier les écosystèmes directement affectés,
- de mesurer le niveau d'emprise de l'usage bioénergie sur l'ensemble d'une zone de production (par exemple, en proportion de la surface ou de la production d'une zone plus grande).

Objectifs et principes de la détermination de zones d'influence

Les questionnements principaux, à la base de cette étude, sont les suivants :

- existe-t-il des zones d'influence identifiables, ou bien l'approvisionnement vient-il, d'une large partie du territoire de façon plus diffuse ?
- La relation entre une unité et son aire d'approvisionnement, pour une production donnée, suit-elle un schéma reproductible ?
- Peut-on évaluer statistiquement le rayon d'approvisionnement des unités existantes ?

L'objectif principal est d'élaborer une méthodologie d'analyse spatiale permettant de définir, de tester et de valider des approches simplificatrices réutilisables pour les filières basées sur l'éthanol de canne à sucre. Cette recherche est construite autour d'un questionnement principal : « Comment peut-on intégrer l'emprise spatiale réelle des filières dans les outils d'analyse non spatialisés de type ACV ? ». Nous focalisons ici notre attention sur les entités Production et Elaboration puisque l'entité de Consommation est par nature moins susceptible d'entretenir des relations spatiales fortes avec le restant de la filière (cf 4.3). Le choix principal est d'étudier, dans une situation réelle, le couplage entre l'implantation des unités d'élaboration de bioéthanol et la localisation des zones de production de canne à sucre dédiées à l'approvisionnement de ces unités. **Nous supposons en première approche que l'existence d'une unité d'élaboration exerce une influence sur les zones alentour.** Cette hypothèse est basée sur des éléments technico-économiques rationnels observés lors de l'implantation d'industries ou inversement lors de l'implantation de nouvelles cultures agricoles dans une zone particulière. Pour l'implantation d'une unité vis-à-vis des zones de productions existantes, les éléments principaux en faveur d'une proximité à la production sont :

- une réduction des coûts d'approvisionnement (charges de transport, disponibilité, ...),
- une plus grande maîtrise de l'approvisionnement qui en accroît la fiabilité,
- une possibilité de développer des relations privilégiées avec les producteurs (contrôle de la qualité du produit, des pratiques agricoles, demandes spécifiques possibles).

Pour l'implantation de productions agricoles (par CAS ou par changement de rotations) vis-à-vis des unités existantes, les éléments principaux en faveur d'une proximité à un débouché industriel sont :

- une garantie de vente des productions déterminante dans le choix des assolements,
- une réduction des coûts d'acheminement, en particulier pour les productions dont le prix de vente à la tonne est faible avant transformation,
- une possibilité de développer des interactions importantes avec l'industrie (fourniture d'intrants, disponibilité d'engins spécialisés, appui technique, ferti irrigation, ...).

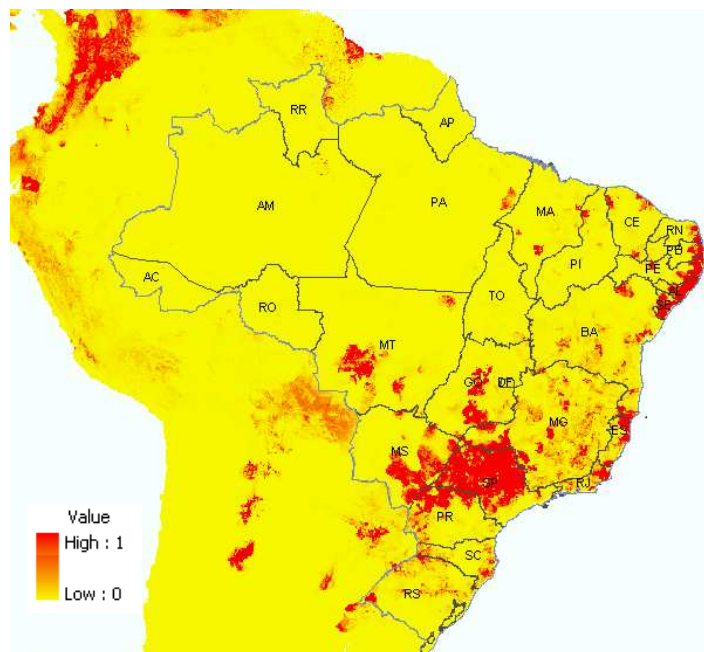


Figure 171 : Distribution spatiale des densités de cultures de canne à sucre en 2000. Focus sur le Brésil. Source : Issu de (Ramankutty et al., 2008).

| Etats | Unités par Etats | | E [n%] | D [n%] | NE [n%] | ND [n%] |
|---------------------|------------------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|
| | [n] | [%Brésil] | | | | |
| São Paulo | 218 | 35% | | | | |
| Minas Gerais | 68 | 11% | | | | |
| Goiás | 65 | 11% | | | | |
| Paraná | 46 | 7% | | | | |
| Mato Grosso | 44 | 7% | | | | |
| Mato Grosso do Sul | 38 | 6% | | | | |
| Pernambouc | 29 | 5% | | | | |
| Alagoas | 25 | 4% | | | | |
| Bahia | 13 | 2% | | | | |
| Rio de Janeiro | 12 | 2% | | | | |
| Paraíba | 10 | 2% | | | | |
| Rio Grande do Sul | 9 | 1% | | | | |
| Espírito Santo | 7 | 1% | | | | |
| Ceará | 6 | 1% | | | | |
| Maranhão | 5 | 1% | | | | |
| Sergipe | 5 | 1% | | | | |
| Rio Grande do Norte | 4 | 1% | | | | |
| Piauí | 3 | 0% | | | | |
| Santa Catarina | 3 | 0% | | | | |
| Tocantins | 3 | 0% | | | | |
| Acre | 2 | 0% | | | | |
| Amazonas | 2 | 0% | | | | |
| Pará | 2 | 0% | | | | |
| Total | 619 | | | | | |

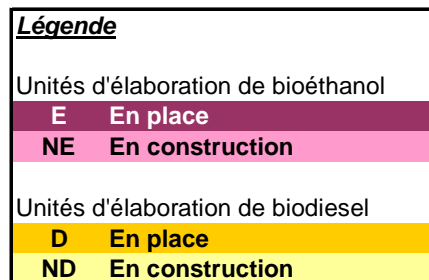


Figure 172 : Liste des unités d'élaboration de bioéthanol au Brésil recensées dans 23 états en 2010 selon l'UDOP. Source : Localisation des unités selon les données issues de UDOP (2011), (www.udop.com.br, consulté le 31/01/2011).

Ainsi, nous supposons par extension qu'il existe des zones d'influence particulières à l'échelle de l'entité d'Elaboration de la filière. Le principe de base proposé pour déterminer ces zones d'influence est illustré dans la Figure 170. Les résultats attendus sont la comparaison de la surface cultivée capturée par la méthode appliquée et les surfaces cultivées existant dans le pays. Les périmètres d'influence des unités sont assimilés à un cercle centré sur l'unité et peuvent être calculés selon deux variantes :

- rayon proportionnel à une quantité variable propre à l'unité (capacité d'élaboration, production annuelle, ...),
- rayon fixé arbitrairement non dépendant des caractéristiques des unités.

La méthode qui semble *a priori* la plus cohérente est celle qui fait intervenir une variable caractérisant chaque unité d'élaboration individuellement. Toutefois, cette méthode suppose de disposer des paramètres requis pour chaque unité. Ne disposant pas exhaustivement des paramètres propres à chaque unité, nous choisissons dans une première approche la seconde méthode.

Matériel disponible

Afin de mettre en œuvre la méthode de détermination des zones d'influence, une recherche approfondie a été menée sur deux objets principaux : les unités d'élaboration de bioéthanol et la culture de canne à sucre au Brésil. Dans cette recherche, un intérêt particulier a été porté sur l'existence de données spatialisées, ainsi que sur les moyens de spatialiser ces données. A l'issue de cette recherche, les principales sources identifiées pour la filière bioéthanol du Brésil sont l'Union des Producteurs de Bioénergies (União dos Produtores de Bioenergia, UDOP) et l'Union des Industries de la Canne à sucre (União da Indústria de Cana-de-açúcar, UNICA). Les données plus généralistes de GBC peuvent être utilisées pour compléter la localisation des unités. Au terme de cette recherche, les données retenues concernant la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil sont principalement :

- des données de production par état et pour une centaine d'unités d'élaboration (UNICA),
- des données descriptives sur les unités d'élaboration de bioéthanol (UNICA, GBC),
- des données concernant la localisation des unités d'élaboration de bioéthanol (UDOP, GBC),
- des données spatialisées de production de canne à sucre pour l'année 2000 (M3 Cropland),
- des imageries satellitaires conventionnelles (GoogleEarth®, images en couleurs vraies).

L'exploitation par synthèse et par recoupements de ces données peut en premier lieu fournir des éléments statistiques descriptifs et quantitatifs. Il est possible de quantifier les productions annuelles de canne à sucre et de ses produits dérivés, ainsi que de dénombrer les unités d'élaboration et d'analyser leur répartition par état (*cf* 5.1.2).

Les données de la base « M3 Cropland » (Ramankutty *et al.*, 2008) sont très utiles dans ce travail. Cette base de données propose une cartographie des densités de cultures pour 175 cultures primaires dont la canne à sucre. La cartographie pour la canne à sucre (Figure 171) est présentée par cellules de 5*5 minutes (~10*10 km), ce qui lui confère une précision acceptable pour ce travail. Dans cette cartographie, les cellules contiennent une valeur de densité. Cette densité correspond à la surface de canne à sucre récoltée dans la cellule divisée par la surface totale de la cellule. Ces données sont construites à partir de données d'enquêtes et d'imageries satellitaires. **La construction de ces jeux de données est donc totalement indépendante des données concernant les unités d'élaboration.**

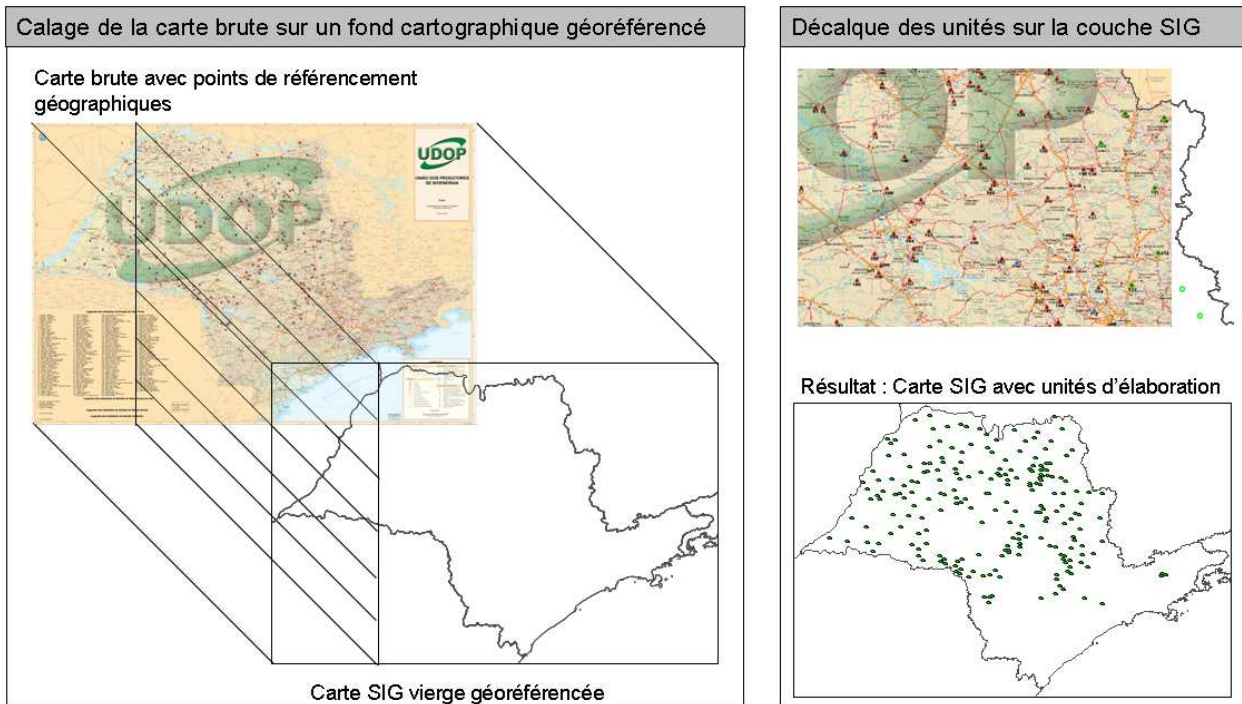


Figure 173 : Illustration du processus de géoréférencement des unités d'élaboration de bioéthanol d'après les cartographies de l'UDOP. Exemple sur l'état de Sao Paulo. Ce processus a été appliqué pour les 23 états du Brésil.

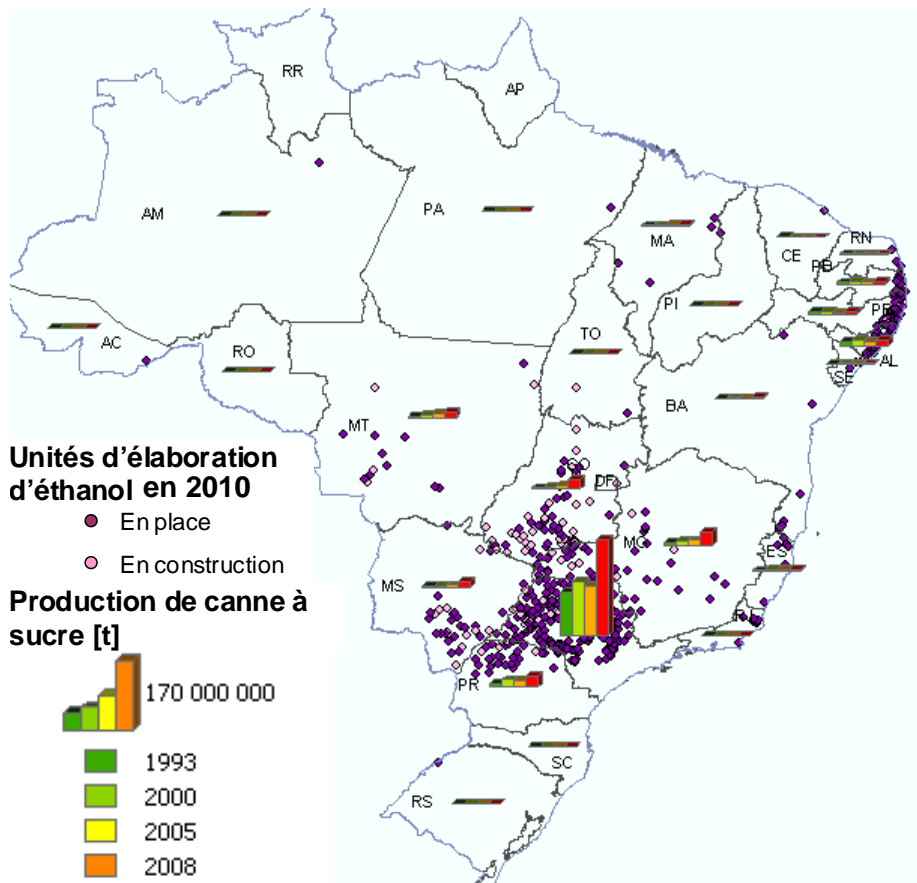


Figure 174: Résultats de la géolocalisation des unités de bioéthanol au Brésil recensées par l'UDOP en 2010. Evolution des productions de canne à sucre par état entre 1993 et 2008. Source : Localisation des unités d'après UDOP (2011), données de productions issues de UNICA (2011).

En revanche, les données concernant les unités d'élaboration ne sont pas spatialisées. Cela ne permet pas directement de constituer une image du déploiement territorial des filières de bioéthanol de canne à sucre au Brésil. Pour atteindre cet objectif, il est indispensable de procéder à la spatialisation des unités d'élaboration de bioéthanol. L'ensemble des étapes suivantes dans ce travail nécessite l'emploi d'un outil SIG. L'outil utilisé ici est ArcMap® développé par ESRI©.

Spatialisation des unités d'élaboration de bioéthanol

La spatialisation des unités d'élaboration de bioéthanol est réalisée en suivant ces séquences logiques :

- recensement des unités et consolidation du recensement,
 - spatialisation des unités d'élaboration dans un format exploitable par l'outil SIG,
 - vérification et consolidation de la spatialisation des unités par recoupements.
- Recensement consolidé des unités d'élaboration de bioéthanol au Brésil

Le recensement des unités d'élaboration de bioéthanol au Brésil est facilité par les organisations professionnelles impliquées dans le secteur sucrier au Brésil, ou dans le secteur énergétique. Pour le Brésil, l'UDOP fournit une liste associée à la cartographie des unités d'élaboration biodiesel et bioéthanol actuellement implantées dans chaque état séparément. Le recensement de ces unités est comparé au recensement fourni par la source GBC. Il existe quelques différences entre les deux sources qui concernent principalement les unités en projet. Pour les unités existantes, les deux sources présentent des résultats proches. Ces similitudes confortent la cohérence du recensement des unités existantes. Pour la suite du travail, seule la source UDOP est conservée pour effectuer le processus de spatialisation des unités d'élaboration dans un format exploitable par l'outil SIG. La source GBC, moins précise, ne permet pas de localiser les unités. A cette étape, les unités recensées à partir de l'UDOP sont listées dans la Figure 172 qui illustre leur répartition par état. Les unités de biodiesel sont indiquées ici à titre informatif. Ceci permet de constater qu'à l'échelle des états du Brésil, il existe des tendances marquées dans la nature des filières biocarburants en place. Ces unités de biodiesel sont logiquement exclues de l'analyse dans la suite du travail.

- Spatialisation des unités d'élaboration dans un format exploitable par l'outil SIG

Dans un premier temps, la spatialisation des unités est réalisée à partir de cartographies au format image fournies par l'UDOP. L'UDOP fournit ces cartographies pour les 23 états du Brésil possédant des unités d'élaboration (http://www.udop.com.br/index.php?item=mapa_bra, consulté le 31/01/2011). Le travail est alors purement cartographique, et consiste à géoréférencer la carte fournie, puis à recenser les unités sous forme de points dans une couche SIG vierge et géoréférencée. Ce processus est illustré dans la Figure 173. Ce travail est fastidieux et ne peut pas réellement être automatisé (cela constitue une difficulté pour les mises à jour), mais il apporte une précision équivalente à la carte d'origine si suffisamment de points d'ancrage ont été trouvés sur celle-ci. Ainsi, **620 unités ont été localisées** (Figure 174). En tenant compte des distorsions de la carte d'origine dues à son géoréférencement et de l'imprécision des marques (triangles pleins) qui matérialisent les unités sur la carte d'origine, l'erreur maximum générée est d'environ 5 km. Cette précision est suffisante pour produire des calculs à l'échelle des zones d'influence dont l'étendue est comprise entre 100 et plus de 1000 km.

- Vérification et consolidation de la spatialisation des unités par recoupements

Dans un deuxième temps, une phase de consolidation des données est mise en œuvre. Les cartographies de l'UDOP indiquent de manière indifférenciée des localisations réelles et des localisations approximatives (ville ou village le plus proche) pour les unités d'élaboration. Ces approximations engendrent des imprécisions qui peuvent être supérieures à l'imprécision due au processus de spatialisation (~5 km maximum).

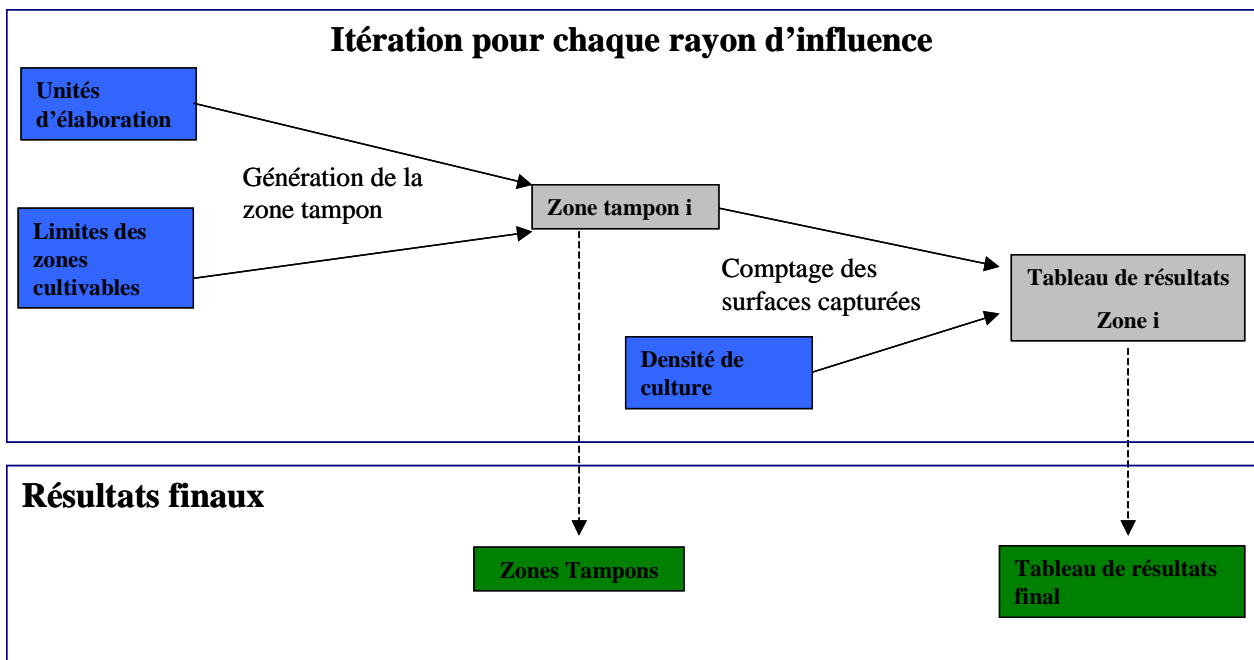


Figure 175: Principe de fonctionnement du modèle géostatistique pour l'étude du couplage entre zones de productions et unités d'élaboration.

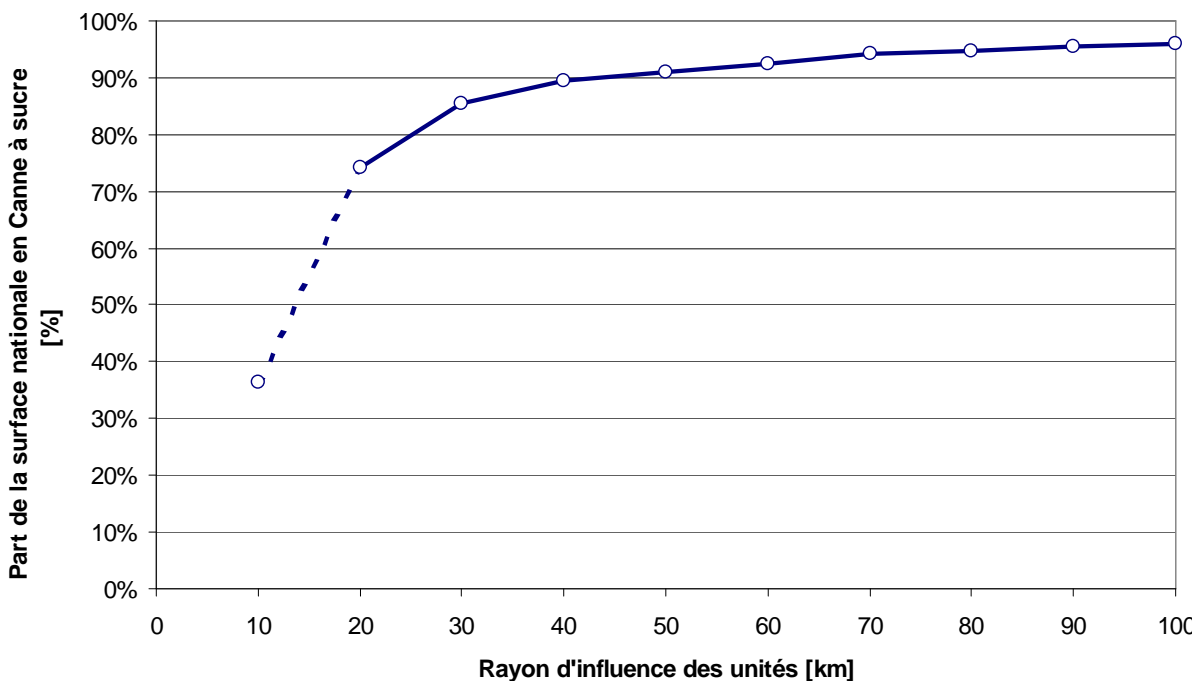


Figure 176 : Pourcentage de surface cultivée en canne à sucre à l'intérieur de la zone d'influence des unités, en fonction du rayon d'influence choisi. Cette zone d'influence est l'union des zones situées autour de chaque unité dans un rayon d'influence imposé. Le domaine de validité estimé comprend les valeurs obtenues pour des rayons supérieurs à 20 km.

Pour atténuer cette source d'imprécisions, une recherche complémentaire de ces unités a été menée sous Google Earth©. 366 unités sur les 429 existantes ont ainsi été localisées (unités non localisées : 30 pour cause d'une image satellite trop ancienne, 33 pour cause d'une image imprécise). L'imprécision dans la localisation estimée via Google Earth est inférieure à 1 km.

➤ Résultats de spatialisation des unités

La Figure 174 présente les résultats de cette spatialisation et les données de production par état pour 4 années. L'état de Sao Paulo (SP) est le plus gros producteur, et possède 218 unités d'élaboration en place (35 % des unités du Brésil), quasi exclusivement en production de bioéthanol. La production de canne à sucre de cet état est largement supérieure à celle des autres. La densité des unités d'élaboration dans cet état augure d'une densité importante de cultures de canne à sucre. Les unités en cours de construction ont tendance à s'étendre au pourtour des zones traditionnelles dans les états possédant déjà un tissu d'unités dense. Pour les autres états, on constate un certain éparpillement des nouvelles unités, *a priori* sans logique marquée.

Construction d'un modèle de calculs géostatistiques

La construction d'un modèle géostatistique adapté à la production de résultats d'analyse des corrélations unités d'élaboration – zones de production **confère une utilité particulière à cette méthodologie**. Ce modèle s'exécute automatiquement et est conçu pour être aisément réutilisable sur d'autres filières. Il utilise directement les fonctionnalités d'automatisation des tâches de l'outil SIG utilisé (ModelBuilder dans ArcMap®). La Figure 175 représente le fonctionnement logique du modèle géostatistique. Les paramètres requis en entrée sont représentés en bleu. Les paramètres requis sont des couches de points localisant les unités d'élaboration, des couches de polygones (limites des zones cultivables) et des couches de raster de type « grille » (densité de culture par cellules de 5*5 minutes) classiquement utilisés dans les outils SIG. Par conséquent, il est possible **d'appliquer ce modèle à toute filière pour laquelle sont connues les densités de culture et la localisation des unités d'élaboration** (les limites cultivables étant optionnelles). Lors de son exécution, le modèle de calculs géostatistiques :

- produit des zones tampon autour des unités d'élaboration géolocalisées : dix zones sont générées au total par pas de 10 km de rayon autour des unités d'élaboration,
- produit des statistiques spatialisées pour chaque zone tampon générée : nombre de cellules, moyenne des densités, surface des zones tampon,
- stocke les résultats obtenus.

A la fin de l'exécution, les éléments générés sont des tables de statistiques, et des couches de polygones pour les zones tampon. **L'analyse des statistiques permet de valider ou d'invalider l'existence de zones d'influence au pourtour des unités d'élaboration. Les couches de polygones permettent de visualiser les zones d'influence et de produire des analyses spatialisées avec d'autres couches thématiques** (biomes, types de sols, habitats naturels, systèmes hydrographiques, ...).

Résultats obtenus pour la détermination des zones d'influence de la filière de canne à sucre au Brésil

➤ Validation de l'existence de zones d'influence à partir des unités d'élaboration

Dans un premier temps, nous cherchons à valider l'existence de zones d'influence exercées au pourtour des unités d'élaboration. Pour vérifier qu'il existe une corrélation spatiale significative entre les zones d'influence générées et les cultures de canne à sucre, deux types d'analyses se complètent. En première approche, **l'inspection visuelle** des zones d'influence superposées aux cultures de canne à sucre (Figure 177) **permet de constater que ces zones d'influence recoupent bien les zones denses en canne à sucre.**

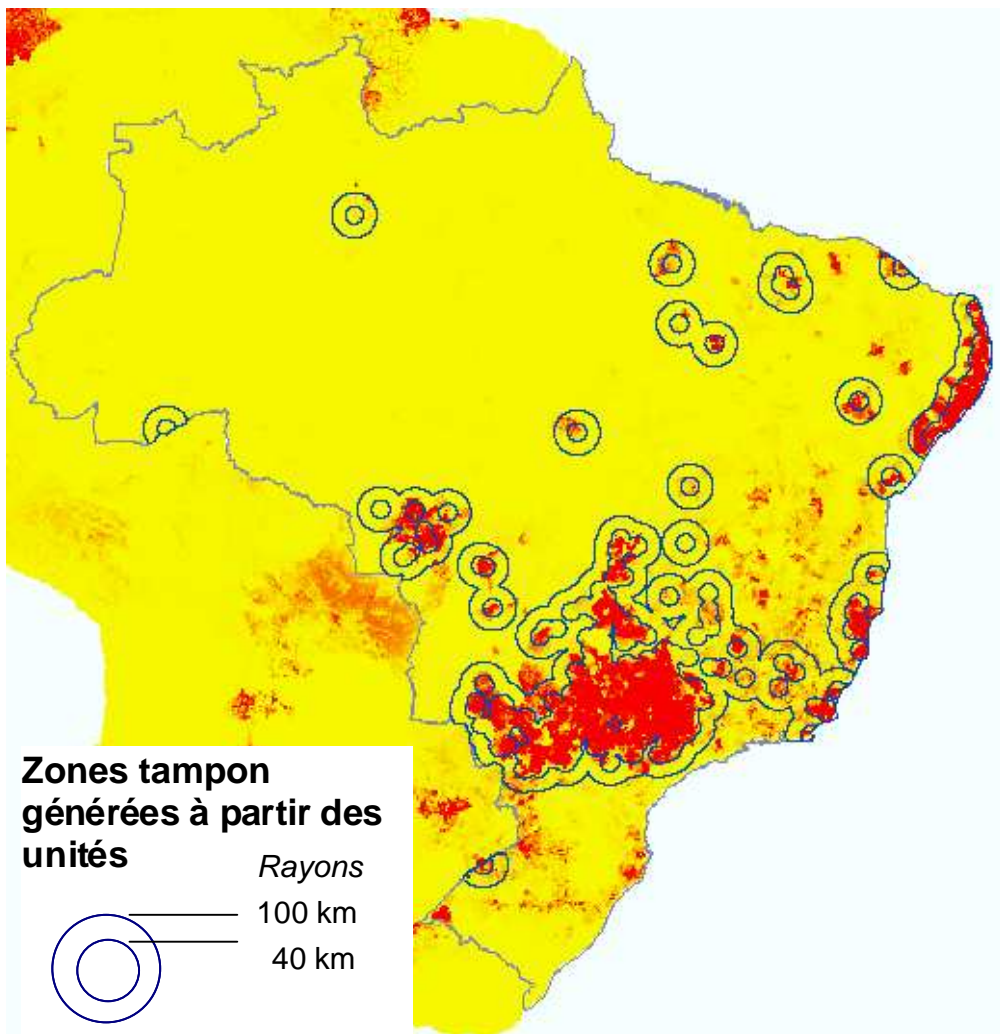


Figure 177: Zones tampons générées à partir des unités de production en 2010 superposées aux densités de cultures de canne à sucre en 2000. La figure met en évidence les zones impactées par l'expansion du nombre d'unités en fonctionnement entre 2000 et 2010 (aires nouvelles, extension des aires existantes).

