

<b>Titre:</b>	Amélioration des prévisions environnementales de tables entrées/sorties par l'utilisation d'un modèle économique d'équilibre général
Title:	
<b>Auteur:</b>	Audrey Some
Author:	
<b>Date:</b>	2013
<b>Type:</b>	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
<b>Référence:</b>	Some, A. (2013). Amélioration des prévisions environnementales de tables entrées/sorties par l'utilisation d'un modèle économique d'équilibre général [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <a href="https://publications.polymtl.ca/1264/">https://publications.polymtl.ca/1264/</a>
Citation:	

## Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

**URL de PolyPublie:** <https://publications.polymtl.ca/1264/>  
PolyPublie URL:

**Directeurs de recherche:** Réjean Samson, & Caroline Gaudreault  
Advisors:

**Programme:** Génie chimique  
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

AMÉLIORATION DES PRÉVISIONS ENVIRONNEMENTALES DE TABLES  
ENTRÉES/SORTIES PAR L'UTILISATION D'UN MODÈLE ÉCONOMIQUE D'ÉQUILIBRE  
GÉNÉRAL

AUDREY SOME

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE  
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION  
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES  
(GÉNIE CHIMIQUE)

NOVEMBRE 2013

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

AMÉLIORATION DES PRÉVISIONS ENVIRONNEMENTALES DE TABLES  
ENTRÉES/SORTIES PAR L'UTILISATION D'UN MODÈLE ÉCONOMIQUE D'ÉQUILIBRE  
GÉNÉRAL

présenté par : SOME Audrey

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. MARGNI Manuele, Doct., président

M.SAMSON Réjean, Ph. D., membre et directeur de recherche

Mme GAUDREAULT Caroline, Ph. D., membre et codirectrice de recherche

M. SOLEILLE Sébastien, Ph.D., membre

## DÉDICACE

*À ma famille*

## **REMERCIEMENTS**

Je tiens à remercier mon directeur de recherche Réjean Samson pour son soutien sans faille tout au long de ce projet. Je voudrais également remercier ma co-directrice Caroline Gaudreault pour ses idées pertinentes et ses commentaires toujours constructifs. Un énorme merci à Thomas Dandres qui m'a aidée à apprivoiser le programme GTAP et m'a fourni tous les renseignements que je demandais. Thomas, ta gentillesse, ta disponibilité et ton soutien ont été des aides précieuses tout au long de cette maîtrise.

Je souhaiterais faire part de ma gratitude à l'équipe du NTNU notamment Guillaume Majeau-Bettez et Richard Wood pour m'avoir si bien accueillie et entourée lors de mon séjour chez eux. Merci aussi à toute l'équipe du CIRAIG en particuliers François Saunier, Ariane Pinsonault, Stéphanie Muller, Viet Cao, Vincent de Bruille, Éric Taing, Anne-Marie Boulay, Fanny Lebailly et Elsa Maurice pour tous les bons moments passés à leurs côtés.

J'aimerais enfin remercier ma famille et mes amis ici et outre-Atlantique pour les preuves de leur soutien et de leur affection qu'ils n'ont cessé de m'apporter tout au long de ces deux dernières années.

## RÉSUMÉ

De nombreux pays voient dans les biocarburants une solution idéale de remplacement des combustibles fossiles en particulier avec le problème des émissions de gaz à effet de serre (GES) qui devient de plus en plus préoccupant. Néanmoins, certaines préoccupations demeurent quant aux avantages globaux de production de biocarburants à grande échelle et il semble que la mise en place d'outils environnementaux plus complets soit nécessaire pour bien comprendre les implications de leur mise en œuvre. En particuliers, l'implantation d'une méthode permettant de calculer les impacts environnementaux d'un changement survenant au sein de l'économie permettrait de prendre la pleine mesure des conséquences entraînées par les politiques de biocarburants.

Les tables entrées/sorties ou tables Input/ Output sont particulièrement appréciées en analyse macroéconomique car elles permettent de décrire les échanges monétaires entre les différents secteurs d'une économie d'un pays ou d'une région. Certaines d'entres elles s'accompagnent d'extensions environnementales qui caractérisent les émissions de chaque secteur économique pour un certain nombre de substances. Le but de l'analyse environnementale Input/ Output est de fournir une modélisation des impacts environnementaux survenant au sein des secteurs économiques d'une région modélisée. Néanmoins ce type d'analyse a uniquement fait l'objet d'études se concentrant sur un nombre restreint de secteurs plutôt que sur l'économie globale. Or, la structure même des tables I/O se base sur une interdépendance entre les secteurs. Étudier un changement économique majeur en ne modélisant la demande que pour quelques secteurs revient donc à sous estimer les impacts appartenant aux secteurs non considérés.

GTAP (l'acronyme de Global Trade Analysis Project) est un modèle économique d'équilibre général qui s'appuie sur des tables I/O nationales pour étudier les variations causées par un changement majeur dans l'économie. Il contient aussi d'autres paramètres économiques tels que les échanges bilatéraux entre les pays ce qui lui permet de fournir une modélisation précise des relations entre tous les acteurs économiques du monde. Les tables I/O générées par GTAP sont donc plus complètes que les tables I/O classiques en ce sens que la modélisation de GTAP a intégré des paramètres macro-économiques beaucoup plus variés que ceux utilisés traditionnellement en analyse I/O. Cependant si les tables I/O classiques se basent sur une

relation fixe entre les secteurs et non sur la modélisation des nouveaux paramètres d'interdépendance suite à une perturbation, le modèle GTAP ne fournit pas d'extensions environnementales reliées aux secteurs économiques ce qui rend difficile la modélisation des conséquences environnementales provoquées par des perturbations économiques.

Dans ces conditions, une opportunité de coupler les résultats du modèle GTAP avec les extensions environnementales de la base I/O a été identifiée. De récents développements au sein de GTAP permettent également de modéliser les changements d'utilisation des terres à partir desquels les émissions de gaz à effet de serre, qui leur sont associées, peuvent être calculées.

Dans cette étude le modèle GTAP a été utilisé pour deux scénarios : un scénario dit de base qui modélise la croissance économique et démographique prévue à l'horizon 2020. L'autre scénario dit biocarburants qui reprend les mêmes hypothèses économiques que le scénario de base, mais qui incorpore également deux politiques nationales de biocarburants.. Les résultats économiques du modèle GTAP ont été couplés avec les extensions environnementales d'une table I/O internationale. Les impacts dus au changement d'utilisation des terres ont été calculés en utilisant à la fois les données de GTAP et les facteurs du Groupe Intergouvernemental sur l'Évolution du climat (GIEC)

Les résultats montrent que pour la plupart des indicateurs environnementaux, le scénario de base cause moins d'impacts environnementaux que le scénario biocarburant. De plus, même si le scénario biocarburant est conçu pour réduire les émissions de gaz à effet de serre cela ne semble pas être le cas. Ce surprenant résultat est causé par les émissions provenant du changement d'utilisation des terres entraîné par les politiques de biocarburants. Néanmoins la différence entre les deux scénarios reste faible si elle est comparée aux impacts environnementaux causés par la croissance économique. Cette étude souligne qu'utiliser GTAP afin de déterminer les données économiques qui sont ensuite couplées directement avec les extensions environnementales des tables I/O permet d'obtenir une ACV se basant sur des variations économiques calculées par un modèle d'équilibre et non sur des relations fixes entre les secteurs. À ce titre, l'analyse I/O proposée dans cette étude permet, grâce à l'utilisation de GTAP, de modéliser des impacts environnementaux plus représentatifs des relations

d'interdépendance entre les différents secteurs d'une économie touchée par une perturbation que dans le cadre d'une analyse I/O traditionnelle. L'incorporation des émissions provoquées par le changement d'utilisation des terres améliore l'exhaustivité de la méthode.

## ABSTRACT

Many countries see biofuels as an ideal replacement to fossil fuels especially when greenhouse gas (GHG) emissions reductions are concerned. Nevertheless, some concerns remain about the overall benefits of large-scale biofuel production and it seems that more comprehensive tools are required to fully understand the implications of their implementation.

Input/Output tables describe monetary trades between sectors among a whole economy. Some of them have included environmental extensions that link emitted substances to the economic sectors. I/O analyses are therefore able to model life cycle emissions of an economy. These I/O analyses however have been used in case studies that aim only at a few economic sectors and not at the global economy. The structure of the I/O tables yet relies on the interdependance among sectors. Studying a major economic change while changing only the demand for a few sectors may therefore not consider every affected sector and ultimately underestimate the impacts. GTAP<sup>1</sup> is a computable general equilibrium model that relies on national I/O tables to assess the variations due to a major change in the economy. But the model also uses specific economic parameters such as bilateral trade flows between countries. Thus I/O tables that are generated by GTAP are more complete than classical I/O analysis because they have been calculated using more economic relationships.

It therefore seems interesting to couple economic results from GTAP with environmental extensions from an I/O database to obtain the environmental impacts for the whole economy of a given region. Recent developments in GTAP have also enabled to model direct and indirect land use changes and the related greenhouse gas emissions using IPCC conversion factors. In this study, GTAP model has been run for two scenarios: a baseline scenario modeling the economic and demographic growth by 2020 assuming a business as usual situation; a biofuel scenario, assuming the same economic hypothesis but also including two national policies regarding biofuels. Economic variations given by GTAP model have then been coupled with the environmental extensions of EXIOBASE an I/O database. Land use change impacts have been

<sup>1</sup> Global Trade Analysis Project

calculated coupling GTAP land use data and IPCC factors. Results show that for most environmental indicators, the baseline scenario causes fewer impacts than the biofuel scenario. In addition, even though the biofuel scenario is designed to mitigate climate change, it causes more impact on the climate change indicator. This unexpected result is due to the emissions from land use changes caused by the biofuel policies. Nevertheless the difference between the two scenarios remains slight if they are compared to the environmental impact of economic growth. Using GTAP to calculate the economic data that are then coupled directly with environmental I/O tables enables a more complete LCA compared to classical I/O analysis. The inclusion of the emissions due to land use change improves the completeness of the method.

## TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS .....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT .....	VIII
TABLE DES MATIÈRES .....	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVI
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....	XVIII
LISTE DES ANNEXES.....	XIX
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE .....	5
1.1 La problématique environnementale des biocarburants.....	5
1.1.1 La situation actuelle des biocarburants .....	5
1.1.2 Les études environnementales sur les biocarburants.....	7
1.1.3 La problématique des changements d'utilisation des terres pour les biocarburants ....	8
1.2 L'analyse du cycle de vie .....	9
1.2.1 Définitions et applications.....	9
1.2.2 L'analyse du cycle de vie prospective.....	11
1.2.3 L'analyse du cycle de vie conséquentielle .....	12
1.2.4 L'analyse du cycle de vie macroscopique.....	14
1.3 L'analyse Input-Output (I/O) .....	15
1.3.1 Concept des tables I/O.....	16

1.3.2 Applications à l'analyse du cycle de vie .....	18
1.3.3 Limites de l'analyse I/O .....	22
1.4 Le modèle GTAP .....	24
1.4.1 Fonctionnement de GTAP.....	24
1.4.2 GTAP-BYP : le développement des biocarburants.....	25
1.4.3 Prise en compte de l'utilisation des terres dans GTAP .....	27
1.5 Résumé de la revue de littérature .....	28
1.6 Résumé de la problématique de recherche .....	29
<b>CHAPITRE 2 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE.....</b>	<b>31</b>
2.1 Objectifs principal et secondaires .....	31
2.2 Méthodologie .....	32
2.2.1 Résumé de la méthodologie générale.....	32
2.3 Mise en place de la méthodologie .....	33
2.3.1 Les critères de choix de la table I/O .....	33
2.3.2 Couplage entre EXIOBASE et GTAP .....	34
2.3.3 La représentation de la consommation des ménages .....	36
2.3.4 Le calcul des émissions de GES dues aux changements d'utilisation des terres .....	37
2.4 Détermination de l'étude de cas : présentation des scénarios .....	38
2.4.1 Le choix des scénarios : .....	38
2.4.2 Le scénario de base .....	39
2.4.3 Le scénario biocarburants.....	40
2.4.4 Les paramètres du système et la méthode d'impacts .....	41
2.5 Modifications d'EXIOBASE pour modéliser le remplacement des carburants fossiles par les biocarburants.....	42

2.5.1	Modification des émissions de GES pour l'industrie.....	42
2.5.2	Modification des émissions des GES pour les ménages .....	44
CHAPITRE 3	RÉSULTATS .....	46
3.1	Présentation de l'article : Coupling I/O tables with macro-LCA to assess worldwide impacts of biofuels transport policies.....	46
3.1.1	Summary .....	47
3.1.2	Life Cycle Assessment of Biofuels .....	47
3.1.3	Input/Output LCA (EIO-LCA).....	50
3.1.4	Objective of this Article .....	51
3.1.5	Methods.....	51
3.1.6	Results and Discussion.....	59
3.1.7	Limitations .....	68
3.1.7.1	Limitation Related to the Use of EXIOBASE .....	68
3.1.8	Conclusions .....	69
3.1.9	Acknowledgments.....	70
3.1.10	Appendix: .....	70
3.1.11	References .....	75
3.2	Résultats complémentaires :.....	80
3.2.1	.Impacts générés par région pour les deux scénarios .....	80
3.2.2	. Les impacts environnementaux attribués à la consommation privée des ménages :82	
CHAPITRE 4	DISCUSSION GÉNÉRALE .....	85
4.1	Contribution scientifique du projet .....	85
4.1.1	L'amélioration de la détermination des régions et secteurs affectés.....	85
4.1.2	La modélisation des conséquences environnementales couplées avec GTAP.....	86

4.1.3 L'amélioration de la structure et de l'exhaustivité des tables I/O.....	87
4.1.4 La modélisation accrue des changements d'utilisation des terres.....	88
4.2 Évaluation des paramètres de GTAP : le cas de la demande en viande modélisée pour 2020	89
4.2.1 La modélisation de la demande en viande dans GTAP .....	89
4.2.2 Comparaison avec les scénarios n'intégrant pas la demande en viande : .....	90
4.2.3 Les changements d'utilisation des terres avec la demande en viande modélisée .....	92
4.3 Évaluation de la robustesse d'EXIOBASE: .....	93
4.3.1 Comparaison avec Open I/O : .....	93
4.3.2 Le problème de la surestimation des vecteurs d'émissions dans EXIOBASE : Le cas particulier de la Chine .....	94
4.4 Le couplage entre GTAP et EXIOBASE : un modèle à améliorer .....	96
4.5 L'incertitude liée aux résultats de l'utilisation des terres.....	97
CHAPITRE 5 RECOMMANDATIONS GÉNERALES .....	100
5.1 La confrontation du modèle avec les résultats passés .....	100
5.2 De nouveaux couplages possibles .....	100
5.3 L'utilisation d'une nouvelle méthode d'impact régionalisée .....	101
5.4 Les variations de la matrice économique .....	101
5.5 Vers l'ACV hybride .....	102
CHAPITRE 6 CONCLUSION .....	104
BIBLIOGRAPHIE : .....	106
ANNEXES .....	116

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1: Principaux producteurs de biocarburants en 2011 (Ballerini & Alazard-Toux, 2006; OECD & FAO, 2011).....	6
Tableau 1-2: Exemple de classification de commodités selon le Central Product Classification..	16
Tableau 1-3: Recensement non exhaustif des différentes bases de données I/O .....	20
Tableau 1-4: Répartition des zones agro-écologiques dans GTAP.....	28
Tableau 2-1:Variations des paramètres macro-économiques du modèle GTAP-BYP de 2006 à 2020 (en %) .....	40
Tableau 2-2: Variation du pourcentage de biocarburants dans les transports par type de biocarburant.....	41
Tableau 2-3: Facteurs d'émissions d'EXIOBASE $e_j$ de CO <sub>2</sub> pour les carburants fossiles .....	43
Tableau 2-4: Pourcentage de carburants fossiles $j$ remplacés par un biocarburant pour les États-Unis et l'UE 27 à l'année 2020.....	43
Tableau 2-5: Total des émissions évitées pour les ménages privés en 2020.....	45
Tableau 3-1: Share of Biofuels in Transportation by Region for the Biofuel Scenario .....	53
Tableau 3-2: GHG Emissions for Industries, Private Households and Land Use in Both Scenarios .....	60
Tableau 3-3: Economic parameters for 7 regions .....	71
Tableau 3-4: coupling by region between GTAP and EXIOBASE .....	71
Tableau 3-5: coupling by industry between GTAP and EXIOBASE .....	74
Tableau 3-6: conversion factor for CO <sub>2</sub> according to the type of gasoline.....	75
Tableau 3-7: Pourcentages de la consommation des ménages dans les impacts globaux par région .....	84
Tableau 4-1: Variation de la demande en viande par pays de 2006 à 2020 .....	90

Tableau 4-2: Émissions de gaz à effet de serre(en kg CO<sub>2</sub> éq ) pour les deux scenarios par base de données ..... 94

Tableau 4-3: Production brute industrielle en 2020 donnée par GTAP pour quelques régions.....95

## LISTE DES FIGURES

Figure 2-1: Méthodologie globale du projet .....	33
Figure 2-2: Couplage géographique entre GTAP et EXIOBASE.....	35
Figure 3-1: LCA Methodology used in the Project.....	52
Figure 3-2: Difference in Environmental Indicator Results between the Biofuel and BAU Scenarios .....	62
Figure 3-3: GHG emissions from land use change .....	63
Figure 3-4: World difference for the greenhouse gas emissions between the biofuels and baseline scenarios .....	65
Figure 3-5: Illustration of the biofuel policy among private households .....	67
Figure 3-6: illustration of the benefits of biofuel policies among industries .....	67
Figure 3-7: Émissions de GES différentielles (en kg CO2éq) .....	81
Figure 3-8: Impacts différentiels potentiels dans 3 catégories problèmes .....	82
Figure 3-9: Émissions de GES différentielles pour les ménages privés (en kg CO2 éq).....	83
Figure 4-1: Comparaison des scénarios avec ou sans la demande en viande modélisée .....	91
Figure 4-2: Émissions de GES totales pour le scénario de base avec et sans la demande en viande modélisée.....	92
Figure 4-3: Comparaison pour les changements d'utilisation des terres entre les deux scénarios pour la demande en viande modélisée.....	93
Figure 4-4:Total des émissions de CO2 pour le scénario biocarburants.....	96
Figure 4-5: Comparaison des facteurs d'émissions de changements d'utilisation des terres.....	99
Figure 6-1: Émissions de CO2éq pour les industries avec la demande en viande modélisée.....	125
Figure 6-2: Résultats d'impacts dans la catégorie problème pour la demande en viande modélisée .....	125

Figure 6-3: Émissions de CO<sub>2</sub> totales pour le scénario biocarburants pour les trois modélisations .....

140

Figure 6-4: Émissions de CO<sub>2</sub> différentielles pour les trois modélisations.....141

## **LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS**

ACV	Analyse du Cycle de Vie
ACV-A	Analyse du Cycle de Vie Attributionnelle
ACV-C	Analyse du Cycle de Vie Conséquentielle
ACV-M	Analyse du Cycle de Vie Macroscopique
ACV-P	Analyse du Cycle de Vie Prospective
CO <sub>2</sub> éq	Dioxide de Carbone équivalent
EIO LCA	Environmental Input Output Life Cycle Analysis
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
GTAP	Global Trade Analysis Project
iLUCS	Indirect Land Use Change
I/O	Input / Output
NTNU	norwegian institute of science and technology
OCDE	Organisation du Commerce et Développement Économique
SAGE	Sustainability And Global Environment center

## **LISTE DES ANNEXES**

ANNEXE 1 – Couplage entre EXIOBASE et GTAP

ANNEXE 2 – Données pour la consommation des ménages en 2006

ANNEXE 3 – Données du GIEC pour le changement d'utilisation des terres

- a) Données pour le carbone stocké dans la biomasse
- b) Données pour le carbone stocké dans les sols minéraux
  - a. Terres transformées en forêts
  - b. Terres transformées en prairies
  - c. Terres transformées en culture

ANNEXE 4– Volumes de production (en TJ) des différents carburants à l'horizon 2020 pour les États-Unis et L'UE 27

ANNEXE 5 – Tableau d'augmentations des prix de quelques matières premières du scénario biocarburant par rapport au scénario de base

ANNEXE 6 – Résultats complémentaires pour la demande en viande

ANNEXE 7 – Couplage entre Open I/O et GTAP

ANNEXE 8 – Analyse de sensibilité du modèle GTAP

## INTRODUCTION

Utilisés dès le début du XXème siècle par certains modèles d'Henry Ford, les biocarburants n'ont commencé à devenir compétitifs et commercialement viables qu'après les deux chocs pétroliers et la montée de l'insécurité concernant les ressources en carburants fossiles. Directement fabriqués à partir de matériaux organiques, ils sont présentés par de nombreux pays et instances internationales comme la solution permettant à la fois d'augmenter l'indépendance énergétique des pays mais aussi de soutenir les filières agricoles concernées et en dernier lieu de réduire le réchauffement climatique entraîné par les émissions de gaz à effet de serre (GES). En effet même si les biocarburants relâchent du dioxyde de carbone dans l'atmosphère lors de leur combustion, le fait qu'ils absorbent également du CO<sub>2</sub> lors de la période de croissance de la biomasse dont ils sont issus, compense les émissions de la combustion. A première vue, les biocarburants semblent donc être la panacée contre le réchauffement climatique tout en permettant aux industries et citoyens de réduire la dépendance aux combustibles fossiles.

Néanmoins la situation n'est pas aussi simple qu'elle n'y paraît. En effet, les produits agro-sourcés nécessaires à la fabrication de biocarburants requièrent un nombre important de pesticides et de fertilisants durant leur croissance sans compter l'énergie nécessaire à leur acheminement et leur transformation (bien que la valorisation des résidus agricoles de ces produits permette de nuancer ces impacts). D'autre part, les biocarburants de première génération (produits à base de plantes pouvant servir d'alimentation humaine) peuvent également entrer en compétition avec l'agriculture traditionnelle alimentaire pour l'utilisation des terres car, du fait de la mise en place de subventions, ils sont parfois plus intéressants à cultiver que les produits alimentaires classiques. Ils présentent donc potentiellement beaucoup plus d'impacts environnementaux que prévu. Cependant ces inconvénients n'empêchent pas les États-Unis et l'Union Européenne, deux des plus grandes puissances mondiales, de mettre sur pied un ambitieux projet visant à augmenter la part de biocarburants dans les transports dans un futur proche. L'agence de protection américaine de l'environnement (EPA) a ainsi fixé à 36 milliards de gallons la consommation de biocarburants aux États-Unis d'ici à 2020 (USEPA, 2012). L'Europe, quant à elle, voudrait porter à 10% la part des énergies renouvelables dans le secteur des transports (European Commision, 2012). Cependant, ces changements majeurs pourraient

avoir des impacts tant économiques, qu'environnementaux sur le reste du monde. Il serait alors pertinent de prendre la pleine mesure de ces futurs impacts aussi bien sur les changements climatiques, que sur l'utilisation des terres ainsi que sur les autres impacts traditionnellement associés aux biocarburants.

L'analyse du cycle de vie est un outil servant à évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service tout au long des étapes de son cycle de vie. À ce titre, elle est utilisée dans de nombreux domaines et se doit de rassembler un maximum de données sur le produit étudié, sur le contexte technologique qui l'entoure et sur le marché économique afin de fournir des réponses adaptées aux préoccupations non seulement du présent, mais aussi du futur.

Les tables entrées/sorties ou tables Input/Output (I/O)<sup>2</sup> présentent l'intégralité des échanges monétaires entre les différents secteurs de l'économie d'un pays ou d'une région. Certaines présentent des extensions environnementales qui relient les substances à chaque secteur économique. Le but de l'analyse I/O est alors d'obtenir la totalité des émissions rejetées dans l'environnement pour chaque dollar dépensé. Les tables I/O peuvent être utilisées en ACV pour calculer l'inventaire d'un secteur économique plutôt que d'un procédé détaillé. Elles sont donc idéales pour réaliser l'analyse d'un changement survenant dans un système de grande envergure.

Cependant ces analyses I/O n'ont pour l'instant été réalisées que pour des études de cas bien définis et visaient donc seulement quelques secteurs particuliers de l'économie. Or la structure des bases I/O repose sur l'interdépendance des secteurs économiques. Étudier un changement économique de grande envergure à l'aide d'une table I/O en ne modifiant que la demande d'un nombre fini de domaines économiques revient à ne pas prendre en compte une partie des secteurs affectés et à sous-estimer les impacts économiques et environnementaux. Par ailleurs du fait des relations intersectorielles immuables, ces tables I/O ne sont pas capables de prédire les conséquences futures d'un changement important au sein de l'économie.

---

<sup>2</sup> les tables entrées sorties seront appelées tables I/O dans le reste du mémoire pour plus de concision

Le modèle économique d'équilibre général GTAP<sup>3</sup> permet de modéliser des flux commerciaux de biens et services à l'échelle planétaire. Il se base pour cela sur des tables I/O fournies par chaque pays afin d'évaluer les variations induites par un changement majeur sur l'économie d'un pays. GTAP calcule les variations d'un nombre important de grandeurs économiques et physiques relatives à chaque secteur économique dans chaque région. Il fournit ainsi un aperçu global de l'économie après un changement économique majeur survenant dans une ou plusieurs régions. Le modèle GTAP permet donc de recalculer un nouvel équilibre à partir d'une perturbation donnée tandis que les tables I/O traditionnelles se basent sur des relations fixes entre les secteurs. Cependant, contrairement à certaines tables I/O le modèle GTAP ne possède pas d'extensions environnementales complètes lui permettant de relier un grand nombre de substances environnementales à ses secteurs économiques modélisés. Dans ces conditions, il semble pertinent de coupler les émissions des substances et consommations de ressources fournies par les tables I/O (qui sont présentées par secteur d'activité) avec les données des secteurs économiques fournies par GTAP.

L'objectif de cette maîtrise est de présenter un nouveau modèle de couplage entre un modèle d'équilibre général et une base de données de type Input/Output. En effet, le couplage des vecteurs économiques du modèle GTAP avec les vecteurs d'émissions de la base I/O permettrait ainsi de réaliser des analyses du cycle de vie, décrivant les conséquences environnementales d'un changement majeur apparaissant au sein d'un cycle de vie, à plus ou moins long terme.

Ce mémoire est constitué de cinq chapitres. Le premier chapitre est consacré à la revue de littérature et présente les problématiques actuelles concernant l'analyse du cycle de vie, les biocarburants et le modèle économique GTAP. Le deuxième chapitre formule les objectifs de recherche ainsi que les développements méthodologiques qui ont conduit à l'aboutissement du projet. Le troisième chapitre présente l'article soumis à la revue *Journal of Industrial Ecology* et intitulé "Coupling I/O tables with macro-LCA to assess worldwide impacts of biofuels transport policies" ainsi que quelques résultats complémentaires permettant une meilleure compréhension de l'étude réalisée. Le quatrième chapitre est consacré à la discussion de la méthode utilisée tant

---

<sup>3</sup> Global Trade Analysis Project

au niveau du couplage, que des données présentées. Enfin le cinquième chapitre présente les recommandations générales qui font suite à l'étude ainsi que la conclusion de ce travail.

## **CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE**

Ce chapitre présente le cheminement suivi pour établir ce projet de maîtrise. La première partie se penche sur les problématiques environnementales rencontrées lors de l'utilisation des biocarburants notamment dans le domaine de l'utilisation des terres. La deuxième partie décrit les différentes composantes de l'analyse du cycle de vie (ACV), de la conséquentielle à la prospective. La troisième partie se base sur les tables Input/Output et leur insertion dans l'analyse du cycle de vie à proprement parler. Enfin la dernière partie développe le modèle GTAP, ses spécificités dans le domaine des biocarburants et sa caractérisation du changement d'utilisation des terres.

### **1.1 La problématique environnementale des biocarburants**

Depuis l'augmentation de la production de biocarburants à travers le monde, de nombreuses études ont cherché à évaluer leurs performances environnementales(Davis, Anderson-Teixeira, & DeLucia, 2009). L'analyse du cycle de vie est une méthode utilisée pour modéliser les impacts environnementaux associés au cycle de vie d'un produit ou d'un service. À ce titre elle permet de définir les catégories d'impacts les plus problématiques dans l'étude d'un produit spécifique. Cette section rappelle certains faits concernant la production de biocarburants et présente certaines études d'ACV réalisées pour l'évaluation environnementale des biocarburants : les changements d'utilisation des terres sont identifiés comme étant une catégorie à modéliser en priorité.

#### **1.1.1 La situation actuelle des biocarburants**

La plupart des biocarburants actuellement sur le marché sont produits à partir de matières premières végétales, soit par graines oléagineuses pour former du biodiesel soit par céréales ou plantes sucrières pour l'éthanol. Celui-ci est de loin le biocarburant le plus produit actuellement (OECD & FAO, 2011). En effet, les États-Unis (premier producteur de maïs mondial) et le Brésil (premier producteur de sucre) voient dans l'éthanol un moyen de réguler les prix de ces matières premières tout en réduisant leur dépendance énergétique vis-à-vis des combustibles fossiles (Ballerini & Alazard-Toux, 2006). Actuellement, les deux principaux producteurs de

biocarburants sont les États-Unis et le Brésil suivis par l’Union Européenne (qui produit essentiellement du biodiesel). Les volumes de production pour l’éthanol et le biodiesel pour l’année 2011 sont présentés dans le tableau 1.3.

Tableau 1-1: Principaux producteurs de biocarburants en 2011 (Ballerini & Alazard-Toux, 2006; OECD & FAO, 2011)

	<b>Pays</b>	États-Unis	Brésil	UE 27
Éthanol	Production (en millions de litres)	51 142	28 805	6 798
Biodiesel	Production (en millions de litres)	2 961	2469	10 845

Ces biocarburants fabriqués à partir de toute partie des plantes pouvant servir d’alimentation humaine sont appelés les biocarburants de première génération. Depuis quelques années, ils sont vivement critiqués car accusés d’entrer directement en compétition avec les produits agricoles et de faire augmenter les prix des matières premières (Mousdale, 2010).

Il existe d’autres biocarburants dit de deuxième génération fabriqués à base de plante ou partie de plante non adaptée à l’alimentation humaine à l’aide de certains procédés spécifiques tels que le procédé Fischer-Tropsch (Steynberg & Dry, 2004). Cependant du fait des couts d’installation encore trop élevés (Haarlemmer, Boissonnet, Imbach, Setier, & Peduzzi, 2012), ces biocarburants ne sont pas encore prêts à être commercialisés massivement.

Enfin des recherches sont activement menées sur les biocarburants de troisième génération fabriqués à base d’algues (Scott et al., 2010) et donc n’entrant pas directement en compétition avec l’agriculture).

### **1.1.2 Les études environnementales sur les biocarburants**

Présentés à l'origine comme la solution idéale pour lutter contre les émissions de gaz à effet de serre (GES), les biocarburants ont ainsi bénéficié de nombreuses études voulant prouver leur efficacité en termes de réduction d'impacts environnementaux.

Dès 1997 et alors que la production de biocarburants est encore très marginale, Wang publie une étude évaluant les réductions des émissions de GES par l'utilisation du bioéthanol à base de maïs allant de 18 à 30% selon le rendement de la plante mais également selon le type et la quantité de fertiliseur utilisé (Wang, Saricks, Wu, & Loos, 1997).

Depuis, les études se sont succédées dans différents pays (Hu, Pu, Fang, & Wang, 2004; Tonini & Astrup, 2012) ayant pour objet les biocarburants et pour but de prouver leur efficacité ou au contraire leur nocivité pour l'environnement.

En effet, si les études s'accordent sur le bien-fondé des biocarburants de première génération par rapport aux combustibles fossiles en ce qui concerne la réduction des GES, un certain nombre (González-García, García-Rey, & Hospido, 2012; Kendall & Chang, 2009; Luo, van der Voet, & Huppens, 2009) soulignent en revanche leur mauvaise performance environnementale dans les catégories de toxicité humaine, d'éco-toxicité, d'eutrophisation et d'acidification. Selon Luo (2009), les impacts environnementaux pour l'éthanol à base de maïs sont ainsi 30% plus élevés que les impacts dus à l'essence classique pour la catégorie acidification et près de 4 fois plus élevés pour la catégorie eutrophisation. Toujours selon le même auteur, ces impacts environnementaux sont dus principalement à l'emploi massif de pesticides et fertilisants durant la période de croissance des plantes.

Il est cependant à noter que les résultats peuvent varier grandement selon les choix de modélisation réalisés au cours de l'étude. Selon Benoist et al. (2012), le choix de l'allocation (massique ou économique) des co-produits issus de la culture des biocarburants, la taille du système de procédés, le type d'énergie requis ou les spécificités régionales peuvent entraîner une variation dans les résultats de près de 150%. Il convient donc de bien définir les paramètres requis et de prendre des données aussi contextuelles que possible et de s'entendre sur un consensus dans la manière de faire l'allocation et la modélisation du cycle de vie des biocarburants.

### **1.1.3 La problématique des changements d'utilisation des terres pour les biocarburants**

Les changements directs ou indirects d'utilisation des terres sont un paramètre clé dans l'analyse du cycle de vie des biocarburants, car ils peuvent influencer les émissions de GES (Ciais et al., 2000) ainsi que les écosystèmes. Les changements directs se définissent comme étant les conséquences environnementales entraînées par la transformation d'une terre à occupation humaine connue vers une nouvelle forme d'occupation. Ces changements ont un impact difficile à quantifier, car ils ne reposent pas sur des bilans massiques ou énergétiques et sont élaborés à partir d'inventaires très variés (faune, flore etc..).

Les changements indirects d'utilisation des terres (ou ILUCS) surviennent en réaction à un déplacement de l'équilibre dans le secteur de l'alimentation et sont donc gouvernés par les lois des marchés économiques (T. Searchinger et al., 2008). Par exemple, une hausse dans la demande de viande de bœuf peut entraîner une augmentation du nombre de pâturages et de fourrages et donc causer un phénomène de déforestation pour obtenir la surface de terre requise à ces activités.

Ces changements indirects sont donc plus particulièrement difficiles à appréhender, car ils nécessitent une modélisation avancée du secteur agricole et forestier afin de comprendre quelles sont les interactions entre les différents types de terres. De plus, afin de modéliser ces changements indirects il faut arriver à prendre en compte les variations non-linéaires du marché économique ce qui nécessite la plupart du temps un modèle d'équilibre général (Hertel et al., 2010). En effet, le calcul doit inclure des paramètres aussi variés que le rendement des différentes plantes, les notions de substituabilité entre les différents produits agricoles mais aussi les échanges bilatéraux qui existent entre les partenaires commerciaux (Keeney & Hertel, 2008). Enfin dans le cadre d'une étude prenant en compte les changements mondiaux d'utilisation des terres mondiaux, les données agricoles obtenues sont souvent régionales ce qui peut conduire à des incertitudes majeures lors de l'harmonisation des données (Penman et al., 2003).

Les changements indirects d'utilisation des terres sont particulièrement importants dans le cas des études sur les biocarburants de première génération. En effet, comme ceux-ci entrent en compétition avec les secteurs alimentaires, il devient essentiel de les modéliser (Yang, Bae, Kim,

& Suh, 2012). Selon Tonini et al. (2012), les changements indirects d'utilisation des terres peuvent représenter jusqu'à 41% des émissions de GES lors de la phase de production des biocarburants. Toutefois du fait des difficultés inhérentes à leur modélisation, ils présentent une plus grande incertitude que les autres paramètres de définition de GES pouvant ainsi varier d'un facteur de 1 à 350 (R. J. Plevin, 2008).

## 1.2 L'analyse du cycle de vie

Apparue au début des années 70 avec la montée croissante des problèmes environnementaux, l'analyse du cycle de vie (ACV) est aujourd'hui un champ d'application en constante évolution et un outil de plus en plus performant au service des entreprises, des gouvernements et des collectivités souhaitant progresser dans la direction du développement durable.

