

Titre: Développements méthodologiques pour l'utilisation des terres en
évaluation des impacts du cycle de vie : application aux polymères
agro-sourcés

Auteur: Xuân Việt André Cao

Date: 2016

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Cao, X. V. A. (2016). Développements méthodologiques pour l'utilisation des
terres en évaluation des impacts du cycle de vie : application aux polymères
agro-sourcés [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/2106/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/2106/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Louise Deschênes, Manuele Margni, & Basil D. Favis
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉVELOPPEMENTS MÉTHODOLOGIQUES POUR L'UTILISATION DES
TERRES EN ÉVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE :
APPLICATION AUX POLYMÈRES AGRO-SOURCÉS

XUÂN VIÊT ANDRÉ CAO

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR

(GÉNIE CHIMIQUE)

AVRIL 2016

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

DÉVELOPPEMENTS MÉTHODOLOGIQUES POUR L'UTILISATION DES
TERRES EN ÉVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE :
APPLICATION AUX POLYMÈRES AGRO-SOURCÉS

présentée par : CAO Xuân Viêt André

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiæ Doctor

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

M. SAMSON Réjean, Ph. D., président

Mme DESCHÊNES Louise, Ph. D., membre et directrice de recherche

M. MARGNI Manuele, Doctorat, membre et codirecteur de recherche

M. FAVIS Basil, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. AJJI Abdellah, Ph. D., membre interne

M. CORSON Michael S., Ph. D., membre externe

DÉDICACE

*« La source de la plupart de nos problèmes réside dans l'écart entre le mode de pensée de
l'homme et le mode de fonctionnement de la nature. »*

Gregory Bateson

REMERCIEMENTS

Ce doctorat est l'aboutissement du prolongement d'un projet de départ plus modeste, débuté à la maîtrise. Outre le projet académique en soi, cette période constitue une étape importante qui a été très enrichissante à plusieurs niveaux.

Tout d'abord, je tiens à remercier ma directrice Louise Deschênes pour la confiance placée en moi pour mener à bien un tel projet. La disponibilité, les conseils ainsi que l'ouverture aux nouvelles idées ou aux nouvelles façons de présenter m'ont permis de mettre ma touche personnelle dans le projet tout en restant dans conforme aux pratiques de la recherche académique.

Je remercie également mon co-directeur Manuele Margni pour les discussions plus méthodologiques et toutes les petites dernières questions en fin de réunion, qui m'ont permis de mieux développer ou reformuler mes idées et de porter la qualité scientifique toujours plus haut. Je remercie tout autant mon dernier co-directeur Basil Favis pour sa bienveillance, sa patience et son ouverture envers l'interface de l'évaluation environnementale, loin des interfaces auxquelles il est plus habitué.

Je n'oublie pas les collaborateurs du projet Pierre Sarasin, Catherine Reid, ainsi que Sandra Estrela et Lisa Cecchini pour les ajustements linguistiques.

Merci aux deux groupes de recherche du CIRAIG et du CRÉPEC (et leurs partenaires pour le support financier), dont l'accueil et les structures forment des atmosphères très conviviales et favorables à la recherche. Avec ces années passées, il est difficile de ne pas citer tout le monde (analystes, étudiant(e)s, personnel, stagiaires), mais je remercie particulièrement Stéphanie, François, Ariane, Laure, Gael et Vincent pour tous les bons moments, des plus sérieux aux plus légers dans les (nouveaux) bureaux ou en dehors.

Une pensée pour mes amis Thibaut, Maxime, Anne-Laure et Laurène de ce côté de l'Atlantique, Alexis, Antoine, Aude, Audrey, Déborah, Justine et Lauréline de l'autre côté de l'Atlantique, qui attendent ce doctorat avec presque plus d'impatience que moi-même.

Merci à ma famille qui est à la fois loin mais toujours proche.

Enfin, merci à Shirley pour ton écoute attentive, tes conseils, ton soutien, tout simplement ta présence, sans lesquels ce parcours aurait été plus difficile.

RÉSUMÉ

L'utilisation des terres est une catégorie d'impact historiquement présente en analyse du cycle de vie (ACV), qui est une méthodologie d'évaluation environnementale et un outil d'aide à la décision. Les impacts des interventions environnementales sont évalués par rapport à une référence au moyen de facteurs de caractérisation (CFs) et portent sur la biodiversité terrestre et les principales fonctions écologiques des sols : les capacités de filtration mécanique et physicochimique de l'eau par les sols, la régulation du climat par séquestration du carbone, la régulation de l'eau souterraine par recharge des nappes phréatiques, la régulation de la résistance des sols à l'érosion et la production biotique. Dans cette catégorie d'impact, l'intervention environnementale est un type de couverture de terres (agricole, pâturages ou urbain par exemple) dans un lieu donné (au vu du caractère local de la catégorie d'impact). Les travaux du projet LULCIA du groupe de travail de l'UNEP/SETAC (2008-2013) ont permis de consolider les connaissances existantes et de proposer des classifications harmonisées et selon plusieurs niveaux pour les couvertures de terre et pour différents niveaux de résolution de l'information spatiale.

Cependant, ces développements restent encore trop limités afin de pouvoir décrire et comparer les impacts potentiels de différents systèmes agro-sourcés sur l'utilisation des terres : les types de biomasse ne sont pas distingués en termes de couvertures de terre et la différenciation spatiale repose sur un découpage spatial de faible résolution et une hypothèse d'homogénéité des paramètres des sols au sein des unités du découpage. Ainsi, si les ACVs permettent de discriminer les impacts des systèmes agro-sourcés sur la consommation d'eau (irrigation), l'acidification, l'eutrophisation (emploi de fertilisants) ou encore le changement climatique (changement indirect d'affectation des terres), ce n'est pas encore le cas pour l'utilisation des terres. Au-delà d'améliorer l'évaluation environnementale des polymères agro-sourcés, mieux modéliser les impacts de et sur l'utilisation des terres est crucial, dont les enjeux sur les sols sont cruciaux ne serait-ce avec seulement la demande alimentaire. La perte de biodiversité, l'appauvrissement en nutriments de sols, l'érosion, la salinisation des sols inquiètent en effet de plus de plus les instances nationales et internationales (FAO, Programme des Nations Unies pour l'Environnement, UNESCO, *World Resource Institute*).

L'objectif principal de cette thèse est d'améliorer la robustesse scientifique et la pertinence environnementale des CFs pour évaluer la perte de fonctions écologiques associée à l'utilisation des terres dans le contexte de l'ACV en abordant ces limites méthodologiques.

Pour cela, trois développements méthodologiques sont proposés :

a) développer une méthode de modélisation des fonctions écologiques en un seul indicateur dommage par évaluation économique de perte de services écosystémiques captés par la société, pour en permettre la comparaison et aider à la prise de décision ; b) modéliser deux fonctions écologiques (la résistance à l'érosion et la recharge des nappes phréatiques par ruissèlement) pour des types spécifiques de biomasse (blé, maïs et soja) et pour une résolution spatiale élevée et c) analyser et comparer différents choix de niveau de référence dans les calculs des CFs pour assurer une bonne interprétation des scores d'impacts, en particulier en regard du champ d'étude de l'ACV. Les trois développements sont appliqués sur l'étude comparative de polymères agro-sourcés (l'acide polylactique, l'amidon thermoplastique, le bio-polyéthylène et un polyhydroxyalcanoate) produits à partir de différents types de biomasse dans différentes régions.

Ces contributions permettent d'une part de mieux modéliser les impacts de l'utilisation des terres en revenant sur les choix de modélisation de l'échelle spatiale et du niveau de référence nécessaire aux calculs. Les résultats montrent que l'hypothèse d'homogénéité des paramètres d'entrée dans les archétypes pour la modélisation environnementale n'est pas fondée pour les fonctions écologiques modélisées (érosion, ruissèlement) et crée une variabilité spatiale des résultats qui peut atteindre trois à six ordres de grandeur rapport à une modélisation systématique. Le choix du niveau de référence peut quant à lui induire des inversions de conclusions dans une analyse comparative. Ainsi, en comparant la production du blé avec celle du soja pour les régions communes de production dans le monde entier, jusque 50% des conclusions peuvent être inversées en raison du choix différent de niveau de référence. D'autre part, la différenciation plus fine des couvertures de terres permet pour la première fois de comparer des systèmes agro-sourcés différents en tenant compte des impacts sur deux fonctions écologiques (l'érosion et le ruissèlement) et non seulement des rendements agricoles, comme ce que permettaient les facteurs génériques existants auparavant. La comparaison des facteurs génériques avec des facteurs spécifiques au blé, au maïs et au soja sur l'ensemble des régions communes de production dans le monde présente des inversions de classement des scores d'impact pour 22% des régions, ce qui démontre la pertinence du

développement de ces facteurs spécifiques. Enfin, l'interprétation des résultats est améliorée par l'élaboration d'un niveau d'interprétation complémentaire des indicateurs biophysiques qui traduit les impacts sur les fonctions écologiques dans une même unité représentant le capital naturel altéré par l'utilisation des terres. L'indicateur résultant permet en effet d'évaluer des systèmes agro-sourcés avec un seul indicateur représentant les impacts de l'utilisation des terres. Cet indicateur inclut les différentes fonctions écologiques et les hiérarchise.

Les impacts potentiels de l'utilisation des terres sont très contextuels, de sorte qu'il est difficile de donner un résultat absolu de classement des polymères agro-sourcés. En effet, le caractère local affecte doublement le calcul des impacts par les facteurs de rendements agricoles et les CFs. En général, il apparaît que l'amidon thermoplastique génère moins d'impacts que les autres agro-polymères en raison de la conversion plus efficace de biomasse en polymère.

Les développements méthodologiques de cette thèse mettent de l'avant les choix de modélisation des CFs, ainsi que leurs implications sur leur interprétation. Cela permet à l'utilisateur de ces CFs de pouvoir les utiliser dans leur périmètre de validité et l'aide lors de la réalisation de l'étude ACV. En effet, le choix du niveau d'évaluation des indicateurs (problème ou dommage), de la résolution spatiale de l'étude ainsi que du niveau de référence dépendent respectivement du destinataire de l'étude, des données disponibles en inventaire et des objectifs de l'étude.

Améliorer la modélisation de l'indicateur dommage développé, mieux comprendre les interactions entre les fonctions écologiques et entre les différents niveaux de référence, intégrer les aspects temporels et dynamiques, ainsi que calculer les incertitudes des CFs pour l'utilisation des terres constituent autant de perspectives et opportunités de recherche.

ABSTRACT

The land use impact category has always been part of life cycle assessment (LCA), which is both an environmental impact assessment methodology and a decision support system. Impacts on land are characterized using characterization factors (CFs) in respect to a reference situation on several impact pathways: terrestrial biodiversity loss and soil main ecological functions losses. Biotic production, climate regulation, erosion resistance, freshwater regulation and mechanical and physicochemical purification potentials are assessed. In this impact category, the environmental intervention assessed is a land cover type (e.g. cropland, pastureland or urban) in a specific location (given the local character of the impact category). The research project LULCIA from the UNEP/SETAC taskforce on land use (2008-2013) has led to a consensus on existing knowledge. In particular, harmonized typology of land cover types and a systematic classification of spatial scales of impact assessment have been established.

Nevertheless, these developments still do not make it possible to describe and compare land impacts of systems based on different biomass types, since the land covers characterized by the available CFs are not detailed enough. In addition, their spatial differentiation relies on coarse spatial archetypes in which soil parameters are assumed to be homogeneous. Thus, LCAs can discriminate different bio-based systems by their impacts on water (water management practices), acidification, eutrophication (use of fertilizers) or climate change (additional emissions due to indirect land use change) but not discriminate them by their impacts on land. Given that land degradation is already a burning issue with the food sector only, increasing demand from bio-based systems supports the growing needs of improving how impacts on land are currently addressed. The decline of terrestrial biodiversity, soil general degradation, erosion and fertility loss and salinization have become high on national and international environmental agendas (FAO, UNEP, UNESCO, World Resource Institute).

The main objective of this thesis is to improve the scientific robustness and environmental relevance of characterization factors to assess the ecological functions losses due to land use in the LCA context. To this end, three methodological developments are undertaken: a) develop a framework to convert ecological functions losses into a single ecosystem services loss indicator by economic valuation to enable comparison and help the decision-making; b) model two ecological functions (erosion resistance and freshwater regulation through runoff) to specific biomass types

(maize, soybean and wheat) and at high spatial resolution and c) analyse and compare different reference situation choices to ensure an explicit interpretation of LCA land impact scores, particularly in relation to LCA goal and scope. These three developments are applied on the case study comparing bio-based polymers (bio-polyethylene, poly-hydroxy-alkanoate, poly-lactic acid and thermoplastic starch) produced from different biomass types in different regions.