Pour valider cette observation sur des critères quantitatifs, nous utilisons les statistiques spatialisées générées par le modèle de calcul. Le test appliqué consiste à comparer la surface de canne à sucre capturée dans l'ensemble des zones d'influence aux surfaces totales de canne à sucre du Brésil. Pour cela, le rapport entre la surface capturée et la surface totale de canne à sucre au Brésil est calculé pour chaque rayon imposé. La Figure 176 présente l'évolution de ce rapport en fonction du rayon d'influence imposé aux unités d'élaboration. La courbe obtenue présente un net point d'inflexion situé aux alentours du rayon imposé de 20 km. A 40 km des unités, les zones tampon générées cumulent 90 % de la surface totale en canne à sucre. Entre 40 et 100 km, le gain supplémentaire n'est que de 7%. **Cette évolution montre qu'il existe une corrélation spatiale nette entre les cultures de canne à sucre et les unités d'élaboration. L'existence de zones d'influence marquées est donc validée dans le cas de la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil. Dans ce cas d'application, le rayon d'influence nominal pour une unité de bioéthanol au Brésil est inférieur à 40 km, il peut être estimé entre 20 et 30 km.**

➤ Analyse spatiale des zones d'influence identifiées

Dans un second temps, nous analysons les données spatialisées (Figure 177) afin de déterminer les bassins de production de canne à sucre identifiés par les zones d'influence générées. Ces bassins de production sont ici définis comme une zone plus large qui intègre les zones d'influence nominales (rayon de 40 km). Les zones générées avec un rayon de 100 km apportent une bonne délimitation des principaux bassins de production. L'observation de ces zones montre qu'il existe deux types de bassins de production :

- Les bassins des zones traditionnelles de la canne à sucre (Sao Paulo et zones côtières),
- Les bassins des zones nouvelles pour la canne à sucre (Mato Grosso, et unités isolées dans le Nord du pays).

Ces deux types de bassins sont différents à plusieurs égards. Les bassins des zones traditionnelles hébergent des densités importantes de canne à sucre, et entretiennent une dynamique d'intensification (augmentation du nombre d'unités, augmentation des productions et des surfaces de canne à sucre). Ces bassins sont situés pour une grande partie sur des zones fortement anthropisées. Les autres bassins représentent des zones d'expansion moins anciennes, voire récentes. Ces bassins sont principalement situés dans zones faiblement anthropisées. Il serait opportun d'évaluer la dynamique d'expansion dans ces zones.

Discussions sur les résultats obtenus

○ Précision des données

Dans ce calcul, les cellules de la cartographie des cultures de canne à sucre ont une dimension unitaire de 10*10 km, la précision du positionnement des unités est au moins de 5 km, tandis que les rayons d'influence testés mesurent de 10 à 100 km. Dans les deux premières itérations (rayons de 10 km, puis 20 km), la précision des cellules de la cartographie des cultures de canne à sucre est pénalisante. Au-delà, l'effet d'imprécision dû à la taille des cellules devient négligeable. Les résultats de cette mesure sont donc jugés valides pour des rayons d'influence supérieurs à 20 km.

○ Analyse statique d'un phénomène dynamique

Dans cette analyse statique, deux phénomènes dynamiques sont évalués : l'implantation des unités d'élaboration et l'implantation des cultures de canne à sucre. Les données sur la canne à sucre limitent l'application de cette méthode à l'année de référence 2000. Les unités d'élaboration recensées sont représentatives de l'année 2009 (début 2010). Les unités en construction ont été exclues de l'analyse. Toutefois, le décalage dans les années de référence pour la canne à sucre et les unités en place est significatif. Ce décalage temporel est surtout influent dans les bassins de production récents. Les bassins de production traditionnels forment un tissu compact d'unités dont la densification n'influe pas nettement sur la forme finale de la zone d'influence. Les bassins de production récents sont tous situés sur des zones incluant déjà de la canne à sucre en 2000. Toutefois, ils incluent des surfaces en canne à sucre parfois relativement faibles. Dans ces cas particuliers on observe soit des zones d'opportunité d'implantation pour les unités (zone de culture de canne à sucre dépourvue d'unité d'élaboration), soit un déphasage temporel entre la mise en place d'une unité d'élaboration et les mises en culture aux alentours. Les aspects de dynamique territoriale seront abordés plus en détail dans la section 6.1.3.

○ Analyse du rapport zone d'influence / surfaces nationales en canne à sucre :

Le rapport zone d'influence / surfaces nationales en canne à sucre a permis de valider l'existence de zones d'influence. Toutefois, ce rapport montre aussi qu'une petite proportion des surfaces de canne à sucre (~3% des surfaces du pays) est située hors des bassins de production. Cette proportion est dédiée à des usages plus locaux et traditionnels de la canne à sucre. Ce résultat n'invalide pas la méthodologie proposée.

En revanche, dans le cas d'une analyse séparée par bassin de production, il faudrait définir les surfaces de comparaison (ici les surfaces totales dans le pays) de manière plus appropriée. Une des pistes consiste à comparer les résultats aux bassins de production étendus, définis par un rayon imposé de 100 km autour des unités.

Conclusions

L'application de la méthodologie proposée pour déterminer les zones d'influence s'est révélée efficace dans le cas de la filière bioéthanol du Brésil. Dans un premier temps, nous avons pu **valider l'existence de ces zones d'influence grâce aux statistiques spatialisées** calculées par le **modèle géostatistique** élaboré. Nous avons pu démontrer que la méthode simplifiée consistant à imposer des rayons d'influence sans regard des caractéristiques des unités ne provoquait pas de biais majeurs. Ainsi, nous pouvons retenir, sans recours à l'arbitraire, un **rayon nominal estimé entre 20 et 30 km, réutilisable dans les analyses de type ACV pour prendre en compte les distances de transport entre entités de Production et entités d'Elaboration**. Ce rayon nominal est valide à l'échelle de la filière de bioéthanol au Brésil.

Dans un second temps, ce modèle a produit les éléments cartographiques permettant d'**identifier des bassins de production** dérivés des zones d'influence. Ces bassins de production montrent des différences marquées, aussi bien dans leur structuration spatiale (faible densité d'unités vis-à-vis des zones traditionnelles) que dans leur situation territoriale.

Cette méthode peut être appliquée à n'importe quelle filière si les données requises sont disponibles. Le choix de la détermination et de la construction de zones d'influence présente des avantages majeurs. Ces zones d'influence :

- sont des objets simples à manipuler (recoupement avec d'autres couches thématiques en SIG),
- peuvent être établies à partir du positionnement des unités d'élaboration,
- permettent de s'affranchir des données spatialisées de production culturelle très difficiles à obtenir.

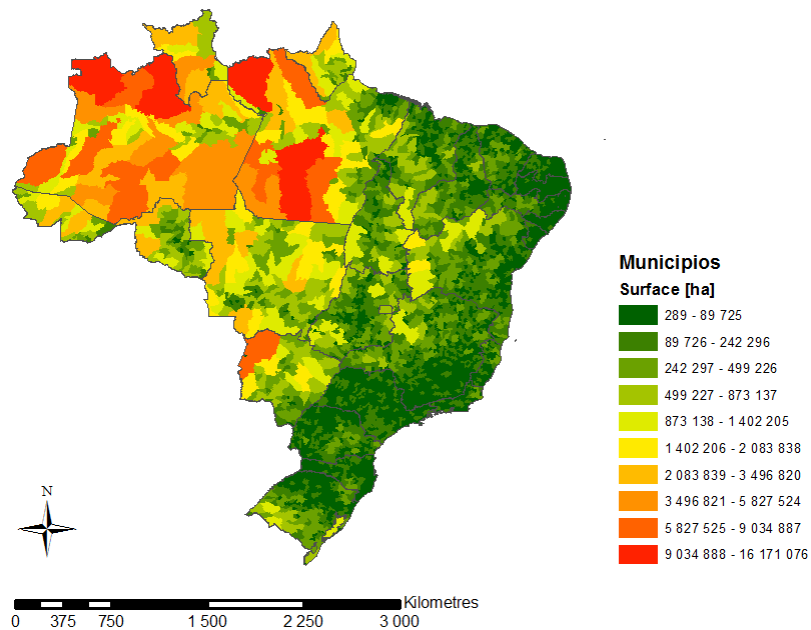


Figure 178 : Surface des *municípios* au Brésil en 2009. Source : IBGE, 2012.

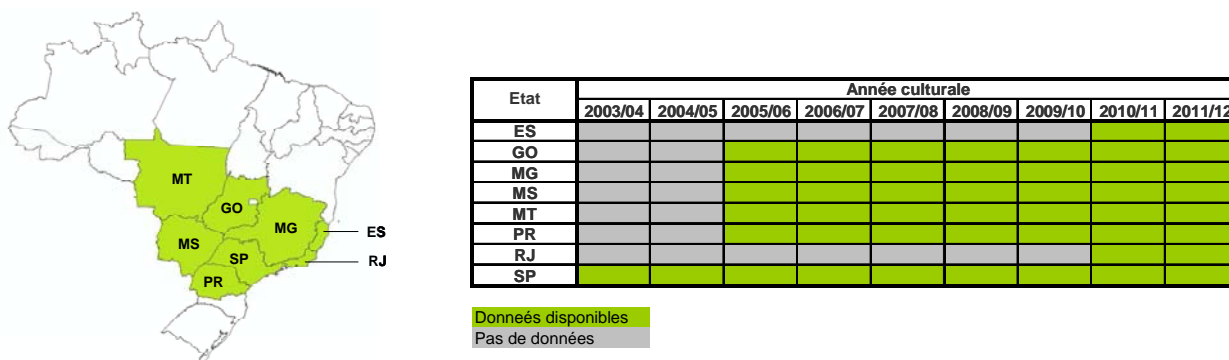


Figure 179 : Disponibilité des données du projet CANASAT par état. Source : CANASAT, 2012 (<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/index.html>, consulté le 01/02/2012).

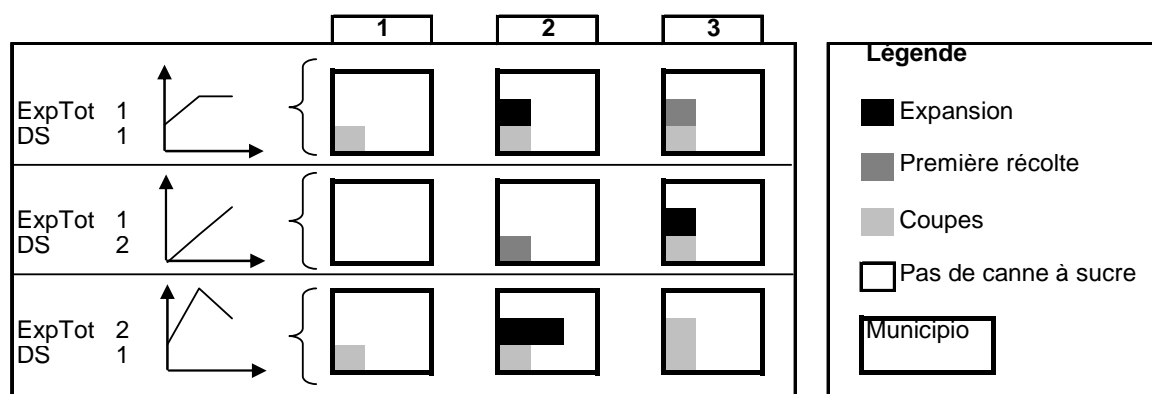


Figure 180 : Illustration de différents cas d'expansion et de variation de surface de canne à sucre dans un *município* sur une période de 3 ans. Les valeurs d'expansion totale (ExpTot) et de variation de surface en canne à sucre (DS) sont données pour indications. Ces cas sélectionnés ne sont pas représentatifs de l'ensemble des cas possibles.

6.1.3 Dynamiques de la culture de canne à sucre à l'échelle des *municípios*

Les municípios au Brésil

« Le Brésil est un pays-continent de 8,5 Mkm² dans lequel la question des distances est omniprésente : 15000 km de frontières terrestres et 7600 km de côtes » (Waniez, 2002). Les *municípios* au Brésil correspondent à un périmètre administratif comparable à un niveau intermédiaire entre commune et canton en France. La particularité de ces découpages administratifs est de présenter une forte disparité dans la taille moyenne par état directement héritée des hétérogénéités dans le peuplement de cet immense territoire. La taille de ces entités est en effet inversement proportionnelle au taux d'urbanisation. Ainsi, dans les états très peuplés, tel que Sao Paulo, les *municípios* sont de l'ordre de la dizaine de km² tandis que dans les états très peu peuplés comme les états d'Amazonie légale, ils peuvent atteindre 100000 km². Par conséquent, toute analyse quantitative basée sur un niveau de précision dépendant des *municípios* doit tenir compte de ces fortes disparités (Figure 178). L'autre héritage de l'hétérogénéité de population correspond à une évolution très rapide de ces découpages (3950 *municípios* en 1980, 4560 en 1991 et 5507 en 1997, 5565 en 2009 (Waniez, 2002)). Pour éviter toute erreur, la référence choisie ici est le découpage 2009 pour toutes les données traitées à cette échelle.

Données sur l'expansion de la culture de la canne à sucre

Le projet scientifique CANASAT, conduit par plusieurs acteurs nationaux (Institut National pour la Recherche Spatiale – INPE, Division de Télédétection– DSR, Laboratoire de Télédétection en Agriculture et Foresterie – LAF), a pour objectif d'identifier et de cartographier la culture de canne à sucre dans les états les plus producteurs du Brésil. Dans les données annuelles publiées issues de ce projet (Figure 179), le niveau d'échelle le plus précis est celui des *municípios*. A cette échelle, les données relatent plusieurs types d'occupations par la culture de canne à sucre :

- les surfaces de canne à sucre selon le stade de développement cultural (cf 5.1.2) :
 - les surfaces de canne à sucre récemment implantées et disponibles pour une première récolte (**première récolte**),
 - les surfaces de canne à sucre en production n'ayant pas atteint le stade de la réforme (**coupes**),
 - les surfaces de canne à sucre en fin de production qui ne seront pas récoltées dans l'année en cours (**réforme**),
- les surfaces de canne à sucre implantées sur des terres n'ayant jamais été utilisées pour cette culture (**expansion**).

Au-delà d'un suivi spatio-temporel précis dédié à la culture de canne à sucre, l'intérêt majeur de cette classification est qu'elle permet de différencier l'expansion qui peut correspondre à un CAS et la variation de surface qui correspond à une rotation de culture sur un sol agricole (Figure 180).

Les autres données disponibles à l'échelle des *municípios* sont issues de l'IBGE (Institut Brésilien de Géographie et de Statistiques). Ces données couvrent les productions et les surfaces annuelles de canne à sucre, mais aussi de toutes les autres cultures temporaires. L'IBGE publie en complément les données du recensement agricole (2006) dans lequel la répartition de l'usage des sols est donnée. Ces données sont utiles pour pondérer les productions en fonction des surfaces agricoles disponibles, ce qui permet de s'affranchir des différentiels de taille entre *municípios*.

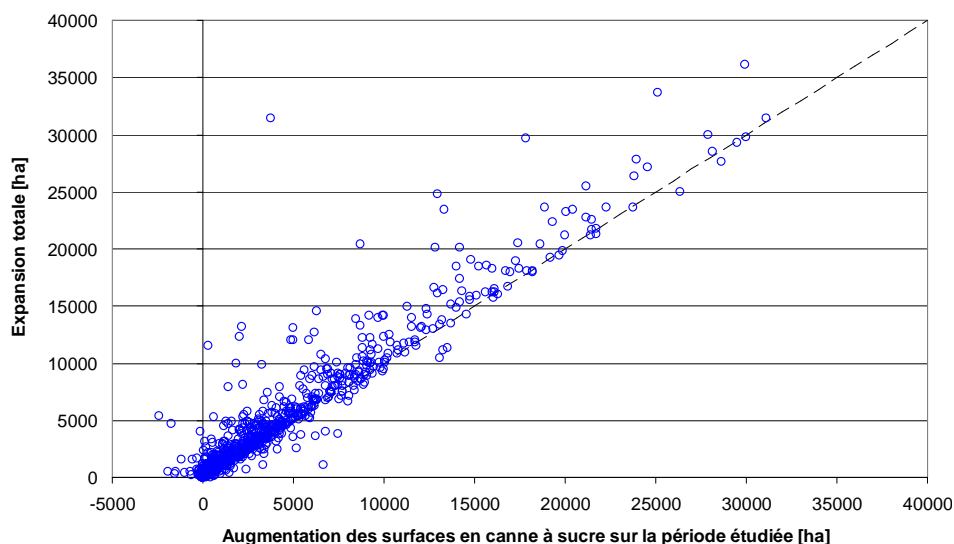


Figure 181 : Relation entre expansion et variation des surfaces en cultures de canne à sucre sur la période 2003 – 2011 à l'échelle des « municipios ». Note : La ligne en pointillé représente un rapport 1 :1 entre expansion et variation de surfaces. Les états d'Espirito Santo (ES) et Rio de Janeiro (RJ) ne sont pas couverts à cette échelle de précision. Source : Données brutes issues de CANASAT, 2012.

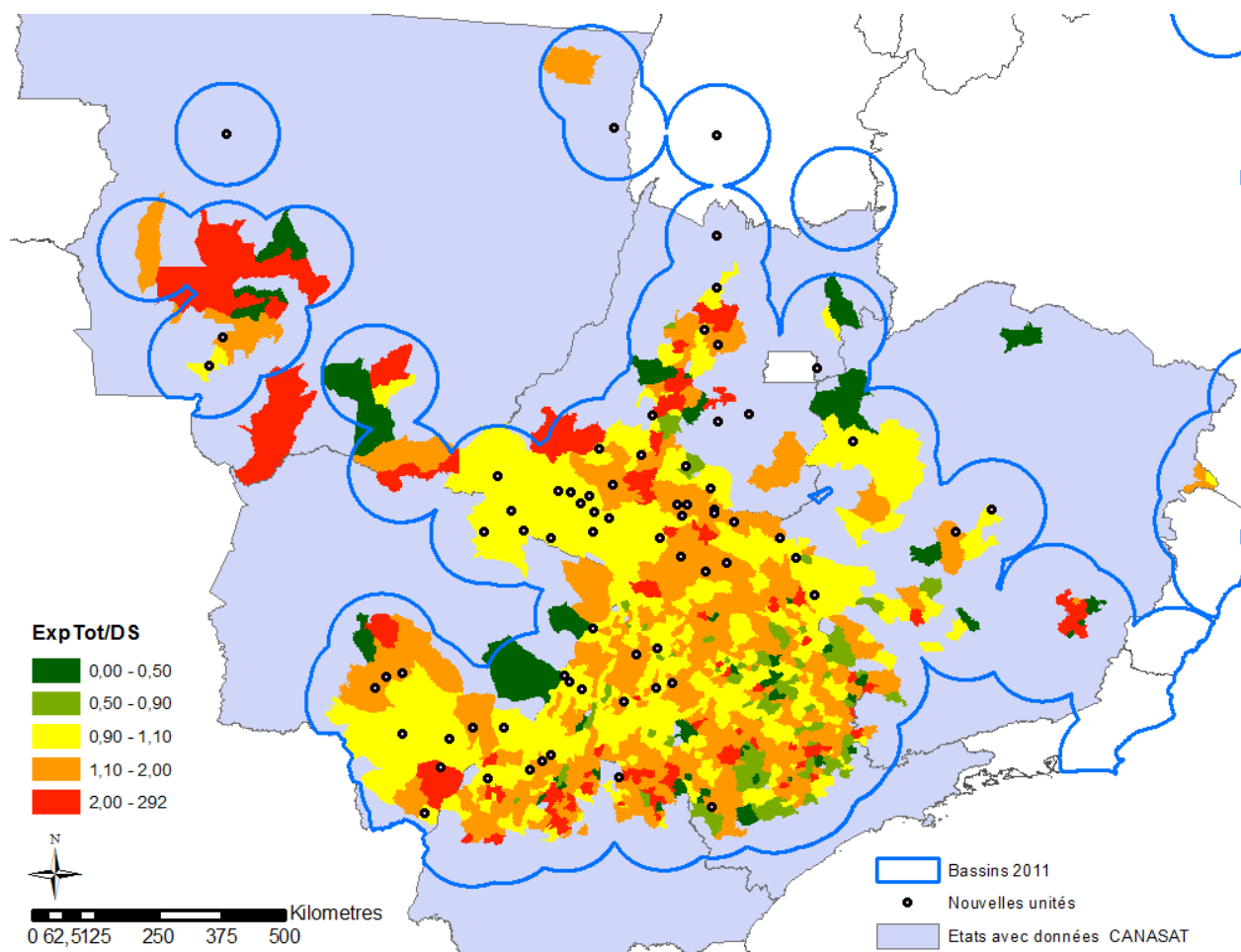


Figure 182 : Résultats spatialisés du rapport entre expansion et variation de surfaces (ExpTot/DS) sur la période 2003 – 2011. Lorsque DS est nul, la valeur de l'indicateur est 0 indépendamment de l'expansion totale. Les bassins sont définis pour un rayon de 100 km depuis les unités d'élaboration. Note : Les surfaces coloriées représentent les *municipios*, pas les surfaces de canne à sucre. Les états d'Espirito Santo (ES) et Rio de Janeiro (RJ) ne sont pas couverts à cette échelle de précision. Source : Données brutes issues de CANASAT (2012).

Indicateurs sur la dynamique des zones d'approvisionnement

La catégorie « expansion » dans ces données permet de quantifier les zones de production qui ont fait l'objet d'une intrusion de la culture de canne à sucre pour la première fois au cours de la période analysée. **Cet indicateur comprend donc à la fois des surfaces de CAS et des surfaces agricoles précédemment mobilisées pour d'autres productions.** Nous choisissons de calculer l'**expansion totale (ExpTot)** pour chaque *município* au cours de la période 2003 – 2011.

Indépendamment, la **variation des surfaces (DS)** de cultures de canne à sucre à l'échelle d'un *município* au cours de la période 2003 – 2011 est mesurée.

Résultats sur les indicateurs sélectionnés

A l'échelle du Brésil, le rapport ExpTot/DS est de 1,185. Ceci implique que 18,5% des surfaces d'expansion ne sont pas stabilisées sur la période 2003 - 2011. Autrement dit, **les CAS potentiellement engendrés par l'expansion sont potentiellement 18,5% plus importants que la variation de surface calculée sur la même période.** Or, DS est généralement utilisé dans le calcul des CAS. **Ceci invalide l'idée généralement admise que les mises en culture pour les bioénergies sont nécessairement stables dans le temps.** Par extension, ceci justifie dans certains cas la prise en compte de la capacité de résilience des écosystèmes impactés par les CAS dans les calculs d'impacts (cf 2.2 et 2.4, Encadré 3 et Encadré 4). Pour valider ou invalider l'hypothèse d'un retour à un usage non agricole après expansion, il faudrait disposer des données d'usage des sols sur toute la période analysée.

A l'échelle des *municípios*, l'analyse de la relation entre expansion et variation des surfaces en cultures de canne à sucre (ExpTot/DS) sur la période étudiée (Figure 181) montre différents cas :

- la stabilité dans le temps de la culture de canne à sucre sur les zones d'expansion n'est pas systématique à l'échelle des *municípios* (ExpTot > DS),
- l'incrément de surfaces se fait sur des zones agricoles ayant déjà servi à la culture de canne à sucre (ExpTot < DS).

Analyse spatialisée des indicateurs sur la dynamique des zones d'approvisionnement

Dans un premier temps, nous cherchons à identifier des différences entre les bassins de production de la canne à sucre. Cette question est motivée par plusieurs différences notables entre les bassins de production existants :

- le différentiel d'ancienneté entre ces bassins peut impliquer des modes de déploiement différents,
- la densité de canne à sucre dans les terres agricoles des *municípios* peut influencer sensiblement la dynamique de ces cultures (plus d'expansion à saturation et inversement).

La cartographie de cet indicateur (Figure 182) montre une différence, confirmée par les statistiques entre :

- le bassin de Sao Paulo (au centre), le plus ancien, dont ExpTot/DS = 1,17,
- le bassin du Mato Grosso (au Nord Ouest), relativement récent, dont ExpTot/DS = 4,10.

Ces résultats permettent de conclure que les surfaces d'expansion pour la canne à sucre dans le bassin du Mato Grosso sont beaucoup moins stables que les surfaces d'expansion dans le bassin de Sao Paulo.

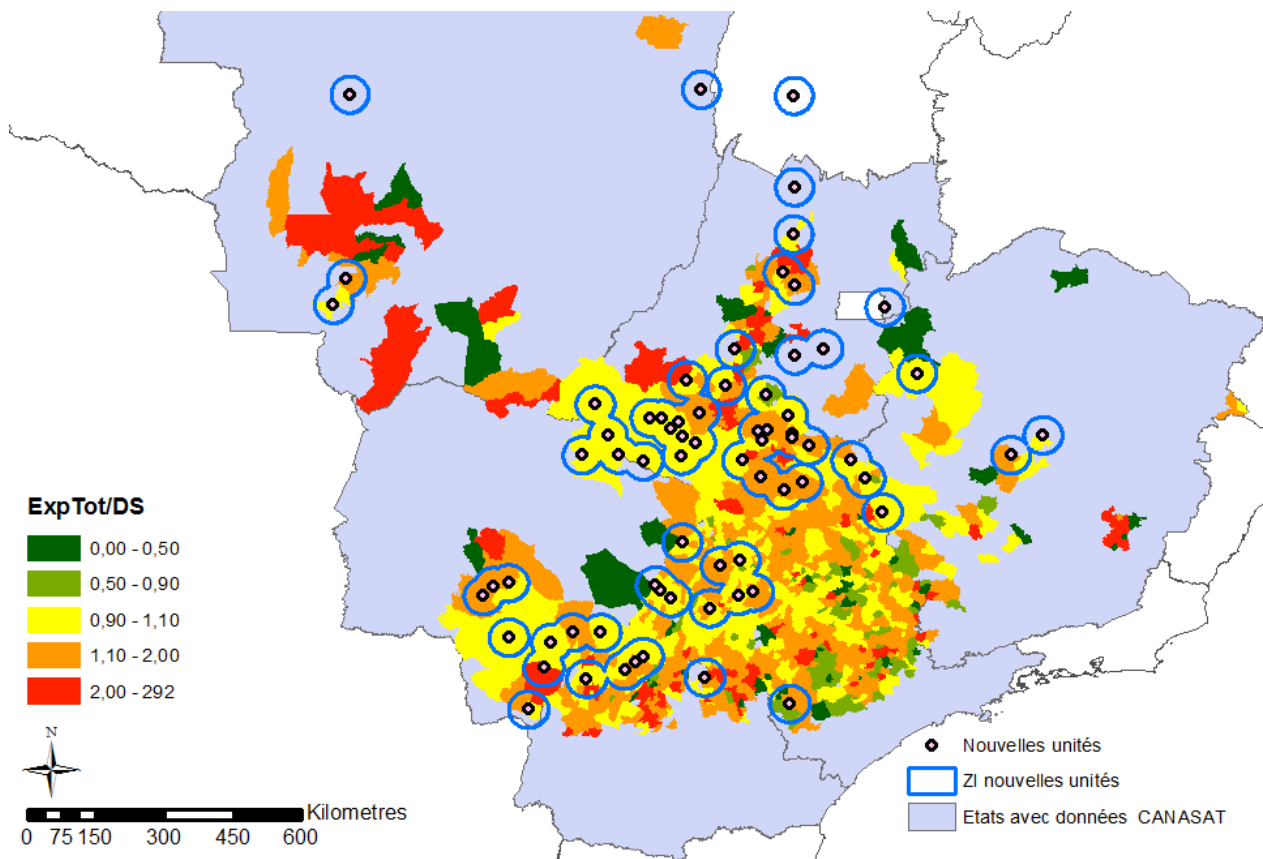


Figure 183 : Projection des zones d'influence des nouvelles unités. Les zones d'influence des nouvelles unités sont projetées dans un rayon de 40 km. Note : Les surfaces coloriées représentent les *municípios*, pas les surfaces de canne à sucre. Les états d'Espirito Santo (ES) et Rio de Janeiro (RJ) ne sont pas couverts à cette échelle de précision. *Source : Données brutes issues de CANASAT (2012).*

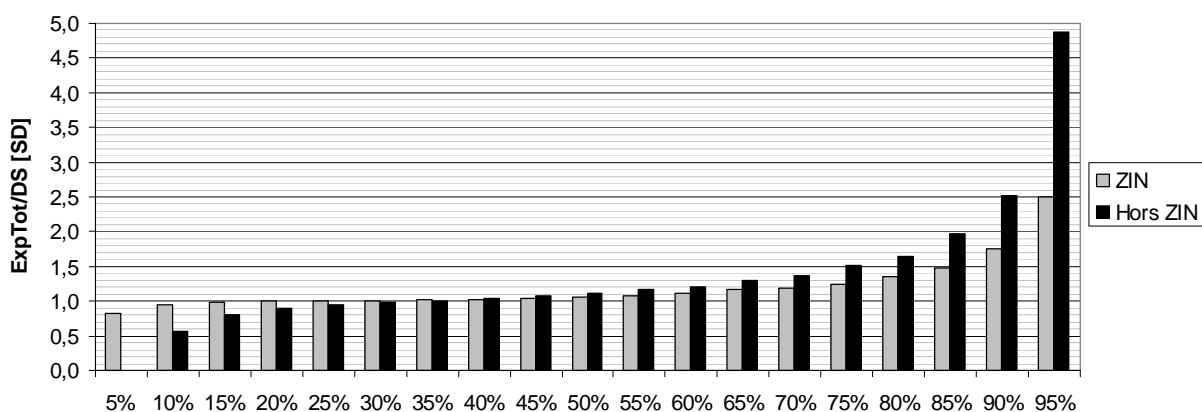


Figure 184 : Distribution des valeurs de l'indicateur ExpTot/DS pour les *municípios* dans les zones d'influence des nouvelles unités d'élaboration (ZIN) ou hors de ces zones d'influence (Hors ZIN). Les valeurs sont données par centiles. *Source : Données brutes issues de CANASAT (2012).*

Ceci peut être lié à plusieurs causes dont celles listées précédemment. Il existe probablement un « effet rendement » au Mato Grosso où les cultures de canne à sucre ne sont pas autant implantées que dans le bassin de Sao Paulo. Ces données ne nous permettent pas de déterminer la cause de ces différentiels, mais elles montrent que les risques de CAS sont plus importants en moyenne au Mato Grosso que dans le bassin de Sao Paulo.