### 1.2.1 Définitions et applications

L'ACV consiste en l'étude de la succession des étapes (de la fabrication à la fin de vie) d'un produit ou d'un service afin de modéliser les impacts potentiels environnementaux qui y sont associés. L'analyse du cycle de vie a été définie depuis 2006 par deux normes issues de l'ISO, respectivement la norme ISO14040 (Organisation Internationale de Normalisation, 2006a) et la norme ISO14044 (Organisation internationale de normalisation, 2006b). Ces normes cadrent la pratique de l'analyse du cycle de vie et en définissent le principe comme suit « compilation et évaluation des entrants et sortants ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie » (Organisation Internationale de Normalisation, 2006a). L'ACV comporte 4 phases d'exécution :

1. Définition des objectifs et du champ d'étude;
2. Inventaire des ressources consommées et des substances émises;
3. Évaluation des impacts potentiels liés à ces substances et à ces ressources;
4. Interprétation des données d'inventaires et des résultats

### **1.2.1.1 Définition des objectifs et du champ d'étude**

Cette première phase sert à définir l'objet de l'étude ainsi que les conditions dans lesquelles celle-ci se déroule. Cette première phase contribue également à établir les paramètres nécessaires à la comparaison entre plusieurs produits. C'est lors de cette étape que sont définies les fonctions primaires et secondaires du produit puis qu'est définie l'unité fonctionnelle; celle-ci permettant de quantifier la fonction du système. L'unité fonctionnelle est la base sur laquelle l'étude s'appuie pour comparer deux systèmes de produits. Par exemple pour la comparaison entre deux biocarburants (le bioéthanol à base de canne à sucre et le biodiesel), la fonction primaire pourrait être de fournir de l'énergie, la fonction secondaire (pour le bioéthanol du moins) pourrait être de fournir de l'alcool et l'unité fonctionnelle pourrait être de fournir 10 MJ d'énergie. Les flux de références, c'est-à-dire les quantités de produits nécessaires pour satisfaire l'unité fonctionnelle, ainsi que les frontières du système qui délimitent les étapes et les barrières du système sont également définis durant cette première étape. C'est également au cours de cette étape que le type d'ACV sera défini : une ACV attributionnelle permettra d'établir le bilan des impacts environnementaux au sein d'un produit ou d'un service de produit tandis qu'une ACV conséquentielle déterminera les conséquences environnementales d'un changement survenant au sein d'un système. Il est à noter qu'il existe encore d'autres types d'ACV répondant à différents besoins : l'ACV simplifiée, l'ACV dynamique, l'ACV prospective, etc....

### **1.2.1.2 Inventaire des ressources consommées et des substances émises**

Lors de la seconde phase, l'ensemble des ressources consommées et des émissions produites lors des étapes du cycle de vie sont inventoriées en fonction de l'unité fonctionnelle définie à la première étape.

### **1.2.1.3 Évaluation des impacts potentiels liés à ces substances et à ces ressources**

La troisième phase permet alors de calculer les impacts potentiels environnementaux causés par la succession des étapes du cycle de vie du produit. Ces impacts dépendent pour une part de la nocivité des substances et du type de ressources impliquées, mais aussi de leur quantité ainsi que de leur devenir dans l'environnement et du type d'exposition pour les écosystèmes et populations humaines. Il existe plusieurs méthodes d'impacts qui reposent sur différentes hypothèses

permettant de modéliser les chaînes de cause à effet. Les ressources requises et émissions produites au cours du cycle de vie sont ainsi rassemblées en plusieurs catégories qui correspondent aux impacts environnementaux divers, définis par la méthode d'impacts choisie. Des facteurs de caractérisation sont ensuite appliqués aux données d'inventaire. Ces facteurs déterminent l'impact potentiel environnemental des émissions et ressources en fonction des modèles de chaîne de cause à effet établis par la méthode d'impact. Il existe plusieurs méthodes d'impacts qui ont été développées afin de modéliser le plus fidèlement et largement possible les impacts causés par l'activité humaine. Certaines méthodes, comme par exemple la méthode CML (Guinée et al., 2002), définissent des facteurs de caractérisation pour des catégories identifiées comme étant problème, c'est-à-dire représentant un impact potentiel possible pour l'environnement comme l'acidification ou l'eutrophisation. Ces méthodes fournissent des facteurs de caractérisation qui convertissent chaque quantité de substance émise lors du cycle de vie en une quantité de la substance de référence de la catégorie d'impact considérée. D'autres méthodes, comme ReCiPe (Goedkoop et al., 2008) et Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003) vont plus loin et proposent de regrouper plusieurs catégories problèmes en une aire de protection. Dans ces conditions, les catégories d'impacts sont présentées au niveau dommage.

#### **1.2.1.4 Interprétation des données d'inventaire et des résultats**

La quatrième phase permet de discuter les résultats obtenus, qui peuvent varier selon les hypothèses posées, les calculs réalisés ou la méthode d'impact choisie. C'est lors de cette étape que sont réalisées les analyses de sensibilité (qui permettent de voir comment la variation d'un paramètre particulier affecte les résultats) et d'incertitude.

### **1.2.2 L'analyse du cycle de vie prospective**

L'analyse du cycle de vie prospective (ACV-P) se base sur la notion même de prospective et vise à évaluer les impacts entraînés par une évolution future du cycle de vie d'un produit ou d'un service. Elle est donc particulièrement délicate à réaliser en ce sens qu'elle tente de prévoir quelles seront les tendances futures des technologies. L'ACV-P est une discipline apparue dans les années 90 il existe assez peu de publications la concernant en comparaison de l'ACV-attributionnelle. Cependant il existe un résumé des étapes à suivre ainsi qu'une liste des méthodes

disponibles, lors de la réalisation d'une ACV-P proposés par Weidema (2003). Celui-ci définit 5 étapes (détermination des parties concernées, choix du niveau de détail, choix de la méthode la plus adaptée, application de la méthode et vérification de la cohérence) nécessaire à l'élaboration d'une ACV-P.

La difficulté majeure de ce type d'étude réside dans le fait d'essayer d'anticiper les impacts futurs. Pour cela, les études utilisent différents scénarios servant à modéliser un futur possible. En général, un scénario de base est défini, suivi par d'autres qui vont faire varier des paramètres du scénario initial (Pesonen et al., 2000). Se pose alors le problème de la modélisation des technologies futures nécessaires à l'évaluation des changements survenus et à leurs impacts sur l'environnement. Afin de modéliser les changements technologiques, un modèle économique permettant de prédire les variations économiques en fonction du changement survenu sur certains paramètres peut être alors utilisé (Pehnt, Oeser, & Swider, 2008).

### **1.2.3 L'analyse du cycle de vie conséquentielle**

La norme ISO 14044 est typiquement associée à l'analyse l'ACV dite attributionnelle (ACV-A). Ce type d'ACV attribue des impacts potentiels à un système de produit défini lors d'une frontière temporelle établie. L'ACV-A est donc limitée à la période de temps définie dans l'étude et ne prend pas en compte les impacts situés hors des frontières du système. Elle ne permet donc pas de voir les conséquences d'un changement dans le système, mais uniquement de faire son analyse environnementale actuelle.

L'analyse du cycle de vie conséquentielle (ACV-C) étudie spécifiquement les impacts environnementaux consécutifs à un changement apparaissant dans le cycle de vie d'un produit. L'objectif de l'ACV conséquentielle n'est donc pas de faire une comparaison ou d'étudier le cycle de vie d'un produit comme l'ACV attributionnelle I. Au contraire, l'ACV-C modélise les conséquences induites par le changement intervenu au sein du système entre les moments  $t$  et  $t+\Delta t$ . Lors d'une ACV-C il est donc nécessaire de représenter le système de produit à la fois avant et après la perturbation.

Ainsi, l'ACV attributionnelle et l'ACV conséquentielle ont deux portées différentes selon les objectifs auxquels elles répondent. Selon Ekvall et Weidema (2004), l'ACV-C permet une

analyse plus complète d'une prise de décision puisqu'elle recense tous les processus affectés par cette décision contrairement à l'ACV-A qui établit les impacts de processus situés dans les limites des frontières du système. Le choix d'utiliser une ACV-C dépend donc des besoins de l'étude (Tillman, 2000). Pour reprendre l'exemple des biocarburants, l'ACV-A serait utilisée pour comparer les performances environnementales de deux types de biocarburants tandis que l'ACV-C serait ainsi plus utilisée pour étudier les conséquences provoquées par l'augmentation de la production des biocarburants au sein d'une région.

Une grande difficulté de l'ACV-C concerne l'identification et la définition des processus affectés. En effet pour une ACV-A, tous les processus sont reliés aux systèmes de produits définis par des liens physiques et/ou monétaires. En ACV-C, les procédés peuvent également être liés par des relations de cause à effet et donc plus difficiles à définir. Selon Weidema (1999), un processus affecté est un processus dont la production varie en fonction d'un changement de demande.

La plupart des ACV-C pratiquées ont choisi de mettre l'accent sur les changements marginaux (Dalgaard et al., 2008; Gaudreault, Samson, & Stuart, 2010; Lesage, Deschenes, & Samson, 2007). C'est la raison pour laquelle ces ACV considèrent que seuls les processus affectés par le changement étudié doivent être inclus dans le système... Cependant le fait de ne pas prendre en compte les processus non affectés ne permet pas d'avoir un point de vue global des impacts sur l'environnement et sur la période de temps considérée (Dandres, 2012) : Si les processus non affectés ont des impacts potentiels beaucoup plus importants que les processus non affectés, alors la différence apportée par le changement étudié dans l'ACV-C doit être relativisée. Il est alors important de procéder à une évaluation de l'amplitude des changements sur l'ensemble du système ce qui peut être réalisé uniquement par une ACV-A (l'ACV-C ne modélisant que les processus affectés et non le système dans son intégralité): la combinaison de ces deux types d'ACV devrait alors être préférée (Gaudreault et al., 2010). Un autre moyen d'évaluer à la fois l'amplitude des changements modélisés et le poids des processus affectés est de pratiquer une analyse de cycle de vie macroscopique qui se base sur un modèle économique pour prendre en compte tous les secteurs industriels qu'ils soient reliés ou non à la perturbation initiale (Dandres, Gaudreault, Tirado-Seco, & Samson, 2011)

## 1.2.4 L'analyse du cycle de vie macroscopique

Développée par Dandres et al (2012a), l'analyse du cycle de vie macroscopique rassemble les deux points de vue de l'ACV conséquentielle et de la prospective. Elle consiste en effet à étudier les changements majeurs (et non les changements marginaux) survenant au sein d'un système de cycles de vie sur une période de temps donnée. Afin de prédire au mieux les changements économiques et technologiques survenant lors de cette période, l'ACV macroscopique (ACV-M) nécessite un nombre important de données concernant l'évolution de l'économie et des technologies. L'ACV-M un couplage entre un modèle économique d'équilibre général et une base de données d'inventaire du cycle de vie. Le modèle économique GTAP s'utilise en amont de la méthode, car il permet de représenter les interactions entre les différents flux et secteurs qui constituent l'économie mondiale et est donc à même de calculer les variations économiques dues à un changement de grande ampleur.

La base de données d'inventaire, qui fournit les substances émises dans l'environnement et les ressources extraites de l'environnement en fonction du système de produit, est appliquée une fois que les flux économiques ont été calculés par le modèle économique GTAP. Jusqu'à présent les travaux de Dandres et al. (2012) ont utilisés la base de données ecoinvent (Frischknecht & Rebitzer, 2005); celle-ci a été développée par le Centre suisse pour les inventaires du cycle de vie et recense plus de 4000 procédés dans tous les secteurs agricoles et industriels ainsi que pour les secteurs des transports. Cependant, les données sont présentées sous la forme de flux physiques : plus précisément les substances, ressources et émissions inhérentes à chaque procédé sont données en fonction d'une unité massique ou énergétique. Or le modèle GTAP fournissant les flux monétaires, le couplage entre GTAP et ecoinvent nécessite donc des données annexes afin de faire le lien entre les données monétaires de GTAP et les données physiques d'ecoinvent. Par exemple, pour les données concernant l'agriculture, il est nécessaire d'utiliser des données de la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011) afin de connaître la production massique pour l'année de référence et ainsi relier les données physiques aux flux monétaires au terme de l'horizon temporel.

Un des avantages de l'ACV-M est de pouvoir capter les retombées d'un changement majeur à travers sa modélisation de l'économie : tous les secteurs industriels sont en effet pris en

compte même s'ils ne sont pas directement touchés par la perturbation.. Elle permet également de prendre en compte les impacts potentiels de la planète grâce au modèle économique GTAP qui calcule les flux économiques à l'échelle mondiale. Elle se présente donc comme une solution idéale pour évaluer les impacts lors d'une prise de décision de grande envergure.

Cependant l'ACV-M présente certaines limitations inhérentes au modèle GTAP, à la base de données ecoinvent et au couplage entre les deux. En effet, le fait d'avoir des unités différentes pour les deux bases de données (physiques pour l'une, monétaires pour l'autre) oblige l'utilisateur à choisir d'autres sources de données pour effectuer une conversion, ce qui augmente l'incertitude liée au couplage. Par ailleurs, bien qu'ecoinvent soit considérée par les praticiens de l'ACV comme étant une base de très bonne qualité, elle n'en reste pas moins développée surtout pour le marché et les technologies européens. Utiliser un processus défini pour une région afin de modéliser les processus d'une autre région, mène à une incertitude probable, car les technologies diffèrent d'un continent à un autre (Dandres et al., 2011). Pour cette raison, la modélisation du secteur de l'électricité a été adaptée au contexte de chaque région dans Dandres et al. (2011 et 2012), mais cette régionalisation n'a pas été effectuée pour les autres secteurs économiques. De plus, ecoinvent ne recense pour l'instant aucune donnée sur les secteurs tertiaires et de services. Or les impacts liés à ces secteurs sont parfois considérables (Junnila, 2006).

Enfin ecoinvent est une base de données statique : les processus sont figés dans le temps et les impacts se déroulent tous au même instant. Cela peut devenir problématique lorsqu'on étudie des changements importants sur des politiques à long terme qui modifient à la fois l'économie, mais aussi les technologies (l'évolution technologique a néanmoins été prise en compte dans l'ACV-M, dans ecoinvent pour le secteur de l'énergie et dans GTAP pour les autres secteurs économiques).

### **1.3 L'analyse Input-Output (I/O)**

Cette section présente un bref historique de l'analyse environnementale Input/Output avant de rappeler les développements récents de cette méthode qui combine à la fois des

concepts économiques et des données environnementales. Les tables I/O environnementales sont également présentées.

### 1.3.1 Concept des tables I/O

Développées par le chercheur Wassili Leontief (1966), les tables Input/Output présentent l'intégralité des transactions monétaires entre les différents secteurs primaires, secondaires et tertiaires d'un pays ou d'une région. C'est un outil économique puissant servant à qualifier les interdépendances entre toutes les industries de l'économie (Lenzen, 2000). En d'autres termes, elles permettent d'avoir un aperçu complet des variations de l'économie en fonction des échanges entre les différents secteurs économiques. Ces tables s'obtiennent en multipliant les tables d'usage par unité monétaire des secteurs économiques ou des commodités avec les tables de demande (toujours par unité monétaire) des différents secteurs ou commodités. Ces tables sont propres à chaque pays et dépendent des paramètres économiques particuliers qui lui sont associés. Ainsi, tous les ans, les États-Unis (Bureau of Economic Analysis, 2012) et l'Union Européenne des 27 ( Eurostat, 2012) rendent publiques leurs tables Input/Output compilées .

Les tables I/O se présentent sous la forme de matrices symétriques qui donnent les besoins monétaires directs entre tous les secteurs économiques. Ces matrices sont présentées sous le format (commodités produites ×commodités produites) ou sous le format (industries× industries). Elles peuvent être plus ou moins désagrégées selon le nombre de secteurs économiques regroupés sous une même classification (Inter-Secretariat Working Group on National Accounts, 1993). Le tableau 1.2 fournit un exemple de la classification observée selon le Central Product Classification un organisme international fournissant des règles sur l'harmonisation des tables I/O.

Tableau 1-2: Exemple de classification de commodités selon le Central Product Classification

<i>Section</i>	<i>Division</i>
Agriculture forestry and fishery products	01 Products of agriculture, horticulture and market gardening

---

	02 Live animals and animal products 03 Forestry and logging products 04 Fish and other fishing products
--	---

---

Ces matrices sont appelées les matrices technologiques A, et se présentent sous cette forme :

$$\begin{pmatrix} a_{1,1} & \dots & a_{1,n} \\ \dots & a_{i,j} & \dots \\ a_n, & \dots & a_{n,n} \end{pmatrix}$$

Les coefficient  $a_{i,j}$  représente la quantité à produire par le secteur économique j pour fournir une unité de production (en valeur monétaire) du secteur i.

Soit  $y$ , le vecteur de demande directe (c.-à.-d. la production finale monétaire de biens du secteur i). Le système va donc produire  $y$  mais également  $A*y$  qui représente les unités qui sont nécessaires à la production de  $y$ . La quantité de production directe  $x$ , requise par la demande est donc égale à la demande directe additionnée de la demande aux autres secteurs fournissant  $y$ .

Le calcul se présente donc sous la forme suivante :

$$x_{direct} = y + Ay$$

Ou encore,

$$x_{direct} = y (I + A)$$

Où  $I$  est une matrice identité (matrice carrée dont les seuls éléments non nuls sont ceux de la diagonale avec la valeur 1).

Pour l'instant, seuls sont pris en compte les secteurs qui accèdent directement à la demande requise de biens ou services. Cependant, chaque secteur contenu dans A fait appel aux autres secteurs pour fournir la quantité de production requise. Par exemple, si la demande directe en biocarburant nécessite une quantité production de la part du secteur de raffinage de canne à sucre, ce secteur aura besoin à son tour d'électricité pour le raffinage mais également de matière première fournie par les secteurs de l'agriculture etc.... La quantité de flux monétaire totale  $x$ , requise pour satisfaire  $y$  se présente alors sous cette forme :

$$x = y (I + A + A^2 + A^3 + A^4 + \dots + A^n)$$

L'inversion de matrice permet alors de prendre en compte toutes les productions des secteurs économiques à la fois directes et indirectes.

$$x = y (I - A)^{-1}$$

Ainsi, la quantité de production monétaire requise pour compléter la demande finale peut être calculée par un simple calcul matriciel.

### 1.3.2 Applications à l'analyse du cycle de vie

Dans les années 90, est venue l'idée d'ajouter une matrice environnementale à la matrice économique existante. Cette matrice environnementale recense un nombre de substances et de ressources émises pour chaque secteur économique. L'équation servant à l'analyse input/output se présente désormais sous cette forme :

$$Q = B(I - A)^{-1}y$$

Avec

- $y$  : demande finale
- $A$  : matrice économique
- $B$  : matrice environnementale
- $Q$  : vecteur final d'inventaire des substances et émissions

La demande finale permet donc d'obtenir la quantité  $Q$  de substances et d'émissions qui ont été requises sur l'ensemble de la chaîne de production de l'unité monétaire demandée.

La grande différence de l'analyse environnementale input/output (EIO-LCA), par rapport à l'ACV classique orientée processus, est qu'elle se base sur des flux monétaires et non physiques. En s'appuyant sur les tables I/O des différents pays, le modèle permet donc d'établir une chaîne entière de fournisseurs à partir de la production d'un bien ou d'un service. Elle évite donc les erreurs de troncature causées par l'oubli de certains procédés dans les frontières du système en ACV attributionnelle. Selon Lenzen (2000), ces erreurs de troncature peuvent

engendrer jusqu'à 50% de variation dans les résultats en ACV-A. Selon Suh (2004), l'EIO-LCA permet de résoudre le problème des frontières du système posé en ACV-A. En traçant tous les flux monétaires à travers les processus économiques et en les reliant à des émissions et des substances, elle permet d'avoir un aperçu complet des impacts directs et indirects engendrés par la production d'un bien ou d'un service. Elle est donc plus rapide à appliquer pour l'utilisateur, car celui-ci n'a pas besoin de collecter des données pour tous les processus étudiés puisque celles-ci se trouvent déjà dans la chaîne de cause à effet. (Duchin, 2009). Elle permet également une modélisation des impacts potentiels dus aux secteurs concernant les services (Junnila, 2006; Kytzia, 2009), ce qui n'est pour l'instant pas facilement réalisable par une base de donnée orientée processus comme ecoinvent.

Il existe plusieurs tables I/O présentant des extensions environnementales disponibles à ce jour. Les tables I/O les plus connues sont la table CEDA (Sangwon Suh, 2005) présentant 430 secteurs économiques pour 1500 substances et 3 régions du monde (États-Unis, Europe et Chine) et la table Open I/O (Cox, 2011) qui fournit environ 2600 substances pour les 430 secteurs économiques des États-Unis. D'autres pays ont également développé leurs propres extensions environnementales comme le Canada (Norman, Charpentier, & MacLean, 2007) ou le Japon (Nansai, 2009). L'Union Européenne présente deux tables I/O avec des extensions environnementales, l'une payante mais très détaillée (environ 500 secteurs) développée par l'équipe d'Heijungs (Huppes et al., 2006), l'autre gouvernementale (EUROSTAT, 2005), mais très agrégée (25 polluants pour 5 secteurs économiques). Le tableau 1-3 présente un recensement (non exhaustif) des différentes tables I/O présentées par région, nombre de secteurs économiques et nombre de substances et d'émissions.

Tableau 1-3: Recensement non exhaustif des différentes bases de données I/O

Nom de la base de données	Développeurs	Caractéristiques particulières	Nombre de régions	Nombre de secteurs économiques	Nombres de substances et ressources
Open IO	Robert Cox (Arizona State University, Arkansas University)	Présente des données de 2002 (récente du BEA) Gratuite	1 (USA)	430	2600 substances
CEDA	Sangwon Suh (Bren university), Frankie Ridolfi(climate earth)	Gratuite pour usage académique	3( États-Unis, UE27, Chine)	430	1500 substances (pour les États-Unis)
Canada Industrie Account 2002	University of Toronto Statistic Canada		1 (Canada)	105	400 émissions
EXIOBASE Version payante	A. Tukker (Lenden univesity (NTH))		43	129 secteurs	727 substances et ressources
EXIOBASE	A.Tukker (Lenden	gratuite	3 (Europe, pays de	12	20 émissions,

Version gratuite	univesity (NTH))		l'OCDE, Reste du Monde)		80 ressources
Japanese database 2000	Corporate Research & Development center, Toshiba Corporation	Payante	1 (Japon)	400	28 émissions et ressources
E3IOT	R. Heijungs (Institut of Environmental Science, Leiden University)	Payante	1(UE27)	500	Nombre inconnu d'émissions
NAMEA	Eurostat	Gratuite très agrégée	20 pays européens (extrapolés à 27 avec le PIB)	5	25 polluants dans l'air et l'eau
World Input-Output database	M. Timmer (Commision Européene)	Gratuite	40	35	30 émissions et ressources

Enfin, il existe deux tables I/O qui présentent des extensions environnementales pour le monde entier. La première, la World Input Output database (Timmer, 2012) rassemble 40 régions

et est gratuite. Cependant, elle présente un très haut niveau d'agrégation aussi bien au niveau des secteurs (seulement 40 sont représentés) que des ressources (30).

La deuxième se nomme EXIOBASE et a été développée par les chercheurs du norwegian institute of science and technology (NTNU) (Tukker et al., 2008). Elle est accessible à la fois dans une version libre de droits et dans une version payante. La version libre de droits présente environ 30 substances et 80 ressources pour 3 régions, représentant 95% des acteurs économiques. La version payante, elle, fournit des données pour 43 régions et près de 720 substances et ressources.

### **1.3.3 Limites de l'analyse I/O**

Les principales limites de l'EIO LCA sont listées de manière concise par Lifset (2009b) : inhomogénéité des prix, problème de datation des données, tables I/O générées par le gouvernement (et non sur une base publique ce qui rend leur objectivité discutable) ainsi que la difficulté d'accès à des données environnementales pour certains secteurs.

La principale limite de l'analyse input/output est que les tables sont données par pays et dépendent donc de la nomenclature et du système de référencement du pays en question. Souvent les données sont plus ou moins agrégées dans des secteurs ou des sous-groupes ce qui complexifie l'attribution des impacts à une catégorie précise (Sangwon Suh & Huppé, 2002). Une harmonisation de plusieurs tables issues de méthodologies différentes afin d'obtenir des données régionalisées, voire mondialisées s'avère donc assez difficile. Les données obtenues sont ainsi parcellaires ou ne concernent qu'une seule catégorie de produit ou d'émissions (Arto, Genty, Rueda- Cantuche, Villanueva, & Andreoni, 2012; S. Suh, 2002). Or, afin d'obtenir une analyse complète et précise, il est plus que souhaitable d'obtenir des données globales. Lorsque des analyses I/O sont réalisées au sein d'un seul pays, il y a également un problème au niveau des produits d'importations qui sont considérés comme étant fabriqués avec les même technologies que le produit issu du pays d'étude (Ardent, Beccali, & Cellura, 2009; S. Suh et al., 2004).

De plus si les données concernant les tables I/O économiques sont disponibles pour tous les pays (Norihiko & Nadim, 2006), seuls les pays les plus industrialisés (États-Unis, Union

Européenne, Japon, Canada) ont les moyens et le temps de développer des bases de données environnementales.. Toutefois, à ce jour il existe très peu de données sur les émissions et ressources des autres pays de l'OCDE. Dans ces conditions, certaines études prennent comme postulat que les structures économiques sont identiques dans toute une région et ainsi appliquent les tables I/O à deux pays voisins (Norman et al., 2007). Les rares tables I/O qui fournissent des données globales se servent soit d'approximations soit de mises à l'échelle ce qui entraîne une incertitude supplémentaire.(Lenzen, Kanemoto, Moran, & Geschke, 2012; Wixted, Yamano, & Webb, 2006).

Par ailleurs, de nombreux auteurs (Ferrão & Nhambiu, 2009; Heijungs, de Koning, Suh, & Huppes, 2006; Hendrickson, Lave, Matthews, & ebrary Inc., 2006) s'accordent sur le fait que de par leur complexité, les tables I/O ne sont pas mises à jour régulièrement et présentent donc parfois des données obsolètes datant de plusieurs années, ce qui est d'autant plus problématique que les technologies et les relations inter-économiques évoluent sans cesse et que l'analyse I/O n'est donc pas nécessairement à même de capter les changements les plus récents.

De plus, du fait des relations figées entre les différents secteurs économiques, les tables I/O ne s'avèrent pas en mesure de représenter les émissions d'une économie future qui surviennent après un changement d'importance venant perturber la structure même de l'économie.

Enfin, si l'analyse I/O est en théorie capable de modéliser tous les secteurs économiques, en réalité ces analyses I/O n'ont pour l'instant été réalisées que pour des études de cas précis et visaient donc seulement quelques secteurs particuliers de l'économie (Ferrão & Nhambiu, 2009; Horvath & Hendrickson, 1998; Joshi, 1999; Lloyd, Lave, & Matthews, 2005). Lors de l'étude effectuée par Ochoa (2002) concernant les maisons résidentielles américaines, seuls les secteurs de la construction des structures résidentielles et de distribution de l'énergie ont été modélisés. L'étude d'Hendrickson (2006), quant à elle, étudie le cycle de vie d'une voiture de taille moyenne mais ne prend en compte que les secteurs de la fabrication automobile, de la maintenance et de la réparation automobile ainsi que du raffinage du pétrole. Or la structure des bases I/O repose sur l'interdépendance des secteurs économiques. Étudier un changement économique de grande envergure à l'aide d'une table I/O en ne modifiant que la demande d'un nombre fini de domaines économiques revient alors à ne pas prendre en compte une partie des

secteurs affectés et à sous-estimer les impacts économiques et environnementaux (Lenzen, 2000). De plus, la table I/O n'est pas capable de prévoir les variations de liens intersectoriels causés par un changement économique majeur.

## 1.4 Le modèle GTAP

Cette section présente le fonctionnement ainsi que les spécificités du modèle GTAP (Global Trade Analysis Project) un modèle économique d'équilibre général. Utilisé à la base pour prévoir les variations économiques résultant de chocs appliqués sur certains flux (population, capital etc..), il a été récemment amélioré pour y inclure différents modules sur la prise en compte des biocarburants ainsi que sur l'utilisation des terres.

### 1.4.1 Fonctionnement de GTAP

Crée par Hertel et al (1997), GTAP ou Global Trade Analysis Projet est constitué d'un modèle d'équilibre général, d'une base globale de données et d'un logiciel permettant d'importer la base de données et d'utiliser le modèle.

Un modèle économique d'équilibre est un modèle qui s'appuie sur des perturbations économiques définies par l'utilisateur pour faire évoluer la situation économique de départ vers un nouvel état d'équilibre (Ramachandra, 2009). Ce modèle est dit "d'équilibre général" car il modélise l'ensemble de l'économie à l'inverse des modèles dits "d'équilibre partiel" qui simulent uniquement certains secteurs de l'économie. Il nécessite donc de s'appuyer sur une base globale, très complète, de données économiques couvrant de nombreux secteurs économiques et toutes les régions du monde. Le but premier de GTAP est de fournir à ses utilisateurs les moyens de conduire des analyses quantitatives sur des questions économiques internationales. À ce titre, il a été utilisé pour évaluer différentes politiques commerciales (Valenzuela, Anderson, & Hertel, 2008), mais également les conséquences économiques des changements climatiques (Bosello, Nicholls, Richards, Roson, & Tol, 2012) et les effets sur le marché du travail des politiques de biocarburants (Neuwahl, Löschel, Mongelli, & Delgado, 2008).

La base de données de GTAP possède 129 régions et 57 commodités dans sa forme la plus désagrégée (Narayanan, Dimaranan, & McDougall, 2013) et définit les flux commerciaux bilatéraux, la production, les transports mais également les échanges de biens et de services (Hertel, 1997; Narayanan, Hertel, & Walmsley, 1996). Elle s'appuie en grande partie sur les tables I/O pour déterminer les relations entre les différents secteurs économiques d'un pays ou d'une région. Ces tables I/O sont fournies par des organismes gouvernementaux ou des contributeurs indépendants de GTAP et sont adaptées au format spécifique de GTAP (Huff, McDougall, & Walmsley, 2000). Les tables I/O sont alors actualisées pour correspondre à l'année de référence de la base de données. Des données macro-économiques telles que le PIB ou le capital sont alors utilisées d'une part, pour vérifier la concordance des tables I/O et d'autre part, pour agréger en une seule région les tables I/O de certains pays à l'économie semblable (Hussein & Aguiar, 2008). Les dépenses intérieures à la fois domestiques et gouvernementales sont également rassemblées (McDougall, kharitonov, & Aguiar, 2008). En ce qui concerne les flux commerciaux bilatéraux, ceux-ci sont calculés en utilisant la base de données développée par l'ONU : COMTRADE (Gehlhar, Wang, & Yao, 2008) et les couts de transport sont ajoutés aux couts finaux des marchandises. La base de données contient également des données satellites plus poussées sur les secteurs énergétiques ou agricoles.

Une fois ces données rassemblées, le modèle GTAP s'appuie alors sur une série d'équations non-linéaires pouvant simuler entre autres la variation des prix, de la production, de l'énergie et du travail en fonction du choc initial donné par l'utilisateur.

GTAP est donc un outil économique très performant reposant sur un réseau de données mondiales détaillé et actuel. Les bases de données satellites ainsi que le développement de modèles d'équilibres spécifiques permettent de prendre en compte des aspects particuliers de l'économie et ainsi de répondre à des problématiques pointues telles que le changement d'utilisation des terres ou la production des biocarburants.

#### **1.4.2 GTAP-BYP : le développement des biocarburants**

Dans la version standard du modèle GTAP, les biocarburants ne sont pas représentés, car ils sont arrivés récemment dans l'économie et dépendent d'une industrie spécifique nécessitant des procédés de synthèses particuliers. La modélisation de la demande en biocarburant n'est donc

pas possible au sein du modèle standard car la production de céréales, de canne à sucre ou d'huile oléagineuse est utilisée exclusivement à des fins alimentaires.

En 2007, des économistes de l'Université de Purdue, Taheripour, Hertel et Tyner (2007) ont présenté une base de données spécifique aux biocarburants adaptée au modèle GTAP. Celle-ci permet d'estimer plus spécifiquement les impacts mondiaux que peut avoir la production de biocarburants au sein d'un pays.

Cette base de données présente trois sortes de biocarburants. L'éthanol fabriqué à partir de céréales (intitulé eth-1), l'éthanol fabriqué à partir de sucre de canne (intitulé eth-2) et le biodiesel fabriqué à partir des graines oléagineuses. Les trois producteurs de biocarburants définis dans GTAP sont les États-Unis, l'Union Européenne et le Brésil. Cette base de données permet alors de couvrir tous les échanges relatifs à la production, la consommation et le commerce des biocarburants.

La première version développée en 2007 et nommée GTAP-Bio comportait beaucoup d'approximations et ne permettait pas de modéliser les résidus agricoles générés par la production de biocarburants. Il n'existait également pas de combinaison intermédiaire dans l'utilisation des biocarburants produits : l'éthanol ou le biodiesel était utilisés pur et non mélangé à d'autres carburants disponibles (Taheripour, Hertel et al. 2007).

La deuxième version développée GTAP-A, permet elle de définir un usage intermédiaire pour les biocarburants. Le bioéthanol à base de maïs est donc incorporé dans la catégorie de la production de produits pétroliers. Le bioéthanol peut donc être utilisé en tant qu'additif à l'essence (formant le mélange E85) et non en tant que carburant seul (ce qui impliquerait que les consommateurs aient des moteurs modifiés), afin de mieux représenter la réalité. De plus, la compétition entre les carburants fossiles et les biocarburants est prise en compte La dernière version disponible, GTAP-BYP comporte 19 régions ainsi que 30 industries et commodités dont 3 spécifiques aux biocarburants et 19 régions. La nouveauté de cette base de données est qu'elle insère les produits dérivés de l'éthanol : les "distiller dried grain with solubles" qui peuvent être utilisés comme nourriture par les ruminants (Taheripour, Hertel, & Tyner, 2010) ainsi que les produits dérivés de la production de biodiesel que sont les viandes de soja et de colza. Ces produits dérivés sont présentés sur GTAP dans la catégorie rassemblant toute nourriture

transformée et ajoutent encore de la complexité au modèle en incluant une compétition avec les produits de l'agriculture traditionnelle. Depuis 2011, il est également possible de faire la distinction entre l'eau de pluie et d'irrigation, ce qui permet une meilleure modélisation de la demande en eau (Taheripour, Hertel, & liu, 2011).

Les chercheurs de GTAP ont également développé un programme intégrant les biocarburants de la deuxième génération. Ceux-ci sont produits avec une biomasse à base de panic érigé (*panicum Virgatum*) ou de miscanthus et permettent de produire des biocarburants par le procédé Fischer Tropsch (Taheripour & Tyner, 2011). Cependant, cette nouvelle version est toujours en cours de validation et n'a pas encore été rendue publique.

#### **1.4.3 Prise en compte de l'utilisation des terres dans GTAP**

Depuis 2007, le modèle GTAP contient une extension qui lui permet d'intégrer les changements d'utilisation des terres. Cette extension contient à la fois une base de données sur les types de terres et également des séries d'équations permettant de modéliser la demande en terres cultivées selon les paramètres économiques de GTAP. Les données pour la couverture des terres et les cultures proviennent de SAGE (center for Sustainability And Global Environment). SAGE définit en tout 6 périodes de durée propice à l'agriculture inspirées par la FAO en fonction du régime d'humidité et ajoute en plus 3 zones climatiques (boréale, tempérée, tropicale). Le résultat final décrit 18 zones agro-écologiques. Des données sont également disponibles concernant le pourcentage total de couverture des terres (forêt, savane, prairie etc..) selon la durée de croissance des plantes.