First, the contributions improve the modelling of impacts on land by challenging on the spatial scale and the reference situation modelling choices. The results show that considering input parameters homogeneous by biomes does not apply in the case of erosion and runoff. Relying on biome archetypes induces a variability in the results from three up to six orders of magnitude. Regarding the reference situation, the modelling choice leads to inversions in the conclusions in a comparative assessment. When comparing soybean and wheat on common production regions, results from different reference situations may be reversed in up to 50% in the regions compared. Moreover, refining land covers enable to assess and compare bio-based systems produced from different types of biomass by their actual impacts and not the biomass yields only. This could not be done with existing generic CFs. At the global extent, results from these generic CFs and from CFs specific to maize, soybean and wheat on common production regions lead to inversions of the impact scores rankings up to 22% of the regions compared. This demonstrates the relevance of developing the crop-specific CFs. Finally, interpretation of the impact scores is supported with an additional level of interpretation converting ecological functions losses in the same unit representing the natural capital loss due to land use. This indicator allows to compare bio-based systems with a single indicator of land use impacts. Such indicator embeds multiple aspects of land ecological functions and prioritize by their importance.

Impacts scores of land use are very contextual, making it difficult to outline an absolute ranking of bio-based polymers. The local nature of the land impact category affects both the agricultural yields in the inventory calculation and the CFs values. Nevertheless, it appears that thermoplastic starch polymer type has less impacts than the others bio-based polymers because of the more efficient conversion from biomass to polymer.

The methodological developments in this thesis highlight the modelling choices in the CFs calculations and how they affect the CFs interpretation. Making the validity perimeter of the CFs explicit helps the user when performing an LCA.

The practitioner will make better and consistent choices regarding the midpoint or endpoint indicators, the spatial resolution of the study, as well as the reference situation, which respectively depend on the study public, available data and the objectives of the study.

Some issues still remain. Improving the ecosystem services indicator modelling, understanding better the interactions between the ecological functions and the relationships between the reference situations, integrating temporal and dynamic aspects in land use as well as evaluating the uncertainty of the land use CFs are research development avenues to undertake.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS.....	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT.....	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XX
GLOSSAIRE	XXIII
LISTE DES ANNEXES	XXVI
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Évaluation environnementale des produits agro-sourcés et analyse du cycle de vie.....	3
1.1.1 Agro-polymères : conversion vers la biomasse	3
1.1.2 Analyse du cycle de vie	5
1.1.3 Les impacts de la biomasse comme matière première.....	10
1.2 Enjeux de l'utilisation des terres.....	11
1.2.1 Enjeux globaux de l'utilisation des terres.....	11
1.2.2 Fonctions écologiques des sols	13
1.2.3 Modélisation environnementale des fonctions écologiques	14
1.2.4 Les sols sous l'angle des services écosystémiques	16
1.3 Impacts de l'utilisation des terres en évaluation des impacts du cycle de vie	23
1.3.1 Éléments d'une étude ACV pour l'utilisation des terres	23

1.3.2	Principales méthodes d'évaluation et projet LULCIA.....	25
1.3.3	Indicateurs de qualité pour l'utilisation des terres en ACVI.....	26
1.3.4	Classification de couvertures de terres	29
1.3.5	Différenciation spatiale.....	30
1.3.6	Choix d'un niveau de référence (<i>reference situation</i>)	32
1.4	Conclusions de la revue de littérature et problématique.....	34
CHAPITRE 2 OBJECTIFS.....		36
2.1	Objectifs.....	36
2.2	Organisation de la recherche et contenu de la thèse	37
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE.....		38
3.1	Résumé de la méthodologie	38
3.2	Cas d'étude sur les agro-polymères	39
3.3	Modélisation de l'indicateur dommage	39
3.4	Calcul de facteurs de caractérisation pour l'érosion et le ruissèlement pour trois types de biomasse et à haute résolution spatiale	41
3.5	Impact du choix du niveau de référence sur le calcul des indicateurs	43
3.6	Calcul des facteurs de caractérisation pour différentes échelles spatiales.....	44
CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : AGGREGATED INDICATOR TO ASSESS LAND USE IMPACTS IN LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) BASED ON THE ECONOMIC VALUE OF ECOSYSTEM SERVICES.....		45
4.1	Présentation de l'article.....	45
4.2	Originalités et contributions.....	45
4.3	Manuscrit	46
4.3.1	Abstract.....	46
4.3.2	Introduction.....	47

4.3.3	Methods.....	50
4.3.4	Results.....	58
4.3.5	Discussion.....	66
4.3.6	Conclusion	70
4.4	Lien avec l'article suivant.....	70
CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : IMPACT ASSESSMENT OF CROP-SPECIFIC LAND USE AT A HIGH REGIONALIZATION LEVEL IN THE LIFE CYCLE ASSESSMENT CONTEXT		71
5.1	Présentation de l'article.....	71
5.2	Originalités et contributions.....	71
5.3	Manuscrit	72
5.3.1	Abstract	72
5.3.2	Introduction.....	72
5.3.3	Methods.....	75
5.3.4	Results.....	79
5.3.5	Discussion.....	86
5.4	Lien avec l'article suivant.....	88
CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : CHOICE OF LAND REFERENCE SITUATION IN LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT		89
6.1	Présentation de l'article.....	89
6.2	Originalité et contributions	89
6.3	Manuscrit	90
6.3.1	Abstract	90
6.3.2	Introduction.....	90
6.3.3	Methods.....	93
6.3.4	Results.....	99

6.3.5	Discussion	107
6.3.6	Conclusion	109
CHAPITRE 7 OPÉRATIONNALISATION DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION DANS LA MÉTHODOLOGIE IMPACT WORLD ⁺		110
7.1	Présentation du chapitre	110
7.2	Calcul des facteurs de caractérisation d'une échelle de régionalisation à une autre ...	110
CHAPITRE 8 DISCUSSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES		118
8.1	Contributions scientifiques et originalité	118
8.1.1	Bilan des développements méthodologiques	118
8.1.2	Application à l'évaluation environnementale des systèmes agro-sourcés	118
8.1.3	Travaux complémentaires sur les échelles spatiales d'évaluation	120
8.1.4	Retour sur l'objectif général et originalité	120
8.2	Limites, discussion et recommandations pour les aspects méthodologiques de modélisation	121
8.2.1	Évaluation économique des impacts sur les fonctions écologiques	121
8.2.2	Modélisation des couvertures de terres agricoles	122
8.2.3	Choix de l'échelle spatiale de régionalisation pertinente à l'évaluation des impacts	123
8.2.4	Choix du niveau de référence	125
8.3	Limites, discussion et recommandations sur l'évaluation de l'utilisation des terres dans une étude ACV	126
8.3.1	Importance relative des voies d'impact	126
8.3.2	Indicateurs problème ou/et dommage	127
8.3.3	Cohérence d'évaluation (phase d'interprétation)	128
8.3.4	Cas de l'évaluation des produits agro-sourcés	129

8.4	Perspectives de recherche	129
8.4.1	Aspects temporels et aspects dynamiques	129
8.4.2	Incertitude des facteurs de caractérisation	130
CONCLUSION.....		132
BIBLIOGRAPHIE.....		134
ANNEXES.....		156

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1 : Principales approches et techniques d'évaluation et techniques d'évaluation économique de l'environnement (adapté de Sonmda & Awaïss, 2013).....	21
Tableau 3-1 : Indicateurs problèmes de l'utilisation des terres, méthode d'évaluation économique déductive et source des données utilisées	40
Table 4-1 : Bio-based polymer inventory data for the production of one bio-based polymer fork	58
Table 4-2 : Economic conversion functions/factors for soil function indicators in different regions	59
Table 4-3 : Land use endpoint characterization factors CF'_i for agricultural land occupation in \$/(ha·year).....	61
Table 5-1 : WEPP soil input parameters and mapping from the Harmonized World Soil Database (HWSD)	76
Table 5-2 : Inventory data for the production of bio-based polymers in the fork production case study	78
Table 6-1 : Inventory data for the production of bio-based polymers for the fork production case study	98
Table 6-2 : Reference situation with corresponding characterization factors and relationship to life cycle assessment (LCA) modelling requirements.....	100

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 : Polymères en fonction de l'origine de la matière première et de la fin de vie	4
Figure 1-2 : Étapes d'une analyse du cycle de vie (ISO, 2006a)	5
Figure 1-3 : Exemple de catégories d'impact avec les niveaux problème et dommage de la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe (Goedkoop <i>et al.</i> , 2009).	8
Figure 1-4 : Classification des services écosystémiques selon le <i>Millennium Ecosystem Assessment</i> (2005).....	16
Figure 1-5 : Schéma représentant différents degrés d'évaluation économique d'un bien ou service environnemental (adapté de Chevassus-au-Louis, Salles & Pujol (2009)).....	19
Figure 1-6 : Courbe de la qualité environnementale des impacts pour l'utilisation des terres en ACVI dans le cadre de Milà iCanals <i>et al.</i> (2007).	24
Figure 1-7 : Chaîne de cause à effet de la catégorie d'impact "utilisation des terres" (adapté de Koellner <i>et al.</i> , 2013b)	27
Figure 2-1 : Objectifs spécifiques, thèmes, articles et chapitres de cette thèse	37
Figure 3-1 : Schéma général de la méthodologie employée dans cette thèse	38
Figure 4-1 : General framework linking land use inventory flows (by use type and location) to midpoint impact scores (soil ecological functions expressed in biophysical units) and ultimately to an aggregated resource and ecosystem service endpoint score expressed in economic units. CF_i is the biophysical characterization factor, ECF_i the economic conversion factor, XF_i the exposure factor and AC the adaptation capacity	52
Figure 4-2 : Land occupation impact scores (in \$) for the production of a fork from a bio-based polymer: polylactic acid (PLA) produced in Thailand, biopolyethylene (bio-PE) produced in Brazil and thermoplastic starch (TPS) produced in Italy, represented by the surface formed by the product of land occupation (x-axis) and the characterization factor (y-axis)	62
Figure 4-3 : Land use endpoint impact scores for maize-based thermoplastic starch (TPS) produced in three different regions, each represented by the product of land occupation (x-axis) and the characterization factor (y-axis)	64

Figure 4-4 : Sensitivity analysis of input parameters to score impact results (most sensitive at the top)	65
Figure 4-5 : Relative contribution of characterization factors for soil ecological functions at the midpoint (left) and their translation into ecosystem services at endpoint (right) levels.....	65
Figure 5-1 : Box and violin plots of erosion and runoff characterization factors (CF) for crop-specific land use (maize, soybean and wheat from this research work) and generic agricultural land use (from Saad <i>et al.</i> , 2013) around the world.....	80
Figure 5-2 : Erosion and runoff characterization factors for maize land cover: box and violin plot distributions at 30 arc-minutes within each biome and single value at the biome regionalization level aggregating high-resolved CFs over the entire biome area (diamonds – spatially aggregated), considering homogeneous input parameters over the crop growing area (colored dots – aggregated on biome location) and CFs for generic agricultural land cover with data from Saad <i>et al.</i> (2013) (triangles).	81
Figure 5-3 : Map showing the lowest impact scores on erosion resistance by grid cell for feedstock production from maize, soybean and wheat crops (functional unit: the production of one plastic fork). When the impact scores are driven by the inventory (no change in ranking between inventory and impact score), a border is added to the dot, else the characterization factors are the driving factor for change in the ranking between the three crops.....	84
Figure 5-4 : Deviation of erosion impact scores of soybean as compared to wheat on common cultivation locations	85
Figure 6-1 : Reference situations (colored rectangle on the right hand side) and their related CF representation within the land use impact assessment framework by Milà iCanals et al. (2007). A CF represents the quality loss with respect to a given reference situation, as reported by the double arrows on the right side of the figure	94
Figure 6-2 : Percentage of inversions in the ranking of the erosion (ERP), freshwater recharge (FWRP) and mechanical and physicochemical filtration (WPP-MF, WPP-PCF) characterization factors from Saad <i>et al.</i> , 2013 calculated for 8 land use types according to PNV L13 and PNV R99 reference situations as compared to the baseline 0 reference situation. Results are calculated for each of the 36 Holdridge lifezones.....	102

Figure 6-3 : Percentage of inversions of erosion (ERP), freshwater recharge (FWRP) and mechanical and physicochemical filtration (WPP-MF, WPP-PCF) characterization factors from Saad <i>et al.</i> (2013) describing 36 region rankings according to PNV L13 and PNV R99 reference situations as compared to the baseline 0 reference situation by main land use types	103
Figure 6-4 : Percentage of inversions of wheat and soybean erosion CF (bars) and impact score (crosses) rankings for the PNV L13 (light blue), PNV R99 (dark blue), threshold (red) and business as usual (yellow) reference situations, as compared to baseline 0. The x-axis is in log-scale and constitutes the minimal difference in CF or impact score value to account for an inversion.....	104
Figure 6-5 : Decision-tree to select a reference situation according to three LCA modeling requirements: attributional vs. consequential approach, cultural perspective and temporal preference.....	106
Figure 7-1 : Exemple de calcul de CF des carrés au rectangle	112
Figure 7-2 : Opérations de géo-traitement en système d'information géographique (SIG)	115
Figure 7-3 : Valeurs des CFs de recharge de l'eau souterraine (FWRP) à l'échelle des pays, des continents et le facteur générique mondial pour la couverture de terre « forêt »	116

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Cette liste présente les sigles et les abréviations utilisés dans le cadre de cette thèse dans l'ordre alphabétique et d'apparition dans le texte. Ceux provenant de l'anglais sont en italique et la correspondance est fournie (si nécessaire) pour aider lors de la lecture des articles.