Dans un deuxième temps, nous intéressons à l'effet de l'implantation de nouvelles unités sur l'expansion de la canne à sucre. Nous cherchons à déterminer si les *municípios* situés dans les zones d'influence des nouvelles unités de bioéthanol ont des comportements différents vis-à-vis de l'expansion. Pour ce faire, les zones d'influence sont projetées (Figure 183) pour créer deux échantillons statistiques :

- *municípios* dans la zone d'influence des nouvelles unités (ZIN),
- *municípios* hors de la zone d'influence des nouvelles unités (hors ZIN).

Les résultats statistiques sur ces deux échantillons montrent (Figure 184) :

- une propension apparente plus forte à la stabilité de l'expansion dans les ZIN que hors ZIN ($\text{ExpTot/DS} > 1$ globalement plus faibles dans les ZIN),
- un effet d'aubaine avec des remises en cultures de canne à sucre sur des surfaces ayant déjà reçu des cultures de canne à sucre dans les ZIN ($\text{ExpTot/DS} < 1$ pour le premier quartile dans les ZIN et pour le premier décile hors ZIN).

Enfin d'un point de vue spatial, les nouvelles unités (depuis 2010) sont principalement situées dans la périphérie des zones d'influence, et dans les « couloirs » d'expansion de ces zones. Ces nouvelles implantations tendent à faire fusionner les différents bassins de productions périphériques (Figure 182).

Conclusions

L'analyse menée a permis de montrer que les phénomènes d'expansion sont parfois liés à des déterminismes territoriaux que l'on peut faire ressortir grâce aux analyses spatialisées. Dans le cas de la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil, l'expansion de la canne à sucre :

- n'est pas un phénomène totalement stable dans le temps,
- est relativement stabilisée par la présence d'unités récemment implantées dans les périphéries des bassins de production anciens.

La quantification des CAS doit tenir compte des mécanismes particuliers de l'expansion. En effet, nous avons pu montrer que les variations de surface calculées sur une période peuvent sous-estimer les quantités de CAS engendrées par l'expansion d'une culture bioénergie sur un territoire particulier.

L'analyse du phénomène de l'expansion de la canne à sucre n'aurait pas pu se faire sans les données du projet CANASAT. Une fois encore, les données territoriales ou locales sont des atouts précieux pour améliorer notre compréhension de phénomènes locaux impliqués dans les impacts environnementaux. En revanche, le projet CANASAT ne couvre malheureusement pas tous les territoires de la canne à sucre. Cette lacune est particulièrement dommageable dans l'Amazonie légale où les milieux naturels sont riches, puis dans une moindre mesure sur les zones traditionnelles dans le Nord.



Figure 185 : Sites des cimenteries localisées en France. Source : Image GoogleEarth (à gauche). Les cimenteries ont été localisées à partir de InfoCiment (2011).

6.2 Exemples de problématiques spatiales pour les filières de troisième génération

Les filières de troisième génération (G3) font appel à des technologies de production d'algues microscopiques en conditions confinées et contrôlées. Deux grands types de configurations existent : les étangs ouverts, pouvant par exemple permettre une circulation d'eau permanente (forme des raceways), et les photobioréacteurs (systèmes de tubes ou de panneaux transparents). Vis-à-vis des autres filières biocarburant, ces filières G3 présentent différents avantages dont les plus importants sont une occupation du sol réduite et un captage du CO₂ directement sur le site industriel (cf 1.1.2). Parmi leurs inconvénients, on peut citer les coûts, notamment énergétiques et de fonctionnement (Carlsson *et al.*, 2007). Ces systèmes nécessitent d'injecter de l'air en quantités importantes pour apporter le CO₂ aux algues. Leur productivité est améliorée par l'air enrichi en CO₂. De ce fait, un autre avantage non négligeable est la capacité de ces systèmes à capturer le CO₂ émis par des grands équipements énergétiques, le CO₂ permettant de stimuler la production de biomasse et se trouvant capté dans les produits végétaux.

Il est généralement considéré que, du fait de leur productivité à l'hectare élevée, ces filières posent davantage question sur les ressources nécessaires (eau, CO₂, nutriments,...). Mais à l'inverse, lorsqu'on envisage d'exploiter une source de CO₂ importante, les principales contraintes peuvent devenir la disponibilité des surfaces pour les installations. C'est la question qu'on cherche à aborder, en première approximation, dans cette courte partie exploratoire. Il s'agit de tester si, une fois choisis des sites d'implantation qui sont *a priori* de très bons candidats pour la production d'algues combinée au stockage de CO₂, les contraintes d'implantation sont significatives ou au contraire peu influentes. Le travail rapidement présenté ici constitue une première approche, qui pourra être développée par la suite.

Détermination des sites potentiels pour l'implantation de G3

Le choix des sites se fait sur la base de la disponibilité de deux ressources fondamentales pour la croissance des algues : la chaleur et le CO₂. Les autres éléments fondamentaux dans la croissance des algues (apports solaires, eau) sont considérés disponibles sur tout le territoire étudié. Cette dernière hypothèse pourra faire l'objet d'une discussion, voire aboutir à une modification de la procédure de présélection des sites potentiels, après une première évaluation. Les implantations de G3 dans cette étude se font nécessairement à l'emplacement d'un site industriel préexistant dont la production de CO₂ et les pertes en chaleur résiduelle sont significatives à l'échelle d'une production G3.

Les types de sites industriels retenus en première approche sont les cimenteries et les centrales thermiques classiques. Le choix des centrales thermiques peut être discutable au regard de leur taux d'utilisation en France. Ces sites ne fonctionnent *a priori* que par intermittence, en appoint au réseau de centrales nucléaires. Au final, on ne retient que les cimenteries pour cette étude.

6.2.1 Démarche

Cartographie générale des sites relevés et données du SIG

On établit dans un premier temps la cartographie précise des sites (Figure 185). Le SIG comprend la localisation des cimenteries, ainsi que leurs caractéristiques principales :

- caractéristiques du site : taille, présence d'une carrière,
- données de flux annuels : production de matières premières, de ciment, consommations, émissions de CO₂, *etc.*



Figure 186 : Image aérienne du site de cimenterie localisé. Source : GoogleEarth© (2011).

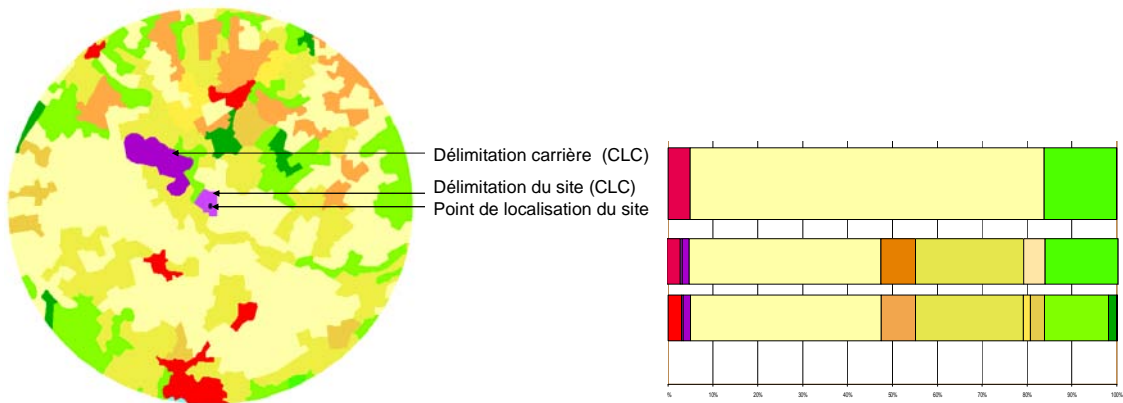


Figure 187 : Projection de la zone de prospection autour de l'unité (à gauche) et répartition des biomes en présence (à droite, en % de la surface totale). Dans cette zone délimitée, il est possible de calculer les surfaces mobilisées par type de biome en présence (classes CLC, niveau de précision de 1 à 3). Le calcul des surfaces est exécuté par l'outil SIG. Source : La répartition des biomes est donnée par CLC (2006).

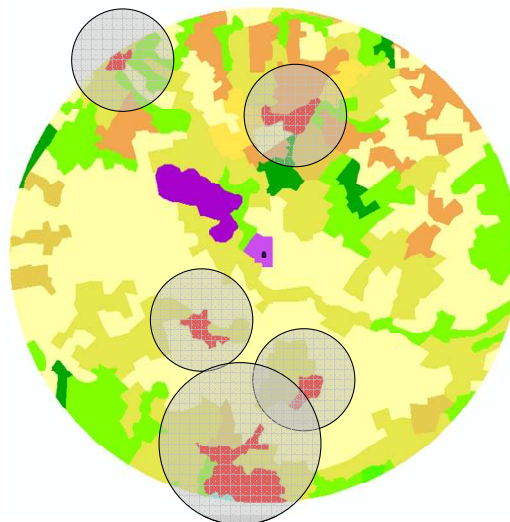


Figure 188 : Création d'aires de protection au pourtour des zones d'habitats.

Caractéristiques des milieux naturels environnants

A partir de la description cartographique, il est possible d'identifier les différents types d'occupation des sols dans une zone définie autour du site cimentier. On utilise pour cela la base de données cartographique Corine Land Cover (CLC), qui renseigne précisément sur les occupations des sols sur tout le territoire. On distingue en particulier :

- les zones anthropisées non déplaçables : zones portuaires, zones industrielles, zones urbaines, zones résidentielles,
- les biomes (obtenus par correspondance avec la base CLC) : cultures agricoles, prairies, zones boisées, plans d'eau.

La topologie du terrain (pentes) n'est cependant pas renseignée. *A priori* sur des grands sites aménagés d'extraction de matières premières et de première transformation industrielle, nous pouvons supposer que les contraintes associées ne seront pas fréquemment très fortes.

Autres caractéristiques de faisabilité technico-économique

D'autres caractéristiques importantes pourraient être intégrées au schéma : aspects économiques (par exemple prix du foncier, coûts techniques), questions de paysage, etc. Dans cette première approche ils ne sont pas pris en compte.

6.2.2 Détermination des types d'occupation des sols affectés par l'implantation potentielle d'unités G3 sur sites cimentiers

On définit un modèle géostatistique de traitement des données, similaire à celui utilisé dans la section précédente, permettant de capturer les différentes occupations des sols dans une zone centrée sur le site cimentier. On utilise pour l'exemple traité ici une zone d'un rayon de 5 km.

Les résultats attendus/observés sont les surfaces disponibles autour de la cimenterie (rayon modulable), par classes d'occupation des sols de CLC. Cela permet d'explicitier l'hétérogénéité territoriale présente dans ces statistiques.

Etude d'un exemple : définition d'une zone affectée

On choisit un site cimentier parmi l'échantillon (Figure 186). On projette une zone autour de l'unité d'un rayon r modulable, que l'on fixe ici à 5 km (Figure 187). La surface de la zone projetée est de 7850 ha.

On peut ensuite **intégrer des degrés de priorité selon les types de conversions envisagés** ou selon la **proximité au site de cimenterie**, voire une approche mixte. La méthode de détermination des surfaces disponibles par type d'occupation des sols proposée peut être significativement affinée. On peut mieux prendre en compte l'aménagement possible de la G3 autour de la cimenterie en fonction des types d'usages des sols rencontrés. Par exemple, on peut considérer une distance minimale aux zones d'habitats (Figure 188).

Au final, **le résultat agrégé** en surfaces mobilisées par classe d'occupation des sols **intègre toutes les composantes de l'aménagement territorial local**. A ces classes d'occupation des sols peuvent être associés des indicateurs type environnementaux (Carbone, sensibilité des milieux, ...)

On suppose que l'unité G3 implantée est destinée à la production d'huile, comme fréquemment envisagé. Ce type d'unité peut produire environ 50000 à 100000 tonnes d'huile par an. C'est en accord avec le dégagement de CO₂ des sites cimentiers (100000 à 220000 tonnes de carbone par an). D'un point de vue quantitatif, on se base en première approche sur les éléments de dimensionnement suivants (Jorquera *et al.*, 2010) : la productivité d'un étang ou raceway peut valoir 10 à 15 tonnes d'huile par hectare. Celle d'un photobioréacteur peut valoir environ 30 tonnes d'huile par hectare. De ce fait, la production de 50000 tonnes d'huile par an pourrait mobiliser de l'ordre de 1500 à 5000 hectares autour du site. Cela représente une part significative de la zone de 5 km de rayon, dont la superficie est de 7000 ha environ.

6.2.3 Eléments de conclusion partiels

Nous pouvons déduire des estimations précédentes que, dans les limites de validité de cette première approche, la problématique de la disponibilité des ressources de sols est réelle, et peut prendre davantage d'importance autour de sites particuliers : zones portuaires, zones industrielles fortement occupées, zones proches d'agglomération, etc.

Par la suite, il sera utile :

- de tester le déploiement systématique de cette méthode sur l'ensemble des sites cimentiers,
- d'observer les effets en termes de changement d'usage des sols, y compris incluant le déstockage de carbone sur les biomes effectivement affectés (méthode de calcul développée en partie I, cf Encadré 3).

Il est à noter que les règles prévalant au choix préférentiel de surfaces à occuper autour d'un site peuvent être complexes et difficiles à traduire dans un modèle complet. Cela constitue une problématique intéressante, applicable bien au-delà du cas présenté ici.

7 Conclusion générale

7.1 Le questionnement de recherche

L'analyse environnementale des filières bioénergie constitue un domaine de recherche transverse qui renvoie nécessairement à un champ disciplinaire extrêmement étendu. Même restreint aux filières biocarburants, le champ des questionnements conserve son caractère transverse. Dans cette situation, la définition d'une problématique à traiter dans le cadre d'une thèse peut s'opérer de diverses manières. Dans notre démarche, nous avons délimité les contours du sujet par une question de recherche qui constitue le principal fil conducteur dans ce travail :

Comment mettre en relation les consommations de biocarburants et les impacts environnementaux qu'elles génèrent aux échelles territoriales et locales ?

Ce type de mise en relation a été traité dans ce travail par une approche spatialisée de type « descendante ». Dans un premier temps, nous détaillons les principaux apports effectifs obtenus vis-à-vis de ce questionnement central ainsi que les perspectives d'application directement associées. Dans un second temps, nous abordons, sous la forme d'une discussion, les points clés qui nous semblent essentiels dans le cadre plus large de l'analyse environnementale des filières biocarburants.

7.2 Principaux résultats obtenus dans ce travail

Dans ce travail, le traitement de la question de recherche identifiée a été réalisé sur deux plans distincts et complémentaires :

- **le premier plan** concerne la définition d'une approche méthodologique générale permettant de mettre en relation consommations (globales) et impacts environnementaux (territoriaux/locaux),
- **le second plan** concerne les approches opérationnelles développées et les résultats spécifiques aux filières biocarburants obtenus à ce jour.

7.2.1 Formalisation d'une approche méthodologique générale

L'approche méthodologique générale est représentée dans la Figure 56 et discutée dans le chapitre 2.3. La trame méthodologique proposée consiste à **relier les résultats de différents outils opérationnels à des niveaux d'échelles significatifs (i) pour les filières et (ii) pour les impacts environnementaux**. Cette trame propose de faire le lien entre consommations et impacts environnementaux en s'affranchissant des principales difficultés liées aux niveaux d'échelle et de détails requis dont la nature varie radicalement en fonction de l'étape méthodologique abordée.

1 - Reconstitution des filières biocarburants à l'échelle internationale : Système PEC

Nous proposons, en première approche, d'**élaborer un nouvel outil dédié** à la reconstitution des filières biocarburants existantes à partir des consommations. Cet outil, basé sur les données historiques de flux d'échanges internationaux, est essentiel dans la production de données spécifiques aux filières biocarburants. Son principal atout est de produire des **résultats quantitatifs qui tiennent compte de l'éclatement spatial dû au caractère mondialisé des filières de bioproduits**. Les résultats produits sont quantifiés en tonnes de cultures primaires et en unité de surface mobilisée selon les origines de production pour une consommation

prédéfinie de biocarburants. La structure des résultats finaux découple volontairement les **3 grandes entités de ces filières** (cf 4.3) : **Production** végétale (P), **Elaboration** de biocarburants (E) à partir des bioproduits, **Consommation** de biocarburants (C). Ces résultats permettent *in fine* (i) de **reconstituer les filières complètes à partir d'une Consommation de référence (système PEC)** et (ii) de **sélectionner les principales situations de productions végétales et d'élaboration de biocarburants sollicitées par les consommations** de biocarburants. Ce dernier point est essentiel dans le traitement de la question de recherche formulée car **cet outil permet** :

- **de mettre en évidence les structurations spatiales des filières biocarburants, au niveau de détail national,**
- **de construire des matrices d'affectations d'impacts environnementaux aux consommateurs finaux,** quelle que soit la localisation de ces impacts.

2 - Caractérisation des entités PEC dans leurs contextes aux échelles nationale et territoriale : Examens de situations

Nous proposons par la suite de se focaliser sur les situations de productions végétales (P) sélectionnées afin de réaliser l'**examen des contextes de production à une échelle territoriale**. L'examen de ces situations est en soi un outil particulier, **qualitatif et semi-quantitatif, basé sur une approche documentée** faisant appel à différentes sources bibliographiques et à des bases de données spécialisées. L'examen de ces situations permet d'identifier les principales problématiques environnementales et d'en estimer le niveau de criticité effectif. Lorsque ces examens sont produits sur l'ensemble des situations (P) représentatives d'une filière (PEC), il devient possible produire une matrice des sensibilités environnementales qui recense toutes ces situations. Cette matrice opère le couplage entre (i) les systèmes techniques mis en jeu, (ii) les flux de produits reliant Production et Consommation et (iii) la notion de criticité des impacts type *in situ*.

3 - Outils SIG et quantifications d'indicateurs aux échelles territoriale et locale : Approches spatialisées

Enfin, pour pouvoir répondre à la question de la quantification des impacts environnementaux à une échelle territoriale et locale, nous soulignons la nécessité de tenir compte de l'arrangement spatial des zones de productions qui présentent généralement des hétérogénéités importantes. A ce niveau d'échelle et de détails, **l'objectif principal pourrait être traduit en termes d'identification de zones d'opportunités ou de tensions environnementales**. Dans ce contexte, nous proposons de favoriser l'utilisation d'outils intégrant nativement les aspects spatiaux. Le choix de Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) comme outil de base est ainsi préconisé. Ce type d'outil est particulièrement adapté à la prise en compte des hétérogénéités spatiales qui sont systématiques dès lors qu'on mesure un phénomène à l'échelle territoriale avec un niveau de détail local.

7.2.2 Approches opérationnelles et résultats quantitatifs

A l'échelle des filières

D'un point de vue opérationnel, l'outil de reconstitution des filières produit des résultats originaux et significatifs pour l'analyse environnementale des filières biocarburants. Ces résultats permettent de distinguer précisément les **surfaces mobilisées par la consommation de référence** (Créf) étudiée, qu'elles soient comprises **dans** (« **surfaces internes** ») ou hors (« **surfaces distantes** ») du **périmètre géographique de Créf**. Plus précisément, les résultats obtenus grâce à l'outil construit dans le cadre de cette thèse **apportent des éléments de compréhension nouveaux** :

- **la mise en évidence** de l'importance **des mécanismes implicites** dans les mobilisations de bioproduits dédiés aux biocarburants **via les flux d'échanges internationaux en bioproduits**,
- la **localisation des zones** (nationales ou groupements nationaux) **de productions et d'élaboration** de biocarburants de manière découplée,
- la **quantification systématique** et détaillée de la part respective des surfaces distantes et internes **dans les mobilisations spécifiques aux consommations de biocarburants**.

L'outil de reconstitution des filières biocarburants a été appliqué aux consommations de biodiesel de l'Union Européenne sur la période historique 2004 – 2009, soit 77%_{PCI} de la consommation totale de biocarburants de l'Union Européenne sur cette période (80%_{PCI} prévu en 2020). La prise en compte des flux d'échanges internationaux pour évaluer l'origine des productions primaires mobilisées permet de montrer que **les surfaces distantes constituent une part significative des surfaces mobilisées même sans importations de biodiesel** : en 2006, les surfaces distantes représentent 46% des surfaces mobilisées alors que les importations directes en biodiesel sont négligeables. Dans ces conditions, dès que les importations directes de biodiesel deviennent significatives, les surfaces « internes » deviennent minoritaires. Ainsi, **en 2009, 77% des surfaces agricoles mobilisées par les consommations en biodiesel de l'Union Européenne sont des surfaces distantes contre 22% en 2004**. La part « cachée » des mobilisations de surfaces distantes par les importations en bioproduits participe à minimiser le caractère mondialisé des filières biodiesel liées aux consommations de l'Union Européenne.

Cette répartition asymétrique entre surfaces internes et distantes ne doit pas pour autant masquer l'importance relative des volumes d'oléagineux mobilisés au sein de l'Union Européenne spécifiquement pour le biodiesel. **Dans le cas du colza**, nous avons pu démontrer que **la part dédiée au biodiesel dépasse 60% des surfaces de colza cultivées dans l'Union Européenne**. Plus précisément, nous avons mis en évidence la forte corrélation entre la proportion de colza dédiée au biodiesel et la part d'importations en colza par l'Union Européenne. **Ainsi, la transition opérée par l'Union Européenne d'un statut historique d'exportateur net en colza à un statut d'importateur net s'explique principalement par le déploiement des filières biodiesel dans l'Union Européenne**.

Au final, les questionnements soulevés par ces résultats nouveaux concernent :

- l'intérêt des filières biocarburants G1 pour renforcer l'indépendance énergétique étant donné les dépendances (nouvelles) induites par les importations de bioproduits,
- la pertinence d'études sur les impacts environnementaux de ces filières conduites exclusivement pour des situations de production au sein de l'Union Européenne.

A l'échelle des zones de production

Parmi les entités composant les filières biocarburants, **l'entité Production a été identifiée comme celle présentant le plus de difficultés pour l'évaluation environnementale**. Les difficultés particulières à cette entité sont principalement **dues (i) à la dépendance des impacts environnementaux** (nature et magnitude) **aux contextes territoriaux et locaux**, et **(ii) à la diversité des entités Production** (localisation et nature des productions) **sollicitées par la consommation de référence** (consommation de biodiesel de l'Union Européenne). Dans le respect de la démarche méthodologique formalisée, nous avons procédé à l'examen des principales situations de production liées aux consommations de biocarburants de l'Union Européenne. Des exemples détaillés sont fournis pour les cultures de soja en Argentine et au Brésil identifiées comme les entités Production principales liées aux consommations de biodiesel dans l'Union Européenne dès 2007 et jusqu'en 2020. De même, un exemple détaillé illustre les problématiques environnementales dues à la culture

de canne à sucre au Brésil qui alimente en grande partie les consommations en bioéthanol de l'Union Européenne. Ces examens, descriptifs et semi-quantitatifs, offrent un éclairage sur les conditions et les contextes de productions, ainsi qu'une base documentaire étayée sur les impacts environnementaux *in situ*. L'absence de cadre formel concernant la nature des impacts étudiés (pas de liste prédéfinie) a permis dans certains cas de mettre à jour des mécanismes peut intuitifs (par exemple, concurrences sur la main d'œuvre engendrant potentiellement des impacts sur la disponibilité alimentaire dans le cas de cultures de *Jatropha curcas L.* en Afrique). Au final, **les connaissances offertes par ces examens de situations permettent d'aborder la notion de criticité d'impacts environnementaux type en fonction des contextes naturels et productifs**. En ce sens, nous proposons une **matrice de sensibilités environnementales** pour les différentes situations étudiées. **Cette matrice de sensibilités environnementales a l'intérêt majeur de réduire la part de complexité de la problématique due à la diversité des situations existantes.**

Dans une approche spatialisée plus quantitative, nous avons initié **une démarche de caractérisation des zones de production liées aux filières biocarburants**. L'application d'outils SIG sur la filière bioéthanol de canne à sucre au Brésil nous a permis de **démontrer la corrélation spatiale existante entre les zones de cultures et les unités d'élaboration du bioéthanol**. Cette corrélation spatiale forte nous a permis de valider **l'existence de zones d'influence (dans un rayon de 40 km) et de bassins de productions (dans un rayon de 100 km)** au pourtour des unités d'élaboration. Grâce à cette propriété, il est possible de :

- déterminer les zones d'influences et les bassins de production à partir de l'arrangement spatial des unités d'élaboration,
- calculer les **distances nominales de transport** de la canne brute (**20 à 30 km** depuis l'unité).

Ces zones d'influences sont, en outre, des **objets conceptuels qui nous permettent de conduire différents types de statistiques spatialisées**. L'exemple que nous proposons dans le cas de l'indicateur sur la **stabilité spatiotemporelle des CAS directs au Brésil** (ExpTot/DS, cf 6.1.3) illustre ce type d'application. Nous avons pu **montrer l'effet de stabilisation que provoque l'implantation de nouvelles unités**, ainsi que des **instabilités importantes dans les bassins de production les plus récents** (Mato Grosso). De plus cet indicateur montre que **la modalité de calcul des CAS généralement admise sous-estimerait potentiellement les CAS effectifs de 18,5%** sur la période 2003 - 2011.

Enfin, l'exemple proposé sur les filières G3 en France est donné pour expliciter les potentialités des outils SIG dans le cas de démarches exploratoires pour la quantification des impacts CAS d'une filière non existante. La prise en compte fine de l'organisation spatiale des territoires sollicités permet de **mettre en évidence (i) les contraintes d'aménagement** qui pourraient émerger (zones habitées, biomes affectés, ...) et **(ii) une voie de recherche pour la prise en compte des biomes sollicités par ces filières hors sol**.

7.3 Discussion : Approches et résultats d'analyse environnementale dans le cas des filières bioénergies

Le traitement des problématiques environnementales semble systématiquement induire deux types de questionnements distincts : la **question de la « métrologie » des impacts environnementaux** et la **question de l'approche méthodologique à emprunter**.

Existe-t-il une « métrologie » adaptée aux impacts environnementaux ?

Le traitement des problématiques environnementales suppose de combiner plusieurs type de résultats dans une approche complémentaire. Un distinguo est généralement fait entre résultats qualitatifs et quantitatifs. Si, dans le principe, les indicateurs quantifiés sont généralement vus comme objectifs (par opposition aux éléments qualitatifs ou aux indicateurs semi-quantitatifs), il semble important de rappeler certains points.

Dans l'analyse environnementale, les résultats quantitatifs sont généralement de deux ordres : les quantifications physiques et les indicateurs composites. Si les quantifications physiques sont objectives car basées sur des grandeurs bien définies et mesurables, elles ne sont généralement pas directement utilisables pour l'analyse environnementale : ces quantifications ne rendent pas directement compte des impacts environnementaux. Les indicateurs composites sont généralement construits et utilisés pour pallier ce problème. Ce sont alors les choix conceptuels intégrés dans la définition (et dans les modalités de calcul) de ces indicateurs composites qui contiennent la part de subjectivité absente des quantifications physiques. D'un point de vue « outils », les indicateurs composites obtenus en ACV pour qualifier les impacts environnementaux doivent être utilisés avec prudence dans le cas du traitement des filières bioénergie. En effet, les impacts calculés actuellement ne reflètent pas les impacts locaux (biodiversité, eau, CAS) ni les vecteurs d'impacts (CAS, modifications dans les échanges internationaux). De plus, le calcul des indicateurs disponibles (par exemple, GES) fait toujours l'objet de discussions lorsqu'il s'agit d'évaluer les filières bioénergies. Ces discussions portent aussi bien sur les modalités de calculs (exemple des GES en partie I) que sur la façon de pallier aux limites classiques des ACV (modalités d'attribution des impacts entre produits et coproduits, choix de modèles complémentaires, choix dans la structuration à l'interface entre les différents modèles). Dans tous les cas, **la qualité et la pertinence de l'interprétation des résultats quantitatifs est toujours dépendante du degré de connaissance qualitative des situations étudiées**. Les situations peuvent être définies comme la conjonction entre les systèmes techniques mis en jeu, les usages particuliers de ces systèmes, et les contextes naturels et humains dans lesquels sont utilisés ces systèmes techniques. Une piste de réflexion intéressante dans la structuration des données pourrait être d'intégrer ces 3 critères (Systèmes, Usages, Contexte) comme des catégories à part entière pour l'analyse des résultats. **Dans notre démarche, nous avons volontairement attribué une place importante aux aspects qualitatifs et semi-quantitatifs pour contribuer à une meilleure connaissance et à une meilleure compréhension des filières biocarburants** à différents niveaux d'échelle et de détails. Si nous ne proposons pas, *in fine*, de quantification des CAS dus aux biocarburants, ni de quantifications d'indicateurs environnementaux décrits dans la première partie de ce mémoire, nous avons contribué à ces développements en intégrant comme contrainte de produire des apports descriptifs et de d'adopter des démarches explicites. D'une part, nous **apportons (i) des éléments qualitatifs importants qui permettent d'interpréter** et de nuancer **certains résultats quantitatifs** existants (par exemple au Chapitre 5, les différences naturelles entre les émissions de GES dus aux CAS associés à la culture de soja au Brésil et en Argentine), **et (ii) des données quantitatives spécifiques aux filières biocarburants qui font actuellement défaut** (caractérisation des filières au Chapitre 3, quantification des surfaces mobilisées par pays au Chapitre 4, quantification des zones d'emprise pour la canne à sucre au Chapitre 6). Ainsi, au-delà de réaliser un état de l'art sur les méthodes d'évaluations et leurs résultats pour identifier clairement les problématiques principales, **nous avons souhaité établir un document complet concernant les filières biocarburants** (existantes, et à l'horizon 2020) **et leurs implications**, dans l'esprit d'un document de référence. D'autre part, le travail effectué par examens de situations (Chapitre 5) nous a conduits à introduire la **notion de criticité des impacts environnementaux type vis-à-vis des situations réelles pour différencier les enjeux écologiques prioritaires tenant compte des spécificités de chacune de ces situations**. Cette notion de criticité, largement utilisée dans le domaine de l'analyse de risque, paraît constituer un élément conceptuel intéressant à développer dans le cadre de l'analyse multicritères des ACV, ou plus spécifiquement pour l'interprétation des indicateurs quantitatifs.