Le modèle GTAP incorpore également des données de la FAO sur le rendement des cultures ainsi que sur les activités forestières. Cette extension du modèle GTAP permet ainsi de modéliser les changements d'utilisation des terres pour l'agriculture, mais également la foresterie et l'élevage de ruminants uniquement. Les non-ruminants (les élevages de viande porcine et de volaille) ne sont pas inclus car ils sont souvent élevés dans des entrepôts occupant une faible surface au sol comparativement aux autres types d'utilisation des terres. Ainsi, les non-ruminants sont de ce fait considérés comme faisant parti du secteur manufacturier pour ce qui est de

l'utilisation des terres. (Lee, Hertel, Sohngen, & Ramankutty, 2005). Le tableau 1-4 présente ainsi les différentes zones agro-écologiques en fonction du nombre de jours de croissance et des régimes d'humidités.

Tableau 1-4: Répartition des zones agro-écologiques dans GTAP

Nombre de jours de croissance	Définition de l'humidité	Type de climat	Nom de la zone agro-écologique	% de forêts	% de prairies	% de cultures
0-59	Aride	tropical	AEZ1	0.26	0.06	0.71
		tempéré	AEZ7			
		boréal	AEZ13			
60-119	sec, semi aride	tropical	AEZ2	0.43	0.14	0.39
		tempéré	AEZ8			
		boréal	AEZ14			
120-179	humide, semi-aride	tropical	AEZ3	0.57	0.16	0.25
		tempéré	AEZ9			
		boréal	AEZ15			
180-239	sub-humide	tropical	AEZ4	0.33	0.28	0.39
		tempéré	AEZ10			
		boréal	AEZ16			
240-299	humide	tropical	AEZ5	0.47	0.20	0.33
		tempéré	AEZ11			
		boréal	AEZ17			
>300	Humide semi-annuellement	tropical	AEZ6	0.68	0.14	0.18
		tempéré	AEZ12			
		boréal	AEZ18			

## 1.5 Résumé de la revue de littérature

Lors de cette revue de littérature, les études environnementales concernant les biocarburants ont été passées en revue ce qui a permis d'identifier les secteurs clés à prendre en compte dans le cadre du projet. Les changements d'utilisation des terres ont notamment fait l'objet d'une étude approfondie, car il est apparu qu'ils possédaient une importance cruciale dans le domaine des biocarburants de première génération.

Par ailleurs, les principes de base de l'analyse du cycle de vie ont été rappelés et les concepts de l'ACV macroscopique (ACV-M) revus afin de déterminer leur niveau d'implication ultérieure dans l'étude. Les limitations de l'ACV-M ont été rappelées en particulier en ce qui concerne le problème d'unités différentes entre GTAP et la base de données environnementale.

Cette revue de littérature montre également la pertinence de l'analyse I/O lors de l'étude de systèmes économiques de grande envergure mais également ses lacunes : en effet l'analyse I/O modélise certains secteurs mais ne considère pas l'économie globale. De plus les relations entre les différents secteurs sont fixes et non susceptibles de réagir à une perturbation.

Enfin, les possibilités du modèle GTAP sont également illustrées. Les principes du calcul des variations économiques induites par un changement majeur et de la génération de matrices économiques à partir du nouvel équilibre sont définis. La modélisation des biocarburants par GTAP est étudiée et les relations entre les acteurs du marché pour ce secteur particulier ont été examinées. Enfin une attention est portée à la modélisation particulièrement avancée de GTAP en ce qui concerne l'utilisation des terres.

## 1.6 Résumé de la problématique de recherche

La problématique de la production massive de biocarburants à travers la planète nécessite la mise en place d'outils environnementaux capable de fournir des prédictions à grande échelle d'un changement dans l'économie future. À ce titre, l'ACV et plus particulièrement l'ACV-C représentent des méthodes concrètes pour l'évaluation des conséquences environnementales futures.

L'analyse environnementale I/O permet d'obtenir l'inventaire des substances émises et des ressources consommées selon chaque secteur industriel. À ce titre elle est à même de fournir une représentation des impacts environnementaux survenant au sein d'une économie. Cependant, lors de la revue de littérature plusieurs lacunes au sein des analyses I/O ont été relevées. L'un des principaux défauts de ces tables I/O se trouve être la rigidité des relations entre les différentes industries qui ne permet pas de modéliser les impacts environnementaux faisant suite à une perturbation dans l'économie.

Le modèle GTAP, quant à lui, est capable de générer de nouvelles tables I/O en fonction d'une perturbation mais ne possède pas toutes les extensions environnementales nécessaires à l'évaluation des impacts causés par cette perturbation. Une opportunité de coupler les données économiques induites par GTAP avec les extensions environnementales d'une table I/O a alors été identifiée.

Le choix de mettre en œuvre la représentation de l'augmentation du pourcentage de biocarburant dans l'étude de cas répond au besoin de définir les conséquences environnementales de politiques réalisées à grande échelle dans le secteur énergétique. Grâce à de récents développements du modèle GTAP, les changements d'affectation des terres causés par les cultures de biomasse pour la synthèse des biocarburants et les émissions de gaz à effet de serre subséquentes à ces changements d'affectation des sols pourront également être modélisés.

## CHAPITRE 2    OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

Suite à la revue de littérature plusieurs objectifs ont été définis et une méthodologie a été établie.

### **2.1 Objectifs principal et secondaires**

L'objectif principal de cette maîtrise est :

*Développer une nouvelle méthode d'analyse I/O environnementale capable de prévoir les conséquences environnementales de l'économie d'une région survenant après un changement majeur. Cette méthode est basée sur:*

- a) *la modélisation de l'économie paramétrée par le modèle GTAP*
- b) *la modélisation des émissions de substances et de ressources fournies par secteur économique avec les extensions environnementales d'une table I/O*
- c) *le couplage innovant réalisé entre le produit des matrices économiques générées par GTAP et les extensions environnementales d'une table I/O traditionnelle (jamais tenté avant cette présente étude)*

L'objectif secondaire est de :

*Calculer les émissions de GES provenant des changements d'utilisation des terres qui résultent de la production de biocarburants en couplant les simulations du modèle d'équilibre et les facteurs d'émissions de gaz à effet de serre caractérisant la conversion des terres.*

L'objectif du cas d'étude est quant à lui de :

*Déterminer les conséquences environnementales directes et indirectes survenant après l'implantation de deux politiques visant à augmenter la part de biocarburants dans les transports aux États-Unis et dans l'Union Européenne pour la période allant de 2006 à 2020.*

## 2.2 Méthodologie

### 2.2.1 Résumé de la méthodologie générale

Le projet est décomposé selon deux axes principaux complémentaires (cf. Figure 2.1) : la modélisation de la variation de production industrielle induite par le changement dans l'économie et la modélisation du changement d'utilisation des terres.

En premier lieu, les données économiques fournissant le scénario de la perturbation à étudier doivent être paramétrées. Pour illustrer cette étude, deux scénarios ont été définis: l'un (le scénario de base) représente l'évolution de la situation économique de 2006 (année de référence de GTAP-BYP, la version du modèle GTAP utilisée dans le projet)) à 2020. L'autre (le scénario biocarburants) reprend les mêmes hypothèses économiques que le scénario de base, mais incorpore en plus l'augmentation du pourcentage de biocarburants de première génération dans les transports, décidée par les États-Unis et l'Union Européenne. Ces deux scénarios représentent les données macro-économiques qui sont insérées dans le modèle économique GTAP. Ce modèle est ensuite utilisé pour calculer le nouvel équilibre économique résultant de chaque scénario.

En second lieu, le couplage entre la production des secteurs économiques de GTAP et les flux de substances données par la table I/O fournit les émissions de polluant et la consommation des ressources de l'économie entière.

En troisième lieu, le changement d'affectation des terres causé par la production des biocarburants est modélisé par GTAP (à l'aide de la version GTAP-BYP). Le couplage est ensuite effectué avec les facteurs du Groupe Intergouvernemental des experts sur l'Évolution du Climat (GIEC) en vue de calculer les émissions de CO<sub>2</sub>.

En dernier lieu les émissions provenant à la fois des secteurs économiques et des changements d'utilisation des terres sont caractérisées à l'aide d'une méthode d'évaluation des impacts sur l'environnement. Les impacts environnementaux finaux sont alors obtenus et interprétés.

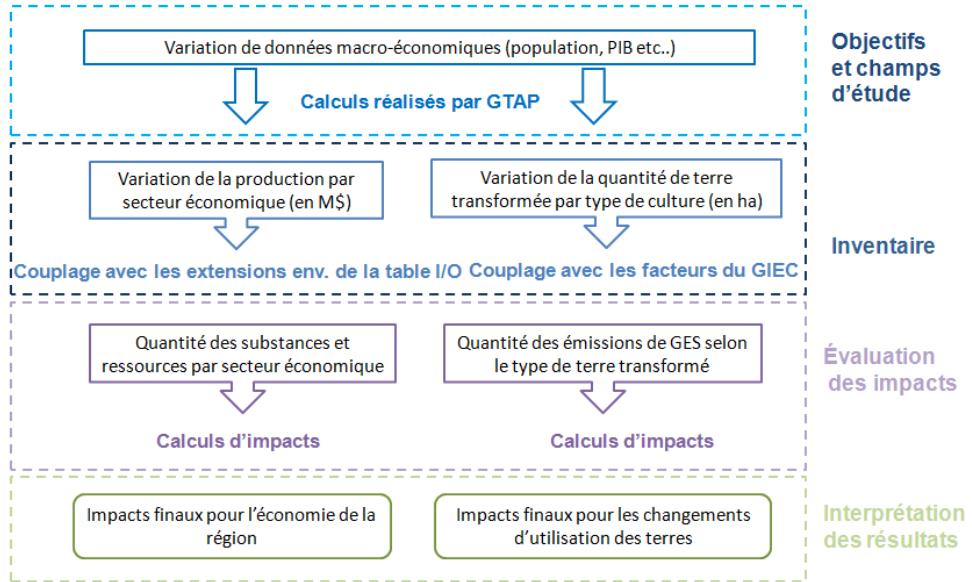


Figure 2-1: Méthodologie globale du projet

## 2.3 Mise en place de la méthodologie

### 2.3.1 Les critères de choix de la table I/O

La revue de littérature a permis d'identifier les bases de données environnementales les plus utilisées en EIO-LCA. Le tableau 1-3 résumait de manière non exhaustive les principales caractéristiques de ces bases de données. Le choix de cette table I/O s'avère crucial pour le reste de l'étude, car c'est à partir des extensions environnementales de cette table que les impacts seront modélisés. Les critères déterminant le choix de la table I/O sont d'une part, sa transparence concernant les données qu'elle fournit (pour des raisons évidentes de qualité et de traçabilité) et d'autre part, le nombre de régions qu'elle modélise ainsi que le nombre de substances qu'elle rassemble. En effet, pour profiter pleinement des possibilités de GTAP qui fournit des données mondiales le couplage devrait pouvoir s'effectuer au niveau de la planète entière. Il est donc primordial de proposer des extensions environnementales pour le plus grand nombre de régions possibles. En ce qui concerne les substances environnementales, celles-ci doivent pouvoir être utilisées ultérieurement par les méthodes d'impacts et être présentes en nombre suffisant pour limiter le risque d'omission d'impacts sur l'environnement.

Un autre critère essentiel est le niveau d'agrégation : la table I/O ne doit pas présenter un nombre de secteurs économiques inférieurs à GTAP afin d'assurer une bonne correspondance avec les variations calculées par le modèle économique. Enfin le prix de l'accès bien que non déterminant, a tout de même été vérifié afin de respecter le budget fixé dans cette étude.

La plupart de ces bases de données rassemblent des secteurs économiques pour un seul pays ou une seule région. Peu d'entre elles fournissent des données mondiales conséquentes. Or pour étudier les perturbations de GTAP qui concernent le monde entier, il est nécessaire d'obtenir les données les plus globales possibles.

Pour cette raison la base de données EXIOBASE a été choisie. Développée par Arnold Tukker et les chercheurs du NTNU, elle présente l'avantage de rassembler dans sa version complète 129 secteurs économiques un nombre presque 4 fois plus important que celui des secteurs de GTAP-BYP pour 727 émissions et ressources et 43 régions (contre 19 pour le modèle GTAP-BYP) représentant 95 % de l'économie mondiale (Tukker et al., 2008).

### **2.3.2 Couplage entre EXIOBASE et GTAP**

Le couplage a été réalisé entre les données monétaires par secteur économique et par région calculées par GTAP et les extensions environnementales de la base de données I/O EXIOBASE. Ce couplage a été réalisé à deux niveaux d'agrégation : géographique et économique.

#### **2.3.2.1 Couplage géographique**

Comme cela a été montré dans la revue de littérature, la version standard du modèle GTAP n'est pas capable de modéliser la production des biocarburants. C'est pourquoi, la version GTAP-BYP spécialement développée pour la modélisation des politiques de biocarburants a été utilisée. EXIOBASE possède 43 régions et GTAP-BYP en possède 19, mais parce que le découpage géographique diffère dans les deux cas, le couplage des deux bases de données résulte en un nouveau découpage de 14 régions.

La figure 2-2 présente la séparation du monde en 14 régions réalisées selon les niveaux d'agrégations de GTAP-BYP et d'EXIOBASE. Les détails des différentes régions des bases de

données sont présentés à l'ANNEXE 1. Il est à noter que pour le cas particulier de la région Amérique Centrale/ Caraïbes et Océanie une approximation a été réalisée en prenant pour hypothèse que le PIB le plus important représentait l'ensemble de la région (celui du Mexique pour l'Amérique latine, et celui de l'Australie pour l'Océanie).

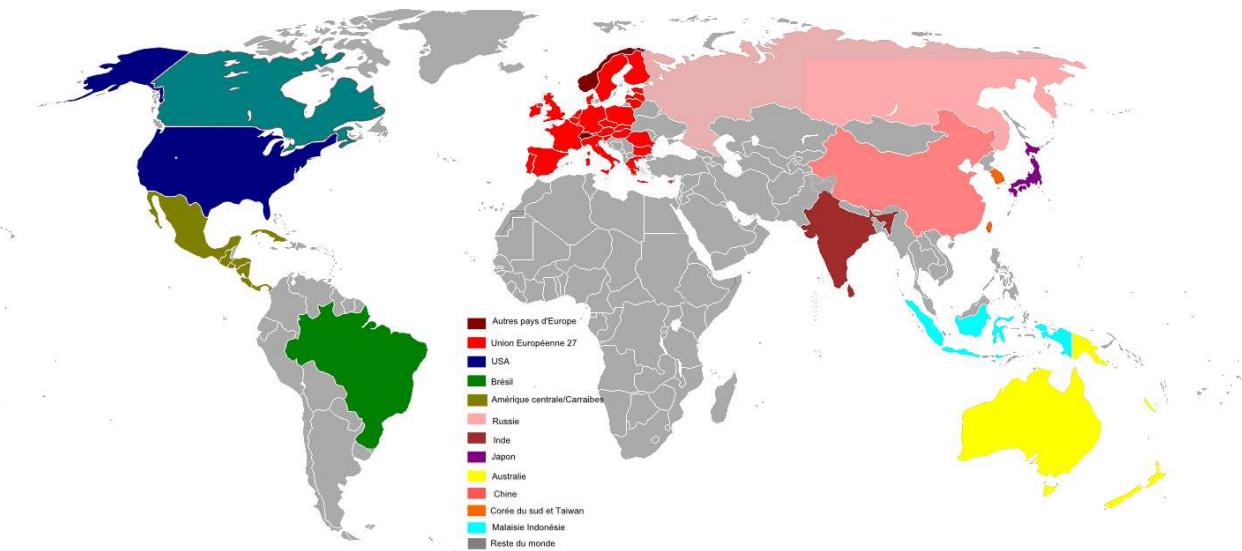


Figure 2-2: Couplage géographique entre GTAP et EXIOBASE

### 2.3.2.2 Couplage économique

EXIOBASE comporte des données pour 129 secteurs économiques dont une dizaine environ consacrée spécifiquement à l'agriculture. Cependant, comme GTAP possède 30 secteurs économiques dans sa version GTAP-BYP une matrice de concordance a été définie pour rassembler les secteurs d'EXIOBASE afin qu'ils correspondent à la structure de GTAP. Ainsi plusieurs secteurs économiques d'EXIOBASE peuvent se retrouver dans un seul secteur de GTAP. Le couplage est présenté à l'ANNEXE 2 et l'équation déterminant le couplage est la suivante :

$$D_{gtap} = (D_{exiobase} \widehat{C}_{exiobase,gtap} p) * (\widehat{C}_{exioase,GTAP} * p)^{-1} * \langle t \rangle$$

Avec:

- $D_{gtap}$ : matrice environnementale de GTAP par M\$ (substances\* secteurs de GTAP)

- $D_{\text{exiobase}}$ : matrice environnementale d' EXIOBASE par M€ (substances\* secteurs d' EXIOBASE)
- $C_{\text{exiobase,gtap}}$ : matrice de correspondance entre GTAP et EXIOBASE ( secteurs d'EXIOBASE \* secteurs de GTAP)
- $p$ : vecteur de production industrielle en M€ (1\* secteurs d'EXIOBASE )
- $\langle t \rangle$  : taux de change (2006\$/ 2000€)

### 2.3.3 La représentation de la consommation des ménages

Contrairement aux autres bases I/O, EXIOBASE a la particularité de fournir des extensions environnementales correspondant à la consommation privée des ménages. Il est ainsi possible de modéliser les effets environnementaux d'un changement affectant les consommateurs finaux. Comme GTAP peut fournir des données sur la consommation des ménages (variable  $y_p$  ou private households expenditure), les émissions de ces derniers peuvent être modélisées afin d'estimer les impacts des politiques de biocarburants sur les consommateurs. L'équation de couplage pour la consommation des ménages est la suivante :

$$H = P^* * \sigma_{yp}$$

Avec

- $P^*$ : Le vecteur d'émissions et de ressources (donné par EXIOBASE)
- $\sigma_{yp}$ : Les dépenses finales des consommateurs (calculées par GTAP)
- $H$ : Le vecteur final d'émissions

La situation initiale de 2006 concernant la consommation privée des ménages par région est fournie par les archives de la World Bank (2012) car ni GTAP ni EXIOBASE ne fournissent de données pour l'intégralité des régions modélisées. Les données sont disponibles à l'ANNEXE 2.

### 2.3.4 Le calcul des émissions de GES dues aux changements d'utilisation des terres

Le modèle GTAP permet d'obtenir des données sur le changement d'utilisation des terres pour les secteurs suivants : cultures de riz, culture céréalières (mais, blé et autres), élevage de bétail (ruminants) et foresterie. Ces données sont ensuite rassemblées par zone agro-écologique (présentée au tableau 1.2). Grace aux facteurs du GIEC développés par Penman et al. (2003) pour 3 types de terres (cultures, pâturages et forêt), et pour différents régimes d'humidité (sec ou pluvieux) et de températures (boréale, tempérées, tropicale) il est alors possible d'obtenir des émissions de GES correspondant au changement d'utilisation des terres selon l'équation suivante :

$$\begin{aligned}\Delta \text{Stock de carbone} = & \Delta \text{Stock de carbone dans la biomasse vivante} \\ & + \Delta \text{Stock de carbone dans les sols minéraux} \\ & + \Delta \text{Stock de carbone dans les sols organiques}\end{aligned}$$

La variation de stock de carbone dans la matière organique n'est pas considérée dans cette étude, car elle implique une variation temporelle des types de terres survenant après la modification initiale. L'équation peut alors être résumée ainsi :

$$\Delta \text{Stock de carbone} = A_i * \left( \sum_i \Delta C_{b,i} - C_{0,i} + \sum_i C_{min,i} - C_{0min,i} \right)$$

Avec:

- $A_i$ : quantité de terres transformée par les variations économiques (ha)
- $C_{b,i}$ : croissance de carbone dans la biomasse après le changement ( $\text{C.ha}^{-1}$ )
- $C_{0,i}$ : croissance de carbone dans la biomasse avant le changement ( $\text{C.ha}^{-1}$ )
- $C_{min,i}$ : stock de carbone dans le sol minéral après le changement (in  $\text{C.ha}^{-1}$ )
- $C_{0min,i}$ : stock de carbone dans le sol minéral avant le changement (in  $\text{C.ha}^{-1}$ )

Les données utilisées pour les différents stocks de carbone en fonction de la culture sont représentées pour trois catégories : terres devenant cultures, terres devenant forêts, terres devenant prairies pour un total de 12 tableaux présentés à l'ANNEXE 3). Il est à noter que l'hypothèse sous jacente derrière ce calcul est que tous les impacts dus aux changements d'utilisation des terres sont attribués directement à l'évolution des paramètres économiques (avec

ou sans la politique de biocarburants). Cette hypothèse sera discutée par la suite car dans la réalité, les terres une fois converties pourront encore être utilisées dans l'avenir pour fournir d'autres combustibles : les impacts associés à ces changements d'utilisation des terres pourraient donc être amortis dans le temps.

## **2.4 Détermination de l'étude de cas : présentation des scénarios**

L'objectif de l'étude de cas est l'évaluation des performances environnementales des biocarburants dans un futur proche. Cette évaluation repose sur la comparaison de deux scénarios prospectifs. Ces deux scénarios ont été modélisés de manière à pouvoir exploiter au maximum les possibilités de GTAP et des extensions environnementales des tables I/O.

### **2.4.1 Le choix des scénarios :**

Le modèle GTAP permet d'obtenir les variations économiques de régions entières suite à une perturbation fournie par l'utilisateur. Cependant, étant donné la complexité du modèle et le grand nombre des équations qui le caractérisent, la perturbation se doit d'être d'une ampleur suffisante pour affecter au moins l'économie d'une région modélisée : une perturbation visant seulement un changement à l'échelle d'une entreprise ou d'une ville ne serait pas suffisante pour obtenir une modélisation satisfaisante.

De la même manière une des plus grosses lacunes des tables I/O est leur niveau d'agrégation. Si les extensions environnementales accompagnant ces tables I/O sont à même de fournir le registre des émissions et des ressources pour un secteur entier d'activités elles sont en revanche inadéquates pour déterminer l'inventaire environnemental d'un procédé ou d'un système de procédés.

C'est la raison pour laquelle, les scénarios proposés se devaient d'être suffisamment importants pour provoquer une variation importante du modèle GTAP. Ils devaient également comporter des paramètres assez généraux pour concerner des secteurs entiers d'activités et non uniquement des systèmes de procédés. Ainsi les tables I/O peuvent être utilisées à leur pleine capacité, car elles modélisent tous les secteurs.

Le choix s'est alors porté sur l'étude des biocarburants de première génération dans le secteur des transports car c'est un sujet d'actualité avec les nouvelles normes décidées par de nombreux pays (International Energy Agency, 2011). Si de nombreuses études avaient déjà été réalisées concernant les bénéfices de la production de biocarburants, il manquait en revanche un outil permettant d'analyser les conséquences environnementales directes et indirectes à l'échelle de la planète.

De plus, les récents développements du modèle GTAP incluaient un module spécialement développé pour les biocarburants de première génération. Ce modèle économique permettait aussi une simulation des changements d'utilisation des terres essentiels à modéliser dans le cadre d'une étude sur les biocarburants.

Il a donc été décidé d'étudier plus spécifiquement les effets de l'augmentation de la part de biocarburants décidée par les États-Unis et L'UE. Ces deux régions sont en effet les seules à proposer une politique de biocarburants d'aussi grande ampleur, sur un large horizon de temps. Les données disponibles concernant les paramètres nécessaires à l'étude de ces deux scénarios ont alors été définies puis rassemblées.

## 2.4.2 Le scénario de base

Ce scénario est défini afin de représenter l'évolution de l'économie mondiale lors de la simulation dans le modèle GTAP le plus fidèlement possible de 2006 (année de référence de GTAP) à 2020. Les variations entre 2006 et 2020 des paramètres macro-économiques clés (PIB, capital, population, nombre de travailleurs qualifiés et non-qualifiés) des 7 premières puissances économiques mondiales (représentant plus de 70% du PIB global (The World Bank, 2013)) ont été calculés et introduits dans GTAP-BYP. Les données ont été obtenues auprès du modèle CEPI déterminé par Foure et al (2012). Le tableau 2-1 présente les variations en pourcentage des paramètres macro-économiques calculés pour la période 2006- 2020

Tableau 2-1: Variations des paramètres macro-économiques du modèle GTAP-BYP de 2006 à 2020 (en %)

Région	États-Unis	UE 27	JAPON	RUSSIE	INDE	CHINE	BRÉSIL
<b>Population</b>	12,53	3,66	-1,31	-1,73	19,87	5,57	11,96
<b>GDP</b>	22,83	17,42	15,59	71,09	157,99	209,61	65,46
<b>Capital</b>	26,13	16,13	6,60	35,08	128,27	201,30	54,69
<b>Pourcentage d'employés qualifiés</b>	9,17	26,76	35,42	11,73	49,53	62,18	35,95
<b>Pourcentage d'employés non qualifiés</b>	-9,85	-6,64	-21,94	-12,89	-2,78	-3,93	-3,02

### 2.4.3 Le scénario biocarburants

Le scénario biocarburants répond aux mêmes critères concernant les variations économiques que le scénario de base, mais intègre en plus une variation de la demande en biocarburants dans les transports de 2006 à 2020.

La demande en biocarburants est modélisée pour les régions des États-Unis et de l'Union Européenne qui souhaitent augmenter la part de biocarburants totale dans le secteur des transports.(Lonza, Hass, Maas, Reid, & Rose, 2011; US Energy Information Administration, 2012). Le tableau 2-2 présente les différents pourcentages de biocarburants par type de culture (céréalière, oléagineuse ou sucrière) pour les années 2006 et 2020. Il est à noter que dans le scénario de base, la demande en biocarburant n'est pas modélisée : les paramètres initiaux définissant les volumes de productions de biocarburants ne varient pas.

Tableau 2-2: Variation du pourcentage de biocarburants dans les transports par type de biocarburant

Région	États-Unis		UE 27	
année	2006	2020	2006	2020
Bioéthanol à partir de céréales	3.18%	9.31%	0.46%	2.13%
Bioéthanol à partir de sucre de canne	0.07%	2.05%	0.12%	1.14%
Biodiesel à partir de graines oléagineuses	0.16%	0.74%	1.1%	6.7%

#### 2.4.4 Les paramètres du système et la méthode d'impacts

Le système défini dans cette étude est assez large puisqu'il représente les 30 secteurs des treize régions économiques de GTAP. Comme ces secteurs et ces régions sont supposés englober toute l'économie mondiale il a été supposé qu'il n'y avait pas de frontières à ce système puisque même la fin de vie des biens et services est supposée être prise en charge par les différents secteurs économiques.

Au niveau de l'inventaire, environ 340 formes émissions et 30 ressources peuvent être rassemblées par secteur économique. Les émissions présentent l'avantage d'être divisées en fonction du lieu d'émissions (rural, urbain etc..)

La méthode d'impact utilisée dans cette étude est la méthode ReCiPe (Goedkoop et al., 2008) avec une perspective hiérarchiste faisant le consensus auprès de la communauté LCA.

Les analyses de sensibilités seront déterminées en faisant varier les paramètres du modèle GTAP ainsi qu'en changeant le nombre de régions modélisées d' EXIOBASE (au moyen de la table libre de droits) et en faisant varier les facteurs de conversion d'utilisation des terres.

## 2.5 Modifications d'EXIOBASE pour modéliser le remplacement des carburants fossiles par les biocarburants

Les données d'émissions de polluants et de consommation de ressources pour chaque secteur économique de la base EXIOBASE correspondent à la situation économique de l'année 2000. Or les biocarburants étaient quasiment absents de l'économie à cette époque. C'est pourquoi une modification des valeurs d'émissions de GES pour le secteur des transports dans EXIOBASE est nécessaire pour refléter l'utilisation des biocarburants dans les transports. En effet la combustion d'un biocarburant émet du carbone biogénique, c'est-à-dire du carbone atmosphérique, qui a été capturé par la plante lors de sa phase de croissance. Le bilan des émissions de GES pour un biocarburant s'en trouve donc considérablement allégé par rapport à celui d'un carburant fossile puisque les émissions dues à la combustion sont annulées par celles captées lors de la phase de croissance de la biomasse. Du fait de la structure d'EXIOBASE, la modification des émissions pour le secteur du transport doit être faite séparément pour l'industrie et les ménages privés.

### 2.5.1 Modification des émissions de GES pour l'industrie

Cette modification est destinée à donner un crédit réel aux politiques de biocarburants. En effet comme la matrice satellite B (qui contient les émissions et ressources pour chaque secteur économique) a été réalisée à partir de données antérieures à l'explosion des biocarburants sur le marché, elle n'inclut pas leur spécificité en termes d'émissions de GES. En effet ceux-ci émettent du carbone biogénique c'est-à-dire du carbone atmosphérique qui peut être capturé par la plante lors de sa phase de croissance.

Le bilan total des émissions de GES s'en trouve donc considérablement allégé puisque les émissions dues à la combustion sont annulées par celles captées lors de la phase de croissance. Il est donc nécessaire de modéliser aussi fidèlement que possible, les émissions évitées par la production de biocarburant. Pour cela une nouvelle matrice B a été créée. Afin de faciliter le calcul des émissions finales de 2020 quelques hypothèses réductrices ont été modélisées.

- Le biodiesel remplace exclusivement du diesel

- Le bioéthanol remplace exclusivement de l'essence
- L'intégralité de la production de biocarburants est consommée est produit est (pas de pertes)
- Les émissions ne considèrent que l'étape de combustion des biocarburants et non les étapes antérieures (production, transport, etc...)

Elle se base sur l'équation suivante :

$$\forall i \in \{industries\}, b_{i,nonmodifiée} - b_{i,modifiée} = \sum_{j=1}^{type de carburant fossile} p_j * e_j * U_{j,i}$$

Avec :

- $b_i$  : coefficient de la matrice environnementale pour le secteur i (en kg CO<sub>2</sub>/ \$)
- $p_j$ : pourcentage de carburant fossile j remplacé par un biocarburant (sans unités)
- $e_j$ : facteur d'émissions pour le carburant fossile j (en kg CO<sub>2</sub>/MJ)
- $U_{j,i}$ : consommation énergétique du carburant j dans le secteur i (en MJ/\$)

Les pourcentages de carburants remplacés à l'année 2020 ainsi que les facteurs d'émissions sont présentés aux tableaux 2-3 et 2-4

Tableau 2-3: Facteurs d'émissions d'EXIOBASE  $e_j$  de CO<sub>2</sub> pour les carburants fossiles

Type de carburant	Unité	Facteur d'émission
Diesel	kg/TJ	74100
Essence	kg/TJ	69300

Tableau 2-4: Pourcentage de carburants fossiles j remplacés par un biocarburant pour les États-Unis et l'UE 27 à l'année 2020

Pourcentage P <sub>j</sub>	États-Unis	UE 27
Diesel	3.71%	11.21%
Essence	12,12%	14.21%

Il est à noter que ce calcul n'est applicable que pour les extensions environnementales concernant l'industrie. Les émissions dépendant de la consommation des ménages possèdent des extensions différentes avec des données plus agrégées.

### **2.5.2 Modification des émissions des GES pour les ménages**

Dans EXIOBASE, il n'existe pas de données sur la consommation énergétique des ménages privés si bien qu'il n'est pas possible de changer le facteur des émissions des transports comme c'est le cas pour le secteur des industries. Néanmoins, connaissant la production totale de biocarburants (voir ANNEXE 4) et la consommation de biocarburants par les industries, on peut en déduire la consommation de biocarburants des ménages privés et donc les émissions évitées par la substitution de carburant fossiles (le biodiesel remplace le diesel et le bioéthanol remplace l'essence). L'équation servant à calculer les émissions évitées pour les ménages est la suivante :

$$M_b = \sum_{j=1}^{type\ de\ carburant\ fossile} (G_j - I_j) * e_j$$

Avec;

- $G_j$ : volume global de carburant fossile j (in MJ) remplacé par un biocarburant
- $I_j$ : volume industriel de carburant fossile j (in MJ) remplacé par un biocarburant
- $e_j$ : facteur d'émission de carburant fossile j (en kg CO<sub>2</sub>/MJ)
- $M_b$ : total des émissions évitées pour les ménages en kg CO<sub>2</sub>)

Le tableau 2.5 présente la somme des émissions évitées pour les deux types de carburants lors des émissions par les ménages en 2020.

Tableau 2-5: Total des émissions évitées pour les ménages privés en 2020

Total des émissions évitées (en Mt CO2 éq)	États-Unis	UE 27
Essence (remplacée par le bioéthanol)	98,1	86,3
Diesel (remplacé par le biodiesel)	151	372

## CHAPITRE 3 RÉSULTATS

### **3.1 Présentation de l'article : Coupling I/O tables with macro-LCA to assess worldwide impacts of biofuels transport policies**

Cette section est consacrée à la présentation de l'article qui a été soumis à la revue *Journal of Industrial Ecology*. Cet article est intitulé “Coupling I/O tables with macro-LCA to assess worldwide impacts of biofuels transport policies ” et a été réalisé en collaboration avec Thomas Dandres, Caroline Gaudreault, Guillaume Majeau-Bettez, Richard Wood et Réjean Samson.

Cet article définit les principes des tables I/O ainsi que du modèle GTAP et les défis à relever dans le cadre de la modélisation des changements d'utilisation des terres. Il présente ensuite le couplage entre les extensions environnementales d'EXIOBASE et le modèle GTAP-BYP ainsi que le couplage entre les facteurs du GIEC et les données d'utilisation des terres fournies également par GTAP-BYP.

Il définit ensuite les changements apportés à EXIOBASE afin de prendre en compte les bénéfices entraînés par la production de biocarburants, tant au niveau des extensions environnementales concernant les industries qu'au niveau du calcul des volumes de carburants fossiles remplacés par l'éthanol et le biodiesel.

Il se concentre ensuite sur les résultats obtenus dans les différentes régions. Il montre ensuite les différences causées par la politique de biocarburants entre les secteurs industriels et les secteurs privés. Enfin il différencie les impacts définis comme étant directs (car provenant du changement du ratio carburant fossile/ biocarburant dans les moteurs) des impacts indirects (provenant des répercussions des politiques des biocarburants sur toute l'économie).

La partie discussion présente les forces et les faiblesses du modèle et étudie plus précisément les mécanismes des calculs économiques effectués par le modèle GTAP afin d'identifier l'origine des différences entre les deux scénarios.

En dernier lieu la conclusion rappelle les travaux accomplis lors de cette étude, montre l'originalité du projet et présente les améliorations à apporter.

### 3.1.1 Summary

Many countries see biofuels as a replacement to fossil fuels in the context of growing concerns about greenhouse gas (GHG) emissions. Nevertheless, some concerns remain about the overall benefits of large-scale biofuel production and it seems that more comprehensive tools are required to fully understand the implications of their implementation. This article proposes a method to evaluate large scale policies that is based on input/output life cycle assessment (EIO-LCA), but that is adapted to incorporate the indirect large scale potential effects of these policies on economic sectors and land use using an economic general equilibrium model (GTAP). A case study is used to illustrate and evaluate the proposed methodology. In this case study, two scenarios are defined. The first one looks at the evolution of the world economy from 2006 to 2020 under business as usual (BAU) conditions and the second integrates biofuel policies in the USA and European Union. The effect from changes in the economy and land use on the emissions of greenhouse gases (GHG) emissions and other environmental indicators is analyzed. Results show that the biofuel scenario, originally designed to mitigate climate change, actually causes an increase in releases of GHG when compared to the BAU scenario mainly due to emissions associated with land use change. Other environmental indicators are also worse in the biofuel scenario. The case study shows that the proposed methodology enables a broader consideration of potential environmental effects from biofuel policies than EIO-LCA through economic variation calculated by GTAP and inclusion of the emissions due to land use change.

### 3.1.2 Life Cycle Assessment of Biofuels

Over the past few years, with the rising levels of greenhouse gas (GHG) emissions and sustained concerns about climate change, biofuels have been seen as a promising solution to replace fossil fuels. Massive production of biofuels began in 2005 with a production of 53 billions liters of biofuels in that year (OECD & FAO, 2011). In 2012, the production rose over 138 billion liters of biofuels globally (OECD & FAO, 2011). Second generation biofuels (produced from cellulose) are developing fast and third generation biofuels (from algae) are under active research (Scott et al., 2010) but neither of them cannot be industrially produced yet (Steynberg & Dry, 2004). This is mostly due to very high implementation costs (Haarlemmer et al., 2012; Stephen, Mabee, & Saddler, 2012).