<i>AoP</i>	Aire de protection	<i>Area of protection</i>	
ACV	Analyse du cycle de vie	<i>Life cycle assessment</i>	<i>LCA</i>
ACVI	Évaluation des impacts du cycle de vie	<i>Life cycle impact assessment</i>	<i>LCIA</i>
<i>BPP</i>	Potentiel de production biotique	<i>Biotic production potential</i>	
<i>CF</i>	Facteur de caractérisation	<i>Characterization factor</i>	
<i>CRP</i>	Potentiel de régulation du climat	<i>Climate regulation potential</i>	
<i>ERP</i>	Potentiel de résistance à l'érosion	<i>Erosion resistance potential</i>	
EU	Union européenne	<i>European Union</i>	<i>EU</i>
<i>FAO</i>	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture	<i>Food and Agriculture Organization</i>	
<i>FWRP</i>	Potentiel de recharge des nappes phréatiques	<i>Fresh Water Regulation Potential</i>	
GES	Gaz à Effet de Serre	<i>Greenhouse gas</i>	<i>GHG</i>
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>	<i>IPCC</i>

<i>HWSD</i>	-	<i>Harmonized World Soil Database</i>	
<i>ILCD</i>	-	<i>International reference Life Cycle Data</i>	
ICV	Inventaire du cycle de vie	<i>Life cycle inventory</i>	<i>LCI</i>
ISO	Organisation internationale de normalisation	<i>International Organization for Standardization</i>	
<i>JRC</i>	-	<i>Joint Research Center</i>	
<i>LULCIA</i>	-	<i>Land Use Life Cycle Impact Assessment</i>	
<i>MEA</i>	Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire	<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>	
N/A ou N/D	Non applicable Non déterminé	-	
<i>PDF</i>	Fraction potentielle d'espèces disparues	<i>Potential Disappeared Fraction of species</i>	
<i>PE</i>	Polyéthylène	<i>Polyethylene</i>	
<i>PHA</i>	Polyhydroxyalcanoate	<i>Polyhydroxyalkanoate</i>	
PIB	Produit intérieur brut	<i>Gross national income</i>	<i>GNI</i>
<i>PLA</i>	Acide polylactique	<i>Polylactic acid</i>	
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement	<i>United Nations Environment Program</i>	<i>UNEP</i>

<i>PNV</i>	Potentiel de végétation naturel	<i>Potential of Natural Vegetation</i>	
SE	Service écosystémique	<i>Ecosystem service</i>	ES
<i>SETAC</i>	-	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>	
<i>TPS</i>	Amidon thermoplastique	<i>Thermoplastic starch</i>	
WOCAT	-	<i>World Overview of Conservation Approaches and Technologies</i>	
<i>WPP-MF</i>	Potentiel de filtration mécanique de l'eau	<i>Mechanical Water Purification Potential</i>	
<i>WPP-PCF</i>	Potentiel de filtration physicochimique de l'eau	<i>Physicochemical Water Purification Potential</i>	

Unités

cmol	centimole
ha	hectare (10 000 m ²)
t	tonne
tC	tonne de carbone
t _{CO₂}	tonne de dioxyde de carbone équivalent

GLOSSAIRE

Les concepts omniprésents dans cette thèse sont écrits en gras dans le corps du texte. Leurs définitions *telles que considérées dans le cadre de cette thèse* sont listées par ordre alphabétique dans ce glossaire. Par simplification le terme « impact » est utilisé pour dire « impact potentiel ».

Agro-sourcé : qualificatif d'un système dont la matière première est d'origine agricole (biomasse). Ce terme est choisi pour éviter la confusion avec le mot « bio-sourcé », qui pourrait suggérer un caractère biologique (naturel) de cette biomasse.

Aire de protection : ou « sujet à protéger », classe regroupant plusieurs indicateurs dommages.

Archétype : unité où une propriété décrite est considérée comme homogène. Par exemple un biome est un archétype spatial où un caractère biogéographique y est considéré homogène.

Attributionnelle : type d'approche ACV qui évalue les impacts des flux physiques environnementaux directement reliés sur l'ensemble du cycle de vie du système étudié.

Berceau à la porte : type d'analyse du cycle de vie partiel comprenant toutes les étapes du cycle de vie depuis l'extraction des matières premières (« le berceau ») jusqu'en sortie de l'usine (« la porte »).

Berceau au tombeau : type d'analyse du cycle de vie complet comprenant toutes les étapes du cycle de vie, depuis l'extraction des matières premières à la gestion en fin de vie (« la tombe »).

Biogéographique : branche de la biologie et de la géographie.

Catégorie d'impact : classe d'impact sur l'environnement ou l'humain (réchauffement planétaire, diminution de l'ozone stratosphérique, acidification, eutrophisation, toxicité humaine, écotoxicité, smog d'hiver, smog d'été, épuisement des ressources, etc.).

Conséquentielle : type d'approche ACV où les impacts environnementaux de l'ensemble des processus affectés (« conséquences ») par la mise en place ou le changement du cycle de vie du système étudié.

Couverture de terre : ensemble des éléments physiques associés à une utilisation donnée de terre (urbain, agricole, etc.). Par extension, désigne un type d'activité se produisant sur les sols.

Déterministe (vs stochastique) : désigne un type de modèle environnemental qui se fonde sur des équations physiques qui représentent des phénomènes physiques, par opposition au type stochastique qui se fonde sur des relations purement mathématiques de corrélation entre des variables d'entrée et des variables de sortie.

Flux économique : un flux de bien, matériaux, services, énergie ou déchets d'un processus élémentaire à un autre ayant une valeur économique positive (bien, matériaux, etc.) ou zéro/négative (rejet, etc.).

Flux élémentaire : matière ou énergie entrant ou sortant du système de produit qui a été extrait directement de la nature sans transformation humaine (eau, minéral, etc.) ou qui est émis à l'environnement sans transformation humaine ultérieure (émission dans l'environnement telle que une émission de CO₂, etc.).

Flux de référence : quantité de produit ou service nécessaire pour répondre au besoin de l'unité fonctionnelle. Définition et quantification de la fonction du système de produit servant de base de normalisation pour les flux de matière et d'énergie compris dans les frontières du système.

Frontières du système : interface entre un système de produit et l'environnement.

Générique : qualifie le caractère non différencié/non raffiné. Pour une couverture de terre, désigne un type qui en représente plusieurs (« agricole » pour plusieurs types de céréales par exemple). Dans le cadre de la différenciation spatiale, désigne le facteur moyen mondial valable pour toute région.

Indicateur dommage : effet sur l'humain ou sur un récepteur écologique qui peut être mesuré et décrit de manière quantitative et aboutissement du mécanisme environnemental. Ce sont les indicateurs des aires de protection.

Indicateur problème : tout indicateur intermédiaire qui représente un problème environnemental dans un mécanisme environnemental entre l'intervention (inventaire) et l'aire de protection.

Mécanisme environnemental : pour une catégorie d'impact donnée, la chaîne de processus environnementaux liant les interventions environnementales aux impacts ; modélisé dans une ACV (normalement uniquement de façon partielle) en utilisant un modèle de caractérisation.

Natif (résolution) : niveau de résolution spatiale qui est choisi par les modélisateurs de facteurs de caractérisation et supposé pertinent au phénomène environnemental décrit.

Occupation : un type de flux élémentaire de l'utilisation des terres consistant à utiliser la terre, ce qui empêche sa régénération naturelle.

Perspective culturelle : type de profils de décideurs, fondés sur la classification de Hofstetter *et al.* (2000).

Processus élémentaire : plus petite portion d'un système de produits pour laquelle les données sont collectées lors de l'ACV.

Régionalisation : fait de différencier spatialement la caractérisation des impacts environnementaux en ACV.

Score d'impact : impact environnemental potentiel calculé comme le produit d'un flux de l'inventaire avec un facteur de caractérisation. C'est le résultat chiffré d'une ACV.

Service écosystémique : « bénéfices que l'Homme, la société et l'économie retirent de la nature » (Daily *et al.*, 1997).

Système de produits : ensemble de processus élémentaires liés du point de vue matériel et énergétique et remplissant une ou plusieurs fonctions définies. Note : le terme produit peut désigner non seulement des produits, mais également des services ou des organisations.

Transformation : un type de flux élémentaire de l'utilisation des terres consistant à changer d'une couverture de terre vers une autre.

Unité fonctionnelle : définition et quantification de la fonction du système de produit servant de base de normalisation pour les flux de matière et d'énergie compris dans les frontières du système. Elle sert de base de comparaison pour les analyses comparatives.

Vision : terme choisi dans le cadre de cette thèse pour désigner le caractère de l'objectif de l'étude qui oriente les choix de modélisation dans une étude ACV : la perspective culturelle, la préférence temporelle, le type d'ACV et le choix du niveau de référence.

Sources : normes CSA, normes ISO 14040 et 14044 (2006a, 2006b) ; Joliet *et al.* (2010) et Udo de Haes *et al.* (2002).

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Compléments à la revue de littérature	156
Annexe B – Présentation générale du cas d'étude ACV.....	160
Annexe C - Matériel supplémentaire publié avec l'article 1 (Chapitre 4).....	164
Annexe D – Matériel supplémentaire publié avec l'article 2 (Chapitre 5).....	174
Annexe E – Matériel supplémentaire publié avec l'article 3 (Chapitre 6)	190
Annexe F - Matériel supplémentaire pour le Chapitre 7.....	200

INTRODUCTION

Depuis son apparition, l'être humain évolue dans un environnement naturel qu'il a adapté et transformé afin d'en retirer des ressources qui lui étaient nécessaires. Ces échanges entre l'être humain et la nature se sont toutefois grandement accélérés avec la révolution industrielle au début du XIXe siècle, aussi bien en termes d'intensité que d'étendue : la conversion et l'occupation des surfaces terrestres atteignent des rythmes imposants (FAO, 2011).

La communauté internationale est de plus en plus consciente de la pression exercée sur la ressource sol. L'exploitation des terres fragilise le sol et est la source principale de la dégradation de sa qualité (Tolba *et al.*, 1992). L'ensemble des fonctions écologiques est alors affecté, ce qui compromet non seulement ses capacités à répondre aux besoins croissants de la société, mais également tout le fonctionnement de l'écosystème terrestre qui s'y appuie. Les impacts vont donc bien au-delà de la capacité de production, la seule fonction communément prise en compte dans les méthodes d'évaluation pour protéger les sols. On peut ainsi citer les impacts sur l'approvisionnement d'eau potable (UNESCO, 2009), sur la biodiversité avec le récent Protocole de Nagoya sur la Convention de la Diversité Biologique (Nations Unies, 2011) et sur la fertilité des sols qui mènent à des problématiques telle que l'instabilité d'approvisionnement des denrées alimentaires (FAO & ITPS, 2015). Les impacts de l'utilisation des terres sur les écosystèmes sont devenus une préoccupation majeure des décideurs au même titre que les changements climatiques. Il est essentiel de développer des outils et des stratégies afin de prévenir de tels impacts environnementaux (Foley *et al.*, 2005).