Approches méthodologiques pour l'analyse environnementale

Ce travail met en évidence et confirme ainsi une de nos convictions initiales : **il ne s'agit pas de déterminer « si », mais « où » et « comment » la promotion des biocarburants revêt un caractère durable**, ce en raison du caractère local des impacts environnementaux les plus prégnants. Tenant compte de ce constat, il nous semble important de souligner plusieurs **points concernant les approches méthodologiques empruntées** pour l'analyse environnementale des filières biocarburants :

- la nécessité d'**envisager différents couples « niveau d'échelle / niveaux de détails »**. Il nous semble opportun de retenir *a minima* les couples suivants : **International/National, National/Territorial et Territorial/Local**,
- l'utilité de **découpler les étapes méthodologiques en fonction des couples « niveau d'échelle / niveau de détails » adaptés**. Ce découplage permet de bien identifier les entités significatives et les phénomènes qui les relient, ce qui facilite **la mise en évidence des caractéristiques significatives** (biophysiques, techniques, ...) qu'il faut étudier et prendre en compte. Ce découplage permet en outre de **relier les mécanismes étudiés aux enjeux opérationnels associés** (International - National pour la quantification des besoins et la définition des actions, Territorial pour la définition des moyens et le soutien à l'action, puis Local pour réaliser l'action),
- la nécessité de **construire des bases de données spécifiques** à l'analyse environnementale des filières biocarburants,
- la nécessité de **tenir compte des aspects spatiaux** (couples échelle/détails) **dans la définition de bases de données spécifiques** (données requises, structuration de l'archivage et du partage des données) **et dans le choix des outils opérationnels** (SIG),
- la **difficulté dans l'obtention de données locales**, *a fortiori* lorsqu'elles sont **spatialisées** (quelles sources de données ?, quelles méthodes de production de données ?),
- le besoin d'**expertises** et de savoir faire **provenant des différents champs disciplinaires** scientifiques, notamment **pour alimenter les bases de données spécifiques**,
- l'intérêt de **combiner, partager et d'équilibrer entre elles ces expertises**, dans l'objectif de clarifier les connaissances établies et les incertitudes subsistantes,
- l'importance de **définir l'aide à la décision comme une des finalités majeures** dans les études d'analyse environnementale.

Il nous semble que **l'usage d'outils SIG peut permettre de répondre** à une grande partie des points soulignés, notamment en ce qui concerne **la gestion des différentes échelles de l'analyse et des bases de données associées**, ainsi que **la quantification des impacts tenant compte de l'hétérogénéité spatiale des zones de production. Les principales limites à l'utilisation des SIG** dans l'analyse environnementale des filières biocarburants, et plus largement bioénergies, **se situent dans le besoin accru en données spatialisées**. Différentes démarches peuvent être envisagées pour pallier ce problème, mais elles constituent en soi un travail très important de production de données, travail tout à fait récurrent dans ce domaine de recherche.

7.4 Perspectives associées aux résultats principaux

La mise en œuvre de l'approche méthodologique générale formalisée dans ce travail a abouti à des résultats nouveaux qui ouvrent des perspectives de recherche de natures différentes. Dans le respect des principales étapes méthodologiques, nous soulignons les points les plus importants, selon notre vision.

Perspectives ouvertes par la mise en œuvre du système PEC à l'échelle des filières

Les perspectives directes liées aux nouveaux éléments de compréhension apportés par l'outil de reconstitution des filières développé dans le cadre de cette thèse sont significatives. Ces perspectives peuvent

concerner l'utilisation des résultats actuels obtenus spécifiquement pour les filières biocarburants, aussi bien que l'utilisation des données d'échanges internationaux produites en routine par ce nouvel outil.

Les résultats actuels de l'outil de reconstitution des filières biocarburants pourraient être avantageusement confrontés aux résultats produits par les modèles d'équilibres (généralement économétriques, cf 2.2.2). Deux pistes particulières semblent intéressantes à creuser :

- utiliser les résultats de l'outil de reconstitution des filières comme support de calage aux modèles économétriques pour des analyses *ex post* afin d'améliorer les capacités prédictives de ces derniers,
- utiliser les résultats des modèles d'équilibre généraux pour mieux définir le mode d'attribution des surfaces de cultures primaires entre biocarburants et coproduits (l'attribution par allocation énergétique est ici utilisée par défaut, cf Encadré 13).

Les matrices produites en routine par l'outil de reconstitution des filières recensent les échanges de productions primaires entre pays producteurs et pays consommateurs. Nous avons montré que (i) **l'Union Européenne est passée d'un statut d'exportateur net à un statut d'importateur net en colza dans la période 1990 - 2009**, et que (ii) **cette modification de statut est très fortement corrélée au déploiement des filières biodiesel**. En partant de ce constat, et compte tenu des matrices d'échanges produites par l'outil de reconstitution des filières, il devient possible d'étudier précisément la question des effets indirects des filières biocarburants (iCAS, concurrences d'usages, ...). Dans cette optique, les questionnements concernent les pays affectés par ces modifications (pays importateurs, pays producteurs en substitution à l'Union Européenne). Dans le cas des pays affectés par les arrêts d'exportations de colza de l'Union Européenne il serait très intéressant d'identifier les transitions qui y ont été opérées. En effet, ces pays ont-ils :

- changé de fournisseurs (iCAS ?) ?,
- augmenté leurs productions nationales ?,
 - en augmentant les surfaces agricoles ? (iCAS),
 - en augmentant les rendements agricoles ?,
- vu une diminution dans la disponibilité énergétique alimentaire (DEA) au niveau national ?,
 - avec diminution de l'Efficacité d'Approvisionnement Alimentaire (EAA) ?,
 - sans modifications de l'EAA ?

Dans l'approfondissement de ces questionnements, il faudra particulièrement tenir compte (voire étudier) des déphasages temporels existants entre :

- captation d'une production ciblée et modifications dans les échanges internationaux,
- modifications dans les échanges internationaux et disponibilités alimentaires nationales,
- disponibilités alimentaires nationales et modifications dans les productions agricoles nationales.

Dans une vision plus élargie, le système PEC et l'outil de reconstitution des filières peut-être appliqué à l'étude de filières de consommation faisant appel à des bioproduits.

Perspectives ouvertes par la mise en œuvre d'examens de situations et d'approches spatialisées pour la caractérisation des entités PEC et la quantification d'indicateurs

Les perspectives principales portées par les résultats obtenus dans le travail d'analyse déployé à l'échelle des zones de production (Chapitre 5 et Chapitre 6) portent (i) sur la **quantification des impacts environnementaux territoriaux et locaux par approches spatialisées** et (ii) sur le **développement de la notion de criticité *in situ* de ces impacts** notamment **pour favoriser la recherche de zones d'opportunités environnementales** pour le déploiement des filières biocarburants. Les résultats obtenus à ce jour **grâce à l'utilisation d'outils SIG** montrent qu'il est **possible de tenir compte de l'hétérogénéité spatiale des zones de production** :

- **dans une démarche systématique et quantitative** sur des indicateurs sélectionnés (par exemple, émissions de GES par les CAS dont les modalités de calculs sont données dans la Partie I) comme le suggère l'exemple des filières G3,
- **dans une démarche exploratoire** :
 - pour la **définition de modalités de calculs** sur des indicateurs particuliers (par exemple, impacts respiratoires de la canne à sucre (*cf* 5.1.2)),
 - pour l'**examen de la validité d'indicateurs existants** (par exemple, les CAS et leurs stabilités spatio-temporelles dans le cas du Brésil),
 - pour la **réalisation d'études** prospectives ou *ex post* **tenant compte des caractéristiques territoriales**.

7.5 Pour conclure ce travail

La problématique de l'analyse environnementale des filières biocarburants présente de nombreuses ramifications et appelle un vaste champ disciplinaire qu'on ne peut circonscrire dans le temps d'une thèse. En conséquence, notre approche a été empreinte d'une certaine modestie, et notre conviction a été tournée vers l'exploration et la description d'aspects peu étudiés, mais essentiels dans la compréhension d'ensemble des filières et des implications environnementales associées. Les aspects traités dans cette thèse constituent, dans notre vision, **une articulation importante entre des niveaux d'échelle très distincts**. Ces différences marquées justifient certainement un traitement différencié. En effet, autant la nécessité de prendre en compte l'ensemble de la chaîne de causalité depuis l'échelon local jusqu'à l'échelon global paraît évident, autant la différenciation, par niveaux d'échelle, du traitement de cette chaîne de causalité - tant dans les outils employés que dans la présentation des résultats obtenus - nous paraît essentielle à une meilleure maîtrise et une meilleure compréhension des différentes implications environnementales liés aux biocarburants. En outre, **clarifier les différents enjeux** (pressions importantes sur les concurrences d'usage notamment pour des denrées alimentaires et les surfaces agricoles, identification des zones sollicitées à distance), **leurs leviers respectifs** (rapport énergétique des filières, type d'approvisionnement) et **les niveaux d'échelle pour la coordination et pour l'action constitue un élément important dans l'aide à la prise de décision**.

Bien que n'ayant pas déployé la démarche méthodologique formalisée jusqu'à la quantification des impacts environnementaux par approches spatialisées, nous soutenons que l'adoption de cette démarche permettrait d'y parvenir. Le frein principal est la faible disponibilité de données spatialisées, qui dans la plupart des cas existent, mais de manière captive (données privées) ou bien souvent trop diffuse. Dans ce dernier cas, le travail d'identification, de recensement, d'harmonisation et de consolidation de ces données représente en soi une étape importante et très laborieuse (*cf* Annexe 2). L'adoption d'un système de recensement généralisé sur des données ciblées et pour des zones géographiques d'intérêt pourrait favoriser la qualité et la

disponibilité de ces données. A ce titre, nous avons pu constater que les efforts réalisés au niveau de l'Union Européenne et de ses Etats membres pour la production de données spécifiques sont encore aujourd'hui insuffisants. De plus, l'ampleur des implications à distances des consommations Européennes en biocarburants justifierait de mettre en œuvre diverses mesures pour :

- réaliser la traçabilité effective des flux principaux sollicités par ces filières à structuration internationale (bioproduits primaires ou transformés, surfaces agricoles, eau, main d'œuvre, devises, ...),
- envisager des coordinations particulières entre Etats membres de l'Union Européenne qui présentent une grande diversité de contextes, et dont l'opportunité de consommer ou de produire les biocarburants diffère largement,
- identifier et favoriser les filières existantes les moins contraignantes,
- encourager la mise en place de filières alternatives (G2 et G3) pour éviter un déploiement trop contraignant de filières G1.

Tenant compte des niveaux de consommations en biocarburants et des contraintes fortes sur les concurrences d'usages en bioproduits et pour leurs principaux facteurs de production (terres agricoles, eau, main d'œuvre, intrants), il semblerait opportun d'envisager un véritable saut technologique en déployant le plus massivement possible les filières G3. Ces filières semblent en effet appropriées pour détendre les tensions typiquement associées aux productions de biocarburants obtenus à partir de matières agricoles voire forestières. D'un point de vue environnemental, le caractère « hors-sol » des productions d'algues peut en effet permettre d'envisager des implantations non contraintes par la disponibilité de terres arables. D'un point de vue systémique, les filières G3 s'insèrent dans un schéma d'écologie industrielle. Il existe en effet la nécessité d'un couplage des entités de production (P) aux sites industriels émetteurs en CO₂ (sources). Ce couplage supposerait mécaniquement :

- un recours aux « filières courtes » et une diminution du poids des surfaces distantes,
- l'amélioration de l'efficacité énergétique globale pour certains pans de l'industrie existante.

D'un point de vue économique, les entités P des filières G3 sont renforcées par leur couplage aux industries fortement émettrices de CO₂. Ce couplage permettrait de mieux valoriser la mise en place des filières G3 puisque les mécanismes de développement propres (MDP), mis en place dans le cadre du protocole de kyoto sont, dans ce cas, adaptés à l'obtention de compensations financières spécifiques (des cas de compensations financières par les MDP sont déjà recensés pour les filières G1).

Bibliographie et Nomenclature

Bibliographie

- Achten, W. M. J., Almeida, J., Fobelets, V., Bolle, E., Mathijs, E., Singh, V. P., Tewari, D. N., Verchot, L. V. et Muys, B. (2010a). "Life cycle assessment of Jatropha biodiesel as transportation fuel in rural India." *Applied Energy* **87**(12): 3652-3660.
- Achten, W. M. J., Maes, W. H., Aerts, R., Verchot, L., Trabucco, A., Mathijs, E., Singh, V. P. et Muys, B. (2010b). "Jatropha: From global hype to local opportunity." *Journal of Arid Environments* **74**(1): 164-165.
- Adar, E. (2006). "GUESS: A Language and Interface for Graph Exploration." *CHI*: 10.
- Ademe, Direm, Ecobilan et Pricewaterhousecoopers (2002). Bilans énergétiques et gaz à effet de serre des filières de production de biocarburants en France: 132p.
- Ademe, Medad, Map, Onigc et Ifp (2008). Elaboration d'un référentiel méthodologique pour la réalisation d'Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France. Paris, Bio Intelligence Service: 130p.
- Ademe, Medad, Map, Onigc et Ifp (2010). Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France. Paris, Bio Intelligence Service: 236.
- Alcimed, C. (2007). Marché actuel des bioproduits et des biocarburants § évolutions prévisibles à échéance 2015 - 2030, Synthèse. Paris, ADEME: 55p.
- Almeida, M. D., Marins, R. V., Paraquetti, H. H. M., Bastos, W. R. et Lacerda, L. D. (2009). "Mercury degassing from forested and open field soils in Rondônia, Western Amazon, Brazil." *Chemosphere* **77**(1): 60-66.
- Ambiente, S. D. M. (2008). Zoneamento agroambiental par o setor sucroalcooleiro do estado de Sao Paulo. Sao Paulo.
- Amigun, B., Sigamoney, R. et Von Blottnitz, H. (2008). "Commercialisation of biofuel industry in Africa: A review." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **12**(3): 690-711.
- Aradhey, A. (2010). India Biofuels Annual Report 2010. *Biofuels Annual Report*. USDA, USDA: 11p.
- Aradhey, A. (2011). India Biofuels Annual Report 2011. *Biofuels Annual Report*. USDA, USDA: 14p.
- Arima, E. Y., Richards, P., Walker, R. et Caldas, M. M. (2011). "Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon." *Environmental Research Letters* **6**(2).
- Arvor, D., Dubreuil, V., Mendez Del Villar, P., Magri Ferreira, C. et Meirelles, M. S. P. (2007). "Les territoires du soja au Mato Grosso : Développement, crises et adaptation."
- Arvor, D., Marcheti Gonçalves, M., Moine, S. et Vitter, M. (2010). "A evolução do setor soja no Mato Grosso." *Confins* **10**p.
- Austin, A. T., Piñeiro, G. et Gonzalez-Polo, M. (2006). "More is less: Agricultural impacts on the N cycle in Argentina." *Biogeochemistry* **79**(1-2): 45-60.
- Avd-Delta, O. (2007). COMPTE RENDU DU FORUM NATIONAL SUR LE BIOCARBURANT DANS LE CADRE DU PROJET DE DEVELOPPEMENT DE LA FILIERE POURGHÈRE AU MALI: 3.
- Bacovsky, D., Dallos, M. et Wörgetter, M. (2010). Status of 2nd Generation Biofuels Demonstration Facilities in June 2010. *IEA BIOENERGY TASK 39. I. BIOENERGY*, IEA BIOENERGY. **TASK 39**: 126p.
- Bailey, R. G. (2005). "Identifying ecoregion boundaries." *Environmental Management* **34**(1 SUPPL.).
- Ballerini, D. et Alazard-Toux, N. (2006). *Les biocarburants – Etat des lieux, perspectives et enjeux du développement*. Paris, France.
- Barbier, E. B. (2000). "Links between economic liberalization and rural resource degradation in the developing regions." *Agricultural Economics* **23**(3): 299-310.
- Barros, S. (2010). Brazil Biofuels Annual Report 2010. *Biofuels Annual Report*. USDA, USDA: 52p.
- Barros, S. (2011). Brazil Biofuels Annual Report 2011. *Biofuels Annual Report*. USDA, USDA: 32p.
- Basset-Mens, C. (2005). Propositions pour une adaptation de l'analyse de cycle de vie aux systèmes de production agricole. Mise en oeuvre pour l'évaluation environnementale de la production porcine. *Sciences de l'environnement*. Rennes, France, INRA, Agrocampus Rennes. **PhD**: 244p.
- Bauen, A., Chudziak, C., Vad, K. et Watson, P. (2010). A causal descriptive approach to modelling the GHG emissions associated with the indirect land use impacts of biofuels. U. D. f. Transport. London, E4tech: 182p.
- Beckman, C. et Junyang, J. (2010). China Biofuels Annual Report 2009. *Biofuels Annual Report*. USDA, USDA: 14p.
- Bertrand, J.-P., Pasquis, R., Aparecida De Mello, N., Bolzon, A., Cadier, C., Garcia Gasques, J., Le Tourneau, F.-M., Mendez, P., Piketty, M.-G., Théry, H. et Wehrmann, M. (2004). L'analyse des

- déterminants de l'avancée du front du soja en Amazonie Brésilienne : Le cas du Mato Grosso. INRA: 238p.
- Berzas Nevado, J. J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., Guzmán Bernardo, F. J., Jiménez Moreno, M., Herculano, A. M., Do Nascimento, J. L. M. et Crespo-López, M. E. (2010). "Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review." *Environment International* **36**(6): 593-608.
- Bessou, C. (2009). Greenhouse gas emissions of biofuels, Improving Life Cycle Assessments by taking into account local production factors. *Agronomy and environment*. Paris, AgroParisTech. **PhD**: 234p.
- Beurskens, L. W. M. et Hekkenberg, M. (2011). Renewable Energy Projections as Published in the National Renewable Energy Action Plans of the European Member States. *Petten*, ECN Policy Studies: 244p.
- Béziat, P., Ceschia, E. et Dedieu, G. (2009). "Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France." *Agricultural and Forest Meteorology* **149**(10): 1628-1645.
- Biggs, R., Simons, H., Bakkenes, M., Scholes, R. J., Eickhout, B., Van Vuuren, D. et Alkemade, R. (2008). "Scenarios of biodiversity loss in southern Africa in the 21st century." *Global Environmental Change* **18**(2): 296-309.
- Binder, C. R., Hofer, C., Wiek, A. et Scholz, R. W. (2004). "Transition towards improved regional wood flows by integrating material flux analysis and agent analysis: the case of Appenzell Ausserrhoden, Switzerland." *Ecological Economics* **49**(1): 1-17.
- Bioenergie, C. A. D. (2007). GARALO BAGANI YELEN - un nouveau paradigme énergétique pour le développement durable en Afrique. L'électrification des 10 000 habitants de Garalo à partir de l'huile de pourghère. C. A. D. BIOENERGIE, MFC Nyetaa (Mali-Folkecenter): 12p.
- Biofuels, B. et Consultant, A. B. (2010). The proposed establishment of jatropha plantations in Garsen Division, Tana Delta District, Kenya. *Environmental and social assessment study report*. Nairobi, Kenya: 162p.
- Blanc, I. (2010). Evaluation des impacts environnementaux de filières énergétiques : vers une approche intégrée. *Energétique, Génie des Procédés*. Chambéry, Université de Savoie. **Habilitation A Diriger des Recherches**: 78p.
- Bloch, M., Bournay, L., Casanave, D., Chodorge, J. A., Coupard, V., Hillion, G. et Lorne, D. (2008). "Fatty acid esters in Europe: Market trends and technological perspectives." *Oil and Gas Science and Technology* **63**(4): 405-417.
- Bochu, J. L. (2007). Synthèse 2006 des bilans PLANETE. *ADEME Editions*. ADEME. Paris: 248p.
- Boletta, P. E., Ravelo, A. C., Planchuelo, A. M. et Grilli, M. (2006). "Assessing deforestation in the Argentine Chaco." *Forest Ecology and Management* **228**(1-3): 108-114.
- Bonino, E. E. (2006). "Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco, Argentina." *Forest Ecology and Management* **223**(1-3): 183-189.
- Bonnet, J. F. (1998). Les apports solaires implicites dans les activités humaines. Bordeaux, Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers. **PhD**: 395p.
- Bournay et Unep (2007). Biofuels versus Fossil Fuel. Paris, France: 99p.
- Bowyer, C. (2010). Anticipated indirect land use change associated with expanded use of biofuels and bioliquids in the EU. An analysis of the national renewable energy action plans, Institute European Environmental Policy: 24p.
- Brandão, M., Milà I Canals, L. et Clift, R. (2010). "Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA." *Biomass and Bioenergy*.
- Bromokusumo, A. K. (2009). Indonesia Biofuels Annual Report 2009. *Biofuels Annual Report*. USDA, USDA: 7p.
- Buddenhagen, C. E., Chimera, C. et Clifford, P. (2009). "Assessing biofuel crop invasiveness: a case study." *PloS one* **4**(4).
- Busnelli, J., Neder, L. D. V. et Sayago, J. M. (2006). "Temporal dynamics of soil erosion and rainfall erosivity as geoindicators of land degradation in Northwestern Argentina." *Quaternary International* **158**(1): 147-161.
- Cader (2009a). Argentine-European Biofuels Trade : Proposals for the transparent development of an industry, Camara argentina de energias renovables: 13p.
- Cader (2009b). State of the argentine biodiesel industry, Camara argentina de energias renovables: 18p.
- Campbell, J. E., Lobell, D. B., Genova, R. C. et Field, C. B. (2008). "The global potential of bioenergy on abandoned agriculture lands." *Environmental Science and Technology* **42**(15): 5791-5794.
- Canals, L. M. I., Azapagic, A., Doka, G., Jefferies, D., King, H., Mutel, C., Nemecek, T., Roches, A., Sim, S., Stichnothe, H., Thoma, G. et Williams, A. (2011). "Approaches for addressing life cycle assessment data gaps for bio-based products." *Journal of Industrial Ecology* **15**(5): 707-725.

- Carlsson, A. S., Beilen, J. V., Möller, R. et D., C. (2007). Micro- And Macro-Algae: Utility For Industrial Applications. 2007. E. PROJECT, EPOBIO.
- Cerri, C. C., Bernoux, M., Feller, C., Corrêa De Campos, D., Fernando De Luca, E. et Eschenbrenner, V. (2004). Canne à sucre et sequestration du carbone. Académie d'Agriculture de France. A. d. A. d. France. Paris: 15p.
- Chapin Iii, F. S., Woodwell, G. M., Randerson, J. T., Rastetter, E. B., Lovett, G. M., Baldocchi, D. D., Clark, D. A., Harmon, M. E., Schimel, D. S., Valentini, R., Wirth, C., Aber, J. D., Cole, J. J., Goulden, M. L., Harden, J. W., Heimann, M., Howarth, R. W., Matson, P. A., Mcguire, A. D., Melillo, J. M., Mooney, H. A., Neff, J. C., Houghton, R. A., Pace, M. L., Ryan, M. G., Running, S. W., Sala, O. E., Schlesinger, W. H. et Schulze, E. D. (2006). "Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods." Ecosystems **9**(7): 1041-1050.
- Chavez, L. (2009). Mexico Biofuels Annual Report 2009. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 16.
- Chevassus-Au-Louis, B., Salles, J. M., Bielsa, S., Richard, D., Martin, G. et Pujol, J. L. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. C. d. a. stratégique. Paris, Centre d'analyse stratégique, République Française: 378p.
- Chitrit, J.-J. et Gautronneau, Y. (2011). "Pratiques agricoles et fertilité des sols en France." Revue SET Hors série: 8p.
- Citeau, L., Bispo, A., Bardy, M. et King, D. (2008). Gestion durable des sols. É. Quae: 320p.
- Combarrous, M. (2001). L'énergie au service de l'homme : typologie et ordres de grandeurs. L'énergie sous toutes ses formes : données, contraintes, enjeux Caen: 20p.
- Connor, E. F. et Mccoy, E. D. (2000). Species-Area relationships. Encyclopedia of Biodiversity. S. A. Levin. Princeton, Academic Press. **5**: 397-411.
- Cotula, L., Vermeulen, S., Leonard, R. et Keeley, J. (2009). Land grab or development opportunity - Agricultural investment and international land deals in Africa. International Land Deals in Africa IIED, IFAD: 120p.
- Cowell, S. J. et Clift, R. (2000). "Methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment." Journal of Cleaner Production **8**(4): 321-331.
- Crutzen, P. J., Mosier, A. R., Smith, K. A. et Winiwarter, W. (2008). "N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels." Atmospheric Chemistry and Physics **8**(2): 389-395.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M. et Pengue, W. A. (2008). "LCA of soybean meal." International Journal of Life Cycle Assessment **13**(3): 240-254.
- Darby, M. (2011). Australia Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 11.
- Davis, S. C., Anderson-Teixeira, K. J. et Delucia, E. H. (2009). "Life-cycle analysis and the ecology of biofuels." Trends in Plant Science **14**(3): 140-146.
- Dawe, D., Stamoulis, K., Wiebe, K. et Kendrick, M. (2011). L'état de l'insécurité alimentaire dans le monde. O. D. N. U. P. L. A. E. L'AGRICULTURE. Rome, Italy, ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE: 62p.
- De Carvalho Macedo, I. (1998). "Greenhouse gas emissions and energy balances in bio-ethanol production and utilization in Brazil (1996)." Biomass and Bioenergy **14**(1): 77-81.
- De Figueiredo, E. B. et La Scala Jr, N. (2011). "Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest in Brazil." Agriculture, Ecosystems and Environment **141**(1-2): 77-85.
- De Schryver, A. M., Goedkoop, M. J., Leuven, R. S. E. W. et Huijbregts, M. A. J. (2010). "Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment." International Journal of Life Cycle Assessment **15**(7): 682-691.
- Dessureault, D. (2011). Canada Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 37p.
- Diaby, S. (2011). Kenya's Draft National Biofuel Policy. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 4p.
- Diaz-Chavez, R. et Jamieson, C. (2010). "Biofuels possibilities in the Southern Africa context." Journal of Biobased Materials and Bioenergy **4**(3): 256-266.
- Diaz-Chavez, R. A., Mutimba, S., Watson, H., Rodriguez-Sanchez, S. et Nguer, M. (2010). Mapping food and bioenergy in Africa. D. R. A. D.-C. I. College, Forum for Agricultural Research in Africa: 48p.
- Dillon, H. S., Laan, T. et Dillon, H. S. (2008). Government support for ethanol and biodiesel in Indonesia. Biofuels – At What Cost ? G. S. Initiative. Genève, Suisse, International Institute for Sustainable Development: 86p.
- Dorin, B. et Gitz, V. (2007). "Ecobilans de biocarburants : une revue des controverses et des enjeux agronomiques mondiaux."

- Edwards, R., Mulligan, D. et Marelli, L. (2010). Indirect Land Use Change from increased biofuels demand. Comparison of models and results for marginal biofuels production from different feedstocks. JRC Scientific and Technical Reports. E. C. J. R. Center. Luxembourg, Publications Office of the European Union: 150p.
- Energy, E., Centre, W. A. et Institute, K. F. R. (2009). Jatropha Reality Check - A field assessment of the agronomic and economic viability of Jatropha and other oilseed crops in Kenya. Sustainable Management of Resources in Agriculture. Nairobi.
- Ericsson, K. et Nilsson, L. J. (2004). "International biofuel trade - A study of the Swedish import." Biomass and Bioenergy **26**(3): 205-220.
- Erkut, Y. (2010). Turkey Biofuels Annual Report 2010. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 6p.
- Eurobserv'er (2010). "Baromètre biocarburants." Le journal des énergies renouvelables **198**: 72-96.
- Eurobserv'er (2011). "Baromètre biocarburants." Le journal des énergies renouvelables **204**: 68-92.
- European Commission, -, Joint Research Centre, -. et Sustainability, I. F. E. A. (2010). ILCD Handbook. General guide for life cycle assessment - Detailed guidance. Luxembourg, Publications Office of the European Union: 417p.
- Fao (2001). Technical Conversion Factors for Agricultural Commodities. Rome, FAO.
- Fao (2010). ÉVALUATION DES RESSOURCES FORESTIERES MONDIALES 2010. Résultats principaux. Rome: 12p.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S. et Hawthorne, P. (2008). "Land clearing and the biofuel carbon debt." Science **319**(5867): 1235-1238.
- Fehrenbach, H., Giegrich, J., Reinhardt, G. et Rettenmaier, N. (2009). Synopsis of current models and methods applicable to indirect land use change (ILUC). C. b. B. d. d. B. e. V. (BDB). Heidelberg, Bundesverband der deutschen Bioethanolwirtschaft e.V. (BDB).
- Fichman, S. (2009). Large scale oilseed crop cultivation at Yeji in the Pru district, Ghana. UNFCCC. Bonn, Germany, CDM – Executive Board: 118p.
- Findlater, K. M. et Kandlikar, M. (2011). "Land use and second-generation biofuel feedstocks: The unconsidered impacts of Jatropha biodiesel in Rajasthan, India." Energy Policy **39**(6): 3404-3413.
- Fiorio, P. R., Dematte, J. A. M. et Sparovek, G. (2000). "Cronology and environmental impact of land use on ceveiro microbasin in piracicaba region, Brazil." Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do ceveiro, em piracicaba, **SP 35**(4): 671-679.
- Fischer, G., Hizsnyik, E., Prieler, S., Shah, M. et Van Velthuisen, H. (2009). BIOFUELS and FOOD SECURITY Implications of an accelerated biofuels production. O. F. f. I. D. (OFID). Vienne, Autriche, OFID: 44p.
- Fitzherbert, E. B., Struebig, M. J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C. A., Donald, P. F. et Phalan, B. (2008). "How will oil palm expansion affect biodiversity?" Trends in Ecology and Evolution **23**(10): 538-545.
- Flach, B., Lieberz, S., Bendz, K., Dahlbacka, B. et Achilles, D. (2011). EU 27 Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 37p.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. et Snyder, P. K. (2005). "Global consequences of land use." Science **309**(5734): 570-574.
- Friot, D. (2009). Comptabilité environnementale et mondialisation. Quels défis ? Quels modèles pour y répondre ? Application d'un modèle Economie-Environnement-Impacts à l'évaluation des impacts environnementaux en Chine induits par l'Europe, et aux taxes carbone aux frontières de l'UE. Energétique. Paris, France, Ecole nationale Supérieure des Mines de Paris. **PhD**: 137p.
- Frontier, S., Pichod-Viale, D. et Leprêtre, A. (2008). Écosystèmes : structure, fonctionnement, évolution. Paris.
- Gabrielle, B. (2008). "Intérêts et limites des biocarburants de première génération."
- Gasparri, N. I., Grau, H. R. et Manghi, E. (2008). "Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005." Ecosystems **11**(8): 1247-1261.
- Gehlhar, M. J. (1996). "Reconciling Bilateral Trade Data for Use in GTAP." GTAP Technical Paper **10**: 31p.
- Gibbs, H. K., Johnston, M., Foley, J. A., Holloway, T., Monfreda, C., Ramankutty, N. et Zaks, D. (2008). "Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics: The effects of changing yield and technology." Environmental Research Letters **3**(3).
- Global-Biofuels-Center (2010). Capacity Database.
- Gnansounou, E. et Dauriat, A. (2005). "Energy Balance of Bioethanol: A Synthesis." Swiss Federal Institute of Technology & ENERS Energy Concept.