Although biofuels are often presented as an ideal climate change mitigation strategy, there is still considerable uncertainty in the scientific literature about their environmental benefits, as shown by several published literature reviews of existing life cycle assessment (LCA) studies, a tool to assess the environmental impacts of product over their life cycle (Cherubini et al., 2009; Davis et al., 2009; Larson, 2006). The main methodological concerns related to bioenergy-related LCA studies, and more specifically the evaluation of direct and indirect land use change as well as system boundaries, life cycle inventory component and allocation decisions (e.g., Cherubini et al., 2009; Cherubini & Strømman, 2011; Davis et al., 2009; Larson, 2006).

### **3.1.2.1 Consideration of Direct and Indirect Land Use Change**

The environmental superiority of biofuels regarding climate change is often based on the assumption that biofuels are carbon neutral, meaning that the combustion of biofuels releases carbon dioxide that is considered to be fully offset by carbon removals from the atmosphere during the plant growth. However, the appropriateness of the “carbon neutrality” concept has been questioned due carbon emissions related to indirect land use changes (e.g., T. D. Searchinger et al., 2009) and timing of emissions and carbon removals (e.g., Levasseur, Lesage, Margni, Deschênes, & Samson, 2010). . Although several definitions of "carbon neutrality" can be found in the literature (Malmsheimer et al., 2011), the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) has recently suggested that biomass can be considered carbon neutral if it is produced in a way that allows the carbon stocks on the land to remain stable and allows net transfers of biogenic carbon to the atmosphere to be zero (WBCSD 2013). This indicates the importance of being able to quantify land use change impacts when analyzing the environmental implications of biofuels. Cherubini et al. (2009) found that LCA studies show that biofuels were delivering the greatest GHG mitigation benefit where growth rates are high, biomass is used efficiently, initial carbon stocks are at low levels, and a long-term view was adopted and the lowest when. Cherubini et al. discussed that the inclusion of land use change is starting to be a common approach in LCAs of biofuels and GHG emissions from indirect land use change are claimed to be even more important than emissions from direct land use change and, despite the high inaccuracy and calculation difficulties. Fargione et al. (2008) et Searchinger et al. (2008) showed that the demand for land required for producing biofuels, often in competition with

typical agriculture, may result in significant greenhouse gas emissions negating on the short term the carbon benefits of the fossil fuels substitution by biofuels.

### **3.1.2.2 System Boundaries, Life Cycle Inventory Component and Allocation Decisions**

Cherubini and Strømman (2011), Cherubini et al. (2009) and Larson (2006) found that system boundaries and allocation decisions were factors explaining the wide variation in LCA results of similar biofuels systems. Davis et al. (2009) mentioned that differences in system boundaries is probably the main cause of variation in LCA estimates, and more specifically regarding the emissions of GHGs. In that context, they conclude that a comprehensive approach that includes feedbacks between policy, economics and land use changes was required to accurately assess the environmental benefits of biofuels. That is supported by Lenzen (2000) that found that LCA studies of biofuels typically focused on the direct effects of producing specific biofuels processes rather than considering the full range of potential effects on the whole economy associated with biofuel policies. Indeed, such a major change would affect not only the directly related production sectors but would also have consequences to several economic sectors, since there is interdependency between most of the industries of an economy. Differences in life cycle inventories can also cause differences in the LCAs of biofuels (Cherubini et al., 2009; Davis et al., 2009). Davis et al. (2009) underlined that inventories are often incomplete.

### **3.1.2.3 Consequential and Macro-LCA**

Typically, LCA has focused on the environmental impacts of a given product system as defined by its system boundary; this is often referred in the literature as attributional LCA (ALCA). However, change in a given product system may have environmental implications outside the boundary of the studied product system which would be ignored in ALCA. This led to the development of another approach to LCA, consequential LCA (CLCA) that focuses on the environmental consequences of a change occurring in a given life cycle regardless of whether these consequences occur within or outside the boundary of the studied product (T. Ekvall & B. P. Weidema, 2004). The methodology initially proposed for CLCA as well as examples of application that can be found in the literature, is adapted to the evaluation the environmental effects of marginal perturbations affecting one or a few life cycles and may not be well-suited to the assessment of significant perturbations affecting several life cycles, such as those that may be

associated with energy policies. In this context, Dandres et al. (Dandres et al., 2011; 2012b) proposed the macro-LCA (M-LCA): a new approach based on the sequential application of a computable general equilibrium model (CGEM) and CLCA to study non-marginal perturbations in LCA; the use of the CGEM allowing the considerations of price variations and non-linear effects on each economic sector including those that are indirectly affected by the perturbation. The approach proposed by Dandres et al. is based on a computation of the life cycle inventory (LCI) using a process analysis approach. While some economic sectors were partially or not modeled in Dandres et al. and since GTAP relies on national Input/Output (I/O), an opportunity to couple the economic data from GTAP with emissions from an I/O tables to obtain potential impacts for the whole economy of a given region was identified, that is using Input/Output analysis (IOA) to generate the LCA inventory instead of process analysis.

### **3.1.3 Input/Output LCA (EIO-LCA)**

The main approaches to compile the inventory (LCI) required to perform an LCA are process analysis, and input/output analysis (IOA) as well as an hybrid of the two (e.g., Sangwon Suh & Huppes, 2005; Sangwon Suh et al., 2004). In LCA based on process analysis, flow diagrams show how processes of a product system are interconnected through commodity flows based on physical units. Each process is represented as a ratio between a number of inputs and outputs, the quantity of commodities fulfilling a certain functional unit is obtained and, by multiplying the amount of environmental interventions generated to produce them, the LCI of the product system is calculated (Sangwon Suh & Huppes, 2005). An inventory compiled with the process analysis approach is always truncated to a certain degree as it is not practical to collect process-specific data for the whole economy. It is that limitation related to the compilation of an LCI that led to the use of IOA. IOA relies on input/output tables that describe how industries are interrelated through the production and consumption of commodities that are represented by monetary transactions. Some existing I/O tables are supplemented by "environmental extensions" that provides inventory of environmental parameters associated with each economic sector. Thus, unlike process-based LCA, Input/Output LCA (EIO-LCA) is not tied to decisions on inclusion or exclusion of processes in an analysis (cut-off criteria) and is capable of covering the impacts of

economic sectors through the coupling of environmental emissions with I/O tables (Lenzen, 2000; Lifset, 2009a).

However, there are some limitations related to EIO-LCA. For instance, extended I/O tables are often limited to a specific number of economic sectors (Egilmez, Kucukvar, & Tatari, 2013) or country (Cellura, Di Gangi, Longo, & Orioli, 2013) and they are often outdated, which prevent them from modeling properly any new technological change (Ferrão & Nhambiu, 2009). Therefore it is not possible to use directly I/O tables to assess environmental emissions due to an economic change (e.g. a biofuel policy) that would affect the structure of the economy. In this context, an opportunity to couple them with a general equilibrium model as described above in order to make better estimation of environmental impacts was identified.

### **3.1.4 Objective of this Article**

In the context of the methodological challenges related to the evaluation of biofuels policies using LCA described, an opportunity to combine different tools was identified and addressed in this article. The main objective of this article is to develop a new approach of macro-LCA based on environmentally extended I/O tables that allows modeling inventory for every sectors of the economy. This development is presented in a case study evaluating the environmental impacts related to the implementation of major biofuel policies increasing the biofuel share of transportation by 2020 and implemented simultaneously in the USA and European Union (EU 27).

### **3.1.5 Methods**

#### **3.1.5.1 Overview of the LCA Methodology and Case Study**

The steps of the M-LCA methodology employed in this study are summarized in figure 3-1. It is built on the classical LCA methodology that is goal and scope definition, life cycle inventory, life cycle impact assessment and interpretation. These four steps are discussed in the next paragraphs.

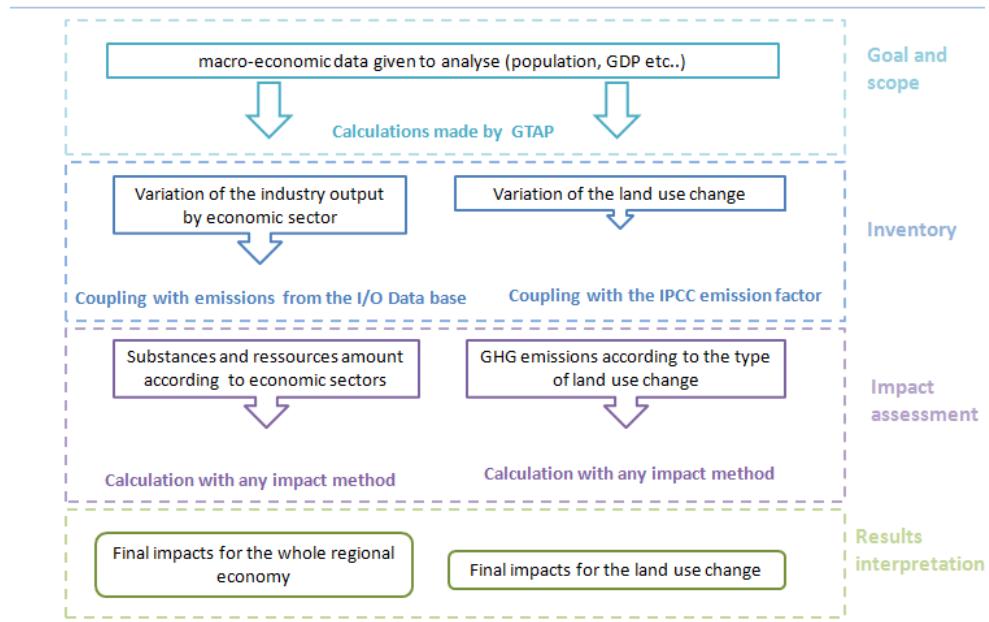


Figure 3-1: LCA Methodology used in the Project

#### 3.1.5.1.1 Goal and Scope Definition

A macro-LCA is performed to compare two scenarios: the first one representing the evolution of the economy from 2006 to 2020 under business as usual (BAU) conditions and the second one integrating biofuel policies in the USA and EU. The BAU scenario integrates variations of population, capital, GDP, percentage of skilled and unskilled workers from 2006 (GTAP reference year) to 2020 (the desired year). The data used come from Foure et al. (2012) and is summarized in appendix (table 3-3). The biofuel scenario is established by integrating the EU (European Commision, 2012) and the USA (USEPA, 2012) biofuels policies in addition to economic variation of the BAU scenario. Only first generation biofuels are considered. Table 3- 1 presents the share of biofuels in transportation per region per year in the biofuel scenario. The share of biofuel in the baseline scenario in 2020 remains the same as in 2006.

Region	USA			EU27		
	2006	2011	2020	2006	2011	2020
Ethanol from cereal	3.13%	7.97%	9.31%	0.46%	0.98%	2.13%
Ethanol from sugar cane	0.07%	0.24%	2.05%	0.12%	0.24%	1.14%
Biodiesel from oilseeds	0.16%	0.62%	0.74%	1.1%	2.64%	6.7%

Tableau 3-1: Share of Biofuels in Transportation by Region for the Biofuel Scenario

The functional unit is to fulfill 12.1 % and 10.0% (volume) of US and European transportation fuels, respectively, with biofuels by 2020. The system boundary includes all economic sectors affected by such a perturbation.

### 3.1.5.1.2 *Inventory*

The inventory is compiled using I/O analysis using the EXIOBASE table (Tukker et al., 2008) and the GTAP (Global Trade Project) general equilibrium model (Hertel, 1997). GTAP is also used in combination with the land use change factors from IPCC (under the lead of Penman and al. (2003)) to calculate GHG emissions from land use change. Values for several parameters, including gross domestic product (GDP), population, capital and percentage of skilled and unskilled workers, are fed into GTAP to represent the conditions in the BAU scenario. Values for these parameters are obtained from various sources (Foure et al., 2012; Samir, Barakat, Goujon, Skirbekk, & Lutz, 2010) and represent the economy in 2013 (The World Bank, 2013). More details regarding the application of the EXIOBASE table and GTAP model are presented in the following sections of this article.

### 3.1.5.1.3 *Impact Assessment*

The impact assessment is done using the ReCiPe method (Goedkoop et al., 2008). The focus is on GHG emissions but, based on the recommendations of Benoist et al. (2012) for

biofuels, the eutrophication, acidification and ozone photochemical formation indicator are also included.

#### **3.1.5.1.4 Interpretation**

The results are interpreted by 1) Analyzing the effect of economic variations on the four environmental indicator results (i.e., excluding land use change), 2) evaluating the effect of land use change on GHG emissions, 3) discussing the overall effect of the biofuel scenario for GHG, 4) discussing the results in the context of the impact caused by the economic growth.

#### **3.1.5.2 GTAP**

The economic model used in this M-LCA is GTAP, a computable general equilibrium model that calculates the world trade of goods and services. It relies on national I/O tables to assess the variations due to a major change over the economy of a country, including non-linear effects. Different variables can be perturbed. GTAP maximizes profit under specific constraints specified by the user. Since 2005, developments of the GTAP model have led to a version of the model that enables the specific study of the economic consequences of the first generation biofuels (Taheripour et al., 2007), GTAP-BYP. GTAP-BYP integrates the production of fuels from corn, sugarcane and vegetable oils and studies the impacts of this biofuels and their by-product among the economy (Tyner, Taheripour, Zhuang, Birur, & Baldos, 2010).

#### **3.1.5.3 EXIOBASE**

A global I/O table is required to couple with GTAP, which is also global. For this reason, the EXIOBASE table was selected. This table has been developed by a group of several researchers in the EXIOPOL project (Vascon, 2011) and has the particularity of gathering economic and environmental data over the whole word. In its most disaggregated version, this database includes 43 countries and one region (Rest of World) and have data over 720 emissions and resources for every economic sector (De Koning, heijungs, & Tukker, 2011).

#### **3.1.5.4 Coupling of GTAP and EXIOBASE**

##### **3.1.5.4.1 Coupling of Economic Sectors and Regions**

The coupling of EXIOBASE and GTAP-BYP is performed consistently with IOA principles. Equation {1} represents every classical equation of the EIO- LCA :

$$Q = CB[(I - A)^{-1}y]$$

Where:

- y: final demand (in \$)
- A: technological matrix presenting monetary transaction between every economic sector (in \$/S)
- I: identity matrix (without unit)
- B: environmental matrix linking emissions and resources to economic sector (in kg emissions/\$)
- C: Characterization matrix (in kg characterised emissions/ kg emissions)
- Q: final characterized environmental impacts (in kg characterised emissions)

In this study, the final demand, the creation of the technological matrix and the matrix inversion are calculated by GTAP-BYP for each scenario. GTAP-BYP calculates x according to the Computable General Equilibrium (CGE) principles:

$$x = (I - A)^{-1}y$$

Then, EXIOBASE uses the x from GTAP to model environmental impacts according to the following equation:

$$Q = CBx$$

The coupling between GTAP and EXIOBASE is occurring at two levels. First, all the economic sectors of EXIOBASE (129) are aggregated in order to fit into GTAP-BYP's table of sectors (30). Second, the different regions of GTAP-BYP and EXIOBASE also need to be matched. The 19 regions of GTAP-BYP and the 43 countries of EXIOBASE are gathered into 14 regions. The detailed coupling of economic sectors and regions is presented in appendix (table 3-4 and 3-5). Equation {2} describes this coupling.

$$D_{gtap} = (D_{exiobase} \widehat{C_{exiobase,gtap} p}) * (\widehat{C_{exiobase,GTAP}} * p)^{-1} * \langle t \rangle$$

Where:

- $D_{gtap}$ : emissions intensity matrix for GTAP per M\$ (substances\*GTAP sectors)
- $D_{exiobase}$ : emissions intensity matrix for EXIOBASE per M€ (substances\*EXIOBASE sectors)
- $C_{exiobase,gtap}$ : correspondence matrix between GTAP and EXIOBASE (EXIOBASE sectors\* GTAP sectors)
- $p$ : production vector in M€ (1\* EXIOBASE sectors)
- $\langle t \rangle$  : exchange rate in 2006\$/ 2000€

#### 3.1.5.4.2 The Special Case of Private Household Consumption

EXIOBASE not only gives I/O data for industries but also for private households. The coupling between GTAP-BYP and EXIOBASE described so far considered only the emissions from the direct requirements by industries by extracting the industrial output from GTAP ( $q_0$ ). However, GTAP can calculate the variations in private consumption expenditures ( $y_p$ ), which can be coupled with EXIOBASE's to represent the effects of the variation of the economy for the private households. Equation {3} represents this coupling:

$$H = V * \sigma_{yp}$$

With

- $V$ : the emissions vector intensity per unit of consumption expenditure (given by EXIOBASE in kg emissions/\$)
- $\sigma_{yp}$ : final consumption expenditure triggered by the scenarios in \$
- $H$ : final emission vector (in kg emissions)

The initial data for private household consumption come from the World Bank (2012). The calculation of the final household consumption is then made by GTAP.

#### 3.1.5.5 Land Use Data

Modeling of land use changes associated with economic variations has been introduced in GTAP in previous work are also available in GTAP-BYP (Lee et al., 2005). Thus, GTAP-BYP provides information about the number and type of land that has been transformed. Land use changes can cause carbon loss on the land and thus, increase GHG emissions. IPCC proposed

generic emission factors that can be used to model these emissions. Equation {4} calculates land use change-related GHG emissions:

$$\Delta \text{Total carbon stock}_i = A_i * \left( \sum_i C_{g,i} - C_{0,i} + \sum_i C_{lmin,i} - C_{0min,i} \right)$$

Where:

- $A_i$ : quantity of area that has been changed by the scenario for land i (in ha, given by GTAP)
- $C_{g,i}$ : carbon growth from biomass after the change for the land i (in  $\text{C.ha}^{-1}$ , given by the IPCC)
- $C_{0,i}$ : carbon growth from biomass before the change for the land i (in  $\text{C.ha}^{-1}$ , given by the IPCC)
- $C_{0min,i}$ : stock of carbon in mineral soil before the change for land i (in  $\text{C.ha}^{-1}$ , given by the IPCC)
- $C_{lmin,i}$ : carbon stock in mineral soil after the change for land i (in  $\text{C.ha}^{-1}$ , given by the IPCC)

GTAP-BYP provides information for four cultures (sugar, cereal and oil crops; other crops; pasture and forests) spread into 18 agro-ecological zones that depend on the length of growing period as well as the humidity conditions. The IPCC emission factors depend on several land characteristics such as the type of land (forest, crops or pasture), geographical locations (boreal, tropical and temperate), and rain conditions (wet, dry).

The coupling results of the GTAP data and the IPCC factors depend on the type of lands that are affected by the change. In this study, the variation of carbon in the organic soils is not considered because of the large uncertainties associated with them.

### 3.1.5.6 Adaptation of Emission Factors for Motors

EXIOBASE relies on GHG emissions factors for transportation that are valid for the 2000 world fuel mix and assumes that the technology and the fuel supply stay the same over the years. These factors cannot properly represent the 2020 fuel mix based on a more important share of biofuel. For that reason the environmental matrix for the industries of EXIOBASE is modified to

represent the improvement in GHG emissions due to the increased share of biofuels (given that GHG life cycle emissions of biofuels are lower than those of fossil fuels) by assuming that bioethanol would only replace motor gasoline and biodiesel, diesel. Emissions others than GHG emissions are assumed not to vary. This is done as follows (shown by equation {5}):

$$\forall i \in \{industries\}, b_{i,unmodified} - b_{i,modified} = \sum_{j=1}^{type of fossil fuel} p_j * e_j * U_{j,i}$$

Where :

- $b_i$  : environmental matrix coefficient for sector i (in kg CO<sub>2</sub>/ \$)
- $p_j$ : percentage of fossil fuel j replaced by biofuel
- $e_j$ : emission factor of fossil fuel j (in kg CO<sub>2</sub>/MJ)
- $U_{j,i}$ : energy use of fossil fuel j in sector i (in MJ/\$)

### 3.1.5.7 Modeling of Private Households

The main issue with private households is that unlike industrial emissions, no energy use data is available for the private households emissions vector, meaning that the benefits of using biofuels in households need to be estimated using other means. In this study, these were estimated by calculating the overall benefits from using biofuels and then subtracting the benefits coming from industries that were obtained through the coupling of GTAP and EXIOBASE (change in the environmental B matrix).

The overall benefits from using biofuels are estimated by 1) calculating the total volumes of biodiesel and bioethanol required to fulfill the needs of the biofuels policies and 2) Evaluating the total emissions avoided by the replacement of fossil fuels with the volume of biofuels previously calculated. The factors that have been used are presented in appendix (table3- 6)

Equation {6} describes then the calculation of the benefits of biofuels for private households using both global emissions and industrial emissions saved by biofuel policies:

$$H = V * \sigma_{yp} - \sum_{j=1}^{type of fuel} (G_j - I_j) * e_j$$

Where;

- $V$ : the emissions vector intensity per unit of consumption expenditure (in kg emissions/\$)

- $\sigma_{yp}$ : final consumption expenditure triggered by the scenarios in \$
- $G_j$ : global fossil fuel amount replaced by biofuel (in MJ) according to j (type of fuel)
- $I_j$ : industrial fossil fuel amount replaced by biofuel (in MJ) according to j(type of fuel)
- $e_j$ : emission factor for j (in kg CO<sub>2</sub>/MJ)
- H: final emission vector (in kg emissions)

### 3.1.6 Results and Discussion

Table 2 summarizes the GHG results. It describes the difference in GHG emissions between the biofuel scenario and the baseline scenario over 2006-2020 per region, and this for economic variations only (industrial sectors and households) and land use change. A negative result indicates a better performance of the biofuel scenario whereas a positive result indicates a better performance of the BAU scenario. These results are discussed in greater detailed in the following paragraphs. In the case of the economic variations results, the results of the three other environmental indicators are also provided for more context.

<b>GHG emissions</b> <b>(kg CO<sub>2</sub>eq/Functional unit)</b>		<b>USA</b>	<b>EU 27</b>	<b>REST OF WORLD</b>	<b>TOTAL</b>
Economic variations: Industrial sectors	Biofuels	7,81.10 <sup>12</sup>	5,73.10 <sup>12</sup>	2,83.10 <sup>13</sup>	4,19.10 <sup>13</sup>
	BAU	8,16.10 <sup>12</sup>	5,84.10 <sup>12</sup>	2,83.10 <sup>13</sup>	4,23.10 <sup>13</sup>
	<b>Difference</b>	<b>-3,29.10<sup>11</sup></b>	<b>-1.21.10<sup>11</sup></b>	<b>5,39.10<sup>10</sup></b>	<b>-3,97.10<sup>11</sup></b>
Economic variations: Households	Biofuels	1,11.10 <sup>12</sup>	5,34.10 <sup>10</sup>	3,66.10 <sup>12</sup>	4,83.10 <sup>12</sup>
	BAU	1,24.10 <sup>12</sup>	1,78.10 <sup>11</sup>	3,68.10 <sup>12</sup>	5,09.10 <sup>12</sup>
	<b>Difference</b>	<b>-1,26.10<sup>11</sup></b>	<b>-1,24.10<sup>11</sup></b>	<b>-1,43.10<sup>10</sup></b>	<b>-2,65.10<sup>11</sup></b>

Land use change	Biofuels	$8,79.10^{11}$	$5,28.10^{11}$	$7,52.10^{12}$	$8,93.10^{12}$
	BAU	$5,38.10^{11}$	$2,76.10^{11}$	$7,00.10^{12}$	$7,81.10^{12}$
	<b>Difference</b>	<b><math>3,41.10^{11}</math></b>	<b><math>2,53.10^{11}</math></b>	<b><math>5,21.10^{11}</math></b>	<b><math>1,11.10^{12}</math></b>
Total	Biofuels	$9,81.10^{12}$	$6,32.10^{12}$	$3,95.10^{13}$	$5,56.10^{13}$
	BAU	$9,95.10^{12}$	$6,29.10^{12}$	$3,89.10^{13}$	$4,55.10^{13}$
	<b>Difference</b>	<b><math>-1,40.10^{11}</math></b>	<b><math>2,42.10^{10}</math></b>	<b><math>5,60.10^{11}</math></b>	<b><math>5,56.10^{11}</math></b>

Tableau 3-2: GHG Emissions for Industries, Private Households and Land Use in Both Scenarios

### 3.1.6.1 Economic Variations

In this section, the effect of economic variations alone (i.e., excluding land use change) on environmental indicators is analyzed for industrial sectors and households.

#### 3.1.6.1.1 Industrial Sectors

The difference in environmental indicator results between the biofuel and BAU scenarios is depicted in figure 3-2.

The results in figure 3-2 show that, as far as economic variations only are concerned, both scenarios have almost similar climate change indicator results. For instance, there is only 0.7% difference between the two scenarios for the climate change impact category. The explanation is that global impacts of the economic growth (which is the same in both scenarios) tend to blur the difference between the baseline scenario and the biofuel one. Indeed the impacts attributed to the biofuel policy (about 0.3% of total potential impacts) seem to be insignificant when compared with impacts coming from changes in the economy and that are induced by the rise of population, GDP etc. This result is in accordance with the ones determined by Yang and al (2012) and by Dandres and al. (2012a). Nevertheless, some differences are to be seen among the regions as it is shown in figure 3-2. For instance, the USA seem to benefit the most from its biofuel policy. The differential impacts for this region are the most negative compared to the others. The results are

more mitigated when impacts from EU 27 are considered. The reduction triggered by a biofuels policy in this region is three times less important than in the case of the US. Both of these regional variations are mainly due to economic sector “other industries and services” (responsible for 40 to 45% of total impacts). Results in figure 2 also show that the biofuel policies have an effect on impacts on other countries not directly involved in the biofuel production again mostly due to changes in the “other industries and Services” sector. This indicates the need for a holistic approach when analysing the consequences of proposed biofuels policies.

Regarding the other impact categories analyzed in this study, eutrophication, acidification and ozone photochemical creation, figure3- 2 shows that the BAU scenario performs better than the biofuel scenario. This is consistent with what can be found in the literature (Benoist et al., 2012). A large difference can also be observed between the USA and EU 27 for these indicators. The Brazilian case (causing most of impacts in the Rest of Word charts) is also interesting: even though this country has not implemented a biofuel policy, it appears to have more impacts in the case of the biofuel scenario. This rise is due to the growing production of bioethanol from sugarcane in Brazil to meet the requirement of the USA policy. Indeed in GTAP-BYP, the biofuel demand can be specified for each country, but the model allows global producers to fulfill this demand. That is the reason why there is Brazilian exports towards the USA and so that Brazil is impacted by biofuel policies. This result is in accordance with Luo and al (2009).

This result enable a more complete view of the perturbation triggered by the biofuel policies thanks to the use of GTAP: if EXIOBASE would have been used without the economic model the results would not have represented the evolution of economic sectors since inter industries relationships would not have changed.

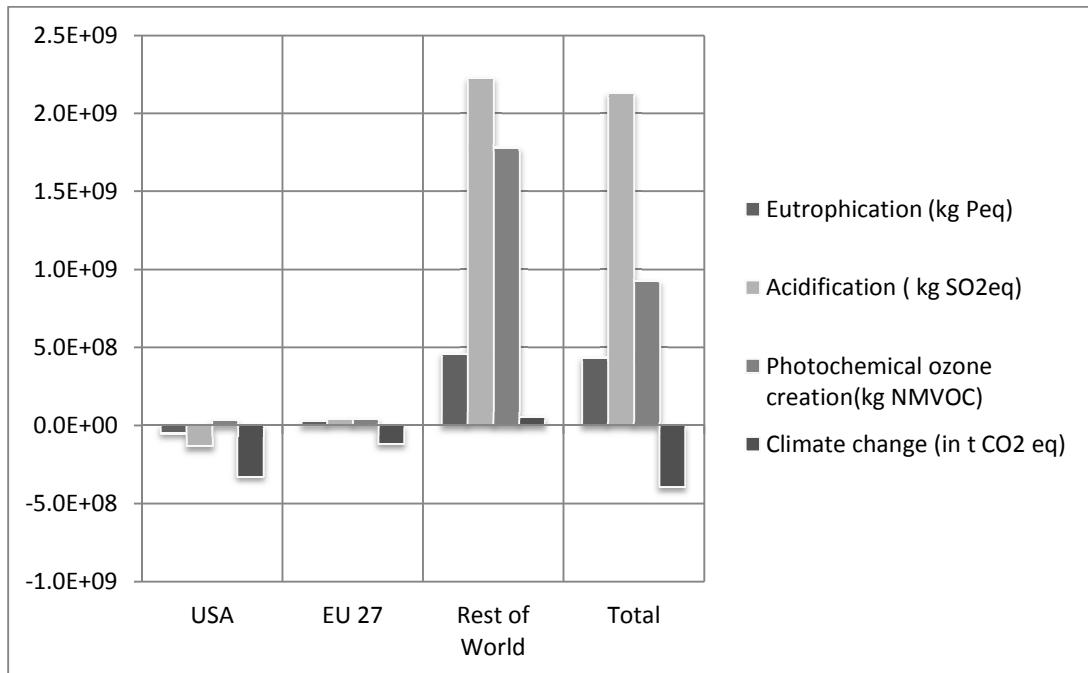


Figure 3-2: Difference in Environmental Indicator Results between the Biofuel and BAU Scenarios

### **3.1.6.1.2 Households**

Differential GHG emissions for private household, presented above in table 3-2, show that the biofuel scenario has less potential impacts than the BAU scenario for each region in the world. The impacts from the European Union (EU 27) are one order of magnitude below the impacts of the USA, mainly due to the private consumption growth that is more important for the USA.

It is also interesting to note that differential GHG emissions from private households are approximately ten times less important than differential emissions from industries when the biofuel scenario and baseline scenario are compared. Although, impacts from private households enable a more precise picture of the global situation, they are quite insignificant when compared to industries.

### 3.1.6.2 Land Use Change

The results show that the biofuel scenario causes more land use change than the BAU scenario. The impact of that on GHGs is depicted in figure 3-3. As expected, the large difference between the two scenarios is mainly due to the change in sugar, oilseed and coarse grain crops that are required for the production of biofuels. The impact from the pasture land is also slightly increasing in the case of the biofuel scenario.

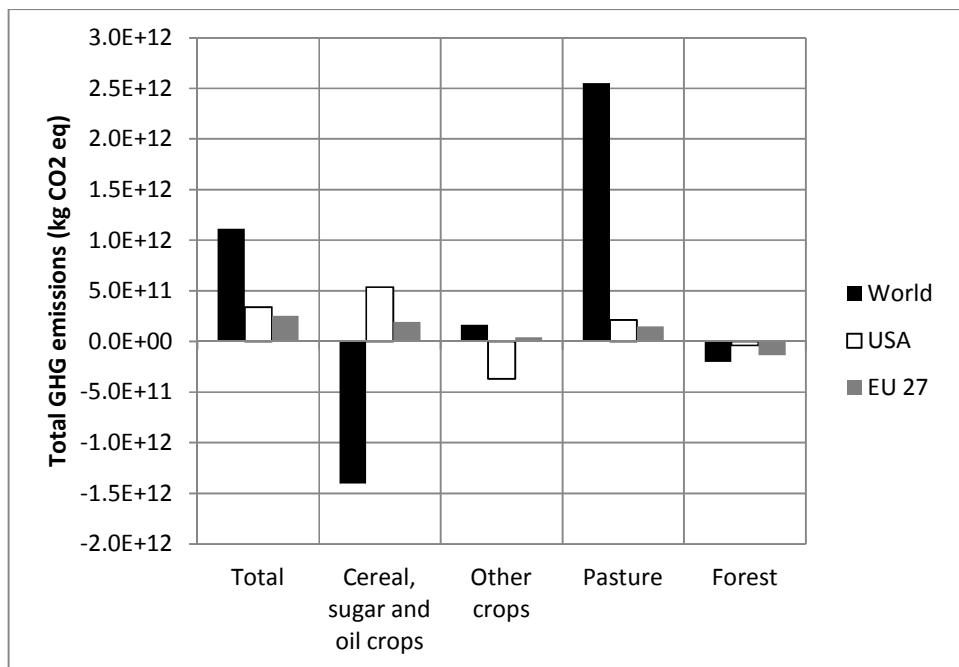


Figure 3-3: GHG emissions from land use change

When looking at the regional results, it is interesting to note that both the USA and European Union (EU 27) have more GHG emissions regarding the biofuel scenario than the BAU scenario even if they are the countries implementing policies supposed to reduce GHG emissions. More specifically, the emissions from cereal, sugar and oil crop are more important in the case of biofuel scenario for these two regions. The difference between USA and EU 27 that can be observed for cereal, sugar and oil crops, is due to the higher amount of land that is transformed to meet the requirements of the biofuels policy in the USA. However, these impacts do not represent the total share of world impacts regarding land use. This comes from the fact that both USA and Europe have agro-ecological zones that are very convenient for agriculture. Indeed,

their agriculture zones are situated in temperate climate zone explaining why they are not as affected as other countries in which climate is more challenging for crops (and so more important environmental factors).

These results also show that possible impacts have to be considered globally, since the results can be positive in a region and negative in another. For instance, for the Brazilian case the results of biofuel policies are clearly negative. Indeed this country, according to GTAP, has to transform as much land as the USA to meet the sugarcane ethanol requirements, a situation that triggers serious environmental effects.

### **3.1.6.3 Overall GHG Results**

As shown in table 2 overall and illustrated in figure 3-4, the BAU scenario performs better than the biofuel scenario concerning GHGs. This result is explained by the significant contribution to climate change of the land use changes caused by the biofuel policy. This is consistent with other studies published in the literature (e.g., Fargione et al., 2008; T. Searchinger et al., 2008). Although land use change impacts are relatively small compared to impacts due to economic variations, they are significant enough in the differential results to change the conclusions of the study. When not considering land use change, the biofuel scenario performs better than the BAU scenario. This shows the importance of not neglecting these effects. Also, as discussed above, household do not contribute significantly to the results.

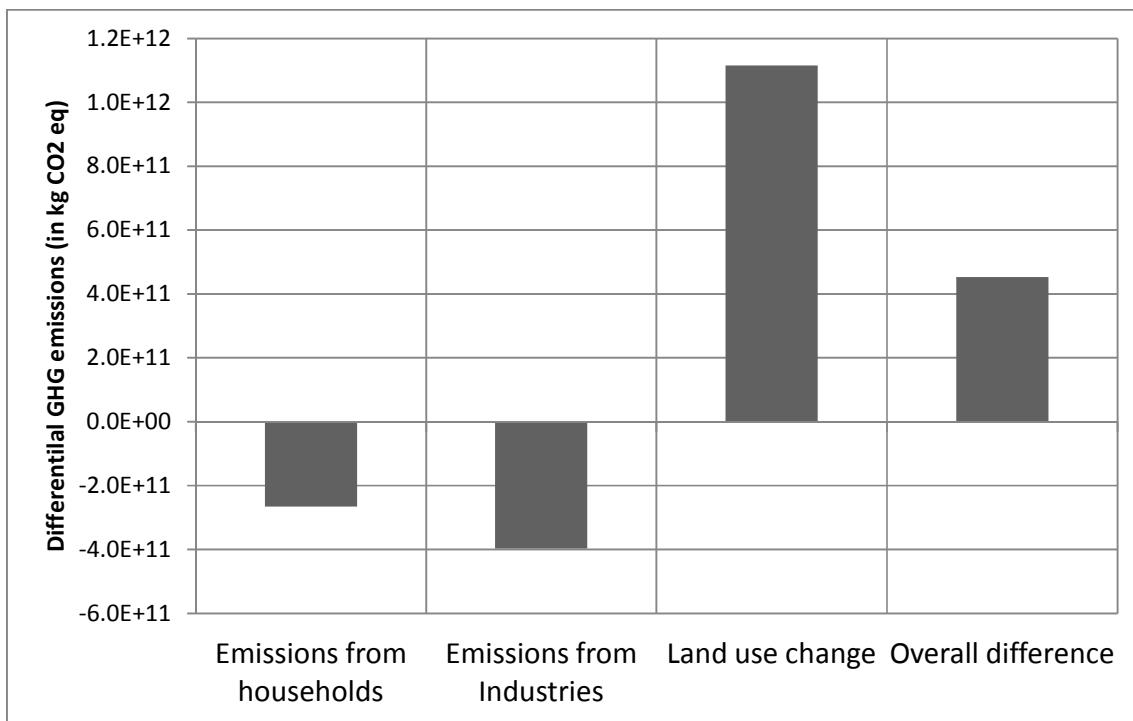


Figure 3-4: World difference for the greenhouse gas emissions between the biofuels and baseline scenarios

A more detailed analysis of the results obtained in EXIOBASE and GTAP provide the following insights.