Les outils d'aide à la prise de décision incluant la sphère environnementale devraient pouvoir caractériser les impacts potentiels associés à l'utilisation non durable des terres. Parmi ces outils, l'analyse du cycle de vie (ACV) est particulièrement appropriée pour assurer une vision holistique d'un produit ou d'un service, considérant l'ensemble de sa chaîne de valeur, mais également l'ensemble des impacts environnementaux potentiellement engendrés (ISO, 2006a). Cette méthode est en développement perpétuel afin d'aboutir à des résultats plus crédibles et robustes (Reap *et al.*, 2008a ; 2008b) pour acheminer la meilleure information environnementale aux décideurs.

Les méthodologies d'évaluation des impacts de l'utilisation des terres en ACV sont opérationnelles pour évaluer les impacts sur la biodiversité terrestre. Elles ont grandement progressé en incluant le caractère local des impacts par différenciation spatiale des modèles d'une part, et en incluant les impacts sur les fonctions écologiques principales de sols d'autre part (Koellner *et al.*, 2013a). Cependant certaines problématiques demeurent, ce qui limite l'utilisation de ces méthodologies.

L'objectif de cette thèse est d'améliorer la robustesse scientifique et la pertinence environnementale des facteurs de caractérisation pour évaluer la perte de fonctions écologiques associée à l'utilisation des terres dans le contexte de l'ACV. Trois aspects méthodologiques sont abordés :

- 1) La modélisation des indicateurs biophysiques de perte de fonction écologique en des indicateurs de perte de service écosystémique, dont l'évaluation économique permet le développement d'un indicateur dommage ;
- 2) La modélisation environnementale de deux fonctions écologiques (la résistance à l'érosion et le ruissèlement qui recharge les nappes phréatiques) pour des types de couvertures de terre raffinés au niveau du type de biomasse et pour une résolution spatiale systématique et élevée ;
- 3) L'analyse et l'interprétation des résultats en fonction du choix de la référence et des choix de modélisations définis dans le champ d'étude en ACV.

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Évaluation environnementale des produits agro-sourcés et analyse du cycle de vie

1.1.1 Agro-polymères : conversion vers la biomasse

Les produits dérivés du pétrole sont principalement les carburants (~ 85%) et les produits plastiques (~ 2%) (*US Energy Information Administration*, 2015). Leurs impacts environnementaux inquiètent de plus en plus dans le contexte actuel des changements climatiques, comme en témoignent les rapports du Groupe Intergouvernemental des Experts sur l'évolution du Climat (GIEC) (2014) et le premier accord universel sur le climat adopté à la COP 21 en décembre 2015 à Paris. L'amélioration continue des processus actuels de production ne saurait répondre à elle seule au défi environnemental. Un changement plus en profondeur est nécessaire. Le domaine des carburants s'est engagé dans la voie du changement de matière première vers la biomasse avec les « agro-carburants », par exemple l'éthanol produit à partir de maïs ou le biodiesel à partir d'huiles végétales. L'industrie des matériaux plastiques explore cette même voie, mais également l'amélioration de la gestion en fin de vie en améliorant les capacités de dégradation des matériaux par oxo-dégradation, biodégradation ou capacité à être composté (Iwata, 2015). Dans la famille des « bio-polymères », on distingue ainsi deux types : les polymères **agro-sourcés** et les polymères dégradables (Avérous, 2004).

Bien que le spectre d'une ère sans pétrole semble de moins en moins présent, l'idée d'une conversion vers la biomasse paraît conceptuellement séduisante : une matière première plus renouvelable qui de plus capture du CO₂, un gaz à effet de serre (GES). De nombreux pays incluent les agro-carburants dans leurs politiques énergétiques (PNUE, 2009). Les premières générations ont suscité des controverses, notamment vis-à-vis de la concurrence avec l'alimentation (Fisher, Hizsyik, Prieler, Shah & van Veltheizen, 2009). Depuis, les techniques de production des agro-carburants ont évolué pour n'utiliser que la partie non comestible des plantes (seconde génération), voire des algues (troisième génération). Dans le domaine des plastiques, les polymères ayant la biomasse pour origine connaissent

également un bel essor : ils représentent 8,3% de la masse totale de polymères produits en 2013 (Aeschelmann & Carus, 2015).

Les technologies sont mieux maîtrisées et deviennent matures pour la commercialisation : ainsi, les volumes de production sont anticipés d'être multipliés par quatre entre 2013 et 2018, avec la part des polymères agro-sourcés passant de 62,4% à 83,3% de l'ensemble des bio-polymères (*European Bioplastics*, 2014). Un des plus anciens polymères agro-sourcés connus est l'amidon thermoplastique (acronyme anglais : TPS) qui représente 11,3%¹ en masse des polymères agro-sourcés produits en 2013. L'acide polylactique (PLA) est également bien développé (11,4%¹) grâce à ses bonnes propriétés thermomécaniques et à son coût de production peu élevé, tandis que le bio-polyéthylène (bio-PE) produit par déshydratation de bioéthanol dérivé de sucre de canne s'impose de plus en plus (12,3%¹), étant chimiquement identique au polyéthylène (PE) de commodité. La famille des polyhydroxyalcanoates (PHAs) (2,3%¹) est issue des filières de biotechnologies et repose sur la fermentation de biomasse par des bactéries. Ainsi, la transition vers les systèmes agro-sourcés émerge bel et bien et s'opère à plus grande échelle. La Figure 1-1 présente ces polymères en fonction de l'origine de la matière première et en fonction de leurs capacités en fin de vie (aucune, compostable, biodégradable).

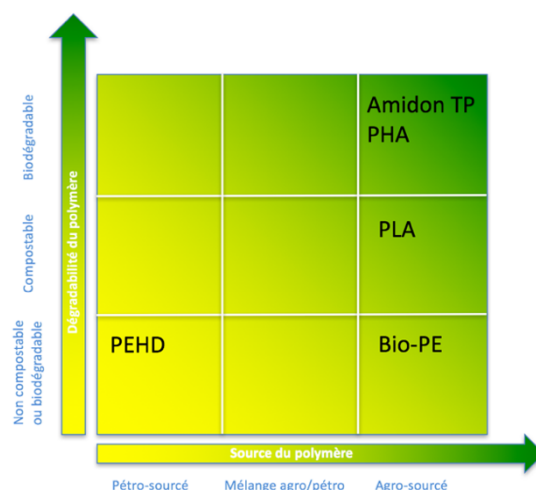


Figure 1-1 : Polymères en fonction de l'origine de la matière première et de la fin de vie

¹ Pourcentage en masse, par rapport à la masse totale de polymères agro-sourcés et biodégradables produite en 2013, selon le rapport de *European Bioplastics* (2014).

Cependant, les bénéfices environnementaux d'un tel changement de matière première ne sont pas pour autant prouvés (Liska & Perrin, 2009 ; 2014 ; Cherubini & Strømman, 2011). L'évaluation environnementale est difficile (Reinhardt, Rettenmaier & Köppen, 2008 ; Cherubini & Strømman, 2011) en raison des nombreuses alternatives de sources de biomasse (forêt, céréales, etc.), les pratiques de culture (biologique ou non, intensif, ou non), les routes de synthèses et les différentes technologies, ainsi que d'une confidentialité élevée des processus de production (Milà iCanals *et al.*, 2011). Un besoin d'analyse quantitative apparaît afin d'évaluer les bénéfices et les inconvénients de ces systèmes agro-sourcés pour apporter des éléments de décision (McManus *et al.*, 2015). Parmi les outils d'évaluation environnementale, l'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil d'aide à la décision et une méthodologie d'évaluation environnementale de produits, services ou organisations.

1.1.2 Analyse du cycle de vie

La série de normes ISO 14040 et ISO 14044 définit l'ACV comme « une méthode destinée à comprendre [les impacts environnementaux] » (ISO, 2006a ; 2006b). Ces normes règlementent également l'utilisation de l'ACV pour les usagers et les praticiens, en particulier dans le cadre d'une déclaration environnementale, où une revue critique externe est nécessaire. La méthodologie ACV comporte quatre étapes obligatoires et inter-reliées (Figure 1-2) (ISO, 2006a). La phase d'interprétation assure une bonne cohérence entre toutes les phases et que les résultats répondent bien au champ d'étude.

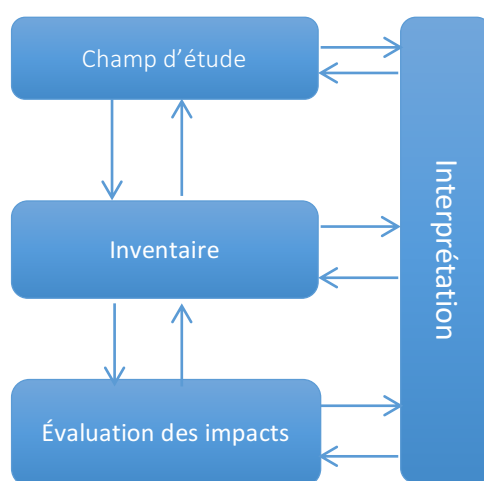


Figure 1-2 : Étapes d'une analyse du cycle de vie (ISO, 2006a)

Définition des objectifs et du champ d'étude

Toute étude ACV débute par une étape de définition du champ d'étude, qui précise la raison d'être de l'analyse, les frontières du système étudié, la problématique posée ainsi que le public auquel elle se destine. Les méthodologies employées et étapes subséquentes en dépendent fortement. Les systèmes sont comparés sur une seule et même fonction du produit (ou service) qui est exprimée par une unité fonctionnelle, quantité servant de référence pour toute l'étude. On distingue deux types d'approches : l'ACV « attributionnelle » (ACVa) où les impacts des flux physiques directement reliés au cycle de vie du système à l'étude sont évalués, et l'ACV « conséquentielle » (ACVc) où les impacts des changements (dits marginaux) engendrés par le cycle de vie du système à l'étude sont évalués (Ekvall & Weidema, 2004 ; Curran, Mann & Norris, 2005).

Analyse de l'inventaire du cycle de vie

La phase suivante d'une étude ACV consiste à établir l'inventaire du cycle de vie (ICV) comprenant tous les flux entrants (catégorisés en flux élémentaires et flux économiques selon leur lien direct avec l'environnement ou non) et sortants du système, durant toutes les étapes du cycle de vie. Si toutes les étapes sont considérées, on parle d'ACV « du berceau au tombeau », par opposition aux ACVs « **du berceau à la porte** », lorsque l'on ne considère que l'extraction des matières premières jusqu'à la porte de sortie de l'usine (ISO, 2006a). Cette dernière est adaptée pour évaluer des produits intermédiaires non destinés au consommateur final. Les données proviennent des industriels et des fournisseurs-mêmes (données primaires) ou de bases de données spécialisées (données secondaires) telles que *ecoinvent* (Weidema *et al.*, 2013) ou la US LCI (*National Renewable Energy Laboratory*, 2012). En dernier recours, on peut utiliser des approximations (statistiques nationales, données de la littérature, etc.). La qualité des données va directement influencer sur l'incertitude des résultats obtenus (Milà iCanals *et al.*, 2011).

Évaluation des impacts du cycle de vie

La phase d'évaluation des impacts (ACVI) consiste à convertir les résultats de l'ICV en **scores d'impact**. Selon la norme ISO 14044, l'ACVI est constitué de cinq étapes dont deux obligatoires (classification et caractérisation) et les autres optionnelles (normation, pondération et agrégation). Les paragraphes suivants décrivent ces étapes.

a) Classification :

Les classes de problématiques environnementales (dites **catégories d'impact**) sont sélectionnées selon les objectifs de l'étude, avec des indicateurs de catégorie quantifiables obtenus par des modèles de caractérisation. Les changements climatiques, l'eau et la toxicité humaine en sont des exemples. On attribue les résultats de l'ICV à chaque catégorie dans cette étape de « classification ».

b) Caractérisation :

Les résultats d'indicateur de catégorie sont ensuite calculés dans l'étape de « caractérisation ». En pratique, cette opération se fait au moyen de facteurs de caractérisation (CFs), d'après l'Équation 1-1 :

$$\text{score d'impact} = \text{inventaire} \cdot \text{facteur de caractérisation} \quad (\text{Équation 1-1})$$

Les interventions et les émissions vers l'environnement de l'inventaire sont caractérisés par modélisation environnementale en impacts potentiels, suivant des mécanismes environnementaux représentés par des chaînes de causes à effets. Différentes méthodes d'évaluation des impacts existent, fondés sur des modèles environnementaux et résumés en un chiffre, le CF. Dans la suite, le terme « impact » sera utilisé seul pour parler d'impact potentiel par souci de concision.