- Gnansounou, E., Dauriat, A., Villegas, J. et Panichelli, L. (2009). "Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances." Bioresource Technology **100**(21): 4919-4930.
- Gnansounou, E., Panichelli, L., Dauriat, A. et Villegas, J. (2008). Accounting for indirect land use changes in GHG balances of biofuels, Review of current approaches. Lausanne, EPFL: 22p.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. et Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level, Report I : Characterisation. R. e. Milieu: 134p.
- Goldemberg, J. (2008). "The Brazilian biofuels industry." Biotechnology for Biofuels **1**.
- Goossens, X. (2006). La maîtrise de la demande en eau et en énergie en agriculture irriguée : de l'évaluation des enjeux à la proposition d'actions ciblées Mécanique et ingénieries. Bordeaux, Université de Bordeaux I. **PhD**.
- Grau, H. R., Aide, T. M. et Gasparri, N. I. (2005a). "Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina." Ambio **34**(3): 265-266.
- Grau, H. R., Gasparri, N. I. et Aide, T. M. (2005b). "Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina." Environmental Conservation **32**(2): 140-148.
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., Morales, M., Grau, A., Aráoz, E., Carilla, J. et Gutiérrez, J. (2007). "Regeneración ambiental en el noroeste argentino." CienciaHoy **17**: 4.
- Green, D. (2010) "Global : Sustainability criteria initiatives." Special Biofuels Report, 20p.
- Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., De Koning, A., Van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo De Haes, H. A., De Bruijn, H., Van Duin, R. et Huijbregts, M. (2002). Handbook on life cycle assessment operational guide to the iso standards, Kluwer Academic Publishers.
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T. et Rydberg, T. (2011). "Life cycle assessment: Past, present, and future." Environmental Science and Technology **45**(1): 90-96.
- Hantafaye, H. A. Présentation de la situation Politique et Energétique au Mali. D. N. D. L'ENERGIE: 130.
- Henning, R., Sanankoua, O. et Sidibé, Y. (1994). Projet Pourghère. Production et utilisation de l'huile végétale comme carburant. D. L. E. E. D. L. H. MINISTERE DES MINES and D. N. D. L. H. E. D. L'ENERGIE. Bamako, Mali, DNHE - GTZ: 105p.
- Henning, R., Sanankoua, O. et Sidibé, Y. (1996). Projet Pourghère. Production et utilisation de l'huile végétale comme carburant. D. L. E. E. D. L. H. MINISTERE DES MINES and D. N. D. L. H. E. D. L'ENERGIE. Bamako, Mali, DNHE - GTZ: 27p.
- Heredia, M. (2008). Rapport final de l'étude technico-économique sur les coûts énergétiques et hydriques de l'irrigation dans les exploitations de Haute Lande – Etude des pratiques et des voies d'amélioration. Bordeaux, France, GRCETA.SFA - Agence de L'Eau Adour Garonne - ADEME- Conseil Régional Aquitaine: 150p.
- Hoh, R. (2009). Malaysia Biofuels Annual Report 2009. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 10p.
- Hoh, R. (2010). Malaysia Biofuels Annual Report 2010. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 9p.
- Hoh, R. (2011). Malaysia Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 8p.
- Hooijer, A., Page, S., Jauhainen, J., Lee, W. A. et Lu, X. (2011). Recent findings on subsidence and carbon loss in tropical peatlands: reducing uncertainties. Workshop on Tropical Wetland Ecosystems of Indonesia: Science Needs to Address Climate Change Adaptation and Mitigation. Bali, : 4p.
- Houet, T., Houet, T. et T., H. (2008). "Occupation du sol et gestion de l'eau: Modélisation prospective en paysage agricole fragmenté." Le Monde des Cartes(198): 5.
- Iijima, M. (2009). Japan Biofuels Annual Report 2009. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 11.
- In-Ochanon, R. (2006). Biofuel situation in Thailand. Annual Fuels and Lubes Asia Conference and Exhibition, Hong Kong.
- James, C. S. (2009). Estado de la industria Argentina de biodiesel, Camara argentina de energias renovables: 26p.
- Jec (2007). Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Version 2c., EUCAR - JRC - CONCAWE.
- Johnson, E. (2009). "Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right." Environmental Impact Assessment Review **29**(3): 165-168.
- Johnston, M., Foley, J. A., Holloway, T., Kucharik, C. et Monfreda, C. (2009). "Resetting global expectations from agricultural biofuels." Environmental Research Letters **4**(1).
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G. et Rosenbaum, R. (2003). "IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology." International Journal of Life Cycle Assessment **8**(6): 324-330.

- Jorquera, O., Kiperstok, A., Sales, E. A., Embiruçu, M. et Ghirardi, M. L. (2010). "Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors." Bioresource Technology **101**(4): 1406-1413.
- Joseph, K. (2010). Paraguay Biofuels Annual Report 2010. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 11p.
- Joseph, K. (2011a). Argentina Biofuels Annual Report 2010. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 15p.
- Joseph, K. (2011b). Paraguay Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 8p.
- Junginger, M., Bolkesjø, T., Bradley, D., Dolzan, P., Faaij, A., Heinimö, J., Hektor, B., Leistad, Ø., Ling, E., Perry, M., Piacente, E., Rosillo-Calle, F., Ryckmans, Y., Schouwenberg, P. P., Solberg, B., Trømborg, E., Walter, A. D. S. et Wit, M. D. (2008). "Developments in international bioenergy trade." Biomass and Bioenergy **32**(8): 717-729.
- Kaewcharoensombat, U., Prommetta, K. et Srinophakun, T. (2011). "Life cycle assessment of biodiesel production from jatropha." Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers **42**(3): 454-462.
- Kaimowitz, D., Mertens, B., Wunder, S. et Pacheco, P. (2004). Hamburger Connection Fuels Amazon Destruction. Cattle ranching and deforestation in Brazil's Amazon. C. f. I. F. Research. Bogor Barat, Indonesia: 10p.
- Kastner, T., Kastner, M. et Nonhebel, S. (2011). "Tracing distant environmental impacts of agricultural products from a consumer perspective." Ecological Economics **70**(6): 1032-1040.
- Kim, H., Kim, S. et Dale, B. E. (2009). "Biofuels, land use change, and greenhouse gas emissions: Some unexplored variables." Environmental Science and Technology **43**(3): 961-967.
- Kim, S. et Dale, B. E. (2002). "Allocation procedure in ethanol production system from corn grain: I. System expansion." International Journal of Life Cycle Assessment **7**(4): 237-243.
- Kim, S. et Dale, B. E. (2005). All biomass is local: Environmental impacts of ethanol derived from corn grain. AIChE Annual Meeting Conference Proceedings, Cincinnati, OH.
- Kim, S. et Dale, B. E. (2008). "Life cycle assessment of fuel ethanol derived from corn grain via dry milling." Bioresource Technology **99**(12): 5250-5260.
- Kim, S. et Dale, B. E. (2011). "Indirect land use change for biofuels: Testing predictions and improving analytical methodologies." Biomass and Bioenergy **35**(7): 3235-3240.
- Klijn, F. et Udo De Haes, H. A. (1994). "A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification." Landscape Ecology **9**(2): 89-104.
- Koellner, T. (2002). "Land use in product life cycles and its consequences for ecosystem quality." International Journal of Life Cycle Assessment **7**(2): 130.
- Koellner, T., Hersperger, A. M. et Wohlgemuth, T. (2004). "Rarefaction method for assessing plant species diversity on a regional scale." Ecography **27**(4): 532-544.
- Koellner, T. et Scholz, R. W. (2008). "Assessment of land use impacts on the natural environment: Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe." International Journal of Life Cycle Assessment **13**(1): 32-48.
- Koh, L. P. et Ghazoul, J. (2010). "Spatially explicit scenario analysis for reconciling agricultural expansion, forest protection, and carbon conservation in Indonesia." Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **107**(24): 11140-11144.
- Krupnick, A., Morgenstern, R., Batz, M., Nelson, P., Burtraw, D., Shih, J.-S. et McWilliams, M. (2006). Not a sure thing : Making regulatory choices under uncertainty. R. f. t. future. Washington DC, New York, Resources for the future: 239p.
- Kumar, S., Chaube, A. et Jain, S. K. (2012). "Critical review of jatropha biodiesel promotion policies in India." Energy Policy **41**: 775-781.
- Lafelice, A. (2007). AGRENCO Biodiesel Project in Alta Araguaia. UNFCCC. Bonn, Germany, CDM – Executive Board: 57p.
- Lal, R. (2009). "Challenges and opportunities in soil organic matter research." European Journal of Soil Science **60**(2): 158-169.
- Lamers, P. (2012). International biodiesel markets. Developments in production and trade. ECOFYS. Berlin, UFOP-Schriften: 26p.
- Lamers, P., Hamelinck, C., Junginger, M. et Faaij, A. (2011). "International bioenergy trade-A review of past developments in the liquid biofuel market." Renewable and Sustainable Energy Reviews **15**(6): 2655-2676.
- Larson, E. D. (2006). "A review of life-cycle analysis studies on liquid biofuel systems for the transport sector." Energy for Sustainable Development **10**(2): 109-126.
- Latapie, R. (2007). La culture du pourghere au mali : une activité génératrice de revenus qui permet de faire face aux enjeux énergétiques du Mali. Le cas du projet Garalo Bagani Yelen. Faculté des sciences économiques de l'Université de Rennes 1, Rennes. Master II: 107p.

- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.-P. et Trommetter, M. (2008). Agriculture et biodiversité : rapport d'expertise. I. N. d. I. R. A. F. I. INRA, UAR1168, Expertise scientifique collective UESC, Direction de l'Innovation et des Systèmes d'Information, Centre de recherche de Paris, Paris, 75338, FRA), MAP, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (FRA), Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables (FRA) 637p.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L. et Samson, R. (2010). "Considering time in LCA: Dynamic LCA and its application to global warming impact assessments." Environmental Science and Technology **44**(8): 3169-3174.
- Licht's, F. (2010). F.O.Licht's World Ethanol and Biofuels Report. D. C. Berg. Ratzeburg, Germany, F.O. Licht. **8**: 55.
- Lim, S. et Teong, L. K. (2010). "Recent trends, opportunities and challenges of biodiesel in Malaysia: An overview." Renewable and Sustainable Energy Reviews **14**(3): 938-954.
- Lindeijer, E. (2000). "Biodiversity and life support impacts of land use in LCA." Journal of Cleaner Production **8**(4): 313-319.
- Liska, A. J. et Perrin, R. K. (2009). "Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: Regulations vs science." Biofuels, Bioproducts and Biorefining **3**(3): 318-328.
- Lopez, G. P. et Laan, T. (2008). Government support for ethanol and biodiesel in Malaysia. Biofuels – At What Cost ? G. S. Initiative. Genève, Suisse, International Institute for Sustainable Development: 87p.
- Lorne, D. (2008). "Les unités pilotes de biocarburants de deuxième génération dans le monde." Panorama 2007: 8p.
- Lorne, D. et Bonnet, J. F. (2009). Eau et biocarburants à l'horizon 2030. Impacts sur l'eau du développement des biocarburants en France à l'horizon 2030. CLIP. IDDRI. Paris, IDDRI: 93p.
- Lorne, D. et Chabrelie, M.-F. (2011). "Les nouvelles technologies de production de biocarburants : état des lieux et enjeux des filières en développement." Panorama 2011: 8p.
- Lovett, G. M., Cole, J. J. et Pace, M. L. (2006). "Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation?" Ecosystems **9**(1): 152-155.
- Macedo, I. C., Seabra, J. E. A. et Silva, J. E. A. R. (2008). "Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020." Biomass and Bioenergy **32**(7): 582-595.
- Macedo, M. N., Defries, R. S., Morton, D. C., Stickler, C. M., Galford, G. L. et Shimabukuro, Y. E. (2012). "Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s." Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **109**(4): 1341-1346.
- Magnagna Nguema, V. (2005). L'agriculture au Gabon entre décolonisation et ajustement structurel. Paris.
- Majer, S., Mueller-Langer, F., Zeller, V. et Kaltschmitt, M. (2009). "Implications of biodiesel production and utilisation on global climate - A literature review." European Journal of Lipid Science and Technology **111**(8): 747-762.
- Makanguilé, A., Lehni, M. et Kreiss, O. (2008). Mali Jatropha Curcas Plantation Project. UNFCCC. Bonn, Germany, CDM – Executive Board: 115p.
- Marelli, L., Mulligan, D. et Edwards, R. (2011). Critical issues in estimating iLUC emissions. JRC Scientific and Technical Reports. E. C. J. R. Center. Luxembourg, Publications Office of the European Union.
- Martin, J. (2010). Canada Biofuels Annual Report 2010. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 34p.
- Martinelli, L. A. et Filoso, S. (2008). "Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and social challenges." Ecological Applications **18**(4): 885-898.
- Mercier, J. (2011). Are current agrofuels a valid tool to tackle climate change ? An assessment of French and British "biofuel" policies. Imperial College of Science, Technology and Medicine. Center for Environmental Policy. London, University of London. **PhD**: 266p.
- Michelsen, O. (2008). "Assessment of land use impact on biodiversity: Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway." International Journal of Life Cycle Assessment **13**(1): 22-31.
- Micucci, F. G. et Taboada, M. A. (2006). "Soil physical properties and soybean (Glycine max, Merrill) root abundance in conventionally- and zero-tilled soils in the humid Pampas of Argentina." Soil and Tillage Research **86**(2): 152-162.
- Milà I Canals, L. (2003). Contributions to LCA Methodology for Agricultural Systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment. 403 - DEPARTAMENT DE QUIMICA. Barcelone, Universitat Autònoma de Barcelona: 265p.

- Milà I Canals, L. (2007). "Land use in LCA: A new subject area and call for papers." International Journal of Life Cycle Assessment **12**(1): 1.
- Milà I Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R. F., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R. et Rydgren, B. (2007a). "Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA." International Journal of Life Cycle Assessment **12**(1): 5-15.
- Milà I Canals, L., Chenoweth, J., Chapagain, A., Orr, S., Antón, A. et Clift, R. (2009). "Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I - Inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways." International Journal of Life Cycle Assessment **14**(1): 28-42.
- Milà I Canals, L., Romanyà, J. et Cowell, S. J. (2007b). "Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA)." Journal of Cleaner Production **15**(15): 1426-1440.
- Morin, O. (2009). Séquelles sociales et écologiques du soja transgénique en Argentine. Département de biologie. Sherbrooke, Canada, Université de Sherbrooke. **Master**: 82p.
- Morton, D. C., Defries, R. S., Shimabukuro, Y. E., Anderson, L. O., Arai, E., Del Bon Espirito-Santo, F., Freitas, R. et Morissette, J. (2006). "Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon." Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **103**(39): 14637-14641.
- Motzfeldt, J. H. (2010). Yonglin 100kt Biodiesel Project in Jiangsu Province. UNFCCC. Bonn, Germany, CDM – Executive Board: 48p.
- Müller-Wenk, R. et Brandão, M. (2010). "Climatic impact of land use in LCA-carbon transfers between vegetation/soil and air." International Journal of Life Cycle Assessment **15**(2): 172-182.
- Network, A. B. (2007). AGROfuels in Africa – The impacts on land, food and forests Case Studies from Benin, Tanzania, Uganda and Zambia: 36p.
- Nielsen, U. N., Ayres, E., Wall, D. H. et Bardgett, R. D. (2011). "Soil biodiversity and carbon cycling: A review and synthesis of studies examining diversity-function relationships." European Journal of Soil Science **62**(1): 105-116.
- Nolte, G. E. (2010). Peru Biofuels Annual Report 2010. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 7.
- Nyar, B. (2008). Biofuel land grabbing in Northern Ghana: 6p.
- Nyetaa, F. (1995). Projet pourghère. Bamako, Mali, DNHE - GTZ: 27p.
- OECD-FAO (2011). OECD-FAO Agricultural Outlook 2011-2020, OECD Food and Agriculture Organization of the United Nations: 196p.
- Ojima, D. S., Galvin, K. A. et Turner, B. L. I. I. (1994). "The global impact of land-use change." BioScience **44**(5): 300-304.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Hedao, P. et Kassem, K. R. (2001). "Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth." BioScience **51**(11): 933-938.
- Ong, H. C., Mahlia, T. M. I. et Masjuki, H. H. (2012). "A review on energy pattern and policy for transportation sector in Malaysia." Renewable and Sustainable Energy Reviews **16**(1): 532-542.
- Ouwens, K. D., Francis, G., Franken, Y. J., Rijssenbeek, W., Riedacker, A., Foidl, N., Jongschaap, R. et Bindran, P. (2007). Position Paper on Jatropha curcas State of the Art, Small and Large Scale Project Development. Seminar on Jatropha held, Wageningen, the Netherlands.
- Pallièrre, G., Fauveaud, S., Sogoba, B. et Diallo, A. (2009). Les enjeux des agrocarburants pour le monde paysan au Mali: 52p.
- Panichelli, L., Dauriat, A. et Gnansounou, E. (2009). "Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export." International Journal of Life Cycle Assessment **14**(2): 144-159.
- Pawlikowski, T. et Pawlikowski, K. (2004). "Valuation of environmental processes by invertebrate groups as bioindicators." Zeszyty Naukowe WSHE XV.
- Pessoa-Jr, A., Roberto, I. C., Menossi, M., Dos Santos, R. R., Ortega Filho, S. et Penna, T. C. V. (2005). "Perspectives on bioenergy and biotechnology in Brazil." Applied Biochemistry and Biotechnology - Part A Enzyme Engineering and Biotechnology **121**(1-3): 59-70.
- Petersen, J. E. (2008). "Energy production with agricultural biomass: Environmental implications and analytical challenges." European Review of Agricultural Economics **35**(3): 385-408.
- Pinzón, L. (2009). Colombia Biofuels Annual Report 2009. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 5p.
- Pinzón, L. (2011). Colombia Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 6p.
- Plevin, R. J., O'hare, M., Jones, A. D., Torn, M. S. et Gibbs, H. K. (2010). "Greenhouse gas emissions from biofuels' indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated." Environmental Science and Technology **44**(21): 8015-8021.

- Preechajarn, S. et Prasertsri, P. (2010). Thailand Biofuels Annual Report 2010. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 15p.
- Prieur, A. (2004). Les ressources forestières : produits du bois, usages énergétiques, capture et stockage du carbone. Mécanique et ingénieries. Bordeaux, Bordeaux 1. **PhD**: 200p.
- Prieur, A., Bouvart, F., Gabrielle, B. et Lehuger, S. (2008). Well to Wheels Analysis of Biofuels vs. Conventional Fossil Fuels : a Proposal for Greenhouse Gases and Energy Savings Accounting in the French Context. SAE World Congress. S. International. Detroit, SAE International: 30p.
- Punia, M. S. (2007). Cultivation and use of Jatropha for bio-diesel production in India. Haryana, NATIONAL OILSEEDS AND VEGETABLE OILS DEVELOPMENT BOARD, MINISTRY OF AGRICULTURE, GOVT OF INDIA: 18p.
- Quirin, M., Gartner, S. O., Pehnt, M. et Reinhardt, G., A. (2004). CO2 Mitigation through Biofuels in the Transport Sector. Status and Perspectives Heidelberg, IFEU: 66p.
- R. Scott, R. et Junyang, J. (2011). China Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 12p.
- Rabl, A., Benoist, A., Dron, D., Peuportier, B., Spadaro, J. V. et Zoughaib, A. (2007). "How to account for CO2 emissions from biomass in an LCA." International Journal of Life Cycle Assessment **12**(5): 281.
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C. et Foley, J. A. (2008). "Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000." Global Biogeochemical Cycles **22**(1).
- Rathmann, R., Szklo, A. et Schaeffer, R. (2010). "Land use competition for production of food and liquid biofuels: An analysis of the arguments in the current debate." Renewable Energy **35**(1): 14-22.
- Razafimbelo, T., Barthès, B., De Luca, E. F., Larré-Larrouy, M. C., Laurent, J. Y., Cerri, C. C. et Feller, C. (2003). "Effet du paillis des résidus de canne à sucre sur la séquestration de carbone dans un sol ferrallitique argileux du Brésil." Étude et Gestion des Sols **10**(3): 9.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. et Bras, B. (2008). "A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: Impact assessment and interpretation." International Journal of Life Cycle Assessment **13**(5): 374-388.
- Recatalá Boix, L. et Zinck, J. A. (2008a). "Land-use planning in the chaco plain (Burruyacú, Argentina). Part 1: Evaluating land-use options to support crop diversification in an agricultural frontier area using physical land evaluation." Environmental Management **42**(6): 1043-1063.
- Recatalá Boix, L. et Zinck, J. A. (2008b). "Land-use planning in the Chaco plain (Burruyacú, Argentina): Part 2: Generating a consensus plan to mitigate land-use conflicts and minimize land degradation." Environmental Management **42**(2): 200-209.
- Reijnders, L. et Huijbregts, M. A. J. (2008). "Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases." Journal of Cleaner Production **16**(4): 477-482.
- Reinhardt, G. A., Gärtner, S., Rettenmaier, N., Münch, J. et Falkenstein, E. V. (2007). Screening Life Cycle Assessment of Jatropha Biodiesel. IFEU, IFEU: 62.
- Renner, A., Zelt, T. et Gerteiser, S. (2008). Global Market Study on Jatropha. London/Berlin, WWF: 187.
- Renouf, M. A., Wegener, M. K. et Pagan, R. J. (2010). "Life cycle assessment of Australian sugarcane production with a focus on sugarcane growing." International Journal of Life Cycle Assessment **15**(9): 927-937.
- Ribeiro, S. K., Kobayashi, S., Beuthe, M., Gasca, J., Greene, D., Lee, D. S., Muromachi, Y., Newton, P. J., Plotkin, S., Sperling, D., Wit, R. et Zhou, P. (2007). Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel On Climate Change. Cambridge, UK - New York, USA, IPCC: 55.
- Riegelhaupt, E. (2009). Overview of biofuel markets and biofuel applications in Latin America. BioTop Report. t. F. P. European Commission. México: 17p.
- Roches, A., Nemecek, T., Gaillard, G., Plassmann, K., Sim, S., King, H. et Milà I Canals, L. (2010). "MEXALCA: A modular method for the extrapolation of crop LCA." International Journal of Life Cycle Assessment **15**(8): 842-854.
- Romero De Carvalho, S., Bruand, A., Hardy, M., Leprun, J. C. et Jamagne, M. (1991). "Soil compaction of Ultisols (podzolic vermelho amarelo) under sugar cane crops (State of Rio de Janeiro, Brazil): contribution of an analysis of porosity combined with detailed knowledge of the mineral phase." Tassement des sols ferrallitiques podzolic vermelho amarelo sous culture de canne a sucre (Etat de Rio de Janeiro, Bresil). Apport d'une analyse de la porosite associee a une connaissance detaillee de la phase minerale **26**(3): 195-212.

- Rudorff, B. F. T., De Aguiar, D. A., Da Silva, W. F., Sugawara, L. M., Adami, M. et Moreira, M. A. (2010). "Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo state (Brazil) using Landsat data." Remote Sensing **2**(4): 1057-1076.
- Saad, R. H. (2010). Evaluation des impacts de l'utilisation des terres en analyse de cycle de vie : caractérisation axée sur la qualité des sols. Département de Génie Chimique. Montréal, Université de Montréal. **Maîtrise**: 184p.
- Sall, H. (2007). Plan REVA - Programme spécial Biocarburants. M. D. D. R. E. D. L'AGRICULTURE. Dakar, REPUBLIQUE DU SENEGAL: 24p.
- Samake, B. (2008). Rapport d'étude sur le développement des biocarburants au Mali. PROGRAMME REGIONAL DE PROMOTION DES ENERGIES DOMESTIQUES ET ALTERNATIVES AU SAHEL: 47p.
- Sangare, M. N. (2006). Union Locale des Societes Cooperatives de producteurs de Pourghère de Koulikoro. Koulikoro: 14p.
- Sayds (2008). El avance de la frontera agropecuaria y sus consecuencias. S. d. A. y. D. Sustentable: 12p.
- Sayds (2010). Superficie de áreas protegidas por ecoregión.
- Scarlat, N. et Dallemand, J. F. (2011). "Recent developments of biofuels/bioenergy sustainability certification: A global overview." Energy Policy.
- Schmidt, J. H. (2008). "Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity." Journal of Cleaner Production **16**(18): 1929-1942.
- Schmidt, J. H. et Weidema, B. P. (2008). "Shift in the marginal supply of vegetable oil." International Journal of Life Cycle Assessment **13**(3): 235-239.
- Schoeling, O. (2007). Les biocarburants non conventionnels en Belgique pour aller au-delà de 5,75% à l'horizon 2012 ? Valbiom, Valbiom: 46p.
- Schultze, A., Lavelle, P. et Hurel, C. (2009). Evaluation de la bibliographie relative aux Analyses de Cycle de Vie (ACV) appliquées aux productions lignocellulosiques. Paris, ADEME: 149p.
- Scope (2008). Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use. International Biofuels Project Rapid Assessment, Gummersbach, Germany, Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D. et Yu, T. H. (2008). "Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change." Science **319**(5867): 1238-1240.
- Setac (1991). A Technical framework for Life-Cycle Assessment. SETAC: 134.
- Silitonga, A. S., Atabani, A. E., Mahlia, T. M. I., Masjuki, H. H., Badruddin, I. A. et Mekhilef, S. (2011). "A review on prospect of Jatropha curcas for biodiesel in Indonesia." Renewable and Sustainable Energy Reviews **15**(8): 3733-3756.
- Silva, J. F. (2008). Brazil Biotech Annual 2008: 8p.
- Silva, J. F. (2011). Brazil Biotech Annual 2011: 9p.
- Singh, S. (2009). India Biofuels Annual Report 2009. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 19p.
- Slay, C. M. (2011). A Review of Biodiversity and Land-Use Metrics, Indices, and Methodologies as Related to Agricultural Products. A Business Report for the Food, Beverage, and Agriculture Sector of The Sustainability Consortium. Fayetteville, University of Arkansas. **1**: 25.
- Slette, J. et Wiyono, I. E. (2011). Indonesia Biofuels Annual Report 2011. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 8p.
- Smeets, E. M. W., Bouwman, L. F., Stehfest, E., Van Vuuren, D. P. et Posthuma, A. (2009). "Contribution of N2O to the greenhouse gas balance of first-generation biofuels." Global Change Biology **15**(1): 1-23.
- Smith, M. E. et Muran, M. (2009). Russian federation Biofuels Annual Report 2009. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 11p.
- Sparovek, G., Anisimova, M. A., Kolb, M., Bahadir, M., Wehage, H. et Schnug, E. (2001). "Organochlorine compounds in a Brazilian watershed with sugarcane and intense sediment redistribution." Journal of Environmental Quality **30**(6): 2006-2010.
- Sparovek, G., Barretto, A., Berndes, G., Martins, S. et Maule, R. (2009). "Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996-2006." Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change **14**(3): 285-298.
- Sparovek, G. et Schnug, E. (2001). "Temporal erosion-induced soil degradation and yield loss." Soil Science Society of America Journal **65**(5): 1479-1486.
- Suhas Wani, P. et Sreedevi, T. "Biodiesel-based Opportunities to Rehabilitate Degraded Lands and Income Generation Biodiesel-Generation." 32p.