The inventory given by the I/O database shows that most impacted sectors for both scenarios are the energy intensive industries (such as manufacture of chemicals or metals) and the other industries and services (such as transports). An analysis in the GTAP model has shown that the main contributor to these economic sectors (and as a matter of fact to these impacts) is both domestic sales as well as importations as opposed to exportations. When looking at importations and exportations between countries and by commodities, it is interesting to point out that the exchanges between countries are relatively constant when comparing the two scenarios. The differential impacts between the two scenarios are more related to the supply price. The supply price of commodities tends to rise among some specific commodities in the case of the biofuel scenarios, especially the agricultural products (e.g., paddy rice or cereals), as expected. A slight decrease from the commodities in energy intensive industries and in other industries and services can be observed, explaining the better environmental performance of the biofuel scenario when

land use change is excluded. Indeed, even if the price and production of agricultural goods rise in the biofuel scenario, the impacts are not important enough to counterbalance the decrease due to energy intensive industries. Thus, the coupling between the equilibrium model and the I/O database seems all the more interesting when it comes to consider the economic reasons that are directly linked to the environmental impacts. These results would be less representative of the evolution of the economy if only EXIOBASE were used, given that the relationships between sectors would remain unchanged.

### **3.1.6.4 Overall GHG Results in the Context of the Economic Growth**

Figures 3-5 and 3-6 put the overall GHG results in the context of the economic growth. It is shown that global difference between the BAU and the biofuel scenarios is not very significant when the total impacts from the economic change are considered even when land use change is considered. The range of the impacts due to the economic growth (rise of population, GDP, capital etc..) is more than  $10^{13}$  kg of CO<sub>2</sub> eq whereas the difference between the biofuel scenario and the baseline scenario is only  $3,97 \cdot 10^{11}$  kg CO<sub>2</sub> (as it is shown in table 2). As far as private households emissions are concerned the difference between the two scenario is  $2,65 \cdot 10^{11}$  kg CO<sub>2</sub> which is about 5 % of the total share.

Figure 3-6 shows the benefit of biofuel policies among the industries. The direct benefits (coming from the change in the motor fuels) and the indirect benefits (coming from the variation of the economic parameters in GTAP) show that the difference between baseline and biofuel scenario is quite insignificant when compared to the total impacts. Indeed the difference between biofuel scenario and the 2006 situation is  $1,25 \cdot 10^{13}$  whereas the difference between baseline and 2006 situation (calculated with initial production data from GTAP) is  $1,29 \cdot 10^{13}$ . But these results prove that biofuel policies operate at two levels and have repercussions among the whole industrial network.

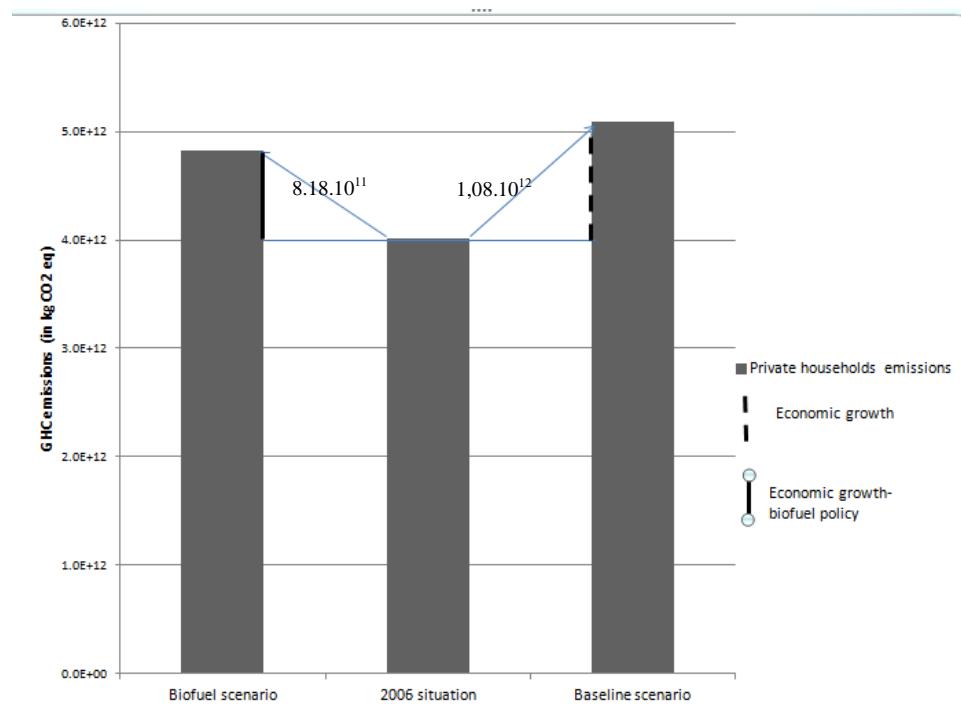


Figure 3-5: Illustration of the biofuel policy among private households

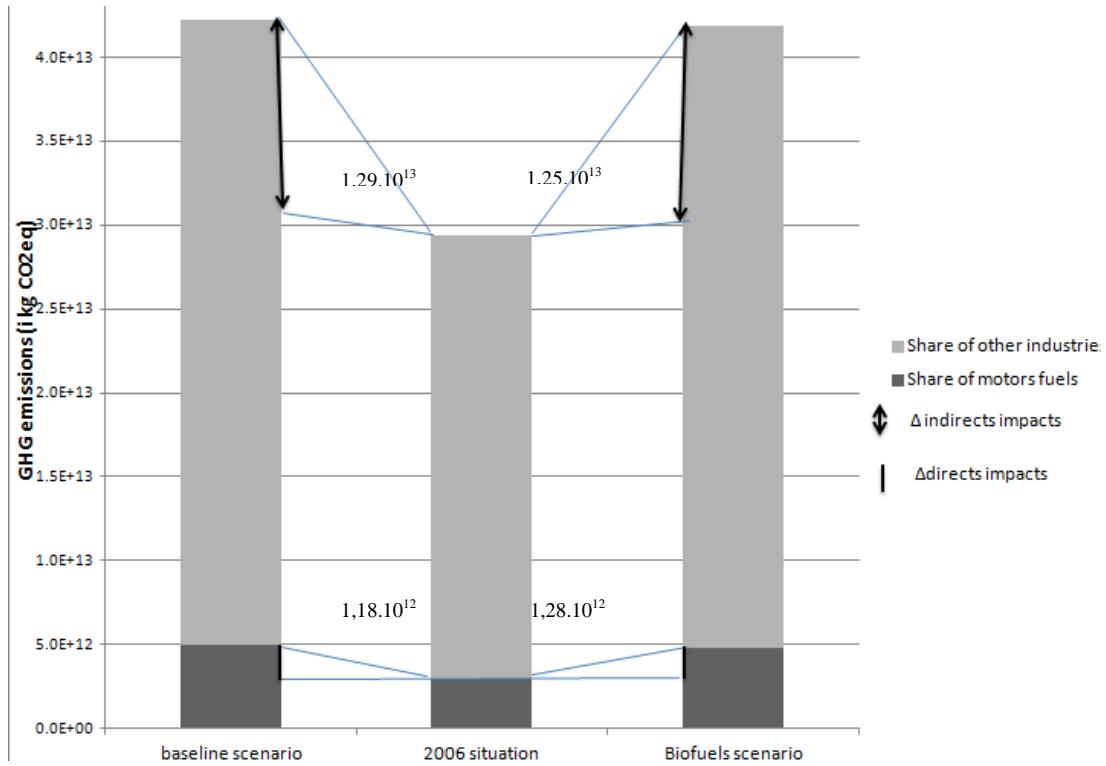


Figure 3-6: illustration of the benefits of biofuel policies among industries

### **3.1.7 Limitations**

In this study, it was shown that coupling of an general equilibrium economic model such as GTAP can improve the results of EIO-LCA by covering a broader scope of environmental effects both related to the economy (industries and households) and land use change. However, there are some limitations inherent to the choice of the I/O database and the economic model selected in this study as well to their coupling. These are discussed here.

#### **3.1.7.1 Limitation Related to the Use of EXIOBASE**

In theory, the coupling between GTAP and an environmental I/O database enables the modeling of worldwide emissions and resources among the world and is likely to improve the comprehensiveness of the factor considered when performing EIO-LCA. The main limitation of the I/O database as in any database used in this project is the limited amount of substances for which information is available. Even if the number the GHG emissions are well considered, some other impacts categories may be underestimate.

#### **3.1.7.2 Limitation Related to the Use of GTAP**

It was shown in this study that the consideration of land use change related GHG impacts when assessing the effects of biofuel policies can significantly affect the results, to a point where it could change the overall conclusions. However the version GTAP-BYP does not consider every type of land use. For instance, natural ecosystems are not included within GTAP-BYP. This can lead to a potential underestimation of the GHG impacts given that natural ecosystems are generally rich in carbon and that their conversion could result in a loss of land-based carbon. Another limitation of GTAP is that it cannot predict unplanned events that may have a considerable effect on the structure of the economy, such as financial crises, wars or natural disasters. Finally, GTAP includes only first generation biofuels. There is a growing interest on analysing the potential environmental of second and third generation biofuels. Hence, there will be some need for economic models that include these technologies.

### **3.1.7.3 Limitation Related to the Coupling of EXIOBASE and GTAP**

In the approach proposed, there are some limitations related to the coupling of GTAP and EXIOBASE regions. The regions modeled in these two models are different that required some proxies to be created. For instance, Australia in EXIOBASE was used to model the entire regions of Oceania that is available in GTAP. The use of such proxies may potentially be the cause for some errors as the economy of a country is not necessarily representative of the economy of the whole region in which this country is.

### **3.1.8 Conclusions**

The case study presented in this article shows that the biofuel policies studied do not mitigate environmental impacts for climate change, eutrophication, ozone photochemical formation and acidification when compared to business as usual conditions, especially when land use change impacts are considered. However, when compared to the expected economic growth in the timeframe considered, the difference between the two scenarios is not very significative. It was shown that the effect of the use of biofuels from households is negligible in comparison with other indirect effects expected in the economy. The inclusion of the emissions due to land use change in the global impacts enables the consideration of more indirect impacts and improve the completeness of this method. Nevertheless some improvement need to be achieved in order to give a more precise method.

Using a general equilibrium model to calculate economic data that are then coupled directly with environmental I/O tables is particularly relevant in the case of large scale systems since it enables a more complete life cycle analysis. Indeed, compared to the attributional life cycle analysis that determines the impacts of some processes or I/O analysis that focused at only a few economic sectors, this method is able to provide environmental impacts among the whole economy. Regarding the macro-LCA developed by Dandres et al. (2011, 2012) and based on ecoinvent, the macro-LCA based on EXIOBASE presented in this paper allows to include all economic sectors but considers less substances emitted or extracted from nature in the environmental impact assessment. Therefore an hybrid approach could improve the macro-LCA

by including the missing economic sectors of ecoinvent and the missing substances of EXIOBASE.

### **3.1.9 Acknowledgments**

The authors acknowledge the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAI [Interuniversity Research Centre for the Life Cycle of Products, Processes and Services]) for their financial support: Alcan, Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco-Entreprises-Québec/Recyc-Québec, Groupe EDF/GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson & Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, RONA, Total and Veolia Environnement.

### **3.1.10 Appendix:**

#### **3.1.10.1 Implementation of the economic growth by in GTAP (in percentage):**

	<b>USA</b>	<b>UE 27</b>	<b>JAPAN</b>	<b>RUSSIA</b>	<b>INDIA</b>	<b>CHINA</b>	<b>BRAZIL</b>
Population	12,53	3,66	-1,31	-1,73	19,87	5,57	11,96
GDP	22,83	17,42	15,59	71,09	157,99	209,61	65,46
Capital	26,13	16,13	6,60	35,08	128,27	201,30	54,69
Percentage of skilled workers	9,17	26,76	35,42	11,73	49,53	62,18	35,95
Percentage of unskilled worker	-9,85	-6,64	-21,94	-12,89	-2,78	-3,93	-3,02

Tableau 3-3: Economic parameters for 7 regions

**3.1.10.2 Regionalized coupling tables between GTAP and EXIOBASE:**

Regions in GTAP	Regions in EXIOBASE
USA	USA
European Union 27	Austria, Belgium, Bulgaria, Cyprus, Czech Republic, Germany, Denmark, Estonia, Finland, France, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Lithuania, Luxembourg, Latvia, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Romania, Spain, Sweden, Slovenia, Slovakia, United Kingdom
Canada	Canada
Brazil	Brazil
Japan	Japan
China and Hong-Kong	China
Russia	Russia
India	India
East Asia	South Korea, Taiwan
Malaysia and Indonesia	Indonesia
Rest of Europe	Switzerland, Norway
Oceania	Australia
Central and Caribbean americas	Mexico
South and Other Americas,; Rest of South East Asia; Rest of South asia; Other East Europe and Rest of former soviet union; Middle Eastern and north Africa; Sub Saharan Africa	Rest of World

Tableau 3-4: coupling by region between GTAP and EXIOBASE

### 3.1.10.3 Industrial coupling tables between GTAP and EXIOBASE:

Industries in GTAP	Industries in EXIOBASE	Industries in GTAP	Industries in EXIOBASE
Paddy Rice	Cultivation of paddy rice	Cr grains	Cultivation of cereal grains nec; Cultivation of vegetables, fruit, nuts
Wheat	Cultivation of wheat	Proc_Rice	Processed rice
Dairy_Farms	Raw milk	Proc_food	Processing of food products nec
Sugar-Crop	Cultivation of sugarcane, sugarbeet	Proc_feed	Manufacture of fish products
Oil seeds	Cultivation of oilseeds	Ruminant	Cattle farming, Pigs farming, Wool, Silk worm cocoons
Other Agri	Cultivation of plant based fibers, cultivation of crops nec	Non ruminant	Poultry farming, Meat animal nec, aminal product nec
Processed_Dairy	Processing of dairy products	Soy bean	Processing of vegetable oils and fats
Processed_Non_Ruminant	Processing of: meat poultry, meat products nec	Processed_Ruminant	Processing of: meat cattle, meat pigs
Forestry	Forestry, logging and related service activities	Oil	Extraction of crude petroleum and services related to crude oil extraction, excluding surveying
Beverage_Sugar	Sugar refining; Manufacture of tobacco products; Manufacture of beverage	Coal	Mining of coal and lignite; extraction of peat

Other Primary Sectors	<p>Fishing, operating of fish hatcheries and fish farms; service activities incidental to fishing; Mining of uranium and thorium ores; Mining of iron ores; Mining of copper ores and concentrates; Mining of nickel ores and concentrates; Mining of aluminium ores and concentrates; Mining of precious metal ores and concentrates; Mining of lead, zinc and tin ores and concentrates; Mining of other non-ferrous metal ores and concentrates; Quarrying of stone; Quarrying of sand and clay; Mining of chemical and fertilizer minerals, production of salt, other mining and quarrying n.e.c.</p>	Oil-Products	<p>Manufacture of coke oven products; Manufacture of motor spirit (gasoline); Manufacture of kerosene, including kerosene type jet fuel; Manufacture of gas oils; Manufacture of fuel oils n.e.c.; Manufacture of petroleum gases and other gaseous hydrocarbons, except natural gas; Manufacture of other petroleum products; Processing of nuclear fuel</p>
Gas	<p>Extraction of natural gas and services related to natural gas extraction, excluding surveying; Extraction, liquefaction, and regasification of other petroleum and gaseous materials; Manufacture of gas; distribution of gaseous fuels through mains</p>	Electricity	<p>Production of electricity by coal; Production of electricity by gas; Production of electricity by nuclear; Production of electricity by hydro; Production of electricity by wind; Production of electricity nec, including biomass and waste; Transmission of electricity; Distribution and trade of electricity</p>

Energy Intensive industries	<p>Manufacture of other non-metallic mineral products n.e.c.; Manufacture of basic iron and steel and of ferro-alloys and first products thereof; Precious metals production; Aluminium production; Lead, zinc and tin production; Copper production; Other non-ferrous metal production; Casting of metals; Manufacture of chemicals and chemical products</p>	Other Industries and services	<p>Manufacture of rubber and plastic products; Manufacture of glass and glass products; Manufacture of ceramic goods; Manufacture of bricks, tiles and construction products, in baked clay; Manufacture of cement, lime and plaster; Manufacture of fabricated metal products, except machinery and equipment; Manufacture of machinery and equipment n.e.c.; Manufacture of office machinery and computers; Manufacture of electrical machinery and apparatus n.e.c.; Manufacture of radio, television and communication equipment and apparatus; Manufacture of medical, precision and optical instruments, watches and clocks; Manufacture of motor vehicles, trailers and semi-trailers; Manufacture of other transport equipment; Manufacture of furniture; manufacturing n.e.c.; Recycling of metal waste and scrap; Recycling of non-metal waste and scrap; Construction; Sale, maintenance, repair of motor vehicles, motor vehicles parts, motorcycles, motor cycles parts and accessories; Retail sale of automotive fuel; Wholesale trade and commission trade, except of motor vehicles and motorcycles; Retail trade, except of motor vehicles and motorcycles; repair of personal and household goods; Hotels and restaurants; Transport via railways; Other land transport; Transport via pipelines; Sea and coastal water transport; Inland water transport; Air transport; Supporting and auxiliary transport activities; activities of travel agencies; Post and telecommunications; Financial intermediation, except insurance and pension funding; Insurance and pension funding, except compulsory social security; Activities auxiliary to financial intermediation; Real estate activities; Renting of machinery and equipment without operator and of personal and household goods; Computer and related activities; Research and development; Other business activities</p>
Non tradable services	<p>Steam and hot water supply; Collection, purification and distribution of water; Public administration and defence; compulsory social security; Education; Health and social work; Collection and treatment of sewage; Collection of waste; Incineration of waste; Landfill of waste; Sanitation, remediation and similar activities; Activities of membership organisation n.e.c.; Recreational, cultural and sporting activities; Other service activities; Private households with employed persons; Extra-territorial organizations and bodies</p>		

Tableau 3-5: coupling by industry between GTAP and EXIOBASE

### 3.1.10.4 Conversion factors for fossil fuels:

Type of gas	Unit	Emissions factor
Biodiesel/Gasdiesel	kg/TJ	74100
Bioethanol/Motorgasoline	kg/TJ	69300

Tableau 3-6: conversion factor for CO<sub>2</sub> according to the type of gasoline

### 3.1.11 References

- Bank, W. 2012. Household final consumption expenditures. <http://data.worldbank.org/indicator/NE.CON.PRVT.CD>. Accessed 06/18 2013.
- Benoist, A., D. Dron, and A. Zoughaib. 2012. Origins of the debate on the life-cycle greenhouse gas emissions and energy consumption of first-generation biofuels – A sensitivity analysis approach. *Biomass and Bioenergy* 40(0): 133-142.
- Cellura, M., A. Di Gangi, S. Longo, and A. Orioli. 2013. An Italian input–output model for the assessment of energy and environmental benefits arising from retrofit actions of buildings. *Energy and Buildings* 62(0): 97-106.
- Cherubini, F. and A. H. Strømman. 2011. Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology* 102(2): 437-451.
- Cherubini, F., N. D. Bird, A. Cowie, G. Jungmeier, B. Schlamadinger, and S. Woess-Gallasch. 2009. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling* 53(8): 434-447.

- Dandres, T., C. Gaudreault, P. Tirado-Seco, and R. Samson. 2011. Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15(6): 3121-3132.
- Dandres, T., C. Gaudreault, P. Tirado-Seco, and R. Samson. 2012a. Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(2): 1180-1192.
- Dandres, T., C. Gaudreault, P. Tirado-Seco, and R. Samson. 2012b. Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005-2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(2): 1180-1192.
- Davis, S. C., K. J. Anderson-Teixeira, and E. H. DeLucia. 2009. Life-cycle analysis and the ecology of biofuels. *Trends in Plant Science* 14(3): 140-146.
- De Koning, A., R. heijungs, and A. Tukker. 2011. *Exiopol: A new environmental accounting framework unsing externality data and input/output tools for policy analysis*.
- Egilmez, G., M. Kucukvar, and O. Tatari. 2013. Sustainability assessment of U.S. manufacturing sectors: An economic input output-based frontier approach. *Journal of Cleaner Production* 53: 91-102.
- Ekvall, T. and B. P. Weidema. 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9(3): 161-171.
- European Commision. 2012. Les objectifs d'Europe 2020. [http://ec.europa.eu/europe2020/europe-2020-in-a-nutshell/targets/index\\_fr.htm](http://ec.europa.eu/europe2020/europe-2020-in-a-nutshell/targets/index_fr.htm). Accessed.
- Fargione, J., J. Hill, D. Tilman, S. Polasky, and P. Hawthorne. 2008. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science* 319(5867): 1235-1238.
- Ferrão, P. and J. Nhambiu. 2009. A Comparison Between Conventional LCA and Hybrid EIO-LCA: Analyzing Crystal Giftware Contribution to Global Warming Potential

Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology, edited by S. Suh: Springer Netherlands.

Foure, J., A. Benassy-Quere, and L. Fontagne. 2012. *The Great Shift: Macroeconomic projections for the world economy at the 2050 horizon.*

Goedkoop, M. J., R. Heijungs, M. A. Huijbregts, A. D. Schryver, J. Struijs, and R. V. Zelm. 2008. *A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.*

Haarlemmer, G., G. Boissonnet, J. Imbach, P.-A. Setier, and E. Peduzzi. 2012. Second generation BtL type biofuels - a production cost analysis. *Energy & Environmental Science* 5(9): 8445-8456.

Hertel, T. W. 1997. *Global Trade Analysis - Modeling and Applications*: Cambridge University Press.

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.

Lee, H.-L., T. W. Hertel, B. Sohngen, and N. Ramankutty. 2005. *Towards An Integrated Land Use Data Base for Assessing the Potential for Greenhouse Gas Mitigation*. Global Trade Analysis Project (GTAP).

Lenzen, M. 2000. Errors in Conventional and Input-Output—based Life—Cycle Inventories. *Journal of Industrial Ecology* 4(4): 127-148.

Levasseur, A., P. Lesage, M. Margni, L. Deschênes, and R. Samson. 2010. Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology* 44(8): 3169-3174.

Lifset, R. 2009. Industrial Ecology in the Age of Input-Output Analysis. In *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology*, edited by S. Suh: Springer Netherlands.

Luo, L., E. van der Voet, and G. Huppes. 2009. Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13(6–7): 1613-1619.

- Malmsheimer, R., J. Bowyer, J. Fried, E. Gee, R. Islar, R. Miner, I. A. Munn, E. Oneil, and W. C. Stewart. 2011. Managing forests because carbon matters: Integrating energy, products, and land management policy. *Journal of Forestry* 109: S7-S50.
- OECD and FAO. 2011. OECD FAO agricultural outlook 2011-2020. chapter 3: biofuels, edited by O. p. a. FAO.
- Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, and F. Wagner. 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*.
- Samir, K., B. Barakat, A. Goujon, V. Skirbekk, and W. Lutz. 2010. Projection of populations by level of educational attainment, age and sex for 120 countries for 2005-2050. *Demographic research* 22(15): 383-472.
- Scott, S. A., M. P. Davey, J. S. Dennis, I. Horst, C. J. Howe, D. J. Lea-Smith, and A. G. Smith. 2010. Biodiesel from algae: Challenges and prospects. *Current Opinion in Biotechnology* 21(3): 277-286.
- Searchinger, T., R. Heimlich, R. A. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, S. Tokgoz, D. Hayes, and T.-H. Yu. 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319: 3.
- Searchinger, T. D., S. P. Hamburg, J. Melillo, W. Chameides, P. Havlik, D. M. Kammen, G. E. Likens, R. N. Lubowski, M. Obersteiner, M. Oppenheimer, G. Philip Robertson, W. H. Schlesinger, and G. David Tilman. 2009. Fixing a Critical Climate Accounting Error. *Science* 326(5952): 527-528.
- Stephen, J. D., W. E. Mabee, and J. N. Saddler. 2012. Will second-generation ethanol be able to compete with first-generation ethanol? Opportunities for cost reduction. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 6(2): 159-176.
- Steynberg, A. and M. Dry. 2004. *Fischer-Tropsch technology, Studies in surface science and catalysis*,. Amsterdam ; Boston: Elsevier.
- Suh, S. and G. Huppes. 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production* 13(7): 687-697.

- Suh, S., M. Lenzen, G. J. Treloar, H. Hondo, A. Horvath, G. Huppes, O. Jolliet, U. Klann, W. Krewitt, Y. Moriguchi, J. Munksgaard, and G. Norris. 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science and Technology* 38(3): 657-664.
- Taheripour, F., T. W. Hertel, W. E. Tyner, and D. K. Birur. 2007. Introducing liquid biofuels into the GTAP database. In *GTAP research memorandum*.
- The World Bank. 2013. World Data Bank. Accessed 2013/03/12.
- Tukker, A., e. Poliakov, R. Heijungs, S. Giljum, T. Hawkins, F. Neuwahl, J. Rueda- Cantuche, J. OOsterhaven, and M. Bouvimeester. 2008. *Towards a Global Multi-Regional Environmentally Extended Input-Output Database*.
- Tyner, W. E., F. Taheripour, Q. Zhuang, D. Birur, and U. Baldos. 2010. *Land Use Changes and Consequent CO<sub>2</sub> Emissions Due to US Corn Ethanol Production: A Comprehensive Analysis*.
- USEPA. 2012. Renewable Fuels Standard (RFS). <http://www.epa.gov/otaq/fuels/renewablefuels/index.htm>. Accessed.
- Vascon, S. 2011. Exiopol: a new environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis <http://www.feem-project.net/exiopol/index.php>. Accessed.
- World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). 2013. Issue brief: Biomass carbon neutrality. Geneva: World Business Council for Sustainable Development.
- Yang, Y., J. Bae, J. Kim, and S. Suh. 2012. Replacing Gasoline with Corn Ethanol Results in Significant Environmental Problem-Shifting. *Environmental Science & Technology* 46(7): 3671-3678.

## 3.2 Résultats complémentaires :

Seuls les résultats des régions des États-Unis, de l'Europe et du reste du monde sont présentés dans l'article. Dans cette section, des résultats pour les autres régions sont présentés

### 3.2.1 .Impacts générés par région pour les deux scénarios

La figure 3-7 présente la différence entre le scénario biocarburant et le scénario de base pour les émissions de GES pour toutes les régions du couplage d'EXIOBASE avec GTAP-BYP. Un résultat positif signifie une meilleure performance environnementale du scénario de base et un résultat négatif, des impacts moindres pour le scénario biocarburants. Ces résultats permettent de montrer l'importance de la régionalisation dans la modélisation des politiques de biocarburants étudiées. En effet si toutes les régions du monde sont affectées par les politiques des biocarburants, certaines génèrent plus d'impacts environnementaux que d'autres. Le Brésil, la Chine, la Malaisie-Indonésie, les régions d'Europe ne faisant pas partie de l'Union Européenne et le reste du monde semblent tirer profit des politiques de biocarburants décidées par les États-Unis et l'UE 27 tandis que pour les régions du Japon, du Canada, de l'Asie de l'Est, de l'Inde et de la Russie, les résultats semblent indiquer une meilleure performance du scénario de base. Cette différence entre les régions est due majoritairement aux secteurs des industries énergivores ("Energy Intensive Industries") et des autres industries et services ("Others Industries and Services"), selon qu'ils varient positivement ou négativement pour un scénario donné. Ces deux secteurs sont en effet les plus gros contributeurs des impacts environnementaux pour toutes les régions.

Le cas du Brésil par exemple est très représentatif : la politique de biocarburant décidée par les États-Unis entraîne une grande augmentation dans le secteur des cultures sucrières (+ 81 % par rapport au scénario de base) ce qui devrait entraîner des impacts plus grands sur l'environnement pour le scénario biocarburant. Mais cette augmentation des cultures sucrières ne vient pas contrebalancer la diminution observée dans les secteurs des industries énergivores (-23 % par rapport au de base) et des autres industries et services (- 8 %). Cette diminution observée dans les deux secteurs les plus significatifs au niveau des impacts environnementaux est la raison

pour laquelle le Brésil voit ses impacts diminuer lorsque des politiques de biocarburants sont implantées.

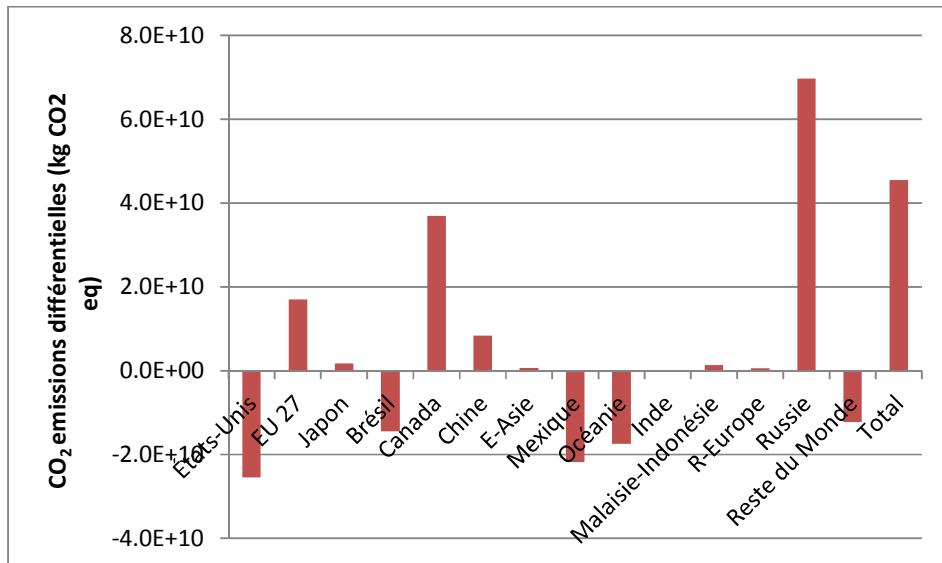


Figure 3-7: Émissions de GES différentielles (en kg CO<sub>2</sub>éq)

La figure 3-8 présente la différence des impacts entre le scénario biocarburant et le scénario de base pour trois catégories d'impacts identifiées comme étant prioritaires dans les études de biocarburants par Benoist et al (2012): l'acidification, la création d'ozone photochimique et l'eutrophisation. Les résultats montrent que l'application de politiques de biocarburants est presque toujours défavorable pour ces trois catégories. Le Brésil notamment semble très atteint par les conséquences environnementales de l'implantation de ces politiques. Cela est du au fait que cette région verrait sa production de canne à sucre augmenter de manière très forte pour pallier les besoins énergétiques des États-Unis. En effet même si la demande en biocarburant dans GTAP a été modélisée pour les États-Unis et l'UE, le modèle autorise les échanges bilatéraux à l'échelle mondiale entre tous les producteurs de biomasse. En tant que producteur principal de canne à sucre, le Brésil devient lié aux décisions économiques des États-Unis.

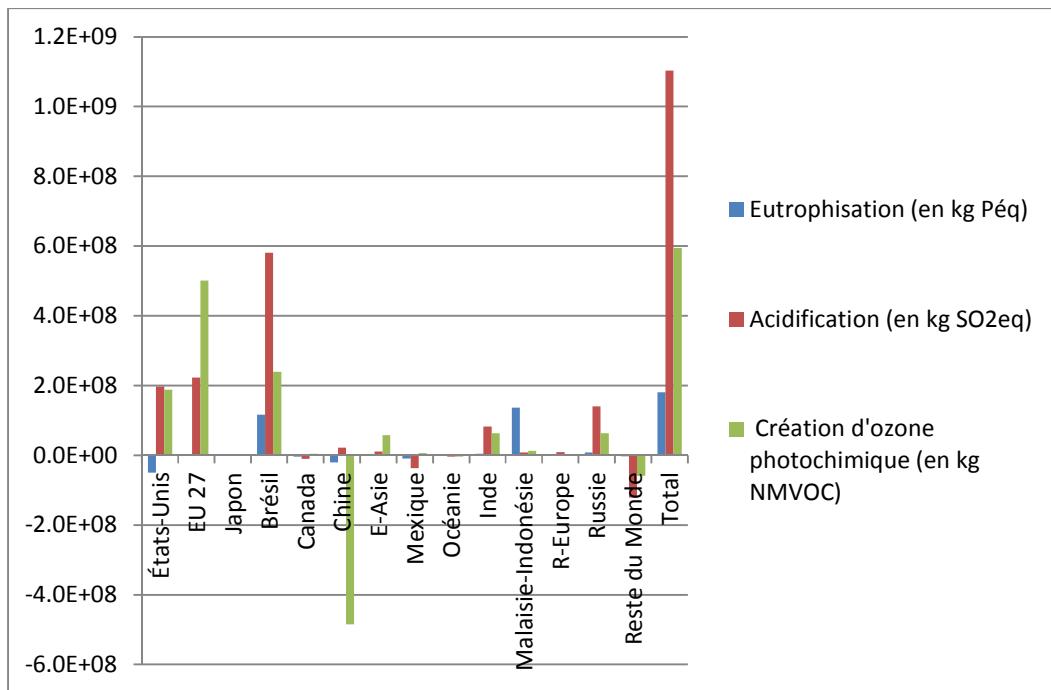


Figure 3-8: Impacts différentiels potentiels dans 3 catégories problèmes

Que ce soit pour les émissions de GES ou pour les 3 autres catégories d'impact, les résultats obtenus soulignent la pertinence d'utiliser une approche mondiale pour représenter les impacts sur l'environnement d'une ou plusieurs décisions énergétiques nationales. En effet, ils montrent que chaque région du monde est impactée par les changements décidés par les deux plus grandes puissances : les États-Unis et l'Europe.

### **3.2.2 . Les impacts environnementaux attribués à la consommation privée des ménages :**

La figure 3.9 présente la différence entre les impacts du scénario biocarburant et du scénario de base pour la consommation des ménages par région. Cette fois toutes les régions profitent des bénéfices de l'augmentation de la part des biocarburants dans les transports. Les émissions de GES plus faibles observées pour le scénario biocarburant semblent indiquer un effet rebond qui limiterait les dépenses des ménages en raison des changements économiques apportés par l'augmentation de la part des biocarburants. Cependant il est à noter que les émissions évitées par la production de biocarburant ne sont pas incluses. Cette diminution de la consommation des ménages peut être mise en relation avec le prix des matières premières qui augmente de manière

importante dans le scénario biocarburant par rapport au scénario de base (voir tableau à l'ANNEXE 5).