Différents niveaux de modélisation environnementale existent : les impacts sont qualifiés « orientés problèmes » (*midpoint*) en début de la chaîne de cause à effets puis « orientés dommages » (*endpoint*) vers la fin (Udo de Haes *et al.*, 2002) (Figure 1-3). Les indicateurs problèmes servent souvent d'intrants aux modèles environnementaux tandis que les indicateurs dommage correspondent plus aux données en sortie de ces modèles. Il n'y a pas de standard de score d'impact en ACV, de sorte qu'un score d'impact peut soit être un indicateur d'impact d'un attribut de l'écosystème, de son état ou d'une conséquence de cet état. Par exemple, une émission de GES pourrait être caractérisée par différents indicateurs au long de la chaîne de cause à effets de la catégorie d'impact « réchauffement climatique » : le forçage radiatif (GIEC, 2001), la hausse de température (Levasseur, 2014) ou du niveau des mers et océans (Klöpffer & Grahl, 2014) induit.

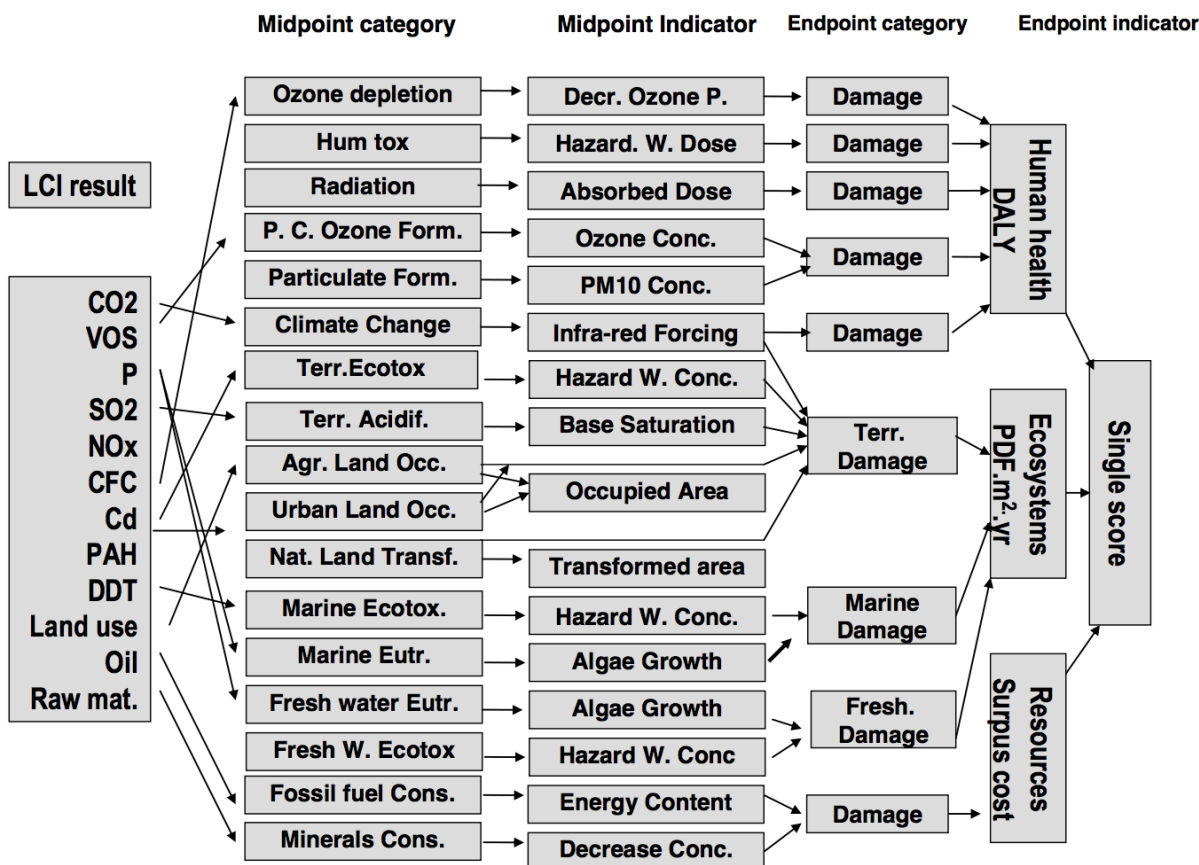


Figure 1-3 : Exemple de catégories d'impact avec les niveaux problème et dommage de la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009)

L'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE) (2003) a développé un cadre méthodologique distinguant cinq niveaux d'indicateurs pour décrire les interactions entre la société et l'environnement, qui a été repris par l'Agence Européenne de l'Environnement (1999). L'acronyme en anglais DPSIR (*driver, pressure, state, impact, response*) en résume les composantes : forces motrices, pressions, état, impact et réponses. Pour la phase d'interprétation en ACV (cf. Figure 1-2), il est nécessaire de bien comprendre ce qui est calculé. De fait, les indicateurs dommage sont issus de modélisations plus complexes et sont plus incertains, mais regroupés en catégories d'impact de nombre plus réduit qu'au niveau problème, ce qui facilite la prise de décision et augmente la pertinence de l'information environnementale (Bare, Hofstetter, Pennington & Udo de Haes, 2000). Certaines méthodes d'évaluation des impacts sont dites orientées dommage, tandis que d'autres sont orientées problème et s'arrêtent à un des niveaux possibles.

Les indicateurs dommages sont représentatifs d'aires de protection (AoP). Les AoP forment un ensemble de dimensions de l'environnement qui se veut exhaustif et y sont communément inclus la santé humaine, l'environnement naturel et les ressources (*European Commission & Joint Research Center*, 2010a). Ce qui doit faire partie des AoP relève de différentes visions (Steen & Palander, 2016) et peut varier avec l'avancement des sciences environnementales et de la définition du développement durable. Par ailleurs, on distingue les indicateurs de type « empreinte » (*footprints*), qui sont associés à des Aires d'Intérêt (*areas of concern*) ciblées à des problématiques particulières, mais pas nécessairement exhaustives comme les AoP (Ridoutt *et al.*, 2015). De même que pour le passage du « problème » au « dommage », un compromis est encore à faire entre robustesse scientifique et pertinence de communication environnementale (Boulanger, 2006).

c) Normation, regroupement et pondération :

Trois étapes optionnelles permettent de mener l'agrégation des indicateurs jusqu'au *score unique*. La normation (terme original dans ISO14040, 2006a), plus connue sous sa forme dérivée de l'anglicisme « normalisation », consiste à mettre les différents scores dommage dans une seule unité et ramenés à une référence, par exemple l'impact moyen d'un individu, une région ou une nation. Elle permet le regroupement des indicateurs dommage. La pondération permet quant à elle d'attribuer une importance relative aux scores dommage normalisés, afin de les agréger ensemble.

Cette « seconde » agrégation suit le passage des indicateurs problèmes au dommage, mais contrairement à elle, repose plus sur des considérations autres que purement environnementale. Par exemple, les éléments subjectifs dans un processus de prise de décision ont été regroupés en **perspectives culturelles**, pour différents profils de décideurs selon les travaux de Hofstetter *et al.* (2000). Ainsi, la perspective culturelle « égalitaire » favorise l'accès intergénérationnel à un environnement sain et donne plus de poids à l'environnement naturel que la santé humaine, au contraire de la perspective « individualiste ». La perspective « hiérarchiste » se situe entre les deux. Des ensembles de pondération des indicateurs dommage ont été développés pour chaque perspective culturelle. En permettant le calcul d'un seul chiffre, ces trois étapes facilitent la communication des résultats et la prise de décision (comparaisons).

Interprétation

L'interprétation est la quatrième phase de l'ACV (ISO 14040, Figure 1-2). Elle consiste à mettre en relation les trois autres phases (champ d'étude, ICV et ACVI) afin d'assurer une cohérence entre

elles. Cette phase a lieu en permanence en cours d'étude (Figure 1-2), par exemple pour raffiner la collecte d'une donnée ICV après avoir caractérisé de manière préliminaire les principaux contributeurs. À l'issue de la dernière itération, l'interprétation désigne l'ensemble des conclusions finales, leurs limitations et les recommandations.

1.1.3 Les impacts de la biomasse comme matière première

Une des caractéristiques et forces de l'ACV est sa vision holistique, qui aborde à la fois le cycle de vie du système à l'étude depuis l'extraction des matières premières à la gestion en fin de vie tout en évaluant les différents types de catégorie d'impacts potentiels. Les impacts sont agrégés dans le temps et l'espace (Tillman, 1999). Par rapport à d'autres évaluations moins holistiques, l'ACV expose ainsi tous les types d'impacts au long du cycle de vie et permet de limiter les déplacements de problèmes, que ce soit en nature d'impact, en étapes du cycle de vie ou dans le temps (enfouissement par exemple) (Jolliet, Saadé, Crettaz & Shaked, 2010).

Les impacts environnementaux sont calculés comme la somme des impacts au long des étapes du cycle de vie du système étudié, pour chacune des catégories d'impact. En ACV comparative, les étapes communes des systèmes étudiés peuvent être éliminées par équivalence des systèmes étudiés (Jolliet, Saadé, Crettaz & Shaked, 2010). La comparaison de systèmes de produits ayant les mêmes phases d'utilisation et de fin de vie mais faits à partir de matières premières différentes (pétrole versus biomasse) revient donc à ne comparer que l'impact des premières étapes du cycle de vie (appelé « berceau à la porte ») tandis qu'étudier des capacités de dégradation en fin de vie revient à ne comparer que les étapes de gestion en fin de vie.

Par rapport à une étude d'un cycle de vie complet, une analyse du « berceau à la porte » réduite aux seules étapes de production d'un matériau laisse une place plus prépondérante aux impacts dus à la production de la matière première. La production de biomasse présente des bénéfices recherchés, différents de ceux de l'extraction du pétrole : approvisionnement plus facile et stratégique, une production moins énergivore et plus propre pour donner un bilan carbone meilleur (Brinzegu *et al.*, 2009 ; Teles, Silva, Freires & Torres, 2015). Cependant, elle engendre également des impacts qui diffèrent de ceux de l'extraction du pétrole. Historiquement, les évaluations environnementales de systèmes agro-sourcés sont celles portant sur les agro-carburants, de sorte que de telles évaluations sont très souvent orientées sur des indicateurs de changement climatique ou énergétiques (McManus *et al.*, 2015). Leur évaluation avec l'ACV est encore sujet à des débats

méthodologiques, notamment avec la question d'inclure ou non l'impact du carbone généré par le changement indirect d'affectation des sols pour répondre à la demande additionnelle de biomasse (Brandão, Milà iCanals & Clift, 2009 ; Cherubini *et al.*, 2009 ; Alvarez-Chavez, Edwards, Moure-Eraso & Geiser, 2012 ; Liska *et al.*, 2014).

Pourtant, les impacts environnementaux de l'utilisation de la biomasse affectent également l'eau (irrigation) et l'acidification, l'eutrophisation et la formation d'ozone photochimique selon la pratique de culture (emploi de fertilisants) et les sols (agriculture intensive) (Nijdam, Rood & Westhoek, 2012). Si ces trois derniers types d'impacts peuvent être évalués en ACV grâce à des modèles de caractérisation de l'impact relativement matures, ce n'est pas encore le cas pour l'utilisation des terres (*European Commission & Joint Research Center*, 2011 ; 2012). Cette limite explique encore la non-prise en compte de l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres dans les ACV de systèmes agro-sourcés (Menichetti & Otto, 2009 ; Weiss *et al.*, 2012), alors que les enjeux de l'utilisation des terres deviennent cruciaux.

1.2 Enjeux de l'utilisation des terres

1.2.1 Enjeux globaux de l'utilisation des terres

Ressource sol : généralités

Parmi toutes les ressources naturelles, le sol tient une place particulière : c'est une ressource tellement « évidente » qu'elle paraît acquise, au contraire d'une ressource visible et « tangible » comme les métaux. Il constitue pourtant un des trois média environnementaux essentiels, avec l'air et l'eau (Mackay & Peterson, 1991). En effet, le sol est à l'origine de nombreuses ressources (foresterie, cultures). Les sols sont étroitement connectés à des cycles biogéochimiques d'importance (cycle de l'azote, du carbone, de l'eau et des nutriments) (Agence européenne de l'environnement, 2010). Ce sont des systèmes multiphasiques complexes, ouverts et dynamiques, échangeant avec l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère (Sposito, 2000). Plus simplement, c'est le principal constituant des écosystèmes terrestres qui constituent nos principaux espaces de vie (GLOBE, 2005).