- Taravella, R. (2011). "Les rouages contemporains de la déforestation en Amazonie orientale : le cas de la Terra do Meio (Pará, Brésil)." IDDRI, Analyses / Studies **02**(11): 36p.
- Tay, K. (2009). Guatemala Biofuels Annual Report 2009. Biofuels Annual Report. USDA, USDA: 12p.
- Tilman, D., Socolow, R., Foley, J. A., Hill, J., Larson, E., Lynd, L., Pacala, S., Reilly, J., Searchinger, T., Somerville, C. et Williams, R. (2009). "Beneficial biofuels - The food, energy, and environment trilemma." Science **325**(5938): 270-271.
- Timizar, N. (2007). "Bio-fuels. The jatropha plant, an alternative to edible plants." Biocarburants. La jatropha, une alternative aux plantes alimentaires **44**(483): 27.
- Tomei, J., Semino, S., Paul, H., Joensen, L., Monti, M. et Jelsøe, E. (2010). "Soy production and certification: The case of Argentinean soy-based biodiesel." Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change **15**(4): 371-394.
- Tomura, K. (2008). "NANO HANA Project at Contaminated Area by Bio-remedy with Rapeseed Plant in Narodichi, Ukraine: A Challenge of Chernobyl-Chubu Association."
- Turner II, B. L., Clark, W. C., Kates, R. W., Richards, J. F., Mathews, J. T. et Meyer, W. B. (1990). "The Earth as transformed by human action: global change and regional changes in the biosphere over the past 300 years." The Earth as transformed by human action: global change and regional changes in the biosphere over the past 300 years.
- Turner II, B. L., Lambin, E. F. et Reenberg, A. (2007). "The emergence of land change science for global environmental change and sustainability." Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America **104**(52): 20666-20671.
- Turner II, B. L. et Meyer, W. B. (1991). "Land use and land cover in global environmental change: considerations for study." International Social Science Journal **43**(130): 669-679.
- Uriarte, M., Yackulic, C. B., Cooper, T., Flynn, D., Cortes, M., Crk, T., Cullman, G., Mcginty, M. et Sircely, J. (2009). "Expansion of sugarcane production in São Paulo, Brazil: Implications for fire occurrence and respiratory health." Agriculture, Ecosystems and Environment **132**(1-2): 48-56.
- Van Dam, J., Junginger, M. et Faaij, A. P. C. (2011). "From the global efforts on certification of bioenergy towards an integrated approach based on sustainable land use planning." Renewable and Sustainable Energy Reviews.
- Van Der Putten, E., Franken, Y. J., Nielsen, F., De Jongh, J., Rijsenbeek, W., Beerens, P., Van Eijck, J., Galema, T., Groeneveld, G., Ansø, N., Wijnker, M., Adriaans, T. et Moers, P. (2010). THE JATROPHA HANDBOOK. From Cultivation to Application. FACT. Eindhoven, FACT Foundation: 174p.
- Viglizzo, E. F., Ricard, M. F., Jobbágy, E. G., Frank, F. C. et Carreño, L. V. (2011). "Assessing the cross-scale impact of 50 years of agricultural transformation in Argentina." Field Crops Research **124**(2): 186-194.
- Vogtländer, J. G., Lindeijer, E., Witte, J. P. M. et Hendriks, C. (2004). "Characterizing the change of land-use based on flora: Application for EIA and LCA." Journal of Cleaner Production **12**(1): 47-57.
- Waniez, P. (2002). Les données et le Territoire au Brésil. Versailles, Université Paris X Nanterre. **Habilitation à diriger des recherches**: 404p.
- Weidema, B. et Lindeijer, E. (2001). Physical impacts of land use in product life cycle assessment. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Lyngby: 52p.
- Wicke, B., Dornburg, V., Junginger, M. et Faaij, A. (2008). "Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications." Biomass and Bioenergy **32**(12): 1322-1337.
- Wiegmann, K., Hennenberg, K. J. et Fritsche, U. (2008). Degraded land and sustainable bioenergy feedstock production. Joint international workshop on high nature value criteria and potential for sustainable use of degraded lands. Paris, France, Öko-Institut: 12p.
- Wiemer, H. J. (1995). Projet Pourghère. Suivi et évaluation des effets du projet. D. L. E. E. D. L. H. MINISTERE DES MINES and D. N. D. L. H. E. D. L'ENERGIE. Bamako, Mali, DNHE - GTZ: 27.
- Würtenberger, L., Koellner, T. et Binder, C. R. (2006). "Virtual land use and agricultural trade: Estimating environmental and socio-economic impacts." Ecological Economics **57**(4): 679-697.
- Zah, R., Böni, H., Gauch, M., Hischer, R., Lehmann, M. et Wäger, P. (2007). Ecobilan d'agents énergétiques: évaluation écologique de biocarburants: 21p.
- Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D. et Díaz, S. (2008). "What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors." Environmental Management **42**(2): 181-189.

Principales sources de données consultées

| | |
|--------------|---|
| BP | http://www.bp.com |
| FAOSTAT | http://www.fao.org |
| INSEE | http://www.insee.fr |
| GBC | http://www.globalbiofuelscenter.com |
| UDOP | http://www.udop.com.br |
| UNICA | http://www.unica.com.br |
| USDA | http://www.usda.gov |
| Eurobserv'er | http://www.eurobserv-er.org |
| UEPA | http://www.uepa.be (n'est plus fonctionnel) |
| ePURE | http://www.epure.org |
| IBGE | http://www.ibge.gov.br |
| EUROSTAT | http://ec.europa.eu/eurostat |

Nomenclature

Sigles et Abréviations

Sigles

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

ePURE : European renewable ethanol industry

EUROSTAT : Direction générale de la Commission européenne chargée de l'information statistique à l'échelle de l'Union Européenne

IBGE : Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (en français, Institut brésilien de géographie et de statistiques, www.ibge.gov.br)

INDEC : Instituto Nacional de Estadística y Censos. Institut National de statistiques argentin

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change (en français, GIEC)

ISO : Organisation internationale de normalisation

JRC : Joint Research Center

OMC : Organisation Mondiale du Commerce

ONU : Organisation des Nations Unies

RFA : Renewable Fuel Agency

RTFO : Renewable Transport Fuel Obligation

SAGPyA : Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la Nación (en français, Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage, des Pêches et de l'Alimentation, www.sig.gov.ar)

SAYDS : Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (en français, Secrétariat de l'Environnement et du Développement Durable Argentin, www.ambiente.gov.ar)

UDOP : União dos Produtores de Bioenergia (en français, Union des Producteurs de Bioénergies au Brésil)

UEPA : Union Européenne des Producteurs d'éthAnol

UNEP : United Nations Environment Program

UNICA : União da Indústria de Cana-de-açúcar (en français, Union des Industries de la Canne à sucre)

USDA : United States Department of Agriculture.

Abréviations

- Abréviations spécifiques à l'Analyse de cycle de vie

ACV : Analyse de Cycle de Vie

AICV : Analyse d'Impact du Cycle de Vie (généralement réservé pour désigner les méthodes d'analyses d'impacts en ACV)

CV : Cycle de Vie

ICV : Inventaire du Cycle de Vie

TTW : Tank to Wheel (en français : du réservoir à la roue)

UF : Unité Fonctionnelle

WTT : Well to Tank (en français : du puits au réservoir)

WTW : Well to Wheel (en français : du puits à la roue)

- Autres abréviations

Bx : Taux d'incorporation de biodiesel dans le carburant conventionnel (par exemple, B5)

C : Carbone

CAS : Changement d'Affectation des Sols (LUC en anglais)
CDM : (Clean Development Mecanism) Mécanismes de développement propre initiés dans la lignée du protocole de Kyoto
CEC : Capacité d'Echange Cationique
CO₂ : Gaz carbonique
CO₂_{éq} : Equivalent CO₂
dCAS : Changement d'Affectation des Sols direct (dLUC en anglais)
DDGS : (Dried Distillers Grains with Solubles) Solubles de distilleries. C'est un des coproduits des éthanoleries approvisionnées par des céréales
Ex : Taux d'incorporation d'éthanol dans le carburant conventionnel (par exemple, E10)
gCAS : Changement d'Affectation des Sols global
GES : Gaz à Effets de Serre
Hab : Habitants
iCAS : Changement d'Affectation des Sols indirect (iLUC en anglais)
MDP : Equivalent de CDM en français
MFA : (Material Flow Analysis) Analyse de flux de matière. Méthode de bilan de flux utilisée dans certaines comptabilités environnementales
MO : Matière Organique
NPK : (Azote, Phosphore, Potassium) Macronutriments principaux pour les végétaux. Utilisé pour indiquer la composition des engrais
OGM : Organisme Génétiquement Modifié
PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur
SIG : Système d'Information Géographique
STA : Surface Terre Atmosphère
TCR : Taillis à Courtes Rotations
TTCR : Taillis à Très Courtes Rotations
UE : Union Européenne (UE 27 - Union Européenne comprenant les 27 Etats membres)
USA : Etats-Unis d'Amérique

Unités et conversions

Energie

J – Joule

cal – calorie = 4,18 J

kWh – kilowattheure = 3,6 MJ

MWh – mégawattheure = 3,6 GJ

tep – tonne équivalent pétrole = 42 GJ

EQF – équivalent litre de fioul ~ 42 MJ

Volume

l – litre = 10^{-3} m³

m³ – mètre cube

Poids

g – gramme

t – tonne = 10^6 g

Surface

m² – mètre carré

ha – hectare = 10000 m²

km² – kilomètre carré = 10^6 m²

Puissances de 10

k – kilo = 10^3

M – méga = 10^6

G – giga = 10^9

T – tera = 10^{12}

P – péta = 10^{15}

Equivalences

1t_C ~ 3,67 t_{CO₂èq}

1t_{N₂O} ~ 298 t_{CO₂èq}

Annexes

ANNEXE 2 :

L'énergétique agricole, nouvelles sources de données

8 L'énergétique agricole, nouvelles sources de données

8.1 Motivations et démarche adoptée

A l'origine du questionnement, objet de ce chapitre, on peut citer différents constats effectués lors de diverses missions d'étude sur le terrain :

- pour l'analyse environnementale, les bases de données à caractère territorial ou régional sont en général lacunaires, voire inexistantes,
- dans ces bases de données, les aspects purement énergétiques concernant les machines, les systèmes ainsi que leurs utilisations et leurs consommations, sont souvent peu détaillés,
- des données statistiques, obtenues par grandes enquêtes systématiques, existent mais ces enquêtes correspondant à une photographie instantanées ne couvrent pas tous les champs de l'inventaire environnemental, et par ailleurs sont actualisées assez rarement (par exemple, les enquêtes sur les pratiques culturales),
- dans l'objectif d'aider les exploitations à maîtriser leurs consommations d'énergie, différents programmes de diagnostic ont été mis en place. La mise en oeuvre de ces programmes prévoit le recueil et l'analyse d'un très important volume de données d'inventaire, directement auprès d'un grand nombre d'exploitations.

Ainsi, pour la problématique d'analyse environnementale abordée dans ce travail, on peut envisager des intérêts mutuels dans les différentes démarches :

- Peut-on tirer profit de données énergétiques détaillées pour améliorer l'inventaire environnemental : description des systèmes énergétiques (machines, systèmes), évaluation des flux d'énergie directe (carburant, chaleur, électricité, ...) ?
- Peut-on alimenter des bases de données environnementales régionalisées à partir de programmes de diagnostic énergétique ? Au-delà, peut-on envisager d'interagir avec ces programmes de diagnostic pour qu'ils soient une meilleure source de données environnementales ?

Pour répondre à ces constats et questionnements, nous avons déployé une démarche dans l'objectif de recenser les données de diagnostics énergétiques. Les éléments principaux de cette démarche sont :

- l'identification des programmes de diagnostics d'exploitations agricoles conduits en France,
- la prise de contact et les interactions avec les acteurs et animateurs des programmes identifiés,
- l'analyse et la typologie des différentes méthodes de diagnostics énergétiques déployées dans les programmes identifiés. Ce dernier point a pour but principal de déterminer les différents usages possibles des données issues de diagnostics énergétiques dans l'analyse environnementale des productions agricoles.

8.2 Diagnostic énergétique : définitions, élaboration, conduite

L'activité de diagnostic énergétique est une activité très technique pratiquée par des spécialistes qui est relativement mal connue, en particulier dans le monde agricole. En préambule de ce chapitre, il est donc important de proposer des définitions aux principaux termes qui y sont utilisés.

Audit ou diagnostic ?

Certains distinguent l'audit énergétique du diagnostic énergétique. Le diagnostic peut être vu comme davantage tourné vers l'obtention de préconisations d'amélioration tandis que l'audit servirait à déterminer les besoins spécifiques en diagnostics du site audité. Dans la pratique, cette distinction est souvent artificielle. Dans ce travail nous employons le terme de diagnostic qui est le plus couramment utilisé.

Diagnostic énergétique

L'activité de diagnostic énergétique consiste en l'application de méthodes et d'outils à l'échelle d'une exploitation agricole pour analyser ses consommations énergétiques directes voire indirectes. **Les objectifs** de cette analyse peuvent se situer à plusieurs niveaux selon que le diagnostic est poussé ou non :

- situer le niveau de consommation d'énergie,
- évaluer l'efficacité de l'utilisation de l'énergie consommée,
- évaluer les marges théoriques d'amélioration,
- estimer la faisabilité des améliorations.

Le diagnostic énergétique consiste notamment en un recueil et inventaire de données générales (surfaces cultivées), de données techniques (nature et caractéristiques des équipements, machines, installations...), et de données d'activité (productions, consommations énergétiques, consommation d'intrants, ...). Cela permet, à l'échelle de l'exploitation diagnostiquée, d'évaluer des indicateurs par une méthode prédéfinie afin de les comparer à des valeurs de référence pour situer son niveau d'efficacité dans l'utilisation de l'énergie. Lorsque le diagnostiqueur focalise son attention sur les systèmes énergétiques (machines agricoles, systèmes d'irrigation, ...), le diagnostic repose sur une étude technique approfondie, dont l'objectif est d'améliorer, de redimensionner, ou de reconcevoir les systèmes pour une meilleure efficacité.

Méthode de diagnostic

En général, dans chaque programme de diagnostic une méthode de base est définie et adaptée à la situation du territoire étudié. La méthode prévoit la nature des données à recueillir, la façon dont les données sont recueillies, les documents d'information et de transcription, ainsi que les indicateurs à évaluer et leurs modes de calcul. Par exemple, la consommation d'énergie totale par hectare cultivé est un indicateur fréquemment rencontré. A partir de ces indicateurs, le diagnostic aide à déterminer si des actions d'amélioration sont à envisager : évolution des pratiques, des matériels, conduite d'une étude plus approfondie, *etc.* Ainsi la méthode de diagnostic peut se décliner à plusieurs niveaux plus ou moins poussés.

Conduite d'un diagnostic

Lors de la conduite d'un diagnostic, le diagnostiqueur procède par étapes : enquête ou visite sur site, recueil des données, analyse des données, implémentation de la base de données et production d'un rapport de diagnostic. Ces étapes sont très souvent itératives, d'autant plus que le niveau technique du diagnostic est important (données non disponibles lors de la visite de l'exploitation, besoin en données non attendu, précisions nécessaires sur le fonctionnement des systèmes étudiés, *etc.*). En outre, c'est lors de la conduite du diagnostic, en particulier lors de la visite sur site, que la proximité entre le diagnostiqueur et les représentants

de l'exploitation diagnostiquée est la plus forte. Un diagnostiqueur expérimenté utilise cette proximité pour établir un échange (discussions) afin d'obtenir rapidement un ensemble d'informations utiles et pour identifier les personnes « ressources ». Lorsque cet échange est bien utilisé, les itérations requises sont réduites et le diagnostiqueur peut ajuster ses préconisations aux diverses contraintes constatées sur le terrain. C'est en partie cet échange qui forme en retour l'expérience du diagnostiqueur.

Programme de diagnostics

Un programme de diagnostics est une démarche qui consiste à déployer une série de diagnostics dans une zone d'étude bien définie, et pour une durée déterminée. Le programme de diagnostics peut être très sommaire (une méthode de diagnostic est déclinée en routine) comme très élaboré. Les programmes de diagnostics élaborés sont généralement conduits par des structures locales de service aux agriculteurs. Le personnel de ces structures locales connaît bien les caractéristiques du territoire délimité ainsi que les besoins prioritaires des agriculteurs locaux. Cette connaissance constitue un avantage décisif pour déterminer pertinemment les différentes méthodes de diagnostics à décliner, et les différentes phases de mises en œuvre du programme dans son ensemble.

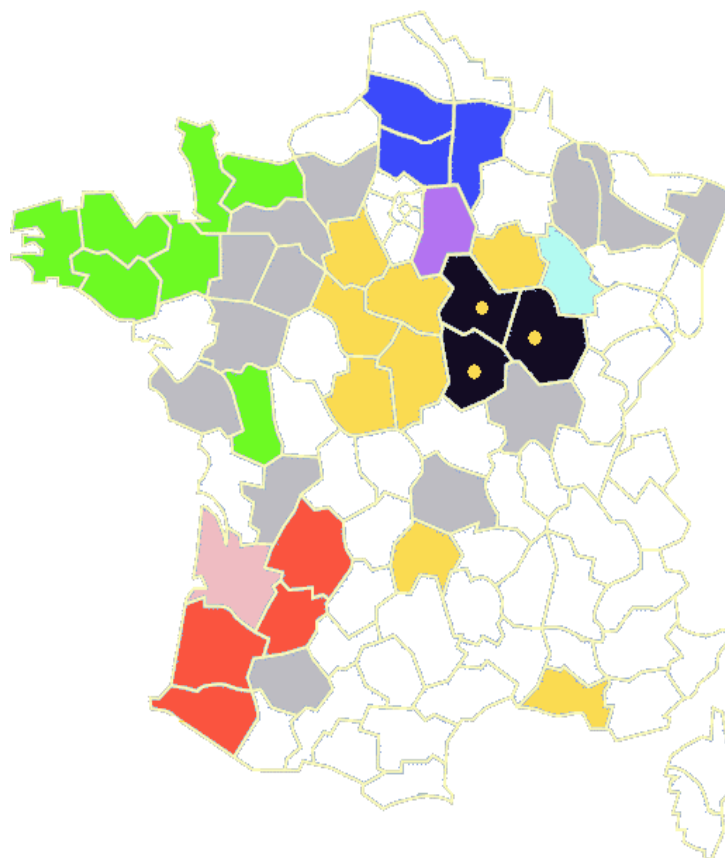
Animation d'un programme de diagnostics

Dans l'animation d'un programme de diagnostics, l'animateur prévoit un programme d'information auprès des exploitants, un calendrier de diagnostic, des séances de restitution auprès de groupes d'exploitants et des donneurs d'ordre. Il fait appel à un ou plusieurs diagnostiqueurs pour conduire les diagnostics d'exploitations. Il rassemble les données de diagnostic dans la base de données du programme afin de construire des références techniques.

8.3 Etude de programmes régionaux et territoriaux en France

8.3.1 L'énergétique agricole dans le cadre de contraintes environnementales nouvelles

Jusqu'à la moitié des années 2000, les institutions et les acteurs privés opérant dans l'énergétique agricole étaient mobilisés pour des activités tournées vers le service direct aux agriculteurs (fourniture d'énergie, réglages de séchoirs, réglages de tracteurs,...). Depuis quelques années, des contraintes environnementales nouvelles ont contribué à repositionner la problématique de l'énergétique agricole dans une vision de maîtrise de la demande en énergie (MDE). En 2012, la démarche politique Française s'articule autour des opportunités MDE et d'intégration des énergies renouvelables dans les exploitations agricoles. Cette démarche est formalisée par le **Plan de Performance Energétique des Exploitations agricoles (PPE), défini suite au Grenelle de l'environnement, dont un des objectifs consiste à faire le diagnostic énergétique de 100 000 exploitations agricoles pour 2013**. Pour tenter de traiter la problématique de la disponibilité des données d'énergétique agricole, nous avons choisi d'étudier les programmes de diagnostics énergétiques mis en œuvre en France par des structures locales, notamment par le réseau des Chambres d'Agriculture, sur la période 2009-2010.



Méthodes déployées

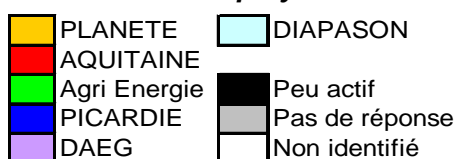


Figure 189 : Méthodes de diagnostics énergétiques des exploitations agricoles mises en œuvre en France par le réseau Chambres d'Agriculture en 2009.

Tableau 37 : Diagnostics énergétiques réalisés sur des exploitations agricoles en France en 2009.

| Opérations existantes en France | | | Diagnostic d'inventaire | | | | | | Diagnostic d'inventaire | | | | |
|---------------------------------|---------------------|----------------------------|-------------------------|--------------------|----------|--------|--------------------|----------|-------------------------|----------------------------|------------------|--------------------|----------|
| Identification | | Réalizations (diagnostics) | | Enquête à distance | | | Enquête de terrain | | | Mesures de caractérisation | | Campagne de mesure | |
| Nature | Dénomination | Actuelles | Maximum | Globale, sommaire | Complète | Ciblée | Globale, sommaire | Complète | Ciblée | De contrôle | D'Etat des lieux | Ciblée | Complète |
| Méthodes de diagnostics | Agri Energie | ~300 | ? | | | | X | | X | | | X | |
| | PLANETE | ~3000 | ? | | | | X | X | | | | | |
| | DAESE | ? | ? | | | | | X | | | | | |
| | DAEG | ? | ? | | | | | X | | | | | |
| | DiaTerre (en cours) | 0 | ? | | | | X | X | | | | | |
| | DIAPASON | 400 | ? | | | | X | | X | | | X | |
| | DIALECTE | 600 | ? | | | | X | X | | | | | |
| Programmes de diagnostics | Bancs Moteurs | >7000 | ? | | | | | | | X | X | | |
| | GRCETA.SFA | 40 | 145 | X | | X | | X | X | X | X | | |
| | BRETAGNE | ~300 | ? | | | | | | | | | | |
| | PICARDIE | 200 | ? | X | | X | X | X | | | X | | |
| | AQUITAINE | 30 | ? | X | | | X | | X | | | | |
| | Instituts Elevage | 400 | ? | X | | | | | X | X | | X | |
| | PPE (National) | <5000 | 100000 | | | | X | X | | | | | |

8.3.2 Programmes de diagnostics énergétiques existants

Pour étudier les programmes de diagnostics énergétiques d'exploitations agricoles existants en France, nous avons choisi de recenser les démarches engagées dans les chambres d'agriculture et dans quelques structures locales. 41 départements ont été identifiés. Dans ces départements, une cinquantaine d'acteurs des programmes de diagnostics ont été contactés. Parmi ces contacts une vingtaine de personnes a donné suite et a répondu à un entretien téléphonique dont l'objet était de détailler les démarches accomplies dans le champ du diagnostic énergétique. Ces entretiens ont permis de prendre la mesure de la diversité des démarches engagées, de la difficulté de décliner les diagnostics globaux en raison d'un défaut de préconisations techniques et des contraintes fortes et diverses concernant le recueil des données de diagnostics. Au final, les données de 2 méthodes de diagnostics ont été recueillies pour 4 départements.

Principales méthodes de diagnostic déployées

La Figure 189 représente les méthodes de diagnostics prédominantes déployées dans le cadre de programmes de diagnostics départementaux et régionaux sur le territoire Français fin 2009. « PLANETE » est la première méthode de diagnostic énergétique d'exploitations agricoles en France à avoir été diffusée à l'échelon national grâce aux travaux de l'association SOLAGRO. Les résultats les plus récents datent de l'année 2010 (3500 diagnostics, tous systèmes de productions confondus, dont environ 271 en grandes cultures « strict »). En conséquence, PLANETE est la méthode la plus utilisée, soit directement pour réaliser les diagnostics énergétiques, soit comme un outil particulier intégré à une méthode de diagnostic agricole énergétique spécifique (Agri Energie, AQUITAINE, DIAPASON) ou non énergétique (DEAG, diagnostic agri-environnemental géographique). Au cours de l'année 2010, un réseau large représentant la profession agricole (Chambres d'Agriculture, Institut de l'élevage, ACTA, ARVALIS, CTIFL, FNCUMA, INRA, ...) a travaillé à la définition de la méthode de diagnostic de Dia'terre®. Cette méthode a été formalisée dans un outil élaboré par SOLAGRO. Cet outil est conçu pour répondre aux exigences du PPE. Il comprend depuis 2011 une base de données en ligne et un logiciel pour la réalisation opérationnelle de diagnostics.

Principaux programmes de diagnostics déployés

La nature des programmes de diagnostics énergétiques identifiés (Tableau 37) est variable selon les régions. Les spécificités rencontrées soulignent les motivations principales des acteurs locaux et les spécificités territoriales. Par exemple, la méthode Agri-Énergie est l'outil principal d'un programme de diagnostics déployé essentiellement en Bretagne et en Basse Normandie. Dans ces régions, les productions animales sont très fréquentes, voire dominantes. La méthode Agri-Énergie est concentrée sur les consommations « d'énergie directe » (avec une sensibilisation à l'énergie indirecte des engrais minéraux), avec une spécialisation dans le diagnostic des ateliers d'élevage. Cette spécialisation traduit le besoin des agriculteurs locaux : obtenir des préconisations techniques sur les équipements d'élevage tout en ayant une vision plus large des impacts de leur exploitation. Dans la même tendance, la méthode AQUITAINE déclinée dans cette région contient des volets techniques pour les équipements d'élevage, afin d'établir des bilans technico-économiques sur des actions type standardisées. Enfin, le programme de « PICARDIE » est le plus complet. Ce programme couvre une région agricole de grandes cultures et d'élevages. L'objectif de l'animateur régional est de créer un outil d'autodiagnostic simplifié, adapté à la région et à destination des exploitants. Pour cela, il combine plusieurs types de diagnostics techniques (diagnostics sur la motorisation en grande culture, diagnostics sur les ateliers d'élevage) et globaux (obtention de données de production et de consommations énergétiques sur plusieurs centaines d'exploitations).

| Typologie des diagnostics | | Objet | | Justesse et Précision | Modélisation Système |
|---------------------------|----------------------------|-------------------|---|-----------------------|----------------------|
| Diagnostic d'Inventaire | Enquête à distance | Globale, sommaire | Données générales agrégées | | |
| | | Ciblée | Données spécifiques voire techniques | | |
| | | Complète | Enquête élargie à d'autres thématiques que l'énergétique | | |
| | Enquête de terrain | Globale, sommaire | Données générales localisées | | |
| | | Ciblée, technique | Données techniques sur un type de système utilisé | | |
| | | Complète | Enquête élargie à d'autres thématiques que l'énergétique | | |
| Diagnostic Instrumenté | Mesures de Caractérisation | De contrôle | Banc moteur, mesure de débit, de puissance ... | | |
| | | D'Etat des lieux | Diagnostic agronomique, mécanisation, irrigation, séchoirs... | | |
| | Campagne de mesure | Ciblée | Pilotage Irrigation, enregistrement des consommations de fuel ... | | |
| | | Complète | S'applique à tous les consommateurs finaux | | |

Figure 190 : Typologie des méthodes de diagnostics énergétiques appliquées aux exploitations agricoles. La précision et la justesse des données issues des diagnostics dépendent du type de diagnostic déployé. Les diagnostics d'inventaire techniques ciblés et les diagnostics instrumentés procurent les données requises pour modéliser le fonctionnement des systèmes techniques et simuler leurs consommations énergétiques.

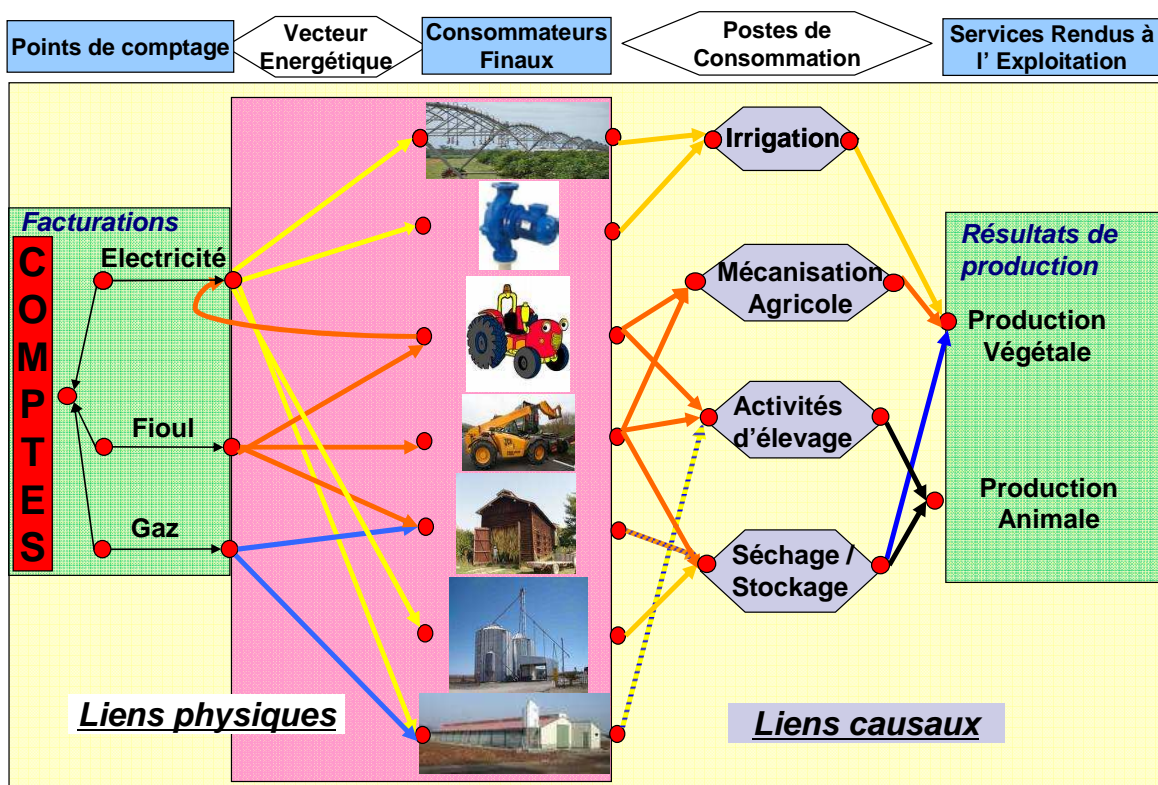


Figure 191 : Flux énergétiques dans le périmètre de l'exploitation et domaines d'étude par type de diagnostics. Les domaines d'applicabilité des trois principaux types de diagnostics sont représentés par les couleurs de fond (vert = diagnostic d'inventaire à distance, jaune = diagnostic d'inventaire de terrain, rouge = diagnostics instrumentés).

8.3.3 Typologie de diagnostics énergétiques d'exploitation agricole

Nous cherchons à proposer une synthèse des méthodes de diagnostics d'exploitations agricoles par une approche typologique basée sur la nature technique de ces diagnostics (Figure 190). La nature de ces diagnostics démarque principalement :

- le **diagnostic d'inventaire** qui consiste à relever des informations qualitatives ou quantitatives issues de traçabilités diverses,
- le **diagnostic instrumenté** qui consiste principalement à la mesure de flux physiques ciblés sur les systèmes techniques consommateurs en énergie.

Cette distinction primaire est fondée sur le fait que les diagnostics instrumentés sont basés sur des mesures totalement absentes des diagnostics d'inventaires. En cela, les diagnostics instrumentés délivrent des données de caractérisation fiables et actualisées concernant les systèmes techniques utilisés au sein de l'exploitation agricole.

Diagnosics d'inventaire

Nous distinguons les diagnostics d'inventaire suivant l'intervention ou non d'un opérateur humain sur le terrain (enquête à distance ou de terrain). Cette intervention d'un opérateur humain sur le terrain :

- contribue significativement au réalisme des données finales (capacité de contrôle élevée), puis à l'étendue possible des informations recherchées (différents types d'inventaires),
- induit un temps d'action incompressible et un coût supplémentaire important.

Le diagnostic d'inventaire est indispensable pour la connaissance du parc matériel dans son ensemble et pour établir des liens de causalité afin d'affecter les consommations énergétiques à des étapes particulières de la phase de production agricole (Figure 191).