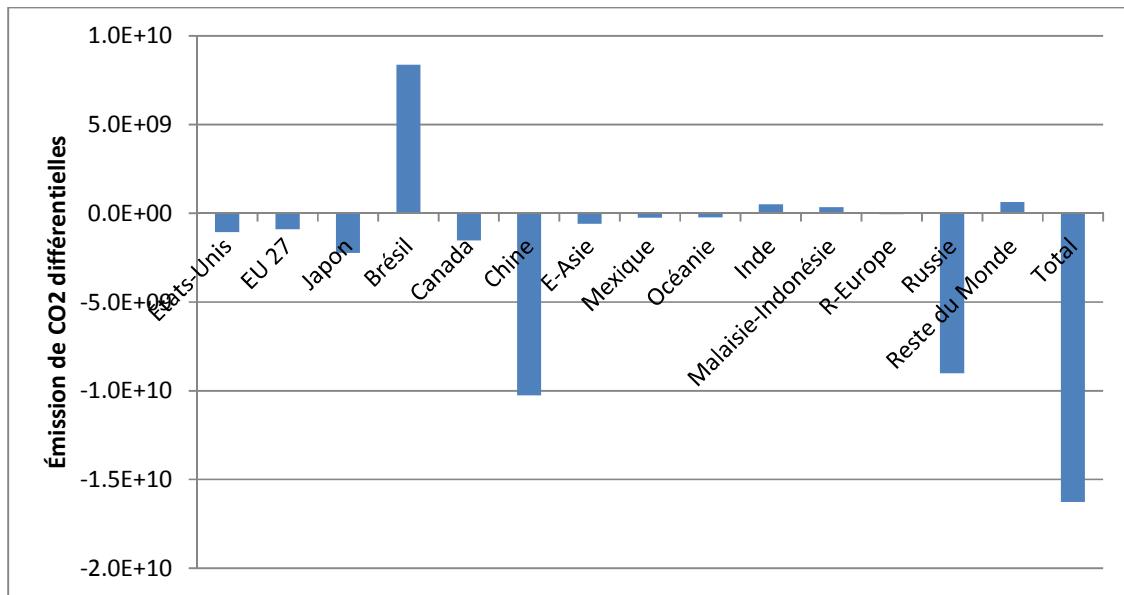


Figure 3-9: Émissions de GES différentielles pour les ménages privés (en kg CO2 éq)

Le tableau 3-6 permet de remettre en perspective la part des consommateurs privés dans la variation des impacts dus à la fois à l'industrie et au secteur privé lorsque les émissions évitées par les biocarburants sont incluses et lorsqu'elles ne le sont pas. Ce pourcentage varie différemment selon les régions, mais reste en dessous des 24% dans tous les cas de figure. Cela est majoritairement dû aux facteurs d'émissions proposés par l'extension environnementale d'EXIOBASE. En effet ces facteurs d'émissions pour les ménages sont beaucoup moins importants que les facteurs utilisés pour les secteurs industriels. Les émissions par les consommateurs finaux sont alors largement plus faibles et la consommation finale des ménages devient négligeable en regard de la consommation par les industries. L'inclusion des émissions évitées par la consommation accrue de biocarburants ne permet pas d'inverser les résultats puisqu'elle ne modifie que légèrement la part de la consommation finale : en effet, si les émissions des ménages privés diminuent lors de l'inclusion des émissions sauvées, les émissions des industries diminuent également dans les mêmes proportions, ce qui conduit le pourcentage de la consommation finale à rester identique.

Tableau 3-7: Pourcentages de la consommation des ménages dans les impacts globaux par région

Région	part de la consommation finale dans les impacts totaux (biocarburants non inclus)	part de la consommation finale dans les impacts totaux (biocarburants inclus)
États-Unis	15.52	14.26
UE 27	3.02	0.93
Japon	9.76	9.76
Brésil	12.57	12.57
Canada	24.75	24.75
Chine	8.96	8.96
Asie de l'est	15.72	15.72
Mexique	11.54	11.54
Océanie	13.01	13.01
Inde	8.08	8.08
Malaisie-Indonésie	28.42	28.42
R-Europe	6.18	6.18
Russie	3.38	3.38
Reste du monde	13.50	13.50
Total	12.01	11.53

## CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE

### **4.1 Contribution scientifique du projet**

Le couplage réalisé au sein de cette étude a permis de fournir une amélioration non seulement au niveau de la modélisation des conséquences environnementales des biocarburants, mais également au niveau de la prise en compte des impacts dans les tables I/O et dans GTAP.

#### **4.1.1 L'amélioration de la détermination des régions et secteurs affectés**

##### **4.1.1.1 L'amélioration de la détermination des régions**

Une des grandes difficultés de l'ACV-C est de parvenir à trouver les régions affectées par le changement survenu. L'étude de Schmitdt (2008) illustre bien cette difficulté : en effet cet auteur propose un pays particulier sensé répondre à l'augmentation de la demande survenant dans un secteur : par exemple étant donné que le Canada a été identifié comme le plus grand pays producteur d'orge, ce serait donc ce pays qui fournirait les nouveaux stocks d'orge en réponse à une augmentation de la demande de la part de l'Union Européenne. Selon cet auteur, il est alors possible d'identifier plusieurs pays et secteurs industriels qui répondraient à une augmentation de la demande. Mais cette simplification est très éloignée de la réalité. En effet les relations commerciales entre les pays évoluent au cours du temps et il en va de même pour les relations entre les secteurs industriels. L'utilisation de GTAP permet de définir les régions affectées plus précisément que lors d'une étude conséquentielle classique grâce aux relations commerciales bilatérales du modèle qui fluctuent en fonction d'une perturbation donnée.

##### **4.1.1.2 L'amélioration de la détermination des secteurs affectés**

L'autre difficulté lors de la réalisation d'une ACV-C est de déterminer les secteurs affectés par le changement. Lors de l'étude réalisée par Dandres et al (2012), le couplage entre le modèle GTAP et ecoinvent permettait d'obtenir l'intégralité des secteurs affectés au moyen des simulations réalisées par GTAP. Cependant les émissions et ressources associées à ces secteurs ne pouvaient pas être entièrement obtenues. En effet la base de données ecoinvent ne modélise par certains secteurs économiques comme les services. De plus le secteur des transports est modélisé uniquement de façon partielle : en effet, du fait de l'absence de couplage reliant les

paramètres physiques d'ecoinvent avec les données monétaires de GTAP pour ce secteur particulier, les variations du modèle GTAP n'ont pas été reliées à la base de données d'ecoinvent. Il est à noter cependant que les émissions dues aux transports étaient plus ou moins modélisées dans les secteurs d'arrière plan des processus ecoinvent.

Le couplage réalisé au sein de cette étude permet de prendre en compte, l'intégralité des secteurs affectés grâce à l'utilisation de la table I/O qui fournit des extensions environnementales pour tous les secteurs industriels d'une économie. Comme les substances émises et les ressources utilisées sont données en fonction d'unités monétaires, ce couplage ne nécessite pas de données annexes pour relier les flux de GTAP aux données d'EXIOBASE.

L'utilisation du modèle GTAP et des tables I/O qu'il comporte permettent alors de mieux appréhender les relations économiques entre différents pays et différents secteurs. Ce couplage permet alors d'obtenir une meilleure modélisation des relations économiques faisant suite à un changement.

#### **4.1.2 La modélisation des conséquences environnementales couplées avec GTAP**

De nombreuses études ont été réalisées en utilisant le modèle économique GTAP pour définir les conséquences d'un changement significatif visant à modifier les relations économiques actuelles. Bosello et al. (2012) se sont ainsi servis du modèle GTAP pour définir les conséquences économiques directes et indirectes d'une augmentation du niveau global des océans.

Les études se sont aussi penchées sur les changements apportés par la variation de production des biocarburants à l'échelle mondiale (Taheripour et al., 2010). L'étude de Taheripour et al. (2010) vise à étudier les changements apportés dans le secteur de l'élevage. Celle de Birur et al. (Birur, Hertel, & Tyner, 2008) a pour but de modéliser les nouvelles relations économiques du marché agricole mondial survenant après une variation de production mondiale des biocarburants. Enfin les études de Tyner et al. (2010) et d'Hertel et al.(2010) visent à modéliser les changements d'utilisation des terres et les émissions de GES associées sur le sol américain en réponse à une augmentation du volume de biocarburants produit.

Cependant aucune des études réalisées avec le modèle GTAP ne s'est penchée sur les conséquences environnementales à l'échelle mondiale d'un changement survenant dans l'économie. La méthode développée dans cette étude apporte donc un point de vue unique au niveau de la perspective environnementale faisant suite à une perturbation d'envergure en fournissant les données d'émissions et de ressources consommées pour chaque secteur économique. Il est ainsi possible d'avoir une caractérisation des impacts environnementaux pour plusieurs catégories d'impacts.

#### **4.1.3 L'amélioration de la structure et de l'exhaustivité des tables I/O**

Comme la revue de littérature l'a montré les tables I/O sont en général utilisées pour modéliser quelques secteurs en relation avec le système étudié et non l'économie dans sa globalité (Hendrickson et al., 2006). De plus dans toutes les études réalisées en EIO-LCA, les relations entre les différents secteurs sont fixes et représentent l'économie à un moment donné (Lifset, 2009b) : il est donc malaisé de modéliser les changements apportés par une perturbation et donc de représenter l'économie future.

Cette caractéristique se retrouve également dans les études modélisant les conséquences environnementales sur les biocarburants. Yang et al.(2012) utilisent certains secteurs des tables I/O des États-Unis (comme l'extraction du pétrole brut) pour étudier les changements liés à la production d'éthanol à base de maïs. Dans leur étude sur les impacts environnementaux liés aux différents biocarburants produits en Chine Liang et al.(2013) utilisent bien la table I/O de la Chine dans son ensemble mais s'arrêtent à cette région du monde : or les impacts dus à la production des biocarburants dans un pays ne se limitent pas aux frontières de ce pays. Par ailleurs ces deux auteurs utilisent les tables I/O telles quelles sans inclure de modification dues aux changements technologiques.

L'inclusion du modèle GTAP dans cette étude permet de générer des tables I/O qui sont modélisées en fonction de la perturbation survenue directement dans l'économie. L'utilisation de GTAP couplées à des tables I/O permet donc d'obtenir une représentation des relations économiques futures entraînées par un changement d'envergure au sein de la structure économique.

L'utilisation conjointe de GTAP et de la table I/O EXIOBASE permet de plus de modéliser les conséquences environnementales d'un changement économique non seulement dans tous les secteurs mais également dans toutes les régions modélisées. Le calcul des émissions pour les consommateurs privés ainsi que la prise en compte des changements technologiques (à travers le changement des facteurs d'émissions de GES) au sein même des extensions environnementales permet d'augmenter l'exhaustivité du couplage et de fournir plus d'information sur les économies touchées. À ce titre les impacts directs et indirects peuvent être déterminés pour l'économie globale future.

Cette modélisation des relations économiques futures et des changements technologiques les accompagnants est particulièrement importantes dans le cadre de l'étude de l'implantation d'une politique de biocarburants à large échelle. En effet, ce type de politique énergétique pourrait modifier en profondeur la structure des relations entre les industries et il convient de la modéliser de la manière la plus aboutie possible.

#### **4.1.4 La modélisation accrue des changements d'utilisation des terres**

Lors d'une étude sur les biocarburants de première génération, les changements d'utilisation des terres sont souvent le paramètre sur lequel repose le plus d'incertitude (R. Plevin, Jones, Torn, & Gibbs, 2010). Les études les plus complètes à ce sujet couplent un modèle utilisé en géographie avec des facteurs de conversion pour fournir une analyse du cycle de vie des biocarburants incluant les changements d'utilisation des terres (Tonini et al., 2012). Mais ces études se concentrent sur des régions particulières : l'étude de Humpenöder et al.(Humpenöder, Schaldach, Cikovani, & Schebek, 2013) par exemple utilise le modèle géographique Land SHIFT et des facteurs de conversion issus de la RED (Renewable Energy Directive) pour définir les émissions de GES des changements indirects d'utilisation des terres faisant suite à l'augmentation du pourcentage de biocarburants dans les transports. Cependant cette étude ne prend en compte que les conséquences à l'échelle de l'Union Européenne et non mondiale : or la demande accrue de l'utilisation des biocarburants au sein de l'Europe va entraîner également un accroissement de la production dans les autres pays du monde notamment au Brésil : les conséquences environnementales devraient donc être prises en compte au niveau global. La même lacune se retrouve dans l'étude de Tyner et al (2010) qui modélise les changements

d'utilisation des terres sur le territoire des États-Unis suite à une augmentation de la production du bioéthanol à base de maïs.

Au cours de cette étude, les changements d'utilisation des terres ont été modélisés à l'échelle de la planète grâce à l'utilisation conjointe du modèle GTAP et des facteurs du GIEC. Cette modélisation permet ainsi une meilleure compréhension des changements d'utilisation des terres induits par la production accrue des biocarburants non seulement dans les pays producteurs mais au niveau mondial.

## **4.2 Évaluation des paramètres de GTAP : le cas de la demande en viande modélisée pour 2020**

### **4.2.1 La modélisation de la demande en viande dans GTAP**

Avec l'apparition de nouveaux consommateurs à l'horizon 2020 et le développement rapide des pays émergents, la demande en viande est supposée croître de manière exponentielle dans les prochaines années (OCDE, 2011). Or cette augmentation de la demande en viande pourrait avoir des effets non négligeables sur l'économie et surtout sur les changements d'utilisation des terres. La compétition avec les biocarburants pour les terres cultivables pourrait donc s'en trouver accrue. C'est la raison pour laquelle un paramètre supplémentaire a été ajouté à GTAP-BYP lors d'une étude annexe. La demande de consommation en viande (variable qf ou demand for commodity dans GTAP) à la fois pour les ruminants et les non ruminants a ainsi été modélisée pour les mêmes pays que pour les scénarios de base et biocarburants. Le tableau 4-1 présente les variations de la demande par pays pour la période de temps de 2006 à 2020.

Tableau 4-1: Variation de la demande en viande par pays de 2006 à 2020

Pays	Ruminants (bœuf et mouton)	Non Ruminants (volaille et porc)
États-Unis	+1.12 %	+13.67 %
UE 27	-7.88 %	+27.02 %
Japon	+10.39 %	+26.27 %
Russie	+15.77 %	+38.94 %
Chine	+14.31 %	+38.59 %
Inde	+41.19 %	+71.01 %
Brésil	+46.56 %	+54.02 %

#### 4.2.2 Comparaison avec les scénarios n'intégrant pas la demande en viande :

La figure 4.1 présente la comparaison de la différence entre le scénario biocarburant et le scénario de base à la fois lorsque la demande en viande est modélisée et lorsqu'elle ne l'est pas. En accroissant l'usage des terres, la demande en viande cause de plus importantes émissions de GES pour le scénario biocarburant que pour le scénario de base. Il est intéressant de constater que la différence totale entre les deux scénarios est largement plus importante lorsque la demande en viande est prise en compte. Cet écart entre la demande en viande modélisée et la demande non incluse vient en grande partie des changements d'utilisation des terres. Cependant il est également à noter que la différence entre les deux scénarios pour les émissions dues aux industries diminue également lorsque la demande en viande est modélisée (voir ANNEXE 6). Le scénario biocarburant aurait donc une moins bonne performance environnementale lorsque la

demande en viande est prise en compte que lorsqu'elle ne l'est pas. Ce résultat est à mettre en relation avec l'augmentation plus faible des prix constatée dans le cas de la demande en viande modélisée (voir ANNEXE 5). Cette faible augmentation pourrait inciter les producteurs à augmenter leurs volumes de production industrielle dans le but de rentabiliser leurs produits ce qui entraînerait une augmentation des impacts.

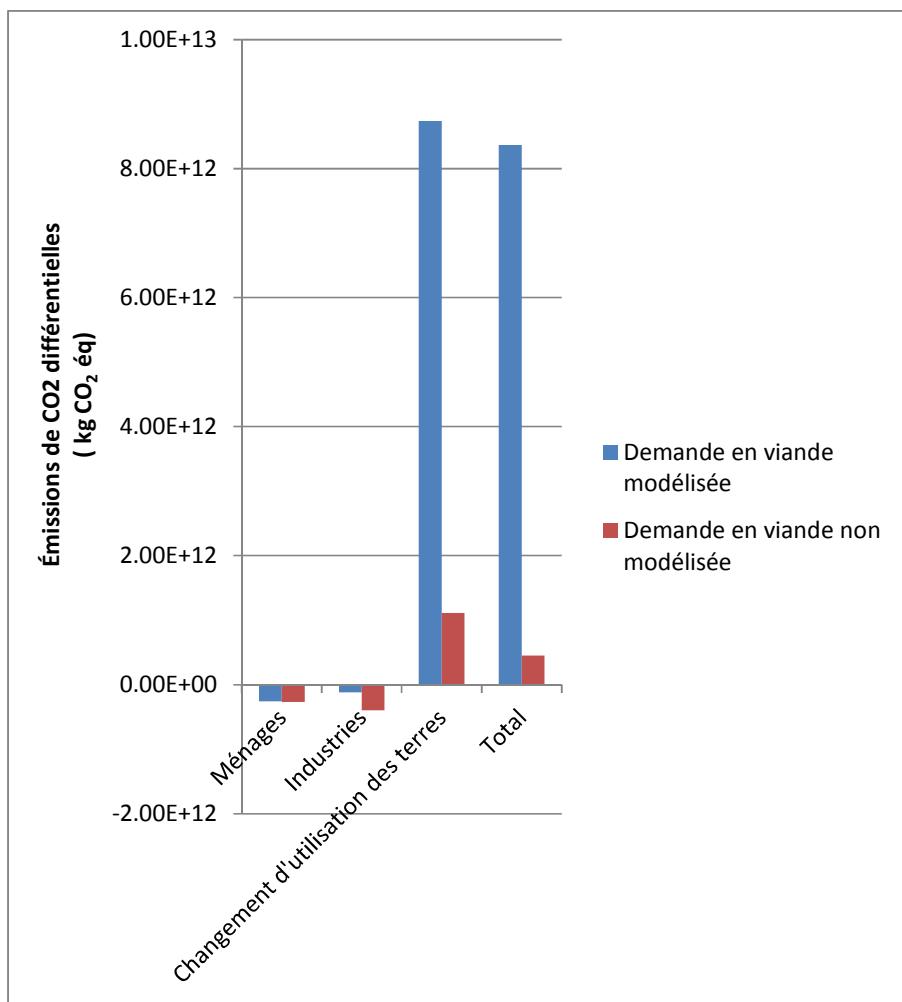


Figure 4-1: Comparaison des scénarios avec ou sans la demande en viande modélisée

La figure 4-2 permet de montrer que le total des émissions de GES pour le scénario de base ne varie pas de manière importante lorsque la demande en viande est modélisée. Ainsi même si la différence entre les deux scénarios augmente lorsque la demande en viande est modélisée, les

impacts dus à la consommation de viande sont donc du même ordre de grandeur que les impacts dus aux biocarburants.

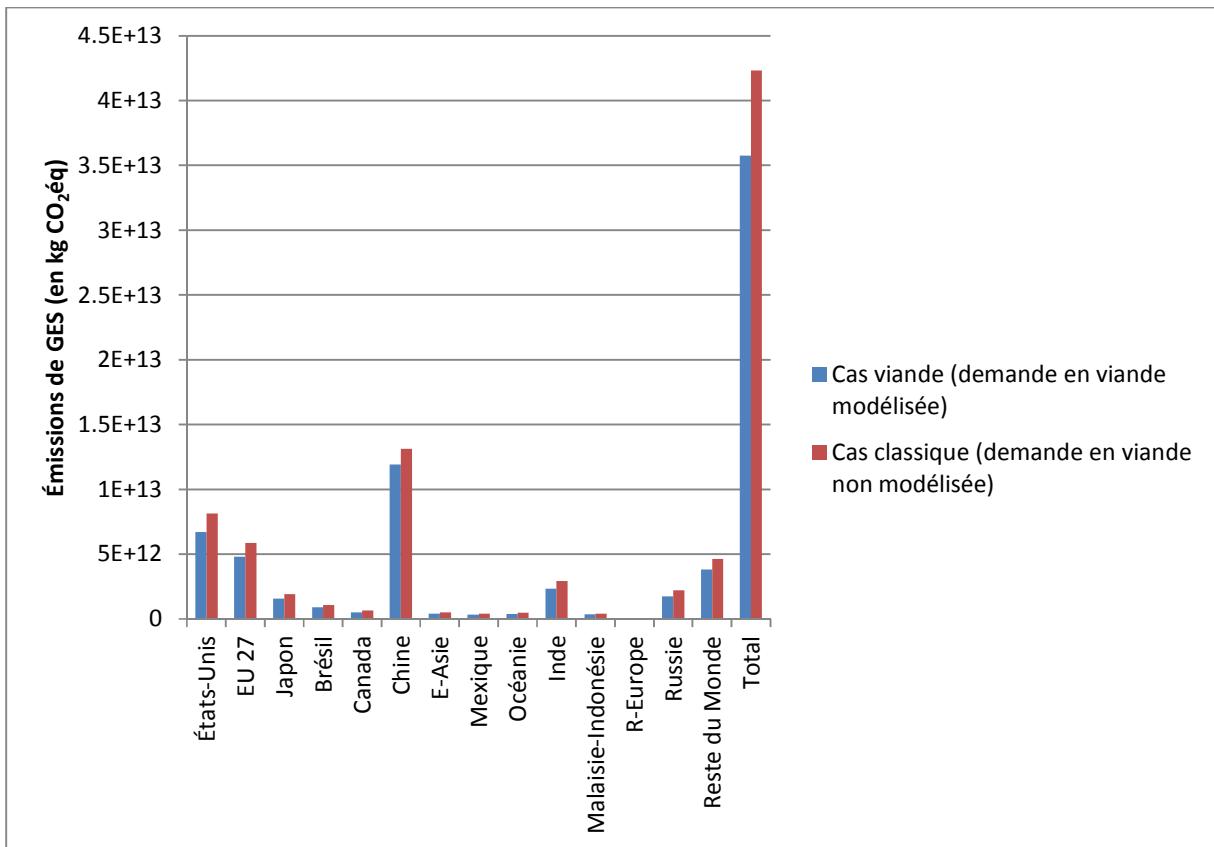


Figure 4-2: Émissions de GES totales pour le scénario de base avec et sans la demande en viande modélisée

#### **4.2.3 Les changements d'utilisation des terres avec la demande en viande modélisée**

La figure 4-3 présente la différence entre le scénario biocarburants et le scénario de base pour la catégorie changement d'utilisation des terres lorsque la demande en viande est modélisée. Il est à noter que la majorité des émissions provient de l'augmentation des impacts dans les pâturages. La demande en viande provoquerait donc une augmentation conséquente du nombre de terres (forestières et cultivables) converties en prairies. Les terres converties en forêts, les cultures céréalières sucrières et oléagineuses sont en revanche moins touchées par l'augmentation de la demande en viande.

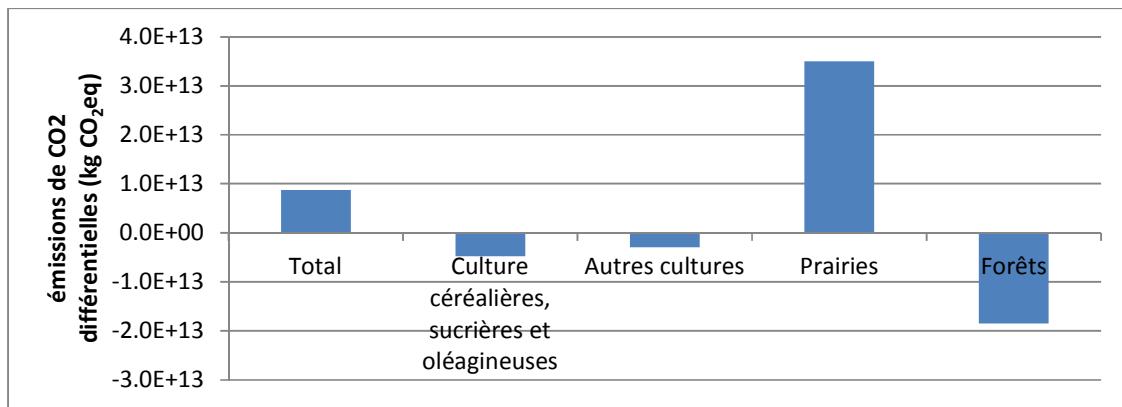


Figure 4-3: Comparaison pour les changements d'utilisation des terres entre les deux scénarios pour la demande en viande modélisée

Ce résultat permet de montrer que les émissions dues aux changements d'utilisation des terres dépendent fortement des variations des paramètres économiques.

### **4.3 Évaluation de la robustesse d'EXIOBASE:**

#### **4.3.1 Comparaison avec Open I/O :**

Comme la revue de littérature l'a montré il existe plusieurs autres tables I/O possédant des extensions environnementales. L'une d'entre elles, Open I/O, se concentre sur la région des États-Unis. Plus complète qu'EXIOBASE car possédant 430 secteurs économiques pour environ 2000 substances (Cox, 2011) Open I/O présente l'avantage d'être libre de droit (The Sustainability Consortium, 2013). Sa grande faiblesse, dans le cadre d'une étude à l'échelle mondiale, est de ne présenter des données que pour les États-Unis.

Cependant cette base de données peut s'avérer utile pour comparer les résultats obtenus avec le couplage réalisé par GTAP et EXIOBASE sur la région des États-Unis. Dans ces conditions, un couplage entre GTAP et Open I/O est également réalisé. Les 430 secteurs d'Open I/O sont rassemblés dans les 30 secteurs économiques de GTAP et la variation de la valeur de la production industrielle pour chaque secteur économique dans GTAP provient directement de la région États-Unis. Les données d'agrégation sont fournies à l'ANNEXE 7.

Tableau 4-2: Émissions de gaz à effet de serre(en kg CO<sub>2</sub> éq ) pour les deux scenarios par base de données

Émissions de GES en kg CO <sub>2</sub> éq	EXIOBASE	Open I/O
<b>Scénario</b>	$8,14 \cdot 10^{12}$	$1,63 \cdot 10^{13}$
<b>biocarburants</b>		
<b>Scénario de base</b>	$8,16 \cdot 10^{12}$	$1,63 \cdot 10^{13}$
<b>Différence totale</b>	$-2,54 \cdot 10^{10}$	$-6,00 \cdot 10^9$
<i>pourcentage des Industries Énergivores</i>	45%	64%

Le tableau 4-2 présente les résultats obtenus pour les émissions de GES pour chacun des scénarios avec EXIOBASE et Open I/O. Les émissions évitées par l'augmentation du pourcentages de biocarburants n'ont pas été calculées dans Open I/O, elles ne sont pas représentées ici. Il est à noter que si certaines différences subsistent, les ordres de grandeur restent les mêmes pour les deux méthodes de couplage. Le pourcentage d'émissions due aux industries consommant de l'énergie de manière intensive est notamment presque le même dans les deux cas. Cependant Open I/O présente des impacts supérieurs à EXIOABASE : cette différence pourrait venir du fait qu'un plus grand nombre de secteurs est représenté dans Open I/O (430 contre 129 pour Exiobase) Ce calcul réalisé avec Open I/O permet donc d'obtenir une validation indirecte de la méthode utilisée dans cette étude pour les États-Unis.

#### 4.3.2 Le problème de la surestimation des vecteurs d'émissions dans EXIOBASE : Le cas particulier de la Chine

La figure 4-4 présente le total des émissions pour le scénario biocarburants pour l'ensemble des régions. Le cas de la région de la Chine interpelle particulièrement car les

émissions de GES dans cette région sont largement supérieurs à ceux des États-Unis et de l’Union Européenne, deux régions pourtant responsables de près de 40 % du PIB mondial et donc logiquement des impacts environnementaux associés à cette puissance économique (The World Bank, 2013). Le tableau 4-3 présente les données économiques de production brute et permet de montrer que la Chine présente une variation de sa production industrielle inférieure à celles des États-Unis, de l’Europe.

La raison de cette anomalie est donc à chercher du côté du couplage ou des facteurs d’émissions environnementales d’EXIOBASE. Une rapide analyse permet de montrer que les émissions sont disproportionnées pour le secteur particulier des “autres industries et services”. La raison donnée par les développeurs d’EXIOBASE est que certains pays parmi les moins développés ont un taux d’activité particulièrement bas dans ce secteur. Les émissions qui lui sont associées sont donc entachées de beaucoup d’incertitudes et sont presque toujours surestimées. Il est donc possible de voir apparaître des émissions de GES aussi disproportionnées pour certains pays en voie de développement qui sont directement stimulés par les sollicitations économiques des États-Unis et de l’Union Européenne.

Ces résultats soulignent l’incertitude sur les données d’émissions et de ressources qui affecte les extensions environnementales d’EXIOBASE particulièrement en ce qui concerne les pays peu développés.

Tableau 4-3: Production brute industrielle en 2020 donnée par GTAP pour quelques régions

Production brute par région	États-Unis	Europe	Chine
Millions de dollar US	2,13 $10^7$	1,81 $10^7$	1.15. $10^7$

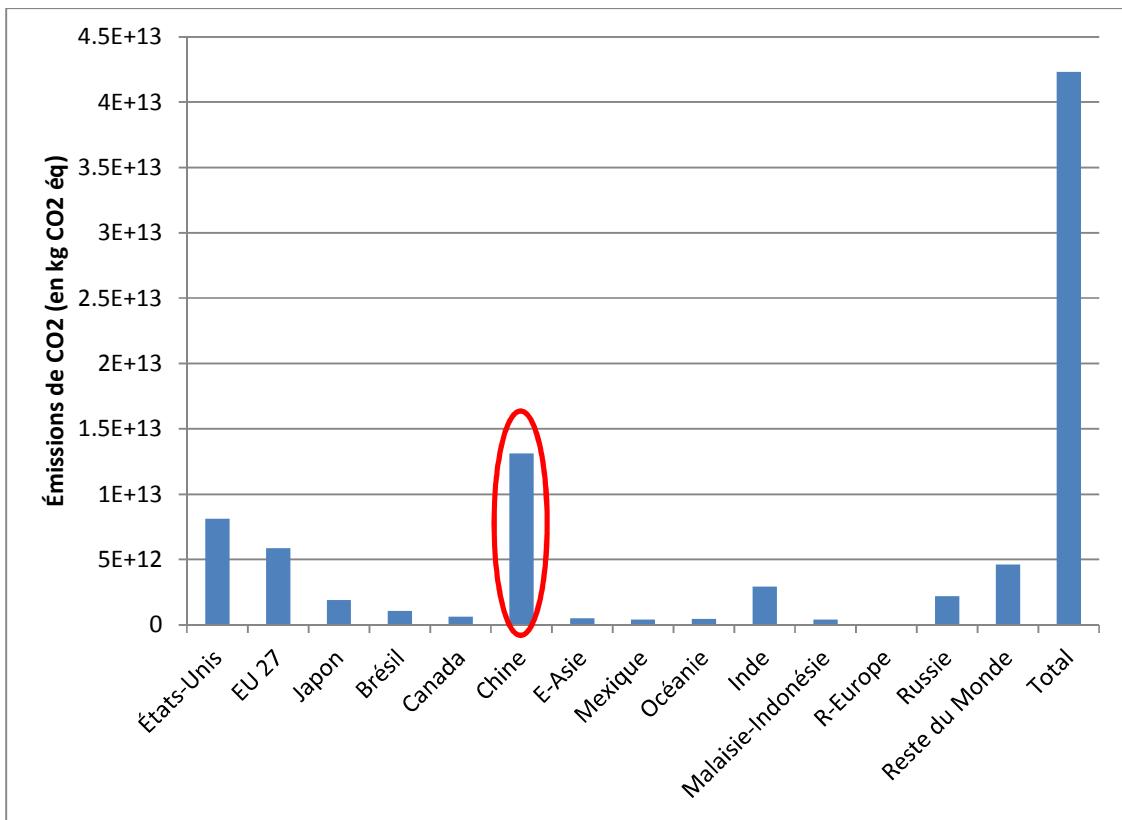


Figure 4-4: Total des émissions de CO<sub>2</sub> pour le scénario biocarburants

#### 4.4 Le couplage entre GTAP et EXIOBASE : un modèle à améliorer

Le couplage entre les données économiques de GTAP et les données environnementales d'EXIOBASE permet d'obtenir des résultats d'impacts pour chaque région modélisée et pour un grand nombre de secteurs économiques. Cependant le fait que GTAP-BYP possède largement moins de secteurs d'activité qu'EXIOBASE est un paramètre limitant dans notre étude. Le secteur "autres industries et services" concerne notamment près de 50 secteurs d'EXIOBASE, ce qui explique son importance lors de l'évaluation des impacts. Afin d'obtenir des données plus raffinées, il serait nécessaire de désagréger davantage GTAP pour obtenir un plus grand nombre de secteurs disponible. Cela pourrait être réalisable avec le logiciel Splitt Agg et la base de données TASTE disponibles tous deux sur le site internet de GTAP (Purdue University, 2013).

Le couplage est également imparfait au niveau géographique : en effet certains pays dans EXIOBASE ne sont pas modélisés et apparaissent donc uniquement sous l'appellation Reste du

Monde : or cette région ne prend pas exactement en compte les spécificités de chaque pays. Il serait alors intéressant de rassembler des données plus précises sur les émissions de ces pays au moyen d'une base de données différente. Cependant le problème se poserait alors concernant l'homogénéité des bases de données utilisées. Il faudrait s'assurer que la même méthodologie a été utilisée pour compiler les tables I/O et qu'elles couvrent bien les mêmes secteurs d'activité et présentent un nombre commun de polluants émis et de ressources consommées. De la même manière certaines régions comme l'Australie ont été utilisées pour réaliser l'approximation de régions plus importantes sur lesquelles n'existaient pas de données précises. Même si ces régions ne disposent pas d'un grand poids, économiquement parlant, il serait intéressant d'évaluer les conséquences de cette approximation.

## 4.5 L'incertitude liée aux résultats de l'utilisation des terres

Le couplage des données sur le changement d'utilisation des terres de GTAP avec les facteurs du GIEC a permis de calculer les émissions de GES dues aux transitions d'usage des terres. Toutefois ces résultats ne représentent pas l'étendue des impacts causés. Par ailleurs ces résultats sont accompagnés d'une grande incertitude tant au niveau de GTAP que des facteurs du GIEC.

Tout d'abord, le modèle GTAP présente des lacunes au niveau de la modélisation des terres. Si certaines bases de données parmi les plus récentes de GTAP prennent en compte conversion d'écosystèmes naturels en terre utilisable pour les activités humaines (Baldos & Hertel, 2012) ce n'est pas le cas de la version GTAP-BYP. Cependant ces écosystèmes naturels sont eux aussi touchés par les politiques de biocarburants. Cette exclusion de certains types de terres peut donc mener à une sous-estimation des impacts.

D'autre part, les simulations de GTAP ont été réalisées en partant d'une situation de départ et en donnant ensuite les variations entraînées par le changement voulu par l'utilisateur. Les données représentées sont donc des photographies figées. Or pour prendre en compte la totalité des changements d'utilisation des terres, il faut prendre en compte les émissions de GES relâchées par les sols organiques. Mais, ces émissions ne s'obtiennent qu'une fois le changement

établi en prenant en compte les variations annuelles inhérentes à la nature du sol après la modification. Cela inclut donc une paramétrisation dynamique de ces facteurs d'émissions dans les sols organiques réalisée après la perturbation survenue. Or cette modélisation est encore trop généralement incertaine pour être considérée dans cette étude.

De plus dans cette étude tous les impacts des changements d'utilisation des terres ont été attribués aux changements survenant au sein de l'économie (et en particuliers à la politique de biocarburants dans le scénario biocarburants). Cependant une fois qu'une terre a été convertie pour un nouvel usage, elle peut continuer à être utilisée pendant des années pour cet usage. L'impact des changements d'utilisation des terres sera donc amorti normalement sur plusieurs années. Or cette réalité n'a pas du tout été prise en compte lors de cette étude. Il conviendrait donc de réaliser une modélisation des impacts dus aux changements d'utilisation des terres en fonction du temps.

Enfin les données du GIEC utilisées sont des données moyennes obtenues à partir d'équations mathématiques et non d'expérimentations. De plus elles sont définies de manière à répondre aux calculs les plus globaux possibles. Or le changement d'utilisation des terres requiert des données régionales, car les types de cultures varient entre les différentes régions dans des proportions qui dépassent les types de climat et d'humidité proposés par le GIEC (Penman et al., 2003). Afin de vérifier les données, différents facteurs de comptabilisation peuvent être pris en compte : comme c'est le cas dans l'étude de Plevin (2010). Celui-ci a déterminé les facteurs de conversion des forêts et prairies en culture pour la production de bioéthanol à base de maïs sur le territoire des États-Unis. Ils sont donc moins exhaustifs que les facteurs du GIEC qui eux présentent des données pour les terres transformées également en prairies et en forêts.