Pourtant, avec sa maîtrise progressive de l'environnement, l'Homme et ses activités ont des conséquences nombreuses et indéniables sur les sols, que l'on sollicite de plus en plus, de sorte que

l'on dépasse les capacités et limites naturelles (Foley *et al.*, 2005). Parmi les activités d'exploitation, on peut citer : la foresterie, l'agriculture, l'élevage et pâturages, l'urbanisation et l'industrialisation, les forages et exploitations de mines. Toutes sont sources de dégradation du sol (compactage, épuisement des réserves minérales, contamination, salinisation) et de perturbations des cycles biogéochimiques naturels. Tous ces phénomènes peuvent mener jusqu'à la désertification des sols, dont la remise en état devient alors difficile d'après le Programme des Nations Unies pour l'Environnement ou PNUE (PNUE, 2010). Avec un taux de formation faible, ainsi qu'une quantité limitée (les terres émergées ne représentent que 29% de la surface terrestre), le sol ne peut pas être considéré comme une ressource inépuisable (Pimentel & Kounang, 1998). Inquiète des tendances actuelles concernant leur état, l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) a voulu attirer l'attention de la communauté internationale en décrétant 2015 l'année internationale des sols (FAO & ITPS, 2015) tandis que la préservation de l'environnement est un des Objectifs de développement durable du Millénaire (Nations Unies, 2015).

Enjeux environnementaux de l'utilisation des terres

Avec un tel rôle transversal, les enjeux environnementaux liés à l'utilisation des sols sont nombreux, très concrets et s'étendent à tout l'écosystème terrestre. On peut citer l'érosion menant jusqu'à l'immersion des terres (exemple de la Micronésie), la dégradation de la fertilité causant la hausse des prix des cultures et compromettant les cultures vivrières et la sécurité alimentaire (FAO, 2011 ; FAO & ITPS, 2015). Une problématique particulière qui se rattache à la dégradation des sols est la biodiversité. En effet, la transformation des terres (déforestation, défrichements, urbanisation ...) s'accompagne de conséquences néfastes en termes de modification des habitats naturels (phénomène de fragmentation), résultant en une perte globale de biodiversité (Sala *et al.*, 2000). À noter que par « biodiversité », on se réfère aussi bien aux populations animales et végétales qu'à la population microbienne, essentielle dans le maintien de la qualité des sols (Berendse, Ruijven, Jongejans & Keesstra, 2016). Le changement d'affectation des sols induit par ailleurs des conséquences de différents ordres, dans la mesure où les différents niveaux d'organisation biologiques seront plus ou moins capables de s'adapter aux changements induits (Daily, Peterson Myers, & Reichert, 1997 ; Auzel *et al.*, 2015). Bien que ces problématiques environnementales soient importantes, elles dépassent le cadre de cette thèse.

Comme énoncé, les sols sont connectés aux autres médias environnementaux. Les relations étant réciproques, les impacts sur les sols ont des conséquences sur ceux-ci. Par exemple, l'eau souterraine est particulièrement affectée par les sous-sols contaminés. De même, les sols « respirent », et la végétation capture plus ou moins de CO₂. De manière indirecte, l'agriculture est un des secteurs contribuant le plus aux émissions des GES. Au niveau mondial en 2010, il émet ainsi autant que le secteur des transports (14%). Le changement d'utilisation des terres contribue de plus à 11%, portant les émissions GES associés à l'utilisation des sols à 25% (GIEC, 2014).

Les secteurs industriels fondés sur les ressources pétro-sourcées sont nombreux et doivent répondre aux besoins d'une démographie qui augmente et dont la demande croît, de sorte qu'une conversion vers la biomasse mettrait une pression énorme sur les sols (Menichetti & Otto, 2009). Outre des impacts directs d'intensification, les impacts indirects tels que le changement d'utilisation des terres inquiètent, de sorte que de véritables questions se posent quant à la soutenabilité d'une telle conversion. Quantifier les enjeux environnementaux liés à l'utilisation des sols consiste en fait à évaluer l'altération des fonctions écologiques qu'elles fournissent.

1.2.2 Fonctions écologiques des sols

Les fonctions écologiques du sol au sein de l'écosystème sont nombreuses (Carpenter, *et al.*, 2009 ; Costanza, *et al.*, 1997 ; de Groot, Wilson, & Boumans, 2002 ; *Millennium Ecosystem Assessment*, 2005) (Tableau A1 en Annexe A). Cependant, le rôle perçu de manière effective diffère selon les disciplines, de sorte que de nombreuses classifications existent (Bastian, 1997 ; Brandt & Veyre, 2004 ; de Groot & Hein, 2007 ; Nortcliff, 2002 ; *Millennium Ecosystem Assessment*, 2005) (Annexe A). Bien qu'elles diffèrent les unes des autres, les fonctions essentielles sont récurrentes et l'on peut les identifier : les fonctions de support (formation du sol physique, sédimentation), les fonctions de régulation (cycles de l'eau, du carbone, de l'azote ; détoxification), les fonctions d'approvisionnement (biomasse, eau, minéraux) et les fonctions d'information ou de culture (esthétique, récréationnel, spirituel).

En sciences naturelles, la notion de qualité pour les sols est le sujet de nombreuses controverses et a énormément évolué. La définition la plus consensuelle donnée par la *Soil Science Society of America* est que cette notion traduit l'état général des sols et les conditions de leur (bon) fonctionnement : « la capacité d'un type de sol spécifique à fonctionner, dans les limites de ses frontières d'écosystème naturel ou aménagé, afin de maintenir la productivité biologique, de

maintenir ou d'améliorer la qualité de l'eau et l'air et de promouvoir la santé humaine et l'habitation » (Karlen *et al.*, 1997 ; Kirchmann & Andersson, 2001).

Toutefois, l'absence de standards et l'impossibilité de mesurer directement cette qualité implique qu'il y ait une multiplication des classifications, participant à rendre le concept hétérogène, flou et nébuleux, au contraire de la qualité de l'air et la qualité de l'eau (Doran & Parkin, 1994). De fait, les sols sont évalués selon l'intérêt recherché par l'évaluateur et de ses priorités : la valeur purement instrumentale (fertilité, valeur foncière, etc.), la valeur fonctionnelle (gestion du territoire ou d'un écosystème dans des optiques plus larges de préservation et de conservation) ou la valeur intrinsèque.

Les services écosystémiques constituent une autre classification des principales fonctions de sols (UICN France, 2012), mais qui a été développée dans le contexte plus large des écosystèmes. Il apparaît que ce prisme soit plus général et plus adapté pour les projections à long terme tandis que le prisme des « fonctions du sol » est plus local et convient mieux pour les politiques de gestion et d'aménagement du territoire (Schöber, Helming, & Wiggering, 2010).

1.2.3 Modélisation environnementale des fonctions écologiques

Les modèles environnementaux ne modélisent pas à proprement parler les fonctions écologiques du sol, mais des processus physiques dans le sol tels que la perte de sol (érosion), le ruissèlement (l'eau qui passe à travers les sols) ou la séquestration du carbone (équilibre air-végétation-sol). Ces modèles ont grandement été améliorés depuis les quinze dernières années, grâce aux progrès de l'informatique (gestion de données, puissance de calcul, systèmes d'information géographiques ou SIG) d'une part, et des techniques de mesure (télémétrie, satellites) et campagnes d'envergure de collectes de données pédologiques² (pH, la texture, contenu en matière organique, etc.) (FAO, IIASA, ISRIC, ISS-CAS & JRC, 2012) pour alimenter ces modèles d'autre part. La qualité des résultats en sortie de modèle est en effet tributaire de la qualité des données d'entrée (Morgan & Nearing, 2011).

² Pédologie : science des sols. « Sol » au sens des premiers centimètres de la croûte terrestre.

Deux familles de modèles pour modéliser ces processus physiques existent. Les modèles **déterministes** sont fondés sur des équations phénoménologiques, qui représentent des phénomènes physiques. Les modèles **stochastiques** sont fondés sur des relations de corrélation (régression, fonctions de transfert) entre des données d'entrée et des données de sortie du modèle, ce sont des équations mathématiques. Ce type de modèle possède un domaine de validité suivant le jeu de données d'entrée utilisé pour son développement. C'est pourquoi une calibration est nécessaire lorsqu'on utilise ce type de modèle dans un contexte autre que celui de son développement.

Toutes les fonctions écologiques sont inter-reliées dans la réalité des écosystèmes et chaque modèle ne représente qu'une petite loupe particulière où un phénomène précis est examiné (Tableau A2 en Annexe A). Tous les modèles sont répertoriés sur le site internet *Ecosystem-Based Management Tool* : <http://www.ebmtoolsdatabase.org/>.

Ainsi, les modèles *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE) (USDA, 2010), AGNPS (Young, Onstad, Bosch & Anderson, 1987), CREAMS (Knisel, 1990), EPIC (Williams, Jones & Dyke, 1984) ou EUROSEM (Morgan *et al.*, 1998) évaluent les impacts sur l'érosion. Le modèle *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (Flanagan *et al.*, 1997) reprend les modèles CREAMS et RUSLE et a été développé pour prédire l'érosion pour différentes interventions environnementales (général, non restreint à l'agriculture) et pour une résolution spatiale fine et intermédiaire, non restreinte à un contexte continental particulier (Merritt *et al.*, 2003). Il a été comparé à d'autres modèles et validé dans une variété de contextes géographiques (cf. Annexe C, section 1). N-SPECT (NOAA, 2004) est orienté vers le contrôle de pollution tandis que SWAT (USDA, 2012) ou SWIM (Krysanova, 2000) sont plus généraux par exemple. Pour la séquestration du carbone, différents modèles existent (Schmidinger & Stehfest, 2012), mais les bilans sont relativement bien connus. Les modèles diffèrent en termes de philosophies : CENTURY (Metherell, Harding, Vernon Cole & Parton, 1993) prend en compte l'historique du terrain alors que EPIC cherche à produire des valeurs en accord avec des mesures.

Il existe également des modèles plus intégrés pour évaluer l'ensemble de fonctions écologiques d'un écosystème donné tels que ARIES (Villa *et al.*, 2015), GUMBO (Boumans *et al.*, 2002) ou encore InVEST (Sharp *et al.*, 2015). Ces derniers intègrent une dynamique entre les fonctions écologiques. Cette famille se rattache à la dernière classification des fonctions écologiques en services écosystémiques.

1.2.4 Les sols sous l'angle des services écosystémiques

Notion de service écosystémique

Le **service écosystémique** (SE) est un flux de fonction écologique capté par la société (Morandeau, 2010). Les « bénéfices que l'Homme, la société et l'économie retirent de la nature » (Daily *et al.*, 1997) désignent dans la définition la plus commune les deux étapes d'identification des SE rendus par les écosystèmes et de quantification de leur contribution au bien-être humain (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005).

Plusieurs classifications des SE existent (Wallace, 2007), dérivées du cadre méthodologique proposé par le *Millennium Ecosystem Assessment* ou MEA (2005) (Figure 1-4), travail international mobilisant entre 2001 et 2005 les contributions de plus de 1360 experts mandatés par le PNUE. Quatre familles de services rendus par les écosystèmes sont distinguées (Figure 1-4), regroupant :

- l'approvisionnement : les produits tirés des écosystèmes (pêche, agriculture, etc.) ;
- la régulation : les avantages découlant de la régulation des processus écosystémiques ;
- les bénéfices culturels : les avantages non matériels ;
- le support ou l'appui : les services nécessaires à la production de tous les autres services.

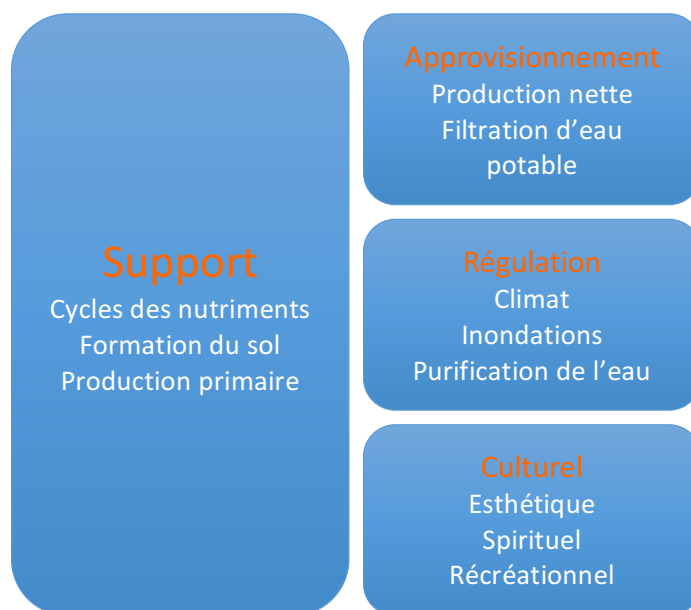


Figure 1-4 : Classification des services écosystémiques selon le *Millennium Ecosystem Assessment* (2005)

Initiatives actuelles

Lier écosystèmes et bénéfices pour la société de manière simple constitue la force et l'intérêt du concept, qui a émergé dans les années 90. Ainsi, les SE peuvent être mis en perspective avec les systèmes de management de l'environnement, les outils *Ecosystem Based Management*, les outils de gestion des ressources, les benchmarks énergétiques, les empreintes (écologique, carbone, eau), sans oublier l'ACV. Le *Common International Classification of Ecosystem Services* (Haines-Young & Potsching, 2011) est un programme de travail international en cours pour harmoniser les classifications des SE et faciliter le dialogue entre tous ces outils, qui s'approprient le concept et participent à le définir. La plate-forme *Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services* (WAVES - <https://www.wavespartnership.org/>) s'attelle à harmoniser les méthodes d'évaluation.