Diagnosics globaux

Les diagnostics globaux considèrent l'exploitation dans son ensemble et d'un point de vue exclusivement énergétique (par opposition aux diagnostics complets). L'approche vise à **identifier les consommations énergétiques et à les mettre en regard des productions de l'exploitation pour obtenir des indicateurs de performances globales** (énergie/surface ou énergie/production). Ces indicateurs permettent de **pointer les postes consommateurs** (Figure 191) et d'en suivre l'évolution au fil des années. Ils prennent en compte l'énergie requise pour la production des flux entrants (énergie indirecte). La phase de collecte des données sur le terrain est succincte. La collecte porte sur la structure de l'exploitation (assolement, cheptel), puis sur l'ensemble des flux entrants et sortants. Les flux entrants sont les fluides (eau, énergie), les intrants agronomiques (engrais, amendements, phytosanitaires, aliments) et les équipements utilisés. Les flux sortants sont l'ensemble des productions animales et végétales de l'exploitation. **Les préconisations** délivrées à la suite de ce type de diagnostic **sont des recommandations d'ordre général**.

Diagnosics techniques

Les diagnostics techniques portent sur les systèmes techniques et énergétiques. La phase de collecte est détaillée et concerne les caractéristiques techniques requises par l'outil de modélisation utilisé. Cet outil permet de **relier les caractéristiques du système étudié à ses consommations énergétiques attendues**. On établit ainsi un état des lieux des performances énergétiques, pour ensuite **rechercher des solutions d'amélioration**, synthétisées sous forme de préconisations. Ces préconisations proposent des **solutions opérationnelles pour l'exploitant** : matériel requis, recommandations sur le pilotage, gains énergétiques attendus, intérêt économique de l'action. Ce dernier paramètre est généralement prépondérant pour la décision de l'exploitant.

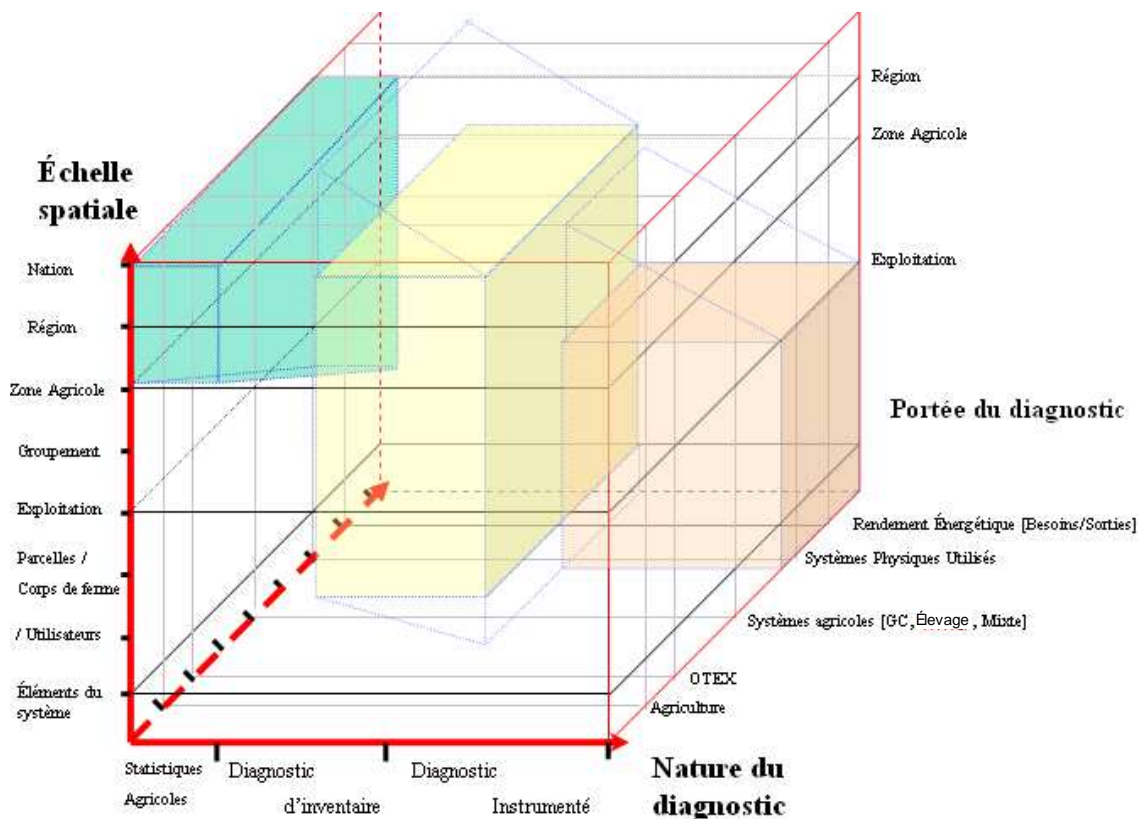


Figure 192 : Echelles spatiales, dimensions techniques et applicabilité des méthodes de diagnostics. Les domaines d'applicabilité des principaux types de diagnostics sont représentés par les volumes de couleurs (vert = diagnostic d'inventaire à distance, jaune = diagnostic d'inventaire de terrain, rouge = diagnostics instrumentés).

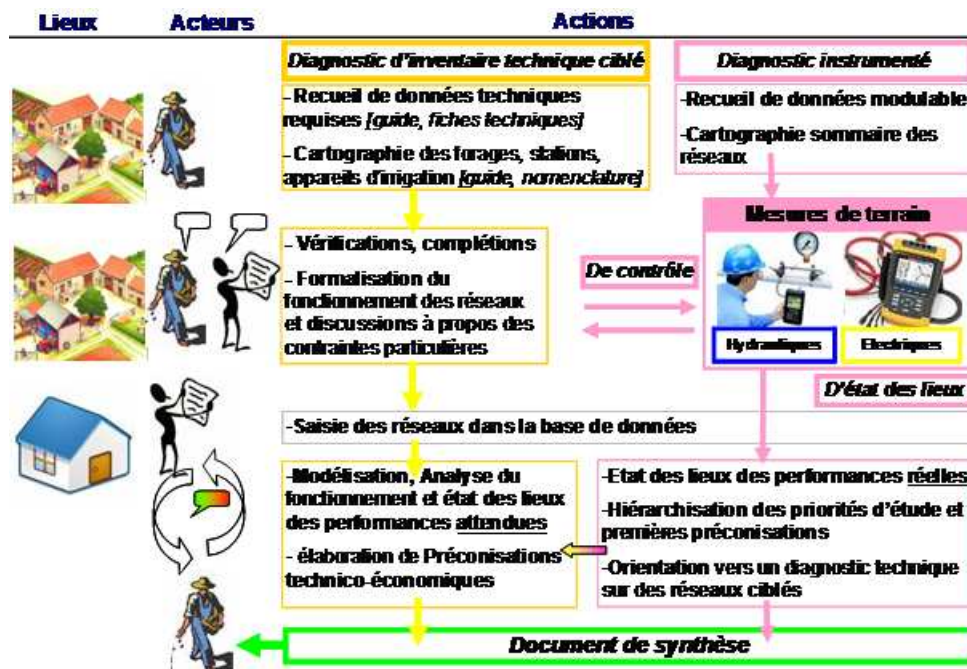


Figure 193 : Exemple de combinaisons possibles pour les diagnostics d'inventaire et les diagnostics instrumentés dans le cas de l'irrigation. Les mesures d'état des lieux peuvent fournir des données de fonctionnement au diagnostic d'inventaire. Les diagnostics d'inventaires peuvent permettre de cibler des systèmes techniques mal connus (besoin d'état des lieux) ou présentant des mauvaises performances (contrôle).

8.3.4 Niveaux d'échelle, niveaux de détail : la nécessaire interaction entre les différents types de diagnostics

Echelles d'applications des méthodes de diagnostics

Les liens entre les échelles d'application spatiales envisageables et le niveau de détail attendus pour chaque type de diagnostics (Figure 192) montrent :

- que l'exigence sur le niveau de détail ou sur la précision des données dépend de l'échelle d'application visée et des moyens d'enquêtes mobilisés,
- les interactions que peuvent entretenir les différentes méthodes de diagnostic entre-elles.

Interactions entre méthodes de diagnostics pour la construction de références techniques

Les interactions entre les différents types de diagnostics sont potentiellement nombreuses. Moins les thématiques abordées sont connues, plus l'intensité et l'utilité de ces interactions est renforcée. Dans le cadre de construction de références techniques grâce au déploiement d'un programme de diagnostics énergétiques, les interactions principales sont :

- enquêtes techniques de terrain → enquêtes à distance : déterminer les critères et le mode de calcul des performances énergétiques d'un système technique, identifier les domaines de validité des données issues d'enquêtes à distance,
- enquêtes à distance → enquêtes techniques de terrain : recueillir un **échantillon représentatif** des critères techniques requis pour caractériser les performances énergétiques **à un échelon territorial et régional**,
- diagnostics d'inventaire techniques → diagnostics instrumentés : identifier les systèmes techniques à instrumenter pour en préciser le fonctionnement,
- diagnostics instrumentés → diagnostics d'inventaire techniques : déterminer/valider des clés de répartition pour les consommations énergétiques de plusieurs systèmes techniques sur un même point de comptage (Figure 191), obtenir des données d'inventaire non connues (Figure 193), valider les outils utilisés dans les diagnostics techniques d'inventaire.

D'une part, il est établi que les résultats produits par ces différents types de diagnostics sont bien complémentaires. Lorsque ces différents types de diagnostics sont combinés, ils participent à une construction logique et ordonnée de bases de données régionalisées de qualité. La spécificité de ces bases de données issues de programme de diagnostics est d'offrir la possibilité d'apprécier la pertinence de son utilisation selon les niveaux d'échelle et de détails escomptés.

D'autre part, il faut noter que seule la combinaison de diagnostics instrumentés et de diagnostics d'inventaires techniques permet d'obtenir une connaissance complète et précise des systèmes techniques dans l'activité agricole. En d'autres termes, le recours unilatéral à des diagnostics globaux (de terrain ou à distance) comporte le risque d'une utilisation inadaptée de leurs résultats (hors domaines de validité par exemple), en particuliers les résultats sur les consommations énergétiques directes.

8.3.5 Obtention de références techniques régionalisées

Lorsqu'un programme de diagnostics est déployé sur une zone particulière, un des premiers objectifs du diagnostiqueur est d'obtenir des références techniques régionalisées. Ces références techniques sont indispensables pour interpréter les indicateurs de performances délivrés par les diagnostics d'inventaire. L'agriculteur peut alors situer son exploitation parmi l'échantillon de référence.

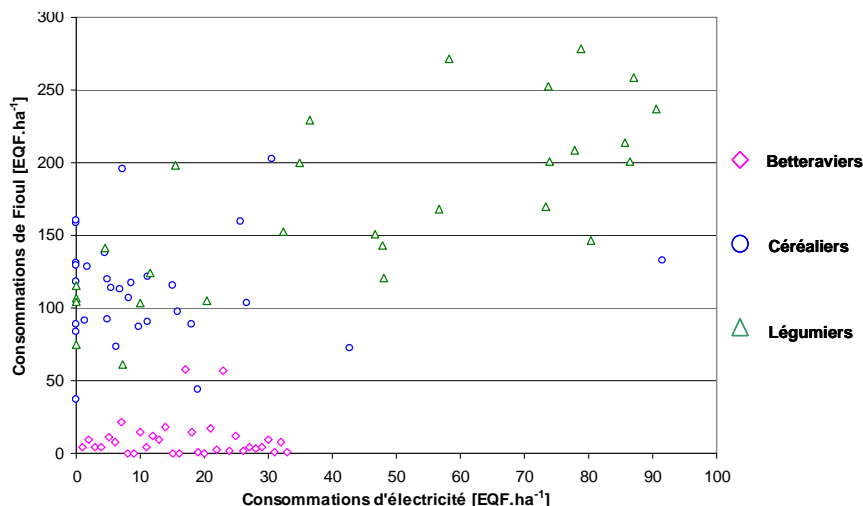


Figure 194 : Exemple de références techniques régionalisées issues de programmes de diagnostics énergétiques globaux pour différentes productions agricoles. EQF : Equivalent Fioul, soit environ 10 kWh.EQF⁻¹.

Tableau 38 : Définition des performances énergétiques pour les principaux systèmes techniques identifiés pour la production de maïs grain en Haute Lande d’après des enquêtes techniques de terrain.

| Systèmes techniques principaux | Source d’énergie principale | Services rendus principaux | Indicateur de performance énergétique |
|--------------------------------|-----------------------------|---|---|
| Irrigation | Electricité / Fioul | Fonction : Prélever, transporter, puis répartir correctement l’eau à la parcelle (m ³ _{eau}) | kWh.m ⁻³ _{eau d’irrigation} |
| | | Unité de service : m ³ d’eau d’irrigation | |
| Séchage | Gaz / Fioul | Fonction : Sécher le grain, c’est-à-dire extraire l’eau des grains jusqu’à atteindre un seuil d’humidité visé. (maïs grains à 15% en France) | kWh.m ⁻³ _{eau évaporée} |
| | | Unité de service : m ³ d’eau évaporée | |
| Mécanisation agricole | Fioul | Fonction : Réaliser l’ensemble des opérations techniques (travail du sol, semis, fumure, désherbage, récolte, ...) dans le cadre de l’itinéraire technique de la culture. Réaliser des opérations diverses (transport, manutention, entretien,...) dans l’exploitation agricole. | kWh.ha ⁻¹ _{de culture X} |
| | | Unité de service : ha ^a de culture X | |

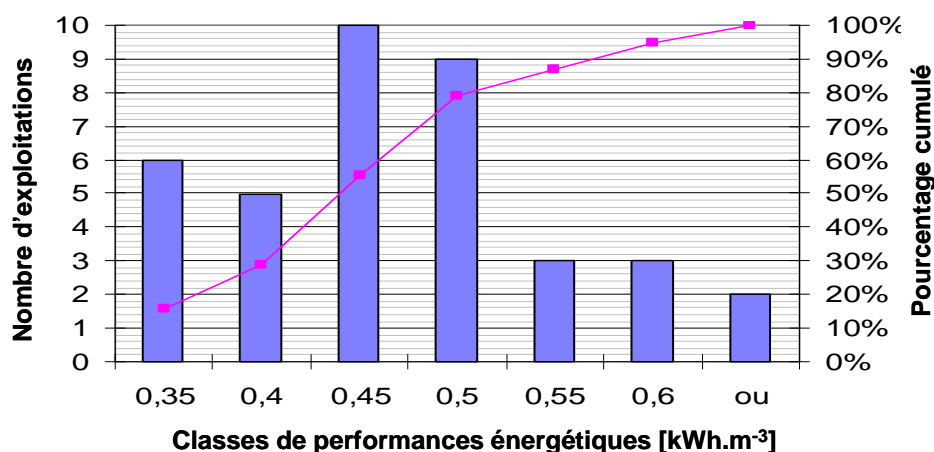


Figure 195 : Exemple de références techniques issues de diagnostics techniques. Performances énergétiques de systèmes d’irrigation en Haute Lande. Source : Issu de (Heredia, 2008).

Ces **références techniques ont un rapport double aux diagnostics d'inventaire** : elles sont élaborées à partir de ces diagnostics et elles servent à interpréter les résultats de ces diagnostics.

Utilités principales des méthodes de diagnostics dans la construction de références techniques

Les enquêtes à distance sont très efficaces pour couvrir un grand nombre d'individus pour un nombre réduit de critères prédéfinis. Elles permettent d'approcher une représentativité statistique par la taille de l'échantillon en mobilisant relativement peu de moyens techniques et humains. Ces enquêtes sont utiles :

- pour déterminer des caractéristiques régionales à l'échelle de zones de productions (assolements globaux, rendements culturels, consommations énergétiques globales, ...),
- pour caractériser les systèmes techniques utilisés (par exemple modèles de tracteurs),
- pour obtenir des références techniques à l'échelle des exploitations (Figure 194),

Les diagnostics d'inventaire à base d'enquêtes de terrain doivent être déployés préférentiellement pour creuser une problématique bien définie (

Tableau 38). Ils peuvent servir à :

- caractériser les performances énergétiques selon les systèmes techniques (Figure 195) ;
- caractériser les performances énergétiques selon les pratiques et techniques agricoles ;
- valider des simplifications dans la modélisation énergétique des exploitations agricoles.

Les diagnostics instrumentés sont généralement utilisés pour contrôler, suivre et caractériser le fonctionnement réel du matériel en place.

Au final, l'obtention de références techniques régionalisées, et la déclinaison coordonnée de chaque type de diagnostics s'envisagent à l'échelle du territoire dans le cadre de programmes de diagnostics.

Utilités principales des références techniques dans l'analyse environnementale

Au-delà des diagnostics énergétiques, ces références techniques régionalisées peuvent alimenter les analyses environnementales de type ACV des productions végétales. Ce type d'analyse focalise généralement sur une culture en particulier. Dans ce cas, les données énergétiques requises sont les quantités d'énergie consommées par tonne de produit pour chaque type de système technique utilisé dans la conduite de cette culture (tracteurs, systèmes d'irrigation, séchoirs, autres). L'utilisation de références techniques régionalisées est alors recommandée. D'une part, **ces valeurs de référence intègrent un niveau de réalisme territorial** (paramètres propres à la zone d'étude) **et local** (paramètres propres à l'exploitation) très important dans les productions végétales. Ce niveau de réalisme contribue à une juste prise en compte, dans les données sources, de :

- l'hétérogénéité existante entre exploitations agricoles,
- la représentativité des données quant à la zone étudiée.

D'autre part, **la connaissance d'éléments de statistique descriptive sur l'échantillon de référence est très utile dans l'analyse de sensibilité des résultats d'ACV**. En général, les études de sensibilité en ACV des productions végétales sont réalisées en analysant l'effet, sur les résultats finaux, de variations des paramètres prépondérants uns à uns (sur le principe « toutes choses étant égales par ailleurs »). La connaissance de la variance de l'échantillon peut ici permettre de justifier les niveaux de variations retenus pour l'analyse de sensibilité et dans la plupart des cas de réduire la variation admise (par exemple, des variations de $\pm 50\%$ sur les consommations énergétiques directes sont utilisées en ACV, ce qui est souvent surévalué dans la réalité).

8.4 Apports des programmes de diagnostic dans les bases de données environnementales

8.4.1 Besoins en données régionalisées pour l'énergétique agricole

Les limitations dans l'existence ou dans la disponibilité des données requises pour l'analyse environnementale des filières biocarburants sont systématiques dès que l'échelle d'application dépasse le périmètre d'un site particulier étudié en détails. Dans le cas d'un défaut de connaissance, les stratégies principalement utilisées pour pallier le manque de données sont :

- Contourner le défaut de connaissance :
 - négliger explicitement certains paramètres (règle de coupure en ACV, cf 2.1.1),
 - éviter les sous processus identiques dans le cas d'une étude comparative.
- Renseigner le défaut de connaissances :
 - estimations par expertises (recherche, instituts techniques, consultants),
 - estimations par enquêtes techniques.

L'étude des ACV relatives aux filières biocarburant a montré que les données énergétiques représentatives ou typiques des productions végétales régionales sont particulièrement limitées. Dans le cas de l'analyse des filières bioénergies, les productions végétales au sein d'un territoire donné constituent un des éléments centraux de l'objet d'étude. Par conséquent, (i) un défaut de connaissances sur ces productions n'est pas contournable et (ii) la problématique essentielle se résume à la production de données énergétiques représentatives des productions végétales étudiées (Figure 65). Pour renseigner ce défaut de connaissances, les estimations par expertises sont confrontées à l'hétérogénéité existant entre exploitations agricoles et entre zones de productions. Ces hétérogénéités sont en partie dues aux spécificités locales existantes. Indépendamment des spécificités locales, les hétérogénéités de l'usage énergétique entre exploitations de productions végétales sont la résultante des variabilités existantes dans :

- les **techniques culturales** et le **matériel employé** (mécanisation agricole),
- les **pratiques et techniques de fertilisation**,
- les **pratiques et techniques d'irrigation** (bilans « Eau-Energie »),
- les **stratégies de protection des cultures**,
- les **stratégies de conservation du produit des cultures (séchage, stockage)**.

Les hétérogénéités dans l'usage énergétique pour la production végétale dues aux spécificités locales sont la résultante des variabilités existantes dans :

- le **contexte pédoclimatique local** (fortement sensible aux variations inter annuelles),
- la **distribution spatiale** des parcelles.

Sur ces points, les enquêtes techniques de terrain en milieu agricole répondent de manière satisfaisante à ce défaut de connaissances. Dans ce cas, le type d'enquête le plus adapté est le diagnostic énergétique des exploitations agricoles. Toutefois, plusieurs types de diagnostics doivent être utilisés en fonction du niveau d'échelle (régions, territoires, exploitations agricoles, ...) visé et du niveau de détail (systèmes agricoles, systèmes énergétiques, ...) requis selon la nature des données recherchées.

8.4.2 Les apports possibles des programmes de diagnostic analysés

Actuellement, il n'existe pas de sources de données sur l'énergétique agricole qui fassent le lien entre le niveau technique à l'échelle des cultures et des systèmes techniques, et le niveau global des régions agricoles ou des filières de production. Les données, lorsqu'elles existent à différents niveaux d'échelle, sont systématiquement découplées. Ceci engendre une perte d'informations qui empêche de naviguer entre les niveaux d'échelle et les niveaux de détails.

D'un point de vue conceptuel et méthodologique, les bases de données construites à partir de résultats produits par des programmes de diagnostics peuvent principalement apporter :

- la conservation des liens existants entre les différents niveaux d'échelle et de détails,
- une maîtrise de l'hétérogénéité entre exploitations et entre zones de productions,
- un réalisme dans les données finales qui tiennent compte d'aspects locaux,
- une richesse d'informations par le couplage d'aspects quantitatifs et qualitatifs.

Le réalisme des données d'entrées, est favorisé par la visibilité de l'ensemble de la chaîne de calculs et d'extrapolations statistiques pour une zone de production spécifique. La fiabilité dans les descriptions et les caractérisations des systèmes techniques est assurée par les diagnostics d'inventaire techniques réalisés sur le terrain. La représentativité de ces systèmes techniques, de leurs gammes de consommations et de performances énergétiques propres, est assurée par la déclinaison d'un ensemble d'enquêtes à distances simplifiées sur la zone de production étudiée. Les gammes de performances énergétiques ainsi obtenues peuvent permettre de définir les systèmes type de productions végétales rencontrés dans la zone étudiée. Les marges apparentes d'économies d'énergie sont connues à cette échelle. Ces marges d'économie peuvent servir à établir des scénarii d'amélioration anticipant une évolution vertueuse du monde agricole. Ces systèmes type de production végétale peuvent parfois être déclinés par type de culture. Dans ce cas, les bilans centrés sur des cultures particulières sont directement utiles à l'analyse environnementale (type ACV) de ces cultures. Enfin, les données qualitatives des diagnostics permettent d'envisager une approche centrée sur les modes de production réellement mis en œuvre par zones de production.

D'un point de vue pratique, à partir des programmes de diagnostic analysés pendant la période 2009-2010, nous avons pu déterminer différents apports potentiels pour les bases de données environnementales.

1- L'enrichissement de la connaissance sur l'énergétique agricole dans les bilans environnementaux (consommations d'énergie directe)

Dans les données étudiées, les consommations d'énergie directe représentent une part élevée dans l'exploitation (40 à 60 %), souvent mal connue et évaluée à partir de coefficients standard dans les évaluations environnementales. Les bases de données issues des diagnostics renseignent bien entendu sur les niveaux de consommation d'énergie, mais aussi peuvent renseigner sur les matériels et leurs modes d'utilisation : cela peut permettre d'explicitier les relations entre les pratiques agricoles et les consommations d'énergie, et ainsi d'enrichir la description des « systèmes-type » utilisés.

2- L'accès à des bases de données caractéristiques d'un territoire

Par nature définis et animés sur un territoire cohérent (localisation, climat, type de cultures, pratiques agricoles, caractéristiques d'exploitations, ...), les programmes de diagnostic territoriaux peuvent constituer une source d'information très riche et très spécifique au territoire étudié.

3- Une vision très documentée des populations d'exploitations, et notamment de l'hétérogénéité entre les exploitations et de la représentativité des données

Le volume des données rassemblées est suffisant pour permettre d'envisager des traitements statistiques, afin notamment d'étudier les relations entre les flux, les pratiques, les caractéristiques d'une zone, etc... Cela peut permettre de mieux comprendre l'hétérogénéité des différents paramètres dans les populations étudiées, ainsi que l'influence de cette hétérogénéité sur la fiabilité des résultats moyens.

8.4.3 Eléments de conclusions sur la réalisation de bases de données régionalisées à partir des diagnostics énergétiques en France

L'étude des programmes de diagnostic a permis d'aboutir aux constats suivants :

- le potentiel de production de données régionales pour les bases de données environnementales est bien réel,
- il est nécessaire que le recueil des données « environnementales » soit prévu lors de la conduite des opérations de diagnostic, et de préférence lors de l'élaboration ou de l'évolution de ces programmes,
- la mise en œuvre de ce potentiel nécessite également des efforts supplémentaires de la part des différents acteurs, allant au-delà de leur mission première. Pour que le couplage entre les objectifs des diagnostics énergétiques et les objectifs des bases de données environnementales fonctionne, il semble nécessaire que des moyens supplémentaires soient alloués à sa réalisation. En effet, lors des enquêtes auprès des animateurs de programmes, comme à l'occasion d'études de terrain, nous avons pu constater la difficulté à rechercher et collecter des données non prévues,
- l'intérêt de la part des exploitants pour obtenir (i) des préconisations techniques concrètes et (ii) une vision plus large des impacts énergétiques et environnementaux.

Les freins majeurs constatés dans l'utilisation des données issues de programmes de diagnostics sont :

- le choix des diagnostics globaux comme outil principalement déployé,
- le peu d'exploitations de grandes cultures dans les bilans actuellement effectués,
- un vieillissement des données si aucun mécanisme de renouvellement n'est prévu.

Les données qualitatives et quantitatives issues des diagnostics globaux ne couvrent que partiellement les aspects environnementaux locaux (conditions pédoclimatiques, contraintes particulières, *etc.*). De plus, ces diagnostics ne sont pas adaptés pour établir des bilans de culture. Enfin, le diagnostic global fait souvent appel à des clés de répartition pour évaluer les consommations spécifiques des systèmes techniques. Ces clés de répartition ne sont pas locales, elles sont spécifiques à l'échantillon référence d'exploitations étudiées (diagnostics instrumentés) pour les déterminer. Ces derniers points bloquants, renvoient à l'**importance de l'implication des structures d'accompagnement locales** (CETA, Chambres d'agriculture, instituts techniques, ...) **dans les programmes de diagnostics**. Si ces structures sont impliquées, elles sont en mesure de décliner plusieurs types de diagnostics dans une logique de services aux agriculteurs. Pour que ces structures soient impliquées, la motivation première dans la mise en place de programmes de diagnostics énergétiques doit s'appuyer sur un besoin réel des agriculteurs.

Si dans notre démarche, nous ne disposons pas de suffisamment de retours pour établir ces bases de données, la valeur de ces ressources n'en est pas diminuée. Nous explicitons ici les avantages multiples qu'offrent ces sources de données afin d'encourager leurs mises en œuvre opérationnelle dans un futur proche car le besoin en données régionalisées est récurrent dans les analyses environnementales.

ANNEXE 3:

**Détails des calculs produits dans l'outil de flux pour la détermination de l'origine des flux d'échanges
(cf 4.3)**

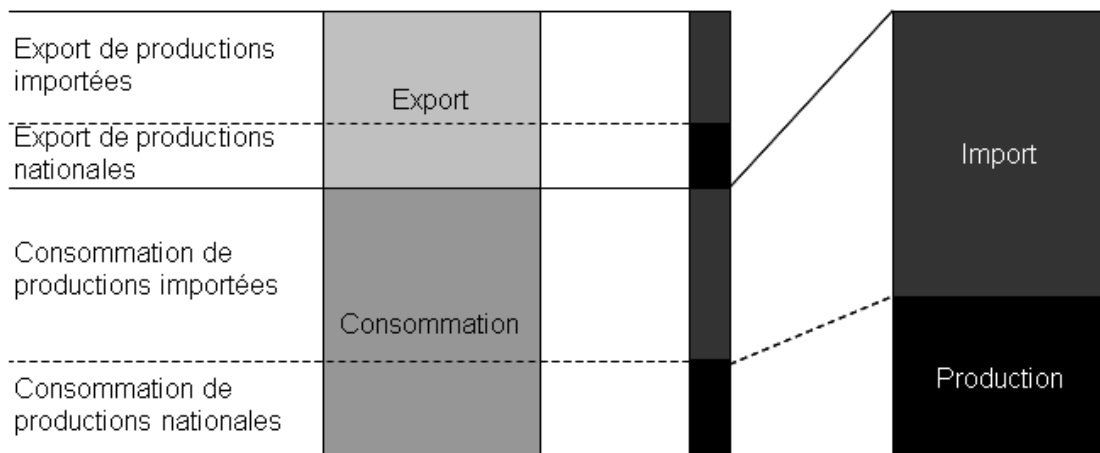


Figure 196 : Représentation de la relation de proportionnalité entre l'origine des productions et des consommations apparentes pour un pays et une culture primaire donnée. Cette hypothèse est centrale pour la méthode proposée.

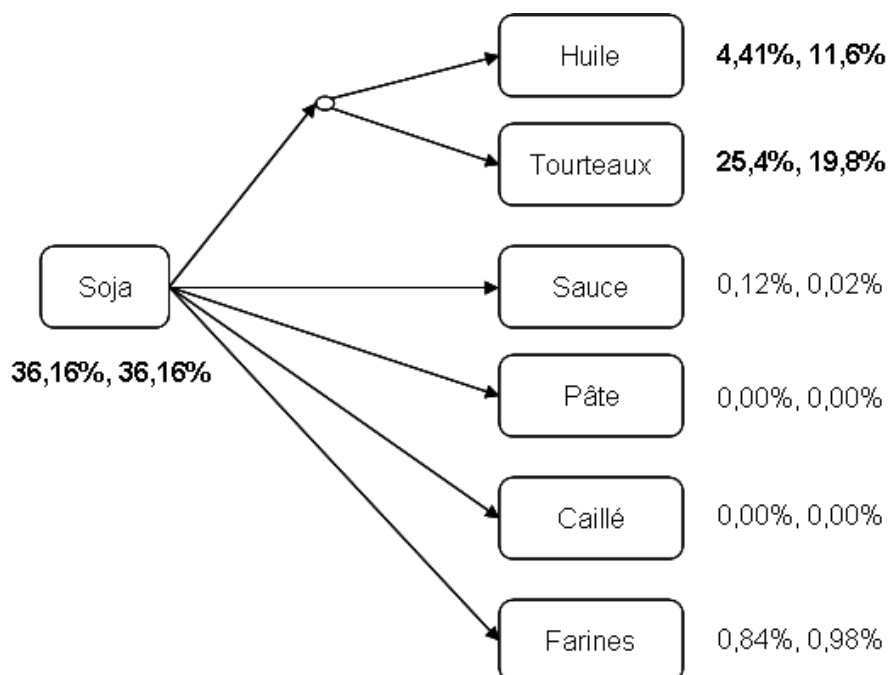


Figure 197 : Arbre du devenir des fèves de soja selon la FAO et représentativité des échanges mondiaux vis-à-vis des productions mondiales de soja. Les quantités indiquées expriment pour chaque produit le pourcentage massique et énergétique échangé dans le monde vis-à-vis de la production primaire de soja en 2009. Pour l'année 2009, les échanges mondiaux représentent 66,9 %^{massique} et 68,6 %^{énergétique} de la production primaire mondiale de soja (223 Mt et 75 Mtep).
Source : Données FAOSTAT (2012) et arbre du devenir issue de (FAO, 2001).