La figure 4-5 présente la comparaison des émissions de CO<sub>2</sub> pour les terres transformées en culture dans le secteur des États-Unis obtenus avec différents facteurs. Les résultats montrent que si les facteurs du GIEC se situent dans la moyenne de variation de Plevin, il existe toutefois un ordre de grandeur entre les valeurs les plus faibles et les plus élevées. Les changements d'utilisation des terres peuvent donc varier grandement selon les paramètres utilisés.

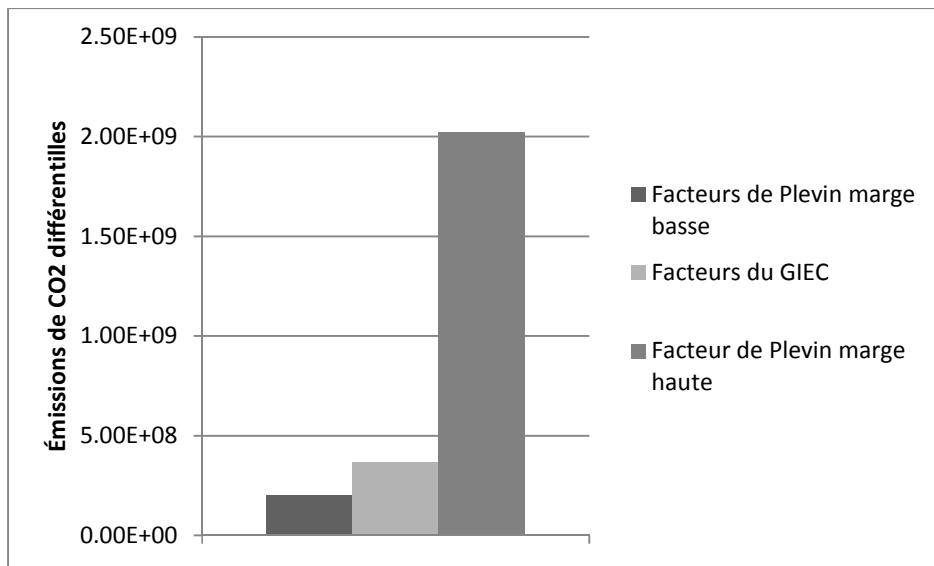


Figure 4-5: Comparaison des facteurs d'émissions de changements d'utilisation des terres

Cette comparaison ne remet pas en cause les résultats de l'étude car les impacts dus aux changements d'utilisation des terres sont près de 10 fois moins importants que les impacts dus aux industries. Or, il n'y a qu'un facteur 6 entre les facteurs utilisés par le GIEC et les facteurs de Plevin. Cependant cette comparaison permet de mettre en évidence l'incertitude manifeste qui pèse sur les données d'utilisation des terres.

## CHAPITRE 5 RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES

Ce chapitre présente les différentes améliorations qui pourraient être réalisées dans le but d'améliorer la méthode développée dans cette étude.

### 5.1 La confrontation du modèle avec les résultats passés

Pour vérifier la robustesse du modèle et surtout du couplage réalisé, il serait intéressant par la suite de confronter les résultats obtenus avec la tendance observable actuellement de l'augmentation des émissions de GES. Les séries de données du passé seraient ainsi des pistes intéressantes à exploiter afin de vérifier la concordance de la réalité avec le modèle de GTAP.

Il serait ainsi pertinent de définir des scénarios décrivant exactement l'année en cours de l'étude afin de voir si les simulations économiques de GTAP-BYP (dont l'année de départ est l'an 2006) sont cohérentes avec la réalité actuelle. Les émissions de GES obtenues à l'aide du couplage pourraient être ensuite comparées à celles mesurées lors de l'année en cours.

La compatibilité du modèle avec la réalité pourrait donc être vérifiée à la fois au niveau des paramètres économiques mais également au niveau des extensions environnementales.

### 5.2 De nouveaux couplages possibles

Au cours de ce projet deux couplages ont été définis : le couplage entre Open I/O et GTAP et le couplage entre EXIOBASE et GTAP. Les résultats similaires obtenus pour la même région lors de ces deux couplages montrent que la combinaison entre les données économiques de GTAP-BYP et les extensions environnementales d'une base I/O n'est pas limitée par des spécificités particulières à EXIOBASE.

Les résultats de l'analyse de sensibilité (voir ANNEXE 8) soulignent de plus la robustesse de GTAP lorsque les paramètres économiques initiaux varient.

Dans le futur, il serait alors possible de réaliser un couplage de GTAP avec une autre base I/O en vue d'obtenir des résultats plus précis concernant certaines régions du monde ou certains secteurs de GTAP. Par exemple la fabrication du bioéthanol qui est déterminée dans GTAP mais

pour l'instant non modélisée par la base I/O car issue de développements technologiques trop récents.

### **5.3 L'utilisation d'une nouvelle méthode d'impact régionalisée**

Dans ce projet la caractérisation des impacts ne fait pas de différences entre les régions du monde. En d'autres termes, une émission provenant des États-Unis aura le même impact qu'une émission provenant d'Inde. Cependant dans la réalité les impacts environnementaux observés dépendent fortement du lieu d'émission pour certaines catégories d'impact notamment pour l'acidification (Roy, Deschenes, & Margni, 2012) et l'eutrophisation (Helmes, Huijbregts, Henderson, & Jolliet, 2012) mais pas pour les émissions de GES. La nouvelle méthode d'impact développée récemment par le CIRAI, IMPACT world+, permet de prendre en compte les spécificités régionales des émissions. Il serait alors pertinent d'utiliser cette méthode d'évaluation des impacts dans le but d'obtenir des résultats plus précis en ACV-M. Le même constat avait été fait par Dandres et al. (2012) lorsque le modèle GTAP était couplé à la base de données d'inventaire ecoinvent.

### **5.4 Les variations de la matrice économique**

Le modèle GTAP permet de générer une nouvelle matrice économique A en fonction des variations apportées à l'économie par chaque scénario. Cette matrice est calculée à chaque fois que GTAP effectue une simulation. Le couplage s'effectue ensuite en combinant les données de la matrice environnementale B sur le produit de la matrice A.

Cependant cette solution n'est pas optimale car elle suppose que la matrice B ne varie qu'une fois la matrice A déterminée alors qu'en réalité les deux changent de concert. Une solution envisagée serait de découper la période de temps étudiée (2006-2020 pour l'étude de cas) en plusieurs intervalles de temps et d'effectuer des simulations dans l'ordre chronologique avec le modèle GTAP pour chaque intervalle tout en réutilisant les données de la simulation précédente (hormis pour le premier intervalle). De cette façon, les changements des matrices A et B seraient définis pour chaque intervalle permettant ainsi une visualisation des changements sur l'ensemble de la période étudiée.

L'avantage de cette technique est qu'elle permettrait d'appliquer à la matrice économique A différentes méthodes traditionnellement utilisée en analyse I/O telle que les analyses de structures ou la décomposition en plusieurs éléments.(Majeau-Bettez, Strmman, & Hertwich, 2011) Ces techniques permettraient alors de mieux saisir les transactions monétaires modélisées et surtout de lier directement les émissions environnementales aux variations des secteurs économiques sur une base dynamique ce qui diminuerait l'incertitude inhérente au couplage entre les extensions environnementales et les variations de la valeur de la production.

## **5.5 Vers l'ACV hybride**

Depuis plusieurs années, de nombreux auteurs de la communauté I/O (Kytzia, 2009; Lenzen, 2000; Majeau-Bettez et al., 2011; Sangwon Suh, 2003) se sont penchés sur la question de différences entre l'analyse processus et l'analyse I/O. En effet, ces deux méthodes peuvent être vues comme complémentaires : l'analyse processus fournit ainsi des données sur des procédés industriels d'une grande précision, tandis que l'analyse I/O permet d'obtenir des données sur l'ensemble d'un secteur industriel.

Dans ces conditions, une nouvelle méthode ACV a été proposée qui rassemble la précision de l'analyse processus avec l'exhaustivité des bases I/O : l'analyse hybride (S. Suh et al., 2004). Cette analyse est particulièrement difficile à mettre en place, car elle suppose de retrancher certaines parties au sein des secteurs économiques des bases I/O pour y insérer des processus plus détaillés afin d'éviter le double comptage. Elle nécessite donc une connaissance globale de l'économie de la région ainsi que des relations monétaires unissant les secteurs économiques touchés. Cependant elle permet ensuite d'obtenir une plus grande précision au niveau de l'inventaire des substances émises dans l'environnement et des ressources consommées car tous les procédés connus sont supposés être modélisés sans rencontrer le problème des frontières du système.

Dans cette étude l'analyse hybride pourrait s'effectuer en partant du couplage GTAP-ecoinvent effectué par Dandres et al (2011) et en appliquant la méthode de couplage développée ici. Cependant les analyses hybrides s'effectuent en général sur des procédés industriels de faible ampleur (Wiedmann et al., 2011). Une analyse hybride sur une économie d'une région entière n'a pour l'instant jamais été tentée. Le défi majeur rencontré serait alors de parvenir à identifier les

procédés détaillés prioritaires sur l'ensemble de l'économie. Cependant ces procédés peuvent varier selon la perturbation initiale annoncée.

## CHAPITRE 6 CONCLUSION

Au cours cette étude, les conséquences environnementales de politiques concernant l'augmentation du pourcentage de biocarburants dans les transports pour les États-Unis et l'Union Européenne ont été modélisées.

Ce projet a ainsi permis de montrer que ces politiques qui ont été conçues pour réduire les impacts causés par l'homme sur l'environnement n'obtiennent pas les résultats escomptés. En effet l'objectif premier de ces politiques est de réduire les émissions de GES dans l'atmosphère par le biais d'une réduction de la consommation de carburant fossile obtenue grâce à une augmentation du pourcentage des biocarburants dans le secteur des transports. Si seuls les impacts provenant des secteurs industriels et privés sont pris en compte, il apparaît que l'utilisation des biocarburants présente une meilleure performance environnementale que le statut quo. Cependant l'utilisation des biocarburants cause au final plus d'émissions de GES lorsque les changements d'utilisation des terres sont considérés. La politique de biocarburants étudiée échoue donc à cause des changements d'utilisation des terres causés par la production des biocarburants.

En ce qui concerne les autres catégories d'impacts environnementaux, l'utilisation de biocarburants aurait plus d'impacts que le statu quo sur les catégories d'acidification, de formation d'ozone photochimique et d'eutrophisation. Il est cependant à noter que la différence entre les deux politiques étudiées reste minime si on la compare aux impacts causés par la croissance à la fois économique et démographique à l'horizon 2020.

De plus cette étude inclus dans ses travaux de recherche, le calcul des changements d'utilisation des terres. Ce calcul a été réalisé au moyen des données fournies à la fois par le modèle économique et par un panel intergouvernemental spécialisé dans l'étude des changements climatiques. Ces modélisations du changement d'utilisation des terres permettent d'obtenir un aperçu des impacts dus à l'augmentation des biocarburants sur les zones agricoles et forestière. La division en plusieurs types de terres (cultures céralières sucrières et oléagineuses, autres types de cultures, pâturages et forêts) permet de repérer les zones les plus touchées par les politiques de biocarburants.

Les développements méthodologiques réalisés au cours de ce projet illustrent la pertinence du couplage d'un modèle d'équilibre général avec les extensions environnementales d'une table I/O. L'utilisation du modèle économique permet de générer des tables I/O intégrant les relations économiques futures. La table I/O apporte, quant à elle, les extensions environnementales nécessaires au calcul des impacts tout en étant basée sur des données monétaires plutôt que des données physiques : le couplage entre les deux entités en est d'autant plus facilité.

L'originalité de cette étude vient également de l'utilisation d'une table I/O rassemblant des extensions environnementales au niveau mondial. Cela permet de souligner l'importance de la prise au compte des impacts au niveau international même lorsqu'il s'agit de politiques nationales. Les impacts sont en effet répercutés vers tous les acteurs de l'économie.

Cette étude se distingue également par la modélisation de certains changements technologiques à travers la modification des facteurs d'émissions de GES des industries et des particuliers pour le scénario des biocarburants.. Cette modélisation permet de visualiser les impacts aussi bien directs (provenant de l'introduction des biocarburants dans l'alimentation des moteurs) qu'indirects (provenant des répercussions de ce changement sur toute l'économie).

Par ailleurs, les possibilités du modèle économique GTAP-BYP ont été explorées avec l'ajout de la modélisation de la demande en viande pour les pays contribuant le plus à l'économie mondiale. Les résultats obtenus pour cette modélisation soulignent l'importance de l'augmentation de la demande en viande sur les changements d'utilisation des terres et des émissions de GES subséquentes. Les pâturages seraient en effet particulièrement affectés par une augmentation de la demande en viande.

Pour des systèmes de grande envergure, le couplage GTAP-EXIOBASE permet donc de fournir des impacts environnementaux de tous les secteurs économiques d'un pays ou d'une région. L'intégration du changement d'utilisation des terres au sein du modèle permet d'apporter une meilleure exhaustivité concernant les résultats des études de produits agrosourcés. Même si quelques incertitudes subsistent, le couplage réalisé ici doit être vu comme un outil visant à une meilleure compréhension des impacts environnementaux qui peuvent être entraînés par des mécanismes économiques complexes

## BIBLIOGRAPHIE :

- Ardent, F., Beccali, M., & Cellura, M. (2009). Application of the IO Methodology to the Energy and Environmental Analysis of a Regional Context
- Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. In S. Suh (Ed.), (Vol. 23, pp. 435-457): Springer Netherlands.
- Arto, I., Genty, A., Rueda- Cantuche, J., Villanueva, A., & Andreoni, V. (2012). Global resources use and pollution volume 1/production, comsumption and trade (1995-2008). *JRC scientific and policy reports*. doi: <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC71919.pdf#page=158>
- Baldos, U., & Hertel, T. W. (2012). Developement of a GTAP 8 land use and Land Cover Data Base for years 2004 and 2007 *GTAP research memorandum*
- Ballerini, D., & Alazard-Toux, N. (2006). *Les biocarburants : état des lieux, perspectives et enjeux du développement*. Paris: Éditions Technip.
- Bank, W. (2012). Household final consumption expenditures. Retrieved 06/18, 2013, from <http://data.worldbank.org/indicator/NE.CON.PRVT.CD>
- Benoist, A., Dron, D., & Zoughaib, A. (2012). Origins of the debate on the life-cycle greenhouse gas emissions and energy consumption of first-generation biofuels – A sensitivity analysis approach. *Biomass and Bioenergy*, 40(0), 133-142. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.02.011>
- Birur, D. K., Hertel, T. W., & Tyner, W. E. (2008). *Impact of biofuel production on World Agricultural Markets:A computable general equilibrium analysis*. Paper presented at the Tenth annual conference on global Economic Analysis, Purdue university.
- Bosello, F., Nicholls, R. J., Richards, J., Roson, R., & Tol, R. S. J. (2012). Economic impacts of climate change in Europe: Sea-level rise. *Climatic Change*, 112(1), 63-81. doi: 10.1007/s10584-011-0340-1
- Bureau of Economic Analysis. (2012). Input Output accounts data. Retrieved 25/06, 2013, from [http://www.bea.gov/industry/io\\_annual.htm](http://www.bea.gov/industry/io_annual.htm)
- Cellura, M., Di Gangi, A., Longo, S., & Orioli, A. (2013). An Italian input–output model for the assessment of energy and environmental benefits arising from retrofit actions of buildings. *Energy and Buildings*, 62(0), 97-106. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.02.056>
- Cherubini, F., Bird, N. D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., & Woess-Gallasch, S. (2009). Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(8), 434-447. doi: 10.1016/j.resconrec.2009.03.013

- Cherubini, F., & Strømman, A. H. (2011). Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges. *Bioresource Technology*, 102(2), 437-451. doi: 10.1016/j.biortech.2010.08.010
- Ciais, P., Cramer, W., Jarvis, P., Kheshgi, H., Nobre, C., Semenov, S., & Steffen, W. (2000). The influence of land use on greenhouse gas sources and sinks. In R. Watson, I. Noble, N. Ravindranath, D. Verardo, B. Bolin & D. Dokken (Eds.), *Land Use, Land-Use Change and Forestry* (p. 375): Cambridge University Press.
- Cox, R. W. (2011). *Open IO: Developing a Transparent, Fully Accessible Economic Input-Output Life Cycle Assessment Database*. Paper presented at the The Sustainability Consortium.
- Dalgaard, R., Schmidt, J. H., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. A. (2008). LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 15.
- Dandres, T. (2012). *Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie conséquentielle prospective macroscopique : évaluation d'une politique de bioénergie dans l'union européenne à l'horizon 2025*.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2011). Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3121-3132.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2012a). Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005-2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(2), 1180-1192.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2012b). Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(2), 1180-1192. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.11.003>
- Davis, S. C., Anderson-Teixeira, K. J., & DeLucia, E. H. (2009). Life-cycle analysis and the ecology of biofuels. *Trends in Plant Science*, 14(3), 140-146. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tplants.2008.12.006>
- De Koning, A., heijungs, R., & Tukker, A. (2011). Exiopol: A new environmental accounting framework unsing externality data and input/output tools for policy analysis.
- Duchin, F. (2009). Input-Output Economics and Material Flows
- Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. In S. Suh (Ed.), (Vol. 23, pp. 23-41): Springer Netherlands.
- Egilmez, G., Kucukvar, M., & Tatari, O. (2013). Sustainability assessment of U.S. manufacturing sectors: An economic input output-based frontier approach. *Journal of Cleaner Production*, 53, 91-102. doi: 10.1016/j.jclepro.2013.03.037
- Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171.

- Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 11.
- European Commision. (2012). Les objectifs d' Europe 2020. Retrieved 29/10, 2013, from [http://ec.europa.eu/europe2020/europe-2020-in-a-nutshell/targets/index\\_fr.htm](http://ec.europa.eu/europe2020/europe-2020-in-a-nutshell/targets/index_fr.htm)
- EUROSTAT. (2005). National Accounting Matrix with Environmental Accounts (NAMEA). In E. Commision (Ed.).
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 319(5867), 1235-1238. doi: 10.1126/science.1152747
- Ferrão, P., & Nhambiu, J. (2009). A Comparison Between Conventional LCA and Hybrid EIO-LCA: Analyzing Crystal Giftware Contribution to Global Warming Potential
- Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. In S. Suh (Ed.), (Vol. 23, pp. 219-230): Springer Netherlands.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2011). FAOSTAT. FAOSTAT <http://faostat.fao.org>
- Fouré, J., Benassy-Quere, A., & Fontagne, L. (2012). The Great Shift: Macroeconomic projections for the world economy at the 2050 horizon. In CEPII (Ed.), *CEPII Working paper 2012-03*.
- Frischknecht, R., & Rebitzer, G. (2005). The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production*, 13(13-14), 1337-1343.
- Gaudreault, C., Samson, R., & Stuart, P. (2010). Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 198-211. doi: 10.1007/s11367-009-0125-1
- Gehlhar, M., Wang, Z., & Yao, S. (2008). Reconciling Merchandise Trade DataGTAP 8 database documentation.
- Goedkoop, M. J., Heijungs, R., Huijbregts, M. A., Schryver, A. D., Struijs, J., & Zelm, R. V. (2008). A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level *First edition Report I: Characterisation*.
- González-García, S., García-Rey, D., & Hospido, A. (2012). Environmental life cycle assessment for rapeseed-derived biodiesel. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-16. doi: 10.1007/s11367-012-0444-5
- Guinee, J. B., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., . . . Huijbregts, M. A. J. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*.
- Haarlemmer, G., Boissonnet, G., Imbach, J., Setier, P.-A., & Peduzzi, E. (2012). Second generation BtL type biofuels - a production cost analysis. [10.1039/C2EE21750C]. *Energy & Environmental Science*, 5(9), 8445-8456. doi: 10.1039/c2ee21750c
- Heijungs, R., de Koning, A., Suh, S., & Huppes, G. (2006). Toward an Information Tool for Integrated Product Policy: Requirements for Data and Computation. *Journal of Industrial Ecology*, 10(3), 147-158. doi: 10.1162/jiec.2006.10.3.147

- Helmes, R. K., Huijbregts, M. J., Henderson, A., & Jolliet, O. (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(5), 646-654. doi: 10.1007/s11367-012-0382-2
- Hendrickson, C. T., Lave, L. B., Matthews, H. S., & ebrary Inc. (2006). *Environmental life cycle assessment of goods and services an input-output approach*. Washington, DC: Resources for the Future.
- Hertel, T. W. (1997). *Global Trade Analysis - Modeling and Applications*: Cambridge University Press.
- Hertel, T. W., Golub, A. A., Jones, A. D., O'Hare, M., Plevin, R. J., & Kammen, D. M. (2010). Effects of US Maize Ethanol on Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions: Estimating Market-mediated Responses. *BioScience*, 60(3), 223-231. doi: doi:10.1525/bio.2010.60.3.8
- Horvath, A., & Hendrickson, C. (1998). Comparison of environmental implications of asphalt and steel-reinforced concrete pavements. *Transportation Research Record*(1626), 105-113.
- Hu, Z., Pu, G., Fang, F., & Wang, C. (2004). Economics, environment, and energy life cycle assessment of automobiles fueled by bio-ethanol blends in China. *Renewable Energy*, 29(14), 2183-2192. doi: 10.1016/j.renene.2004.03.014
- Huff, K., McDougall, R., & Walmsley, T. L. (2000). Contributing Input-Output tables to the GTAP database. In GTAP (Ed.), (Vol. 1): GTAP.
- Humpenöder, F., Schaldach, R., Cikovani, Y., & Schebek, L. (2013). Effects of land-use change on the carbon balance of 1st generation biofuels: An analysis for the European Union combining spatial modeling and LCA. *Biomass and Bioenergy*, 56(0), 166-178. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.003>
- Huppes, G., De Koning, A., Suh, S., Heijungs, R., Van Oers, L., Nielsen, P., & Guinee, J. B. (2006). Environmental impacts of consumption in the European Union: High-resolution input-output tables with detailed environmental extensions. *Journal of Industrial Ecology*, 10(3), 129-146. doi: 10.1162/jiec.2006.10.3.129
- Hussein, Z. K., & Aguiar, H. A. (2008). Macro-economic dataGTAP 8 database documentation (pp. 1-11).
- Inter-Secretariat Working Group on National Accounts. (1993). Supply and use tablesSystem of national accounts (pp. 444-474).
- International Energy Agency. (2011). Technology roadmap: biofuels for transport
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. K. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 7.
- Joshi, S. (1999). Product Environmental Life-Cycle Assessment Using Input-Output Techniques. *Journal of Industrial Ecology*, 3(2-3), 95-120. doi: 10.1162/108819899569449

- Junnila, S. I. (2006). Empirical comparison of process and economic input-output life cycle assessment in service industries. *Environ Sci Technol*, 40(22), 7070-7076.
- Keeney, R., & Hertel, T. W. (2008). The Indirect Land Use Impacts of U.S. Biofuel Policies: The Importance of Acreage, Yield, and Bilateral Trade Responses: Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.
- Kendall, A., & Chang, B. (2009). Estimating life cycle greenhouse gas emissions from corn-ethanol: a critical review of current U.S. practices. *Journal of Cleaner Production*, 17(13), 1175-1182.
- Kytsia, S. (2009). An Input-Output Framework to Enhance Consistency in Hybrid Modeling Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. In S. Suh (Ed.), (Vol. 23, pp. 99-121): Springer Netherlands.
- 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. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0973-0826\(08\)60536-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0973-0826(08)60536-0)
- Lee, H.-L., Hertel, T. W., Sohngen, B., & Ramankutty, N. (2005). Towards An Integrated Land Use Data Base for Assessing the Potential for Greenhouse Gas Mitigation (p. 83): Global Trade Analysis Project (GTAP).
- Lenzen, M. (2000). Errors in Conventional and Input-Output-based Life-Cycle Inventories. *Journal of Industrial Ecology*, 4(4), 127-148. doi: 10.1162/10881980052541981
- Lenzen, M., Kanemoto, K., Moran, D., & Geschke, A. (2012). Mapping the Structure of the World Economy. *Environmental Science & Technology*, 46(15), 8374-8381. doi: 10.1021/es300171x
- Leontief, W. W. (1966). *Input-output economics*. New York: Oxford University Press.
- Lesage, P., Deschenes, L., & Samson, R. (2007). Evaluating holistic environmental consequences of brownfield management options using consequential life cycle assessment for different perspectives. *Environmental Management*, 40, 15.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2010). Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3169-3174. doi: 10.1021/es9030003
- Liang, S., Xu, M., & Zhang, T. (2013). Life cycle assessment of biodiesel production in China. *Bioresource Technology*, 129(0), 72-77. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.037>
- Lifset, R. (2009a). Industrial Ecology in the Age of Input-Output Analysis. In S. Suh (Ed.), *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology* (Vol. 23, pp. 3-21): Springer Netherlands.
- Lifset, R. (2009b). Industrial Ecology in the Age of Input-Output Analysis Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology. In S. Suh (Ed.), (Vol. 23, pp. 3-21): Springer Netherlands.

- Lloyd, S. M., Lave, L. B., & Matthews, H. S. (2005). Life cycle benefits of using nanotechnology to stabilize platinum-group metal particles in automotive catalysts. *Environmental Science and Technology*, 39(5), 1384-1392. doi: 10.1021/es049325w
- Lonza, L., Hass, H., Maas, H., Reid, A., & Rose, K. D. (2011). European renewable energy target in 2020: Analysis of scenario for transports. In E. Commision, I. f. Energy & Concawe (Eds.), *JEC Biofuels Programm* (Vol. 1, pp. 21, 29, 38).
- Luo, L., van der Voet, E., & Huppes, G. (2009). Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(6–7), 1613-1619. doi: 10.1016/j.rser.2008.09.024
- Majeau-Bettez, G., Strmman, A. H., & Hertwich, E. G. (2011). Evaluation of process- and input-output-based life cycle inventory data with regard to truncation and aggregation issues. *Environmental Science and Technology*, 45(23), 10170-10177. doi: 10.1021/es201308x
- Malmsheimer, R., Bowyer, J., Fried, J., Gee, E., Islar, R., Miner, R., . . . Stewart, W. C. (2011). Managing forests because carbon matters: Integrating energy, products, and land management policy. *Journal of Forestry*, 109, S7-S50.
- McDougall, R., kharitonov, V., & Aguiar, H. A. (2008). Government consumptionGTAP 8 database.
- Mousdale, D. M. (2010). *Introduction to biofuels*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Nansai, K. (2009). Environmental Input-Output Database Building in Japan. In S. Suh (Ed.), *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology* (Vol. 23, pp. 653-688): Springer Netherlands.
- Narayanan, B. G., Dimaranan, B. V., & McDougall, R. (2013). Guide to the GTAP DataBaseGTAP database documentation: GTAP. Retrieved from <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/5679.pdf>.
- Narayanan, B. G., Hertel, T. W., & Walmsley, T. L. (1996). Introduction to GTAP. In T. W. Hertel (Ed.), *Global Trade Analysis: modelling and applications*.
- Neuwahl, F., Löschel, A., Mongelli, I., & Delgado, L. (2008). Employment impacts of EU biofuels policy: Combining bottom-up technology information and sectoral market simulations in an input-output framework. *Ecological Economics*, 68(1-2), 447-460.
- Norihiko, Y., & Nadim, A. (2006). The OECD Input / Output database: 2006 edition. In T. a. I. Statistical Analysis of Science (Ed.): OECD.
- Norman, J., Charpentier, A. D., & MacLean, H. L. (2007). Economic input-output life-cycle assessment of trade between Canada and the United States. *Environ Sci Technol*, 41(5), 1523-1532.
- OCDE. (2011). ViandePerspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2011-2020. In OCDE (Series Ed.). Retrieved from <http://www.oecd.org/site/oecd-faoagriculturaloutlook/48206303.pdf>.

- Ochoa, L., Hendrickson, C., & Matthews, H. S. (2002). Economic input-output life-cycle assessment of U.S. residential buildings. *Journal of Infrastructure Systems*, 8(4), 132-138. doi: 10.1061/(asce)1076-0342(2002)8:4(132)
- OECD, & FAO. (2011). OECD FAO agricultural outlook 2011-2020. chapter 3: biofuels O. p. a. FAO (Ed.) doi:[http://dx.doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2011-en](http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2011-en)
- ISO14040, Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework (2006a).
- ISO14044: Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines (2006b).
- Pehnt, M., Oeser, M., & Swider, D. J. (2008). Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production in Germany. *Energy*, 33, 13.
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., . . . Wagner, F. (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. In T. I. P. o. C. Change (Ed.).
- Pesonen, H.-L., Ekvall, T., Fleischer, G., Huppes, G., Jahn, C., Klos, Z. S., . . . Wenzel, H. (2000). Framework for scenario developpment in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(1), 10.
- Plevin, R., Jones, A., Torn, M., & Gibbs, H. (2010). Greenhouse Gas Emissions from Biofuels' Indirect Land Use Change Are Uncertain but May Be Much Greater than Previously Estimated. *Environ. Sci. Technol.*, 1120.
- Plevin, R. J. (2008). *Analysis of GHG emissions from indirect land use change*. Paper presented at the Life Cycle Assessment VIII, Seattle, WA, USA.
- Purdue University. (2013). Global Trade Analysis Project. Retrieved 28/10, 2013, from <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/#7>
- Ramachandra, T. V. (2009). RIEP: Regional integrated energy plan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(2), 285-317.
- Roy, P.-O., Deschenes, L., & Margni, M. (2012). Life cycle impact assessment of terrestrial acidification: Modeling spatially explicit soil sensitivity at the global scale. *Environmental Science and Technology*, 46(15), 8270-8278. doi: 10.1021/es3013563
- Samir, K., Barakat, B., Goujon, A., Skirbekk, V., & Lutz, W. (2010). Projection of populations by level of educational attainment, age and sex for 120 countries for 2005-2050. *Demographic research*, 22(15), 383-472. doi: 10.4054/DemRes.2010.22.15
- Schmidt, J. H. (2008). System delimitation in agricultural consequential LCA. Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 15.
- Scott, S. A., Davey, M. P., Dennis, J. S., Horst, I., Howe, C. J., Lea-Smith, D. J., & Smith, A. G. (2010). Biodiesel from algae: Challenges and prospects. *Current Opinion in Biotechnology*, 21(3), 277-286. doi: 10.1016/j.copbio.2010.03.005

- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., . . . Yu, T.-H. (2008). Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319, 3.
- Searchinger, T. D., Hamburg, S. P., Melillo, J., Chameides, W., Havlik, P., Kammen, D. M., . . . David Tilman, G. (2009). Fixing a Critical Climate Accounting Error. *Science*, 326(5952), 527-528. doi: 10.1126/science.1178797
- Stephen, J. D., Mabee, W. E., & Saddler, J. N. (2012). Will second-generation ethanol be able to compete with first-generation ethanol? Opportunities for cost reduction. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 6(2), 159-176. doi: 10.1002/bbb.331
- Steynberg, A., & Dry, M. (2004). *Fischer-Tropsch technology*. Amsterdam ; Boston: Elsevier.
- Suh, S. (2002). *Gearing Input-Output Analysis to Environmental Systems Analysis :Integrated Hybrid Life Cycle Assessment*. Paper presented at the 14th International Conference on Input-Output Techniques, Université du Québec à Montréal, Canada.
- Suh, S. (2003). Input-output and hybrid life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(5), 257-257. doi: 10.1007/bf02978914
- Suh, S. (2005). Developing a sectoral environmental database for input-output analysis: the comprehensive environmental data archive of the US. *Economic Systems Research*, 17(4), 449-469. doi: 10.1080/09535310500284326
- Suh, S., & Huppes, G. (2002). Missing inventory estimation tool using extended input-output analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(3), 134-140. doi: 10.1007/bf02994047
- Suh, S., & Huppes, G. (2005). Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*, 13(7), 687-697. doi: 10.1016/j.jclepro.2003.04.001
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., . . . Moriguchi, Y. (2004). system boudaries selection in life-cycle inventories using hybrid approaches. *Environ. Sci. Technol.*, 38(3), 657.
- Suh, S., Lenzen, M., Treloar, G. J., Hondo, H., Horvath, A., Huppes, G., . . . Norris, G. (2004). System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science and Technology*, 38(3), 657-664.
- Taheripour, F., Hertel, T. W., & liu, J. (2011). *The role of irrigation in determining the global land use impact of biofuels*. Paper presented at the Agricultural and applied economics Association's AAEA and NAREA joint annual meeting, Pittsburgh.
- Taheripour, F., Hertel, T. W., & Tyner, W. E. (2010). Implication of the biofuels mandates for the global livestock industry: a computable general equilibrium. In GTAP (Ed.).
- Taheripour, F., Hertel, T. W., Tyner, W. E., & Birur, D. K. (2007). *Introducing liquid biofuels into the GTAP database*. Paper presented at the GTAP ressearch memorandum.
- Taheripour, F., & Tyner, W. E. (2011). *Introducing first and second generation biofuels into GTAP database version 7*. Paper presented at the GTAP research memorandum.