Si le concept est encore l'objet de nombreuses études et encore en quasi-définition épistémologique (Méral, 2010), il demeure accessible et parlant, de sorte qu'à la suite du MEA, la recherche sur les SE a été grandement stimulée. Ainsi, le catalogue de la Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, d'après l'anglais) recense plus de 200 initiatives nationales ou régionales de recensement des SE en cours de réalisation ou déjà matures. Par exemple, le *UK National Ecosystem Assessment* qui décrit les biens et services environnementaux au Royaume-Uni a été publié (Albon, Turner & Watson, 2014).

Les gouvernements semblent en effet percevoir l'intérêt à recenser les ressources nationales et à en faire une utilisation plus éclairée et à long terme. Dans la recherche académique, de nombreux et ambitieux projets scientifiques sur les SE sont également apparus (projet ARIES – Université du Vermont, projet InVEST – *The Nature Conservancy*, Université Stanford et du Minnesota) et le nombre d'articles sur le sujet croît de manière exponentielle. En l'espace de 10 ans, plus de 3000 publications sont recensées sur la plate-forme *sciencedirect* en 2015 contre moins de 200 à la publication du MEA. Le thème est devenu une place commune pour les sciences naturelles, les décideurs, les sciences politiques, ainsi que les sciences économiques.

Mesurer pour gérer : l'économie écologique

En ce qui concerne la deuxième étape de quantification des contributions au bien-être humain, un thème de recherche en plein essor est l'évaluation économique des SE (*Earth Economics*, 2010 ; Ruhl, Kraft, & Lant, 2007 ; Sullivan, 2009 ; Tallis & Polasky, 2009 ; Turner & Daily, 2008), qui relie sciences de l'environnement et sciences économiques. Ce champ de recherche repose sur le

postulat pragmatique que les processus de prise décision actuels reposent principalement sur l'économie, qui sous-évalue ou ignore les impacts environnementaux (pollution, impacts indirect ou à long terme, etc.) et les bénéfices apportés par les « infrastructures naturelles ». Une évaluation économique permettrait alors de les rendre visible au système économique et politique en place (avec une éventuelle internalisation ensuite). Cette branche de l'économie est l'économie écologique.

Attribuer une valeur (monétaire ou non) à l'environnement reste une idée controversée, qui relève d'éléments philosophiques et d'éthique. La difficulté qui divise porte sur le caractère substituable de la valeur créée (« *commodification* »). En effet, si l'intention est de donner une valeur plus représentative à l'environnement pour certains (Costanza *et al.*, 1997), cette même intention est perçue par d'autres comme une tentative de commercialisation de l'environnement et de la biodiversité (Maris, 2013) en accordant une valeur « à l'inestimable ». Cependant, tous se rejoignent sur le fait que l'Homme a une responsabilité envers la Nature (Jonas, 1979). Une bonne pratique consiste à bien distinguer fonctions et services environnementaux. Ainsi, on considère que les écosystèmes ont des *fonctions*, qui sont considérées comme des *services* lorsqu'ils sont utilisés par l'Homme (Pappalardo *et al.*, 2010). Cela est cohérent avec la définition de Daily *et al.* (1997).

En plus de rendre visibles les biens et services environnementaux dans une économie qui les ignore (« externalités »), attribuer une valeur économique aux SE répond à deux autres problématiques :

- plus fondamentalement, mettre une mesure sur l'état des SE (*a fortiori* sur des fonctions écologiques) et suivre leur évolution en vue d'agir en conséquence, comme prôné par le rapport *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* ou TEEB (TEEB, 2010) produit par l'IBPES, qui est l'équivalent pour les écosystèmes de ce que le GIEC est pour l'étude des changements climatiques ;
- mettre sur un même plan les SE et les biens et services d'origine humaine et estimer le capital naturel et son importance dans l'économie en vue d'une gestion intégrée.

Autrement dit, en incluant la composante économique, le SE devient très efficace dans le double rôle de rendre compte de l'état des écosystèmes tout en fournissant une information efficace pour la prise de décision. Par exemple, les entreprises du groupe Kering publient leurs impacts et quels actifs naturels elles ont mobilisé (« comptes environnementaux » ou *Environmental Profits & Losses*) dans leurs rapports annuels (Kering, 2013).

Économie de l'environnement

Distincte de l'économie écologique, l'économie de l'environnement étudie de manière théorique les liens entre les sociétés humaines et l'environnement naturel. Les difficultés d'appliquer la théorie économique au domaine de l'environnement résident dans les faits que les éléments classiques de l'économie sont inexistants ou difficiles à identifier. Ainsi, les acteurs (bénéficiaires, payeurs, propriétaires, victimes, etc.) ; le type de bien (public ou privé) et l'aspect temporel (actualisation et quelle valeur accorder au futur) dans le contexte de l'environnement posent de véritables problématiques en économie. C'est pourquoi on ne peut définir de marché, d'où découlerait toutes les informations (offre, demande et prix) et qu'il est difficile d'accorder une valeur aux biens et services environnementaux (Boyd, 2006). Cette question n'est pourtant pas nouvelle et fait l'objet de nombreuses recherches. Une revue des principaux articles en économie de l'environnement a été publiée par Costanza *et al.* (2016).

Différentes valeurs peuvent être accordées aux biens environnementaux, suivant ce que l'on considère. La théorie de la valeur économique totale (Freeman *et al.*, 2003) en présente les différentes composantes, économiquement évaluées ou non (Figure 1-5).

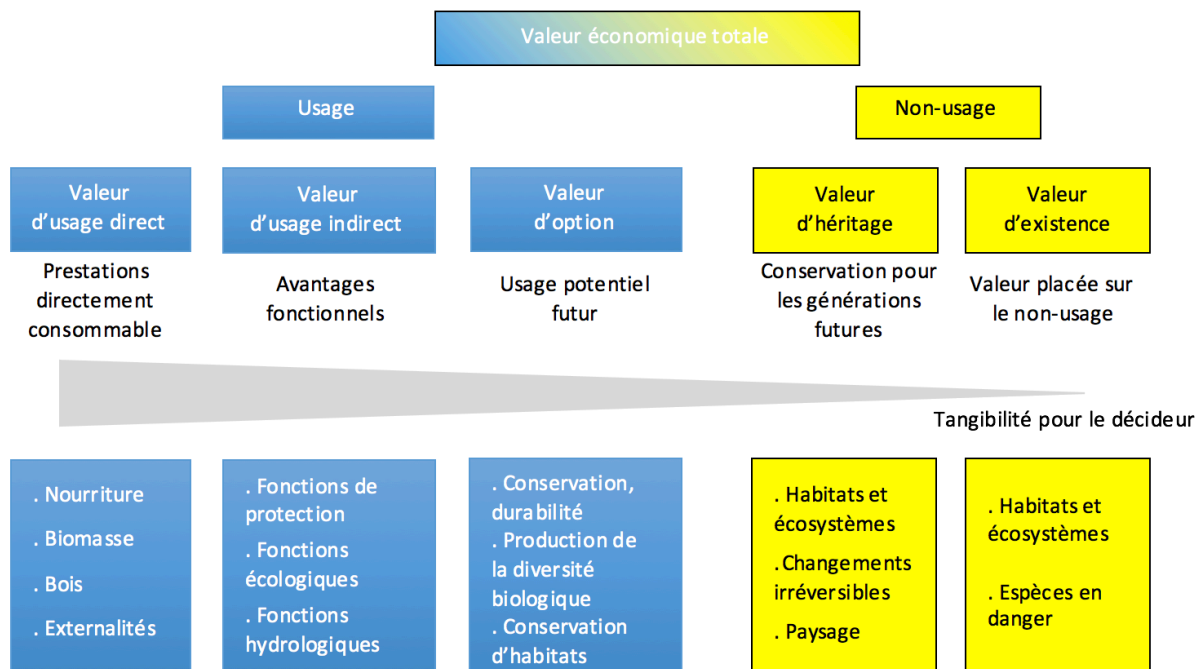


Figure 1-5 : Schéma représentant différents degrés d'évaluation économique d'un bien ou service environnemental (adapté de Chevassus-au-Louis, Salles & Pujol (2009))

La valeur des biens ou services environnementaux peut se décomposer en valeur d'usage et de non-usage. La valeur d'usage peut être incluse dans des marchés économiques (usage direct) ou non (usage indirect). La valeur d'option reflète la valeur transactionnelle d'un potentiel futur d'usage. Les valeurs de non-usage (d'héritage et d'existence) sont difficilement quantifiables mais participent bel et bien au bien-être humain. Ces dernières s'inscrivent plus dans un aspect d'équité intergénérationnelle et sont moins tangibles en termes quantitatifs pour le décideur. Cette théorie justifie également le principe de précaution de l'évaluation environnementale. En effet, tous les niveaux d'usage ne sont que rarement évalués en raison de difficultés méthodologiques et une bonne pratique est de considérer par précaution les estimations comme des valeurs minimales : la valeur totale est incomplète et alors sous-estimée (Levrel, 2007).

Méthodes d'évaluation économique

Différentes méthodes d'évaluation économique des biens et services écosystémiques existent (Tableau 1-1).

Les approches déductives sont fondées sur la valeur d'usage direct et indirect engagés en cas de perte des actifs environnementaux. Les préférences déclarées estiment la valeur économique au moyen d'un marché fictif de substitut qui pallie l'absence d'un marché réel pour les actifs environnementaux. Les approches fondées sur les préférences révélées observent les décisions et comportements des individus, afin de déduire leurs préférences et valeurs qu'ils accordent aux actifs environnementaux. Le transfert de valeur(s) se fonde quant à lui sur des données existantes pour les extrapoler à d'autres contextes (fonctions écologiques, d'un lieu ou une année à une autre). Par exemple, la valeur du carbone peut être estimée par un prix dans les marchés régionaux qui se sont créés (et réunis au sein du *International Carbon Action Partnership*). Cependant, la valeur peut également être estimée hors de ces marchés par la taxe carbone ou le coût social du carbone, qui visent à couvrir les frais induits par les nuisances du réchauffement climatique d'une unité supplémentaire d'émission GES. Ces sont des valeurs générées par méthode de dépense préventive.

Tableau 1-1 : Principales approches et techniques d'évaluation et techniques d'évaluation
économique de l'environnement (adapté de Sonmda & Awaïss, 2013)

Approches	Techniques	Nature de la valeur	Avantages	Inconvénients
Méthodes déductives	Coûts évités, de substituts ou de remplacement	Valeurs d’usage direct, indirect	Méthode intuitive	Ne permet pas d’évaluer la valeur de non-usage
Préférences déclarées	Évaluation contingente	Valeurs d’usage direct, indirect et non-usage	Pour tout type de valeurs	Plusieurs biais Besoin important de données
	Modélisation de choix		Pour tout type de valeur et sans biais	Analyse complexe Besoin important de données
	Évaluation économique participative		Pour tout type de valeurs, faible demande de données	Subjective
Préférences révélées	Analyse des prix de marché	Valeur d’usage direct ; commercialisé	Reflète le prix du marché ; application limitée	Besoin important de données
	Méthodes fondées sur les coûts	Valeur d’usage indirect		
	Méthodes de productivité			
	Méthodes de dépenses préventives			
	Coûts de voyage	Valeur touristique		
	Prix hédoniques	Valeur d’usage du changement de qualité environnementale		
Transfert de bénéfices	Études antérieures empiriques	Valeurs d’usage direct, indirect et non-usage	Faible demande de données ; efficacité/coût	Études existantes non applicables

Économie en ACV

Traduire des impacts environnementaux en termes économiques est une voie qui est très discutée en ACV, et les opinions concernant la pertinence varient en fait selon le destinataire, précisé dans le champ d'étude au début de l'ACV (Pelletier & Tyedmers, 2011). La principale critique est le manque de robustesse : différentes méthodes d'évaluation économique peuvent donner différents résultats. Cependant, la même critique avait été faite à l'ACV à ses débuts ; depuis, la standardisation et la transparence dorénavant requises par le cadre exigeant des normes pour l'ACV (ISO et autres) permettent de répondre en partie à ces défauts. La seconde critique concerne plus l'unité monétaire elle-même : elle est « trop » transversale, et peut prêter à confusion (Finnveden & Moberg, 2005). Le principe de substitution latent peut facilement induire en erreur et donner de mauvaises interprétations s'il est mal compris ou mal utilisé. Il faut cependant se rappeler que quelle que soit l'unité (point ou « éco-point », dollar ou « éco-dollar »), une unité relative de mesure répond à ce principe par essence. Malgré tout, il n'en demeure pas moins que c'est un outil permettant de chiffrer certains types d'impact (les services culturels, récréationnels par exemple) que ne permettent pas les autres méthodes. C'est donc un outil complémentaire.