Plusieurs types de conversions et de comptabilités sont envisageables au niveau des flux d'échanges de bioproduits. Deux caractéristiques principales sont recherchées dans les unités finales :

- **Unité harmonisée** entre tous les items. Les quantités converties doivent être comparables et additives ;
- Unité rendant compte des productions **et d'impacts environnementaux principaux** ;

Les flux doivent relier les pays producteurs et les pays consommateurs, sans biais des intermédiaires purement commerciaux (par exemple, les pays intermédiaires qui pratiquent de l'Import/Export sans produire le produit examiné ne doivent pas apparaître comme origines des flux mais éventuellement comme consommateur).

Méthode de détermination de l'origine de flux d'échanges

Quels que soient les flux étudiés et les indicateurs retenus pour leur analyse, il est important, voire nécessaire d'employer une méthode spécifique permettant de redistribuer les flux selon les provenances réelles. Une méthode de calcul appliquée à cette problématique est développée par Kastner *et al.* (Kastner *et al.*, 2011). Dans la suite, les éléments calculatoires détaillés seront exposés et un exemple illustratif sera déployé. Les données requises pour cette approche sont :

- les données de production nationales pour les flux examinés,
- les matrices d'échanges bruts et double flux pour les flux examinés,
- les coefficients de conversion en cultures primaires équivalentes (Ceq_i) pour les flux de coproduits ou de produits transformés examinés. Ils sont exprimés en $[t_{Ceq_i}, t_i^{-1}]$, i étant le produit examiné (dérivé ou primaire) et Ceq_i la culture équivalente correspondante.

Le processus calculatoire requis peut être formalisé en 3 étapes :

- **(1) identification** de l'ensemble des **flux de produits échangés liés à la culture primaire** examinée,
- **(2) construction d'une matrice d'échange unique** tenant compte de l'ensemble des flux d'échanges identifiés et converti en $[t_{Ceq_i}]$,
- **(3) application de la méthode de calculs** proposée.

Les détails de la phase (3) font référence à la méthode de (Kastner *et al.*, 2011). Pour une culture primaire examinée, **l'hypothèse centrale** de cette méthode repose sur une **relation de proportionnalité entre l'origine des productions apparentes (Production nationale + Imports) et l'origine des consommations apparentes (Consommation nationale + Exports)** tel que représenté dans la Figure 196. De plus, il est important de noter que **les modes de calculs choisis impliquent que les stocks font partie de la consommation. Les stocks constituent donc un biais dans les résultats lorsqu'ils ne sont pas constants.** Les étapes de calculs détaillés sont présentées telles que décrit dans la publication de référence avec, pour illustration, le cas de la filière soja :

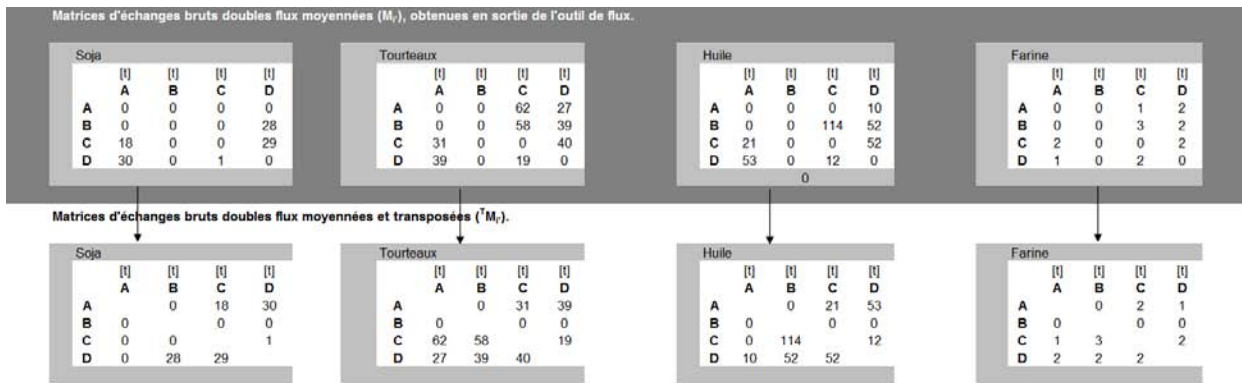


Figure 198 : Matrices d'échanges bruts, doubles flux, moyennées, transposées pour les 4 produits à prendre en compte pour la filière « Soja ».

| Items [Nom] | Contenus énergétiques | | Equivalent Soja [t _{Ceq} t _i ⁻¹] | |
|-------------------|---------------------------------------|---|---|----------------------|
| | [kcal.kg _i ⁻¹] | [kcal.kg _{Ceq} ⁻¹] | | |
| Fèves de Soja | 3350 | 3350 | 1,00 | Produit primaire |
| Tourteaux de Soja | 2610 | 3350 | 0,78 | Produits transformés |
| Sauce de Soja | 560 | 3350 | 0,17 | Produits transformés |
| Pâte de Soja | 1140 | 3350 | 0,34 | Produits transformés |
| Caillé de Soja | 580 | 3350 | 0,17 | Produits transformés |
| Farine de Soja | 3930 | 3350 | 1,17 | Produits transformés |
| Huile de Soja | 8840 | 3350 | 2,64 | Produits transformés |

Figure 199 : Equivalents soja pour les bioproduits liés à la culture primaire de Soja. Les équivalents « Soja » sont exprimés en t_{CeqSoja}.t_i⁻¹ comme requis par la méthode utilisée.

M'_{Ceq}

| | [t _{CeqSoja}] | [t _{CeqSoja}] | [t _{CeqSoja}] | [t _{CeqSoja}] |
|---|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | A | B | C | D |
| A | 0 | 0 | 100 | 200 |
| B | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C | 50 | 350 | 0 | 50 |
| D | 50 | 200 | 200 | 0 |

Figure 200 : Résultats du calcul de M'_{Ceq} appliqué à l'exemple proposé (Équation 1).

P'_{Ceq}

| Production | | | | |
|------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | [t _{CeqSoja}] | [t _{CeqSoja}] | [t _{CeqSoja}] | [t _{CeqSoja}] |
| | A | B | C | D |
| A | 200 | 0 | 0 | 0 |
| B | 0 | 900 | 0 | 0 |
| C | 0 | 0 | 300 | 0 |
| D | 0 | 0 | 0 | 10 |

Figure 201 : Matrice P'_{Ceq} des productions de culture primaires par pays engagé dans les échanges commerciaux analysés (Équation 2).

P_{Ceq}

| | A | B | C | D |
|---|-----|-----|-----|---|
| A | 160 | 0 | 0 | 0 |
| B | 0 | 350 | 0 | 0 |
| C | 0 | 0 | 180 | 0 |
| D | 0 | 0 | 0 | 5 |

Figure 202 : Matrice P_{Ceq} des productions corrigées (Équation 3).

- (1) **identification** de l'ensemble des **flux de produits échangés liés à la culture primaire** examinée,
- (2) **construction d'une matrice d'échange unique** tenant compte de l'ensemble des flux d'échanges identifiés et converti en $[t_{Ceqi}]$.

La première étape consiste à choisir un critère d'équivalence adapté à la filière que l'on souhaite examiner. Ceci est conforme aux procédures d'allocation rencontrées en Analyse de Cycle de Vie et préconisées par les normes ISO. L'objet analysé étant composé de filières énergétiques, le choix d'un mode d'allocation basé sur le contenu énergétique des produits étudiés est recommandé. Les coefficients d'équivalence requis (exprimés en $t_{Ceqi} \cdot t_i^{-1}$) s'établissent par proratas linéaires selon le critère d'équivalence choisi (Figure 199). **La seconde étape consiste à contruire les matrices de flux bruts (${}^T M_i$) pour chaque produit sélectionné** grâce à l'outil de flux. Ces matrices correspondent aux transposées des matrices moyennées (Figure 198) générées via l'outil de flux. Ceci constitue une différence importante avec les travaux de Kastner *et al* qui utilisent des matrices bâties sur la base des déclarations d'imports uniquement (Kastner *et al.*, 2011). Ces matrices sont sommées et pondérées par les coefficients d'équivalence (Équation 1) tel que :

Équation 1

$$M'_{Ceq\ i} = \sum_{i'=1}^n ({}^T M_{i'} * t_{Ceq\ i'})$$

Avec i la culture primaire, i' les produits dérivés de la culture primaire i numérotés de 1 à n , t_{Ceqi} le coefficient de conversion du produit dérivé en culture primaire (en $t_{Ceqi} \cdot t_i^{-1}$), et n le nombre de produits (primaires et dérivés) pris en compte.

On obtient une matrice unique (Figure 200), à laquelle les données de production de la culture primaire (ici, le soja sous forme de fèves) pour chaque pays concerné vont être intégrées. Pour ce faire, la matrice des productions de culture primaire par pays (Équation 2) est construite tel que :

Équation 2

$$P'_{Ceq} \quad \text{tel que } P'_{Ceq\ ij} : \begin{cases} i \neq j; P'_{Ceq\ ij} = 0 \\ i = j; P'_{Ceq\ ij} = P_i, \text{ avec } P_i \text{ la production de culture primaire du pays } i \end{cases}$$

Les données de productions correspondent aux productions annuelles en tonnes de cultures primaires pour chaque pays (Figure 201). Les productions sont converties proportionnellement aux imports/productions et aux exports/consommations (Figure 196) tel que (Équation 3) :

Équation 3

$$P_{Ceqij} = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n M'_{Ceqij}}{P'_{Ceq\ jj} + \sum_{j=1}^n M'_{Ceqij}} \right] * P'_{Ceqij}$$

Cette matrice diagonale (P_{Ceq}) comprend les productions primaires corrigées pour chaque pays engagé dans les échanges commerciaux analysés (Figure 202).

| M_{Ceq} | | | | |
|-----------|----|-----|----|-----|
| | A | B | C | D |
| A | 0 | 0 | 80 | 160 |
| B | 0 | 0 | 0 | 0 |
| C | 30 | 210 | 0 | 30 |
| D | 23 | 91 | 91 | 0 |

Figure 203 : Matrice des échanges corrigés (Équation 4).

| R^A | | | | |
|-------|-----|-----|-----|-----|
| | A | B | C | D |
| A | 160 | 0 | 80 | 160 |
| B | 0 | 350 | 0 | 0 |
| C | 30 | 210 | 180 | 30 |
| D | 23 | 91 | 91 | 5 |

Figure 204 : Première approximation des flux d'échanges et de productions combinés (Équation 5).

| C_{Ceq} | | | | |
|-----------|-----|-----|-----|-----|
| | A | B | C | D |
| A | 400 | 0 | 0 | 0 |
| B | 0 | 350 | 0 | 0 |
| C | 0 | 0 | 450 | 0 |
| D | 0 | 0 | 0 | 210 |

Figure 205 : Matrice des consommations apparentes (Équation 6).

| R | | | | |
|-----|-----|-----|-----|---|
| | A | B | C | D |
| A | 172 | 157 | 66 | 4 |
| B | 0 | 350 | 0 | 0 |
| C | 15 | 243 | 191 | 1 |
| D | 13 | 150 | 43 | 5 |

Figure 206 : Matrice des flux de culture primaire équivalents selon l'origine des productions (Équation 7). Pour tout élément R_{ij} de cette matrice, il faut lire que le pays i a consommé R_{ij} tonnes équivalentes de culture primaire produite dans le pays j .

| I_{eq} | | | | |
|----------|------|------|------|------|
| | A | B | C | D |
| A | 0,17 | 0 | 0 | 0 |
| B | 0 | 0,33 | 0 | 0 |
| C | 0 | 0 | 0,11 | 0 |
| D | 0 | 0 | 0 | 0,08 |

Figure 207 : Matrice des surfaces requises par tonne de culture primaire équivalente pour chaque pays impliqué dans les échanges commerciaux des produits de cette culture (Équation 8).

La matrice de flux d'échanges bruts, double flux (M'_{Ceq}) est convertie de la même manière (Équation 4) :

Équation 4

$$M_{Ceq_{ij}} = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n M'_{Ceq_{ij}}}{P'_{Ceq_{jj}} + \sum_{j=1}^n M'_{Ceq_{ij}}} \right] * M'_{Ceq_{ij}}$$

La matrice M_{Ceq} intègre les échanges commerciaux primaires corrigés pour chaque pays (Figure 203). Les flux et productions primaires étant corrigés sur la même base, on peut maintenant calculer la matrice R^A tel que (Équation 5) :

Équation 5

$$R^A = M_{Ceq} + P_{Ceq}$$

Cette matrice présente la première approximation entre les échanges commerciaux et les productions primaires corrigés pour chaque pays (Figure 204). La matrice des consommations apparentes C_{Ceq} est déduite tel que (Équation 6) :

Équation 6

$$C_{Ceq_{ij}} : \begin{cases} i \neq j; C_{Ceq_{ij}} = 0 \\ i = j; C_{Ceq_{ij}} = \sum_{j=1}^n R^A_{ij} \end{cases}$$

Dans l'exemple proposé, la matrice C_{Ceq} est donnée dans la Figure 205. On calcule enfin la matrice des flux corrigés selon leur origine de départ tel que (Équation 7) :

Équation 7

$$R = (E - M_{Ceq} * C_{Ceq}^{-1})^{-1} * P_{Ceq}, \text{ avec } E, \text{ la matrice identité de } M_{Ceq}$$

La matrice R (Figure 206) rend compte des consommations en équivalent culture primaire (tonne), par le pays i, de la culture primaire produite dans le pays j. Si on compare R à R^A , on constate que les pays peu producteurs engagés dans le commerce des produits de la culture primaire de soja sont bien représentés dans R^A qui rend compte des flux d'échanges entre pays, et peu représentés dans R qui tient compte de l'origine des productions primaires (cas du pays D). Enfin, il est possible de quantifier des impacts liés à la production de la culture primaire examinée et engendrés par la consommation de chaque pays engagé dans les échanges de bioproduits. On considère I, une matrice d'impacts proportionnels aux quantités de production tel que (Équation 8) :

Équation 8

$$I_{eq} \text{ tel que } I_{ij} \begin{cases} i \neq j; I_{ij} = 0 \\ i = j; I_{ij} = I_{Ceq_i} \end{cases}$$

I_{Ceq_i} est l'impact produit dans le pays i par tonne de culture primaire équivalente. Dans cet exemple (Figure 207), I_{Ceq_i} est le besoin en surface agricole par tonne de culture primaire dans le pays i (en $ha.t_{Ceq}^{-1}$). Ce besoin tient compte du rendement et des pratiques de rotations (doubles cultures).

| \bar{R} | A | B | C | D |
|-----------|------|-------|------|-----|
| A | 28,7 | 52,4 | 7,4 | 0,3 |
| B | 0,0 | 116,7 | 0,0 | 0,0 |
| C | 2,5 | 81,1 | 21,2 | 0,1 |
| D | 2,1 | 49,9 | 4,7 | 0,4 |

Figure 208 : Matrice des surfaces agricoles impliquées dans la production de culture primaire par le pays j et consommées dans le pays i (Équation 9). Il faut lire que la surface agricole équivalente \bar{R}_{ij} correspond à la consommation du pays i de cultures produites dans le pays j.

| \bar{R}^A | A | B | C | D |
|-------------|------|-------|------|------|
| A | 26,7 | 0,0 | 8,9 | 13,3 |
| B | 0,0 | 116,7 | 0,0 | 0,0 |
| C | 5,0 | 70,0 | 20,0 | 2,5 |
| D | 3,8 | 30,4 | 10,1 | 0,4 |

Figure 209 : Calcul d'impacts sans correction de l'origine des flux (Équation 10).

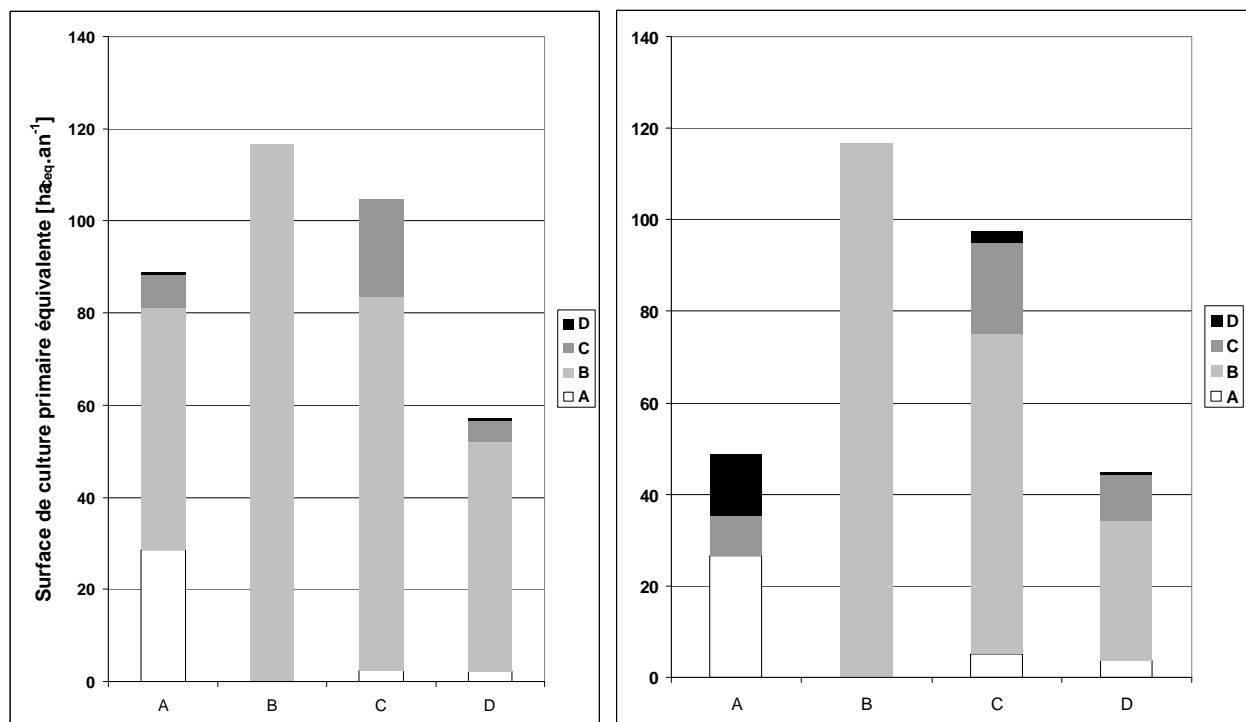


Figure 210 : Illustration des divergences pour les surfaces équivalentes calculées selon le traitement (à gauche) ou non (à droite) des flux par la méthode de correction présentée (Kastner *et al.*, 2011).

On obtient \overline{R} , la matrice d'impacts générés dans le pays j par la consommation des pays i (Figure 208) par le calcul suivant (Équation 9) :

Équation 9

$$\overline{R} = R * I_{eq}$$

Pour comparaison (Figure 210), il est intéressant d'analyser la différence dans les impacts calculés avec la matrice R^A (Figure 209), non corrigée, calculée tel que (Équation 10) :

Équation 10

$$\overline{R}^A = R^A * I_{eq}$$

La Figure 210 illustre les différences de résultats entre une matrice représentant les flux du commerce, et la matrice \overline{R} représentant les échanges directs entre producteurs et consommateurs. Pour la suite des traitements statistiques dans l'outil de flux, les matrices d'impacts doivent être transposées (Équation 11) pour respecter la convention sur le sens des flux utilisée dans l'outil de flux. D'où :

Équation 11

$$\overline{R}_{final} = {}^T \overline{R}$$

Tout impact dépendant de l'origine de la production de la culture doit être évalué sur la base de flux corrigés par cette méthode. Cette méthode est donc indispensable pour évaluer des impacts locaux distants du point de vue d'un pays consommateur. A l'inverse, les impacts directement liés aux transformations intermédiaires, ne sont pas correctement traduits par cette méthode.

ANNEXE 4 : Importations nettes de l'Union Européenne vis-à-vis des principaux oléagineux sur la période 1990 – 2009 (hors colza).

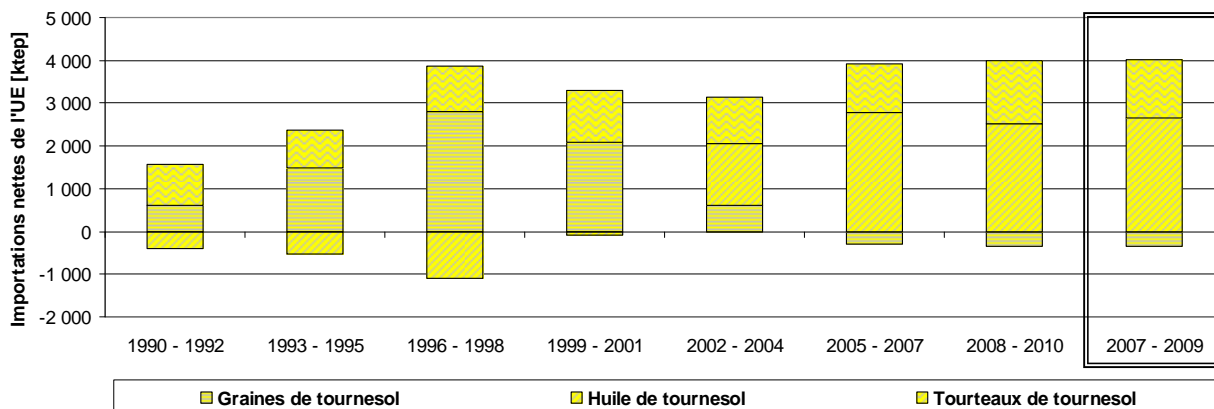


Figure 211 : Importations nettes de tournesol de l'Union Européenne. La période 2008-2010 est extrapolée à partir des données 2008-2009 représentées dans le cadre à droite. Source : *Données brutes sur les importations issues de FAOSTAT (2012).*

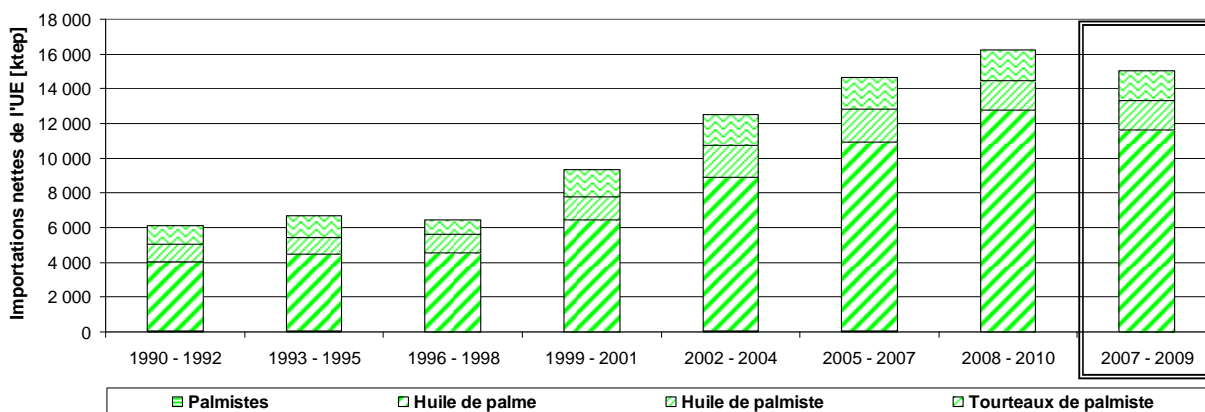


Figure 212: Importations nettes de palme de l'Union Européenne. La période 2008-2010 est extrapolée à partir des données 2008-2009 représentées dans le cadre à droite. Source : *Données brutes sur les importations issues de FAOSTAT (2012).*

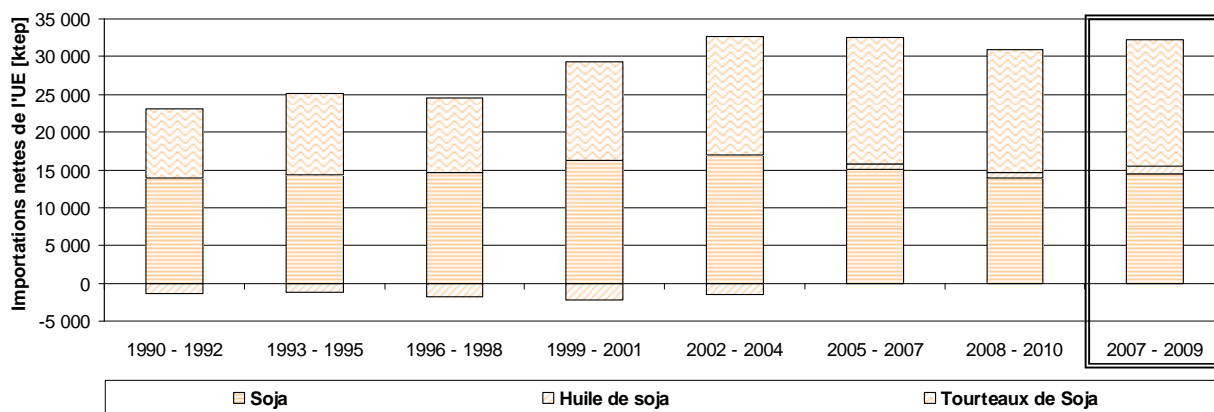


Figure 213: Importations nettes de soja de l'Union Européenne. La période 2008-2010 est extrapolée à partir des données 2008-2009 représentées dans le cadre à droite. Source : *Données brutes sur les importations issues de FAOSTAT (2012).*

METHODOLOGIES D'ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DES FILIERES BIOENERGIE : APPROCHES PAR ANALYSE DE CYCLE DE VIE ET NOUVELLES APPROCHES SPATIALES

Cette thèse vise à fournir des bases d'informations et des outils qui font actuellement défaut dans l'analyse environnementale des filières biocarburant, en particulier dans l'analyse de cycle de vie (ACV). Ce travail comprend deux volets complémentaires. **Le premier volet** s'intéresse aux **filieres biocarburants à l'échelle internationale**. Une étude descriptive permet de définir le **système PEC** (Production, Elaboration, Consommation) pour représenter ces filières. Dans cette représentation, un outil de reconstitution des filières basé sur les flux d'échanges internationaux en bioproduits est développé. Appliqué aux consommations de biodiesel de l'Union Européenne (UE), cet outil montre que les surfaces agricoles mobilisées au sein l'UE passent de 72% du total en 2004 à 24 % en 2009. **Les surfaces agricoles « distantes » (hors UE) sont à la fois mobilisées par importations de bioproduits (22 à 46%) et à travers les importations directes de biodiesel (0 à 40%)**. Cet outil produit des matrices d'allocations d'impacts basées sur les consommations nationales, utiles pour l'ACV. **Le deuxième volet** s'intéresse aux **zones de production** de matières premières en considérant une **échelle locale** afin d'intégrer leurs **hétérogénéités spatiales** et leurs **spécificités territoriales**. Les zones de production sont localisées dans les principaux pays producteurs approvisionnant les filières biocarburants de l'UE. **L'examen de ces situations** de production permet d'**identifier la nature des impacts locaux in situ** et d'en analyser la **criticité en fonction du contexte** national et territorial. Des **approches spatialisées** à partir de Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont appliquées aux filières bioéthanol au Brésil. Ces approches aboutissent à la caractérisation des zones d'emprises dues aux unités de bioéthanol au Brésil, ainsi qu'à la mesure d'indicateurs propres aux différents bassins de production identifiés (stabilité spatiotemporelle de l'expansion de la canne à sucre). **La compréhension des structurations et des interactions à l'échelle des filières couplée à la mise en œuvre d'approches spatialisées** conduit à mieux prendre en compte les aspects spatiaux prépondérants dans l'analyse environnementale et les études ACV des biocarburants consommés en Europe.

Mots clefs : Analyse environnementale, Analyse de Cycle de Vie (ACV), biocarburants, Changements d'Affectation des Sols (CAS), approches spatialisées, outils SIG.

ENVIRONMENTAL ANALYSIS METHODOLOGIES OF BIOFUELS SUPPLY CHAINS: LIFE CYCLE ANALYSES AND NEW SPATIAL APPROACHES

This work aims to provide informations and tools that are currently lacking in the environmental analysis of biofuels, especially in the life cycle analysis (LCA). This work includes two complementary parts. The **first part** focuses on **biofuels supply chains at international scale**. A descriptive study allows us to define the **PEC system** (Production, Elaboration, Consumption) to represent these supply chains. A tool is developed to describe and quantify PEC entities from biofuel consumption to areas of primary crops production. This tool is applied to biodiesel consumption in the EU using bioproducts flows data taken from international trade databases. It shows that biodiesel consumption involves a rapidly growing contribution of crop areas outside the EU (Non-EU), increasing from 28% in 2004 to 76% in 2009. **Non-EU crop areas are indeed simultaneously mobilised through imports of bioproducts (22-46%) and through direct imports of biodiesel (0-40%)**. This tool eventually produces allocation matrices, based on national consumption, which are useful for LCA. The **second part** focuses on **primary crops areas** by considering a **local level** in order to integrate their **spatial heterogeneities** and **territorial specificities**. Primary crop areas in major producing countries supplying EU's biofuel consumptions are localised. **Examination of the production situation** in important countries allows to **identify the nature of in situ local impacts** and to study **criticality** of impacts in the national and territorial context. Then, **spatial approaches** based on Geographic Information Systems (GIS) are applied to bioethanol industries in Brazil. In this approach, about 620 ethanol plants in Brazil are localised using GIS and their supply areas are characterised. This leads to the measurement of specific indicators, such as spatiotemporal patterns of sugarcane expansion. These results are **a contribution to the understanding of the structure and interactions among supply chains** and to a better consideration of the spatial aspects in environmental analysis and LCA studies of biofuels consumed in Europe.

Keywords : Environmental Analysis, Life Cycle Analysis (LCA), biofuels, land use change, spatial approaches, GIS tools.