- The Sustainability Consortium. (2013). Open I/O beta 1.5. Retrieved 02/09, 2013, from <http://www.sustainabilityconsortium.org/open-io/>
- The World Bank. (2013). World Data Bank. Retrieved 2013/03/12
- Tillman, A.-M. (2000). Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 11.
- Timmer, M. (2012). The world Input/ Output database (WIOD): Contents, Sources and Methods. In E. Commision (Ed.).
- Tonini, D., & Astrup, T. (2012). LCA of biomass-based energy systems: A case study for Denmark. *Applied Energy*(0). doi: 10.1016/j.apenergy.2012.03.006
- Tonini, D., Hamelin, L., Wenzel, H., & Astrup, T. (2012). Bioenergy production from perennial energy crops: A consequential LCA of 12 bioenergy scenarios including land use changes. *Environmental Science and Technology*, 46(24), 13521-13530. doi: 10.1021/es3024435
- Tukker, A., Poliakov, e., Heijungs, R., Giljum, S., Hawkins, T., Neuwahl, F., . . . Bouvimeester, M. (2008). Towards a Global Multi-Regional Environmentally Extended Input-Output Database. In TNO (Ed.).
- Tyner, W. E., Taheripour, F., Zhuang, Q., Birur, D., & Baldos, U. (2010). *Land Use Changes and Consequent CO<sub>2</sub> Emissions Due to US Corn Ethanol Production: A Comprehensive Analysis*.
- US Energy Information Administration. (2012). Annual Energy Outlook 2012 , with projection to 2035. In U. E. I. Administration (Ed.), *Annual energy outlook* (p. 94).
- USEPA. (2012). Renewable Fuels Standard (RFS). from <http://www.epa.gov/otaq/fuels/renewablefuels/index.htm>
- Valenzuela, E., Anderson, K., & Hertel, T. W. (2008). Impacts of trade reform: sensitivity of model results to key assumptions. *International Economics and Economic Policy*, 4(4), 395-420.
- Vascon, S. (2011). Exiopol: a new environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis from <http://www.feem-project.net/exiopol/index.php>
- Wang, M., Saricks, C. L., Wu, M., & Loos, D. (1997). *Fuel-cycle fossil energy use and greenhouse gas emissions of fuel ethanol produced from US Midwest corn*: Illinois Department of Commerce and Community Affairs, Bureau of Energy and Recycling.
- Weidema, B. P. (2003). *Market information in life cycle assessment*. (863).
- Weidema, B. P., Frees, N., & Nielsen, A.-M. (1999). Marginal production technologies for life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(1), 9.
- Wiedmann, T. O., Suh, S., Feng, K., Lenzen, M., Acquaye, A., Scott, K., & Barrett, J. R. (2011). Application of hybrid life cycle approaches to emerging energy technologies - The case of wind power in the UK. *Environmental Science and Technology*, 45(13), 5900-5907. doi: 10.1021/es2007287

- Wixted, W., Yamano, Y., & Webb, C. (2006). Input-Output analysis in an increasingly globalised world:application of OCDE harmonised international tables. In OCDE (Ed.).
- World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). (2013). Issue brief: Biomass carbon neutrality. Geneva: World Business Council for Sustainable Development.
- Yang, Y., Bae, J., Kim, J., & Suh, S. (2012). Replacing Gasoline with Corn Ethanol Results in Significant Environmental Problem-Shifting. *Environmental Science & Technology*, 46(7), 3671-3678. doi: 10.1021/es203641p

**ANNEXE 1 – Couplage entre EXIOBASE et GTAP**

Régions dans GTAP	Régions dans EXIOBASE
États-Unis	États-Unis
Union Européenne 27	Austria, Belgium, Bulgaria, Cyprus, Czech Republic, Germany, Denmark, Estonia, Finland, France, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Lithuania, Luxembourg, Latvia, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Romania, Spain, Sweden, Slovenia, Slovakia, United Kingdom
Canada	Canada
Brésil	Brésil
Japon	Japon
Chine et Hong-Kong	Chine
Russie	Russie
Inde	Inde
E-Asie	Corée du sud, Taiwan
Malaisie-Indonésie	Indonésie
Rest de l'Europe	Suisse, Norvège
Océanie	Australie
Amérique centrale et Caraïbes	Mexique
Amérique du Sud,; Reste de l'Asie du Sud-Est; Reste d' Asie du Sud Autre Europe de l'Est; Reste de l'ex-Union soviétique, Afrique du Nord, Moyen-Orient et Afrique subsaharienne	Reste du monde

	<b>Industries dans EXIOBASE</b>	<b>Industries dans GTAP</b>	<b>Industries dans EXIOBASE</b>
Paddy Rice	Cultivation of paddy rice	Cr grains	Cultivation of cereal grains nec; Cultivation of vegetables, fruit, nuts
Wheat	Cultivation of wheat	Proc_Rice	Processed rice
Dairy_Farms	Raw milk	Proc_food	Processing of food products nec
Sugar-Crop	Cultivation of sugarcane, sugarbeet	Proc_feed	Manufacture of fish products
Oil seeds	Cultivation of oilseeds	Ruminant	Cattle farming, Pigs farming, Wool, Silk worm cocoons
Other Agri	Cultivation of plant based fibers, cultivation of crops nec	Non ruminant	Poultry farming, Meat animal nec, animal product nec
Processed_Dairy	Processing of dairy products	Soy bean	Processing of vegetable oils and fats
Processed_Non_Ruminant	Processing of: meat poultry, meat products nec	Processed_Ruminant	Processing of: meat cattle, meat pigs
Forestry	Forestry, logging and related service activities	Oil	Extraction of crude petroleum and services related to crude oil extraction, excluding surveying
Beverage_Sugar	Sugar refining; Manufacture of tobacco products; Manufacture of beverage	Coal	Mining of coal and lignite; extraction of peat

Other Primary Sectors	Fishing, operating of fish hatcheries and fish farms; service activities incidental to fishing; Mining of uranium and thorium ores; Mining of iron ores; Mining of copper ores and concentrates; Mining of nickel ores and concentrates; Mining of aluminium ores and concentrates; Mining of precious metal ores and concentrates; Mining of lead, zinc and tin ores and concentrates; Mining of other non-ferrous metal ores and concentrates; Quarrying of stone; Quarrying of sand and clay; Mining of chemical and fertilizer minerals, production of salt, other mining and quarrying n.e.c.	Oil-Products	Manufacture of coke oven products; Manufacture of motor spirit (gasoline); Manufacture of kerosene, including kerosene type jet fuel; Manufacture of gas oils; Manufacture of fuel oils n.e.c.; Manufacture of petroleum gases and other gaseous hydrocarbons, except natural gas; Manufacture of other petroleum products; Processing of nuclear fuel
Gas	Extraction of natural gas and services related to natural gas extraction, excluding surveying; Extraction, liquefaction, and regasification of other petroleum and gaseous materials; Manufacture of gas; distribution of gaseous fuels through mains	Electricity	Production of electricity by coal; Production of electricity by gas; Production of electricity by nuclear; Production of electricity by hydro; Production of electricity by wind; Production of electricity nec, including biomass and waste; Transmission of electricity; Distribution and trade of electricity

Energy Intensive industries	Manufacture of other non-metallic mineral products n.e.c.; Manufacture of basic iron and steel and of ferro-alloys and first products thereof; Precious metals production; Aluminium production; Lead, zinc and tin production; Copper production; Other non-ferrous metal production; Casting of metals; Manufacture of chemicals and chemical products	Other Industries and services	Manufacture of rubber and plastic products; Manufacture of glass and glass products; Manufacture of ceramic goods; Manufacture of bricks, tiles and construction products, in baked clay; Manufacture of cement, lime and plaster; Manufacture of fabricated metal products, except machinery and equipment ; Manufacture of machinery and equipment n.e.c. ; Manufacture of office machinery and computers; Manufacture of electrical machinery and apparatus n.e.c.; Manufacture of radio, television and communication equipment and apparatus; Manufacture of medical, precision and optical instruments, watches and clocks; Manufacture of motor vehicles, trailers and semi-trailers; Manufacture of other transport equipment; Manufacture of furniture; manufacturing n.e.c.; Recycling of metal waste and scrap; Recycling of non-metal waste and scrap; Construction; Sale, maintenance, repair of motor vehicles, motor vehicles parts, motorcycles, motor cycles parts and accessoires; Retail sale of automotive fuel; Wholesale trade and commission trade, except of motor vehicles and motorcycles; Retail trade, except of motor vehicles and motorcycles; repair of personal and household goods; Hotels and restaurants; Transport via railways; Other land transport; Transport via pipelines; Sea and coastal water transport; Inland water transport; Air transport; Supporting and auxiliary transport activities; activities of travel agencies; Post and telecommunications; Financial intermediation, except insurance and pension funding; Insurance and pension funding, except compulsory social security; Activities auxiliary to financial intermediation; Real estate activities; Renting of machinery and equipment without operator and of personal and household goods; Computer and related activities; Research and development; Other business activities
Non tradable services	Steam and hot water supply;Collection, purification and distribution of water;Public administration and defence; compulsory social security; Education; Health and social work; Collection and treatment of sewage; Collection of waste; Incineration of waste; Landfill of waste; Sanitation, remediation and similar activities; Activities of membership organisation n.e.c; Recreational, cultural and sporting activities; Other service activities; Private households with employed persons; Extra-territorial organizations and bodies		

## ANNEXE 2 – Données pour la consommation des ménages en 2006

Région	Consommation des ménages (en dollar US)
États-Unis	9,30.10 <sup>12</sup>
UE 27	8,47.10 <sup>12</sup>
Japon	2,52.10 <sup>12</sup>
Brésil	6,56.10 <sup>11</sup>
Canada	7,07.10 <sup>11</sup>
Chine	1,03.10 <sup>12</sup>
E-Asie	5,18.10 <sup>11</sup>
Mexique	6,16.10 <sup>11</sup>
Océanie	4,21.10 <sup>11</sup>
Inde	4,11.10 <sup>11</sup>
Malaisie-Indonésie	2,28.10 <sup>11</sup>
R-Europe	3,74.10 <sup>11</sup>
Russie	4,83.10 <sup>11</sup>
Reste du monde	2,42.10 <sup>12</sup>

## ANNEXE 3 – Données du GIEC pour le changement d'utilisation des terres

### a) Données pour le carbone stocké dans la biomasse

C <sub>0,b</sub> terres forestières	tonnes C.ha-1
forêts boréales	5,25
forêts tempérées	44,62
forêts tropicales humides	160
forêts tropicales sèches	35
forêts tropicales humides à saison sèche	86,31
C <sub>0,b</sub> Terres cultivées	
tempérées	63
tropicales sèches	9
tropicales humides	21
tropicales pluvieuses	50
boréales (valeur défaut)	5
C <sub>0,b</sub> Prairies	Tonnes

	C,ha <sup>-1</sup>
Boréales	0,85
Tempérées sèches	0,825
Tempérées pluvieuses	1,275
Tropicales sèches	1,15
Tropicales pluvieuses	3,1

C <sub>b</sub> , prairies	tonneC.ha <sup>-1</sup>
Prairies boréales sèches et pluvieuses	4,25
Prairies tempérées sèches	3,15
Prairies tempérées -pluvieuses	6,775
Prairies tropicales-sèches	4,35
Prairies tropicales-humides pluvieuses	8,05
C <sub>b</sub> , cultures	Tonnes C,ha <sup>-1</sup>
Cultures annuelles (boréales par défaut)	5
Cultures tempérées (tout régime hydrométrique)	2,1
Cultures tropicales sèches	1,8
Cultures tropicales humides	2,6
Cultures tropicales pluvieuses	10
C <sub>b</sub> terres forestières	Tonnes C,ha <sup>-1</sup>
forêts boréales	0,78
forêts tempérées	2,32
forêts tropicales humides	5,23
forêts tropicales sèches	1,64
forêts tropicales saison humide à saison sèche	2,94

b) Données pour le carbone stocké dans les sols minéraux

a) Terres transformées en forêt

Stock de référence	tonne de C.ha <sup>-1</sup>	(Co-Cmin)/stock s	s.u
boréale	68	culture tempérée sèche devient forêts	0,1226
tempérée sèche	44	culture tempérée pluvieuse devient forêt	0,2119
tempérée humide	91,5	culture tropicale sèche devient forêt	0,2617
tropicale sèche	38	culture tropicale pluvieuse devient forêt	0,3562
tropicale humide	65	prairie devient forêt	- 0,0767

tropicale pluvieuse	44
---------------------	----

a. Terres transformées en cultures

stock de référence	tonne de C.ha <sup>-1</sup>	(C0-Cmin)/stock	s.u
boréale	68	prairie devient culture tempérée sèche	-0,1993
tempérée sèche	44	prairie devient culture tempérée pluvieuse	-0,2886
tempérée humide	91,5	prairie devient culture tropicale sèche	-0,3384
tropicale sèche	38	prairie devient culture tropicale pluvieuse	-0,4329
tropicale humide	65	foret de vient culture tempérée sèche	-0,1226
tropicale pluvieuse	44	foret de vient culture tempérée pluvieuse	-0,2119
		foret de vient culture tropicale sèche	-0,2617
		foret de vient culture tropicale pluvieuse	-0,3562

b. Terres transformées en prairies

stock de référence	tonne de C,ha <sup>-1</sup>	(C0,min-Cmin)/stock	s,u
boréale	68	culture tempérée sèche devient prairie	0,1993
tempérée sèche	44	culture tempérée pluvieuse devient prairie	0,2886
tempérée humide	91,5	culture tropicale sèche devient prairie	0,3384
tropicale sèche	38	culture tropicale pluvieuse devient prairie	0,4329
tropicale humide	65	foret de vient prairie	0,0767
tropicale pluvieuse	44		

**ANNEXE 4– Volumes de production (en TJ) des différents carburants à l’horizon 2020 pour les États-Unis et L’UE 27**

Production en TJ à l'horizon 2020	États-Unis	UE 27
diesel	$4,05.10^6$	$9,80.10^6$
biodiesel	$1,50.10^5$	$1,10.10^6$
essence	$1,34.10^7$	$3,76.10^6$
bioéthanol	$1,63.10^6$	$5,34.10^5$

**ANNEXE 5 – Tableau d'augmentations des prix de quelques matières premières du scénario biocarburant par rapport au scénario de base**

Commodité niveau mondial	%d'augmentation avec viande	% d'augmentation sans viande
Riz	+2,5%	+3,7%
Céréales	+9,0%	+14,7%
Canne à sucre	+8,0%	+20,6%
Graines Oléagineuses	+10,4%	+40,8%
	+7,8%	+20,4%
Charbon	-0,6%	-2,6%
Pétrole	-7,3%	-3,4%

**ANNEXE 6 – Résultats complémentaires pour la demande en viande**

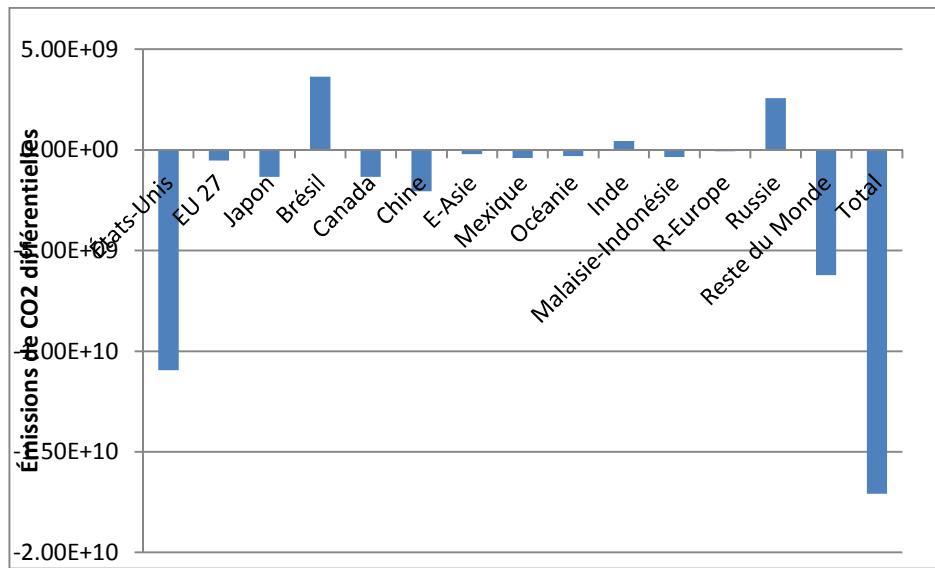


Figure 6-1: Émissions de CO<sub>2</sub>éq pour les industries avec la demande en viande modélisée

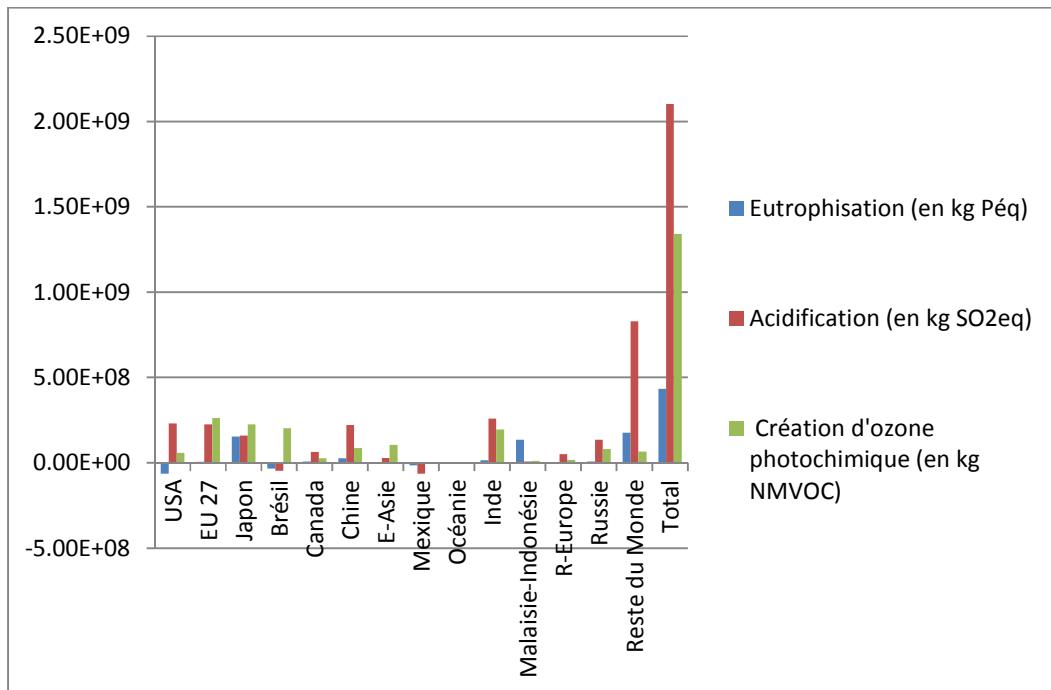


Figure 6-2: Résultats d'impacts dans la catégorie problème pour la demande en viande modélisée

## ANNEXE 7 – Couplage entre Open I/O et GTAP

Secteurs de GTAP	Secteurs d'Open I/O
Coarse grains (paddy rice, wheat, coarse grains)	Grain farming
Oil seeds	Oilseed farming
Sugar_Crop	Sugarcane and sugar beet farming Sugar cane mills and refining
OthAgri	Vegetable and melon farming Fruit farming Tree nut farming Greenhouse, nursery, and floriculture production Tobacco farming Cotton farming All other crop farming
Forestry	Logging

	Forest nurseries, forest products, and timber tracts
Dairy_Farms	Dairy cattle and milk production
Ruminant	Cattle ranching and farming
NonRuminant	Poultry and egg production Animal production, except cattle and poultry and eggs
Proc_Dairy	Fluid milk and butter manufacturing Cheese manufacturing Dry, condensed, and evaporated dairy product manufacturing
Proc_Rum	Animal (except poultry) slaughtering, rendering, and processing
proc_NonRum	Poultry processing
Soyibean	Soybean and other oilseed processing Fats and oils refining and blending
Bev_Sug	Soft drink and ice manufacturing Breweries Wineries Distilleries Tobacco product manufacturing
Proc_Food	Flour milling and malt manufacturing Wet corn milling Beet sugar manufacturing

	<p>Chocolate and confectionery manufacturing from cacao beans</p> <p>Confectionery manufacturing from purchased chocolate</p> <p>Nonchocolate confectionery manufacturing</p> <p>Frozen food manufacturing</p> <p>Fruit and vegetable canning, pickling, and drying</p> <p>Ice cream and frozen dessert manufacturing</p> <p>Seafood product preparation and packaging</p> <p>Bread and bakery product manufacturing</p> <p>Cookie, cracker, and pasta manufacturing</p> <p>Tortilla manufacturing</p> <p>Snack food manufacturing</p> <p>Coffee and tea manufacturing</p> <p>Flavoring syrup and concentrate manufacturing</p> <p>Seasoning and dressing manufacturing</p> <p>All other food manufacturing</p>
Proc_Feed	<p>Dog and cat food manufacturing</p> <p>Other animal food manufacturing</p>
OthPrimSect	<p>Fishing</p> <p>Hunting and trapping</p> <p>Support activities for agriculture and forestry</p> <p>Iron ore mining</p> <p>Copper, nickel, lead, and zinc mining</p> <p>Gold, silver, and other metal ore mining</p> <p>Stone mining and quarrying</p> <p>Sand, gravel, clay, and ceramic and refractory minerals mining and quarrying</p> <p>Other nonmetallic mineral mining and quarrying</p> <p>Drilling oil and gas wells</p> <p>Support activities for other mining</p>

Coal	Coal mining
Oil	Oil and gas extraction; Support activities for oil and gas operations
Gas	Natural gas distribution
Oil_Pcts	Petroleum refineries Asphalt paving mixture and block manufacturing Asphalt shingle and coating materials manufacturing Petroleum lubricating oil and grease manufacturing All other petroleum and coal products manufacturing

	Petrochemical manufacturing Industrial gas manufacturing
Electricity	Electric power generation, transmission, and distribution
Energy Intensive Industries	Alkalies and chlorine manufacturing Carbon black manufacturing All other basic inorganic chemical manufacturing Other basic organic chemical manufacturing Plastics material and resin manufacturing Synthetic rubber manufacturing Artificial and synthetic fibers and filaments manufacturing Fertilizer manufacturing Pesticide and other agricultural chemical manufacturing Medicinal and botanical manufacturing Pharmaceutical preparation manufacturing In-vitro diagnostic substance manufacturing Biological product (except diagnostic) manufacturing Paint and coating manufacturing Adhesive manufacturing Soap and cleaning compound manufacturing Toilet preparation manufacturing Printing ink manufacturing All other chemical product and preparation manufacturing Plastics packaging materials and unlaminated film and sheet manufacturing Unlaminated plastics profile shape manufacturing Plastics pipe and pipe fitting manufacturing Laminated plastics plate, sheet (except packaging), and shape manufacturing Polystyrene foam product manufacturing

	Urethane and other foam product (except polystyrene) manufacturing Plastics bottle manufacturing Other plastics product manufacturing Tire manufacturing Rubber and plastics hoses and belting manufacturing Other rubber product manufacturing Iron and steel mills and ferroalloy manufacturing Steel product manufacturing from purchased steel Alumina refining and primary aluminum production Secondary smelting and alloying of aluminum Aluminum product manufacturing from purchased aluminum Primary smelting and refining of copper Primary smelting and refining of nonferrous metal (except copper and aluminum) Copper rolling, drawing, extruding and alloying Nonferrous metal (except copper and aluminum) rolling, drawing, extruding and alloying Ferrous metal foundries Nonferrous metal foundries All other forging, stamping, and sintering Custom roll forming Crown and closure manufacturing and metal stamping Cutlery, utensil, pot, and pan manufacturing Handtool manufacturing Plate work and fabricated structural product manufacturing Ornamental and architectural metal products manufacturing Power boiler and heat exchanger manufacturing Metal tank (heavy gauge) manufacturing Metal can, box, and other metal container (light gauge) manufacturing Ammunition manufacturing
--	--

Others _Industries _Services	<p>Arms, ordnance, and accessories manufacturing</p> <p>Hardware manufacturing</p> <p>Spring and wire product manufacturing</p> <p>Machine shops</p> <p>Turned product and screw, nut, and bolt manufacturing</p> <p>Coating, engraving, heat treating and allied activities</p> <p>Valve and fittings other than plumbing</p> <p>Plumbing fixture fitting and trim manufacturing</p> <p>Ball and roller bearing manufacturing</p> <p>Fabricated pipe and pipe fitting manufacturing</p> <p>Other fabricated metal manufacturing</p> <p>Farm machinery and equipment manufacturing</p> <p>Lawn and garden equipment manufacturing</p> <p>Construction machinery manufacturing</p> <p>Mining and oil and gas field machinery manufacturing</p> <p>Other industrial machinery manufacturing</p> <p>Plastics and rubber industry machinery manufacturing</p> <p>Semiconductor machinery manufacturing</p> <p>Vending, commercial, industrial, and office machinery manufacturing</p> <p>Optical instrument and lens manufacturing</p> <p>Photographic and photocopying equipment manufacturing</p> <p>Other commercial and service industry machinery manufacturing</p> <p>Air purification and ventilation equipment manufacturing</p> <p>Heating equipment (except warm air furnaces) manufacturing</p> <p>Air conditioning, refrigeration, and warm air heating equipment manufacturing</p> <p>Industrial mold manufacturing</p> <p>Metal cutting and forming machine tool manufacturing</p> <p>Special tool, die, jig, and fixture manufacturing</p> <p>Cutting tool and machine tool accessory manufacturing</p> <p><u>Rolling mill and other metalworking machinery manufacturing</u></p> <p>Turbine and turbine generator set units manufacturing</p> <p>Speed changer, industrial high-speed drive, and gear manufacturing</p> <p>Mechanical power transmission equipment manufacturing</p> <p>Other engine equipment manufacturing</p>
------------------------------	--

	<p>Fiber, yarn, and thread mills Broadwoven fabric mills Narrow fabric mills and schiffli machine embroidery Nonwoven fabric mills Knit fabric mills Textile and fabric finishing mills Fabric coating mills Carpet and rug mills Curtain and linen mills Textile bag and canvas mills All other textile product mills Apparel knitting mills Cut and sew apparel contractors Men's and boys' cut and sew apparel manufacturing Women's and girls' cut and sew apparel manufacturing Other cut and sew apparel manufacturing Apparel accessories and other apparel manufacturing Leather and hide tanning and finishing Footwear manufacturing Other leather and allied product manufacturing Pulp mills Paper mills Paperboard Mills Paperboard container manufacturing Coated and laminated paper, packaging paper and plastics film manufacturing All other paper bag and coated and treated paper manufacturing Stationery product manufacturing</p>
--	--

	<p>Sanitary paper product manufacturing</p> <p>All other converted paper product manufacturing</p> <p>Printing</p> <p>Support activities for printing</p> <p>Synthetic dye and pigment manufacturing</p> <p>Wholesale trade</p> <p>Retail trade</p> <p>Air transportation</p> <p>Rail transportation</p> <p>Water transportation</p> <p>Truck transportation</p> <p>Transit and ground passenger transportation</p> <p>Pipeline transportation</p> <p>Scenic and sightseeing transportation and support activities for transportation</p> <p>Couriers and messengers</p> <p>Warehousing and storage</p> <p>Newspaper publishers</p> <p>Periodical publishers</p> <p>Book publishers</p> <p>Directory, mailing list, and other publishers</p> <p>Software publishers</p> <p>Internet Publishing and Broadcasting</p> <p>Motion picture and video industries</p> <p>Sound recording industries</p> <p>Radio and television broadcasting</p> <p>Cable and other subscription programming</p> <p>Telecommunications</p>
--	---

	<p>Internet service providers and web search portals</p> <p>Data processing, hosting, and related services</p> <p>Other information services</p> <p>Monetary authorities and depository credit intermediation</p> <p>Nondepository credit intermediation and related activities</p> <p>Securities, commodity contracts, investments, and related activities</p> <p>Insurance carriers</p> <p>Insurance agencies, brokerages, and related activities</p> <p>Funds, trusts, and other financial vehicles</p> <p>Owner-occupied dwellings</p> <p>Real estate</p> <p>Automotive equipment rental and leasing</p> <p>General and consumer goods rental except video tapes and discs</p> <p>Video tape and disc rental</p> <p>Commercial and industrial machinery and equipment rental and leasing</p> <p>Lessors of nonfinancial intangible assets</p> <p>Legal services</p> <p>Custom computer programming services</p> <p>Computer systems design services</p> <p>Other computer related services, including facilities management</p> <p>Accounting, tax preparation, bookkeeping, and payroll services</p> <p>Architectural, engineering, and related services</p> <p>Specialized design services</p> <p>Management, scientific, and technical consulting services</p> <p>Environmental and other technical consulting services</p> <p>Scientific research and development services</p> <p>Advertising and related services</p> <p>All other miscellaneous professional, scientific, and technical services</p> <p>Photographic services</p>
--	---

	<p>Veterinary services</p> <p>Management of companies and enterprises</p> <p>Office administrative services</p> <p>Facilities support services</p> <p>Business support services</p> <p>Investigation and security services</p> <p>Services to buildings and dwellings</p> <p>Other support services</p> <p>Employment services</p> <p>Travel arrangement and reservation services</p> <p>Waste management and remediation services</p> <p>Community food, housing, and other relief services, including rehabilitation services</p> <p>Child day care services</p> <p>Performing arts companies</p> <p>Spectator sports</p> <p>Promoters of performing arts and sports and agents for public figures</p> <p>Independent artists, writers, and performers</p> <p>Museums, historical sites, zoos, and parks</p> <p>Amusement parks, arcades, and gambling industries</p> <p>Other amusement and recreation industries</p> <p>Fitness and recreational sports centers</p> <p>Bowling centers</p> <p>Hotels and motels, including casino hotels</p> <p>Other accommodations</p> <p>Food services and drinking places</p> <p>Private households</p> <p>Automotive repair and maintenance, except car washes</p> <p>Car washes</p>
--	---

	<ul style="list-style-type: none"> <li>Electronic and precision equipment repair and maintenance</li> <li>Commercial and industrial machinery and equipment repair and maintenance</li> <li>Personal and household goods repair and maintenance</li> <li>Personal care services</li> <li>Death care services</li> <li>Dry-cleaning and laundry services</li> <li>Other personal services</li> <li>Religious organizations</li> <li>Grantmaking, giving, and social advocacy organizations</li> <li>Postal service</li> <li>Federal electric utilities</li> </ul>
Non Tradeable Services	<ul style="list-style-type: none"> <li>Elementary and secondary schools</li> <li>Junior colleges, colleges, universities, and professional schools</li> <li>Other educational services</li> <li>Offices of physicians, dentists, and other health practitioners</li> <li>Medical and diagnostic labs and outpatient and other ambulatory care services</li> <li>Home health care services</li> <li>Hospitals</li> <li>Nursing and residential care facilities</li> <li>Individual and family services</li> <li>Civic, social, professional, and similar organizations</li> <li>General Federal defense government services</li> <li>General Federal nondefense government services</li> <li>Other Federal Government enterprises</li> <li>General state and local government services</li> </ul>

	<p>State and local government passenger transit State and local government electric utilities Other state and local government enterprises Water, sewage and other systems</p>
--	--

## **ANNEXE 8 – Analyse de sensibilité du modèle GTAP**

Afin d'évaluer la robustesse du modèle GTAP et du couplage avec les extensions environnementales, les paramètres macro-économiques des scénarios ont subi une variation au sein du modèle GTAP. Toutefois comme le temps de calcul pour chaque simulation est très long, il n'était pas possible de faire varier chaque paramètre individuellement, car cela représentait près de  $2^{11}$  simulations pour le scénario biocarburants et  $2^5$  simulations pour le scénario de base,

Tous les paramètres représentant l'évolution de la situation économique entre 2006 et 2020 ont donc été augmentés ou diminués ensemble d'un pourcentage de 50% dans le but de tester la robustesse du modèle. Ces modifications ont été réalisées pour les deux scénarios donc au total 4 nouvelles simulations ont été réalisées,

La figure 6-2 présente les résultats obtenus pour le scénario biocarburant pour chaque région modélisée. Ces résultats soulignent la non-linéarité des équations du modèle GTAP. En effet, lorsque les paramètres des scénarios varient de plus ou moins 50%, la répartition des impacts ne suit pas cette importante variation. Cependant les impacts globaux suivent la même tendance pour toutes les régions ce qui tend à confirmer la robustesse et la fiabilité du modèle GTAP. Toutefois cette tendance pourrait être infirmée par la différence des impacts entre les deux scénarios : en effet, ces scénarios peuvent évoluer très différemment l'un par rapport à l'autre et fournir ainsi une différence entre la situation avec biocarburant et la situation de base très éloignée de la simulation initiale,

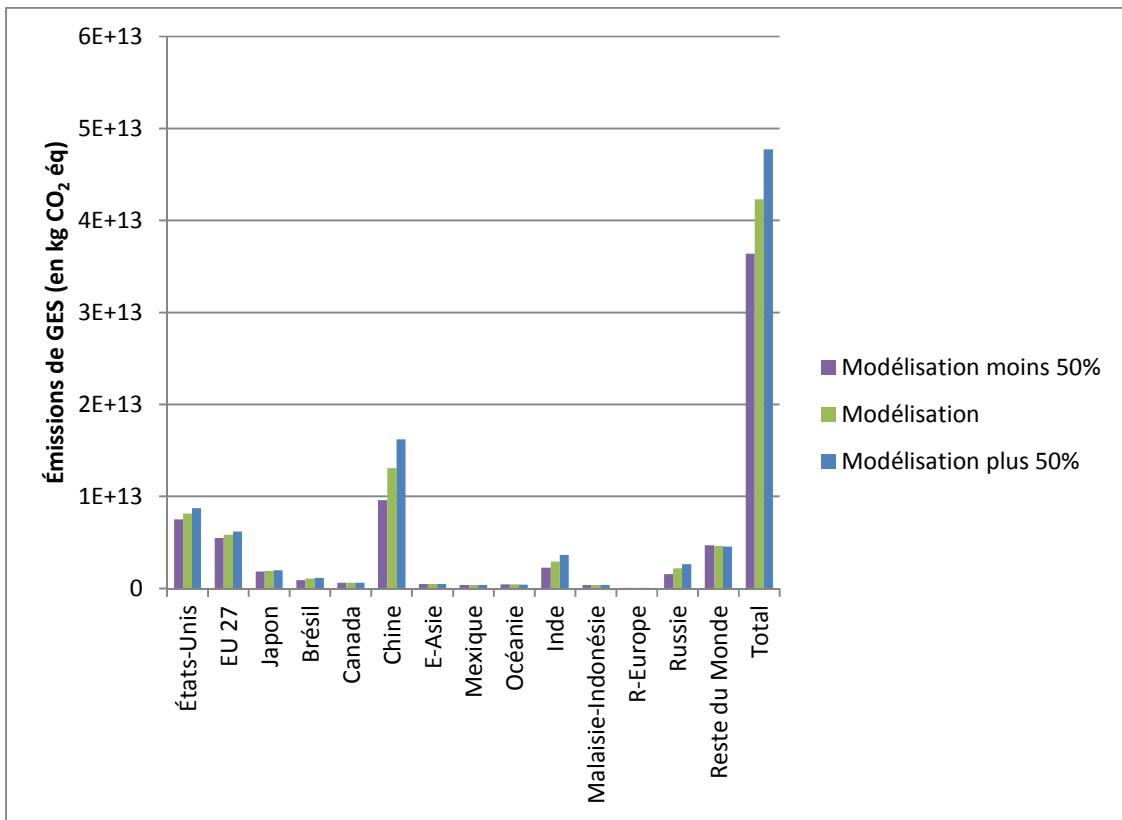


Figure 6-3: Émissions de CO<sub>2</sub> totales pour le scénario biocarburants pour les trois modélisations

La figure 6-3 présente la différence obtenue entre les impacts du scénario biocarburants et les impacts du scénario de base pour les nouvelles modélisations réalisées. Ces résultats permettent de constater que la tendance est la même que pour la figure 6-2 : il n'existe en effet pas de résultats allant à l'encontre des simulations réalisées. Pour les États-Unis et l'Europe il est attendu que si le pourcentage de biocarburants augmente la différence entre le scénario biocarburants et le scénario de base va s'accroître négativement. Le cas de la Russie présente en revanche des variations extrêmes entre les deux scénarios : une analyse au niveau des secteurs de GTAP permet de révéler que les impacts de cette région proviennent pour la plupart du secteur Other Industries and Services. Tout comme pour la Chine, il est à supposer que les extensions environnementales ont été calculées à partir de données non représentatives de la réalité et qu'une petite variation au sein de ce secteur entraîne des variations démesurées au niveau des impacts.

Ces simulations dans leur ensemble soulignent donc la robustesse du modèle GTAP ainsi que la pertinence des résultats obtenus précédemment, mais également l'incertitude qui pèse sur

les résultats attribués aux pays en voie de développement. Le cas de la Russie notamment, gagnerait à être modélisé avec d'autres extensions environnementales.

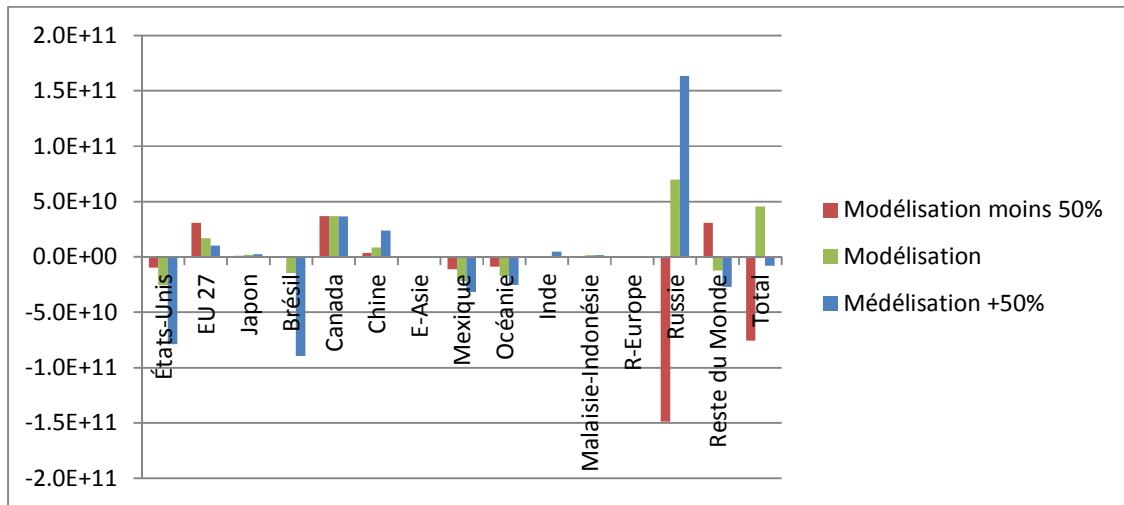


Figure 6-4: Émissions de CO<sub>2</sub> différentielles pour les trois modélisations