De plus, l'utilisation de données économiques n'est pas nouvelle en ACV. On peut citer dans la phase d'inventaire l'imputation économique (ISO, 2006a) ou l'utilisation de tables *Input/Output* (I/O), tandis que la modélisation en ACV conséquentielle utilise des outils de marché et des données issues de modèles économiques pour prendre en compte les changements marginaux de technologie ou de lieux de production (Earles *et al.*, 2011). De même que l'on utilise différentes méthodes d'évaluation des impacts (modèles environnementaux) par souci de robustesse des résultats, il est possible de faire de même avec les méthodes d'évaluation économique.

Problématiques des SE en lien avec celles en ACV

Comme pour l'ACV, les aspects d'évaluation environnementale et d'aide à la décision se côtoient dans le concept des SE. Les SE semblent offrir un cadre scientifique légitime (MEA, publications nombreuses), une facilité de communication et d'aide à la décision et même mobiliser des notions qui semblent manquer à l'ACV. Cependant, seules des perturbations d'envergure des écosystèmes peuvent être évaluées dans ces modèles (Arbault *et al.*, 2014). L'ACV apporte le lien entre les effets sur les fonctions écologiques avec l'intervention environnementale au niveau du produit ou

service au travers des flux élémentaires répertoriés dans la phase l'inventaire (ICV). La section suivante détaille comment l'ACV décrit l'utilisation des terres en particulier.

1.3 Impacts de l'utilisation des terres en évaluation des impacts du cycle de vie

1.3.1 Éléments d'une étude ACV pour l'utilisation des terres

Interventions environnementales et flux élémentaire

On définit en sciences naturelles la **couverture de terre** (*land cover*) comme l'ensemble des éléments physiques à la surface des sols permettant une utilisation de terre donnée (*land use*). On confond souvent ces deux notions. En ACV et dans ce document, on se réfèrera à « couverture de terre » pour un type d'activité (qui définit alors la surface physique) et à « utilisation des terres » pour désigner le flux élémentaire. Différentes classifications de couvertures de terres existent (cf. 1.3.4).

En ICV, les interventions environnementales associées à l'utilisation des terres se résument par deux flux élémentaires. La **transformation** représente le changement de couverture d'une terre à une autre pour répondre à un besoin d'utilisation. La déforestation en est un exemple : la couverture « forêt » devient une autre. L'**occupation** représente la phase où les terres sont utilisées pendant une durée déterminée, pour une activité humaine donnée.

Principe de caractérisation des impacts

L'évaluation des impacts potentiels dus à l'utilisation des terres s'appuie sur le changement de la qualité environnementale du sol en fonction du temps (Figure 1-6) (Lindeijer, 2000a ; Milà iCanals *et al.*, 2007). Le troisième axe correspond à la surface utilisée (en m² ou ha) par le flux élémentaire.

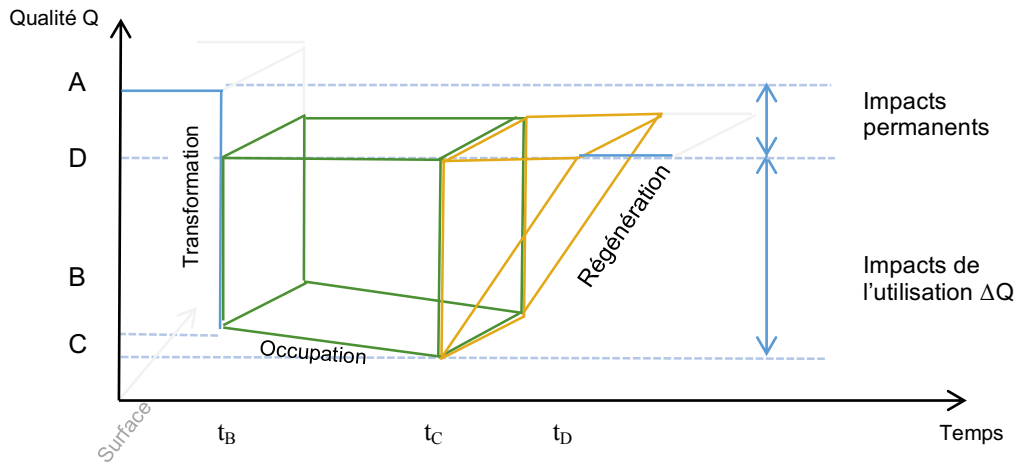


Figure 1-6: Courbe de la qualité environnementale des impacts pour l'utilisation des terres en ACVI dans le cadre de Milà iCanals *et al.* (2007).

Au temps t_B , la terre à l'état naturel est transformée pour une activité donnée, portant la qualité de Q_A à Q_B . Durant l'occupation, la qualité peut continuer de se dégrader, supposément beaucoup plus lentement et de manière négligeable par rapport à la transformation de sorte que l'on peut la considérer inchangée : $Q_C \approx Q_B$ (Milà iCanals *et al.*, 2007). Au terme de l'activité (temps t_C), l'activité anthropogénique cesse et la terre se régénère de sorte à atteindre un nouvel équilibre à Q_D (temps t_D). On considère qu'il y a des impacts permanents, lorsque la qualité de régénération Q_D est inférieure à la qualité naturelle Q_A (Milà iCanals *et al.*, 2007). Le processus d'occupation est équivalent à maintenir la qualité des terres à Q_C , empêchant la mise en place du processus de régénération naturelle vers Q_D (Müller-Wenk, 1998 ; Weidema & Lindeijer, 2001).

Calcul des scores d'impacts

La phase d'évaluation des impacts consiste à quantifier les impacts $I_{\text{occupation}}$ et $I_{\text{transformation}}$ relatifs à ces deux interventions, respectivement représentés par les volumes en vert et en jaune dans la Figure 1-6. Le score d'impact est calculé comme le produit de la surface A (m^2 ou ha) avec la durée d'utilisation (années) et la perte de qualité ΔQ (unité physique). Ainsi, on obtient respectivement les Équations 1-2 et 1-3 pour l'occupation et la transformation :

$$I_{\text{occupation}} = A \cdot (t_C - t_B) \cdot (Q_{\text{référence}} - Q_{\text{occupation}}) \quad (\text{Équation 1-2})$$

$$I_{\text{transformation}} = A \cdot (t_D - t_C) \cdot \frac{1}{2} \cdot (Q_{\text{référence}} - Q_{\text{transformation}}) \quad (\text{Équation 1-3})$$

où $Q_{\text{occupation}} = Q_B$ et $Q_{\text{transformation}} = Q_B$ et $Q_{\text{référence}}$ est à déterminer selon les objectifs de l'étude ou le type d'approche ACV. Par exemple, $Q_{\text{référence}} = Q_D$ dans la Figure 1-6. L'intensité d'utilisation (produit de la surface par la durée d'utilisation) est une donnée d'inventaire, de sorte que l'on peut identifier la perte de qualité ΔQ au CF (cf. Équation 1 avec les Équations 1-2 et 1-3).

Allocation de la transformation

Si les impacts de la transformation peuvent être caractérisés en théorie, ce n'est rarement le cas dans les faits. Il est difficile de déterminer la durée de régénération $t_D - t_C$. Saad *et al.* (2013) proposent des valeurs pour les quatre voies d'impact et par régions. De plus, une question méthodologique d'allocation se pose : à qui affecter les impacts de la transformation : l'occupant actuel ou le précédent ? Doit-on faire un amortissement de l'impact ? Cela relève d'une question de définition du système et de la modélisation en inventaire, ainsi que du type d'ACV, attributionnelle ou conséquentielle (Brander, 2015 ; Soimakallio *et al.*, 2016). Koellner *et al.* (2013) suggèrent ainsi de distribuer linéairement les impacts dus à la transformation (Équation 3) pendant les 20 premières années de l'occupation.

1.3.2 Principales méthodes d'évaluation et projet LULCIA

Évaluation par des méthodes ACVI

Le *Joint Research Center* (JRC) de la Commission Européenne a publié quatre guides de référence sur l'état de l'art en évaluation des impacts du cycle de vie (2010a ; 2010b ; 2011 ; 2012). Les chaînes de cause à effets y sont décrites, avec les indicateurs clés, les voies d'impact et les AoP identifiées. Des recommandations sur les développements scientifiques à réaliser, l'applicabilité des méthodes ainsi que leur acceptation par les décideurs y sont également recensées (*European Commission & Joint Research Center*, 2010a ; 2010b ; 2011). Cette analyse critique montre qu'au moment de la publication, les méthodes d'ACVI pour la catégorie d'impact « utilisation des terres » ne prenaient pas en compte la qualité écologique de manière opérationnelle, et que les niveaux dommages n'étaient pas recommandés. L'indicateur problème de Milà iCanals *et al.* (2007) de SOM est recommandée « par défaut », en attendant d'autres développements ; l'indicateur de perte de biodiversité terrestre (ReCiPe, 2008) est considéré pour usage intérimaire.

Toutefois, un indicateur dommage incluant à la fois la biodiversité et la « productivité » des écosystèmes terrestres serait à étudier (JRC, 2010a).

En ce qui concerne les méthodes ACVI opérationnelles dans les logiciels ACV, la voie d'impact communément acceptée représente les impacts de l'utilisation des terres sur la biodiversité terrestre (Lindeijer, 2001), avec un CF en termes de fraction potentielle d'espèces disparues (PDF) et un score d'impact en $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{an}$ (Équation 1-2). Des indicateurs pour d'autres fonctions écologiques du sol ont été développées (cf. 1.3.3), mais plus difficilement adoptées en l'absence de standard et de consensus méthodologique pour les fonctions écologiques.

Travaux d'harmonisation : le projet LULCIA

En parallèle des travaux du JRC, la *Life Cycle Initiative* est un groupe de travail qui a été mandaté conjointement par le PNUE et la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) pour développer une méthodologie opérationnelle abordant les points discutés dans ces guides et pour apporter une base commune et cohérente sur lesquels bâtir des développements. Leur projet *Land Use Life Cycle Impact Assessment* (LULCIA) a mené à la publication d'une série d'articles (Brandão & Milà iCanals, 2012 ; de Baan, Alkemade, & Koellner, 2012 ; Koellner & Geyer, 2013 ; Koellner *et al.*, 2013a ; 2013b ; Müller-Wenk & Brandão, 2010 ; Saad, Koellner & Margni, 2013 ; Milà iCanals, Rigarlsford & Sim, 2013).

Les trois acquis méthodologiques majeurs sont : l'ajout d'indicateurs de fonctions écologiques du sol, l'harmonisation des classifications des couvertures de terres au niveau de l'ICV (Koellner *et al.*, 2013a) et la nécessité de différencier spatialement les impacts pour représenter le caractère local de l'utilisation des terres (Koellner & Geyer, 2013 ; Koellner *et al.*, 2013b). Les trois sections suivantes détaillent les trois points méthodologiques auxquels ces développements se rattachent : la classification a) des indicateurs pour l'utilisation des terres, b) des couvertures de terres et c) des divisions spatiales à évaluer.

1.3.3 Indicateurs de qualité pour l'utilisation des terres en ACVI

Bref historique en ACVI

Les concepts et méthodes disponibles en ACVI sont présentés au Tableau A3 de l'Annexe A. Ainsi, les premières méthodes étaient des indicateurs d'efficacité : la disponibilité relative était prise en compte par retranscription de la surface occupée en m^2 (flux d'inventaire).

Les approches subséquentes sont devenues plus complètes en intégrant différentes fonctions écologiques et de différenciation de types d'utilisation des terres. La chaîne de cause à effets de la catégorie d'impact est présentée à la Figure 1-7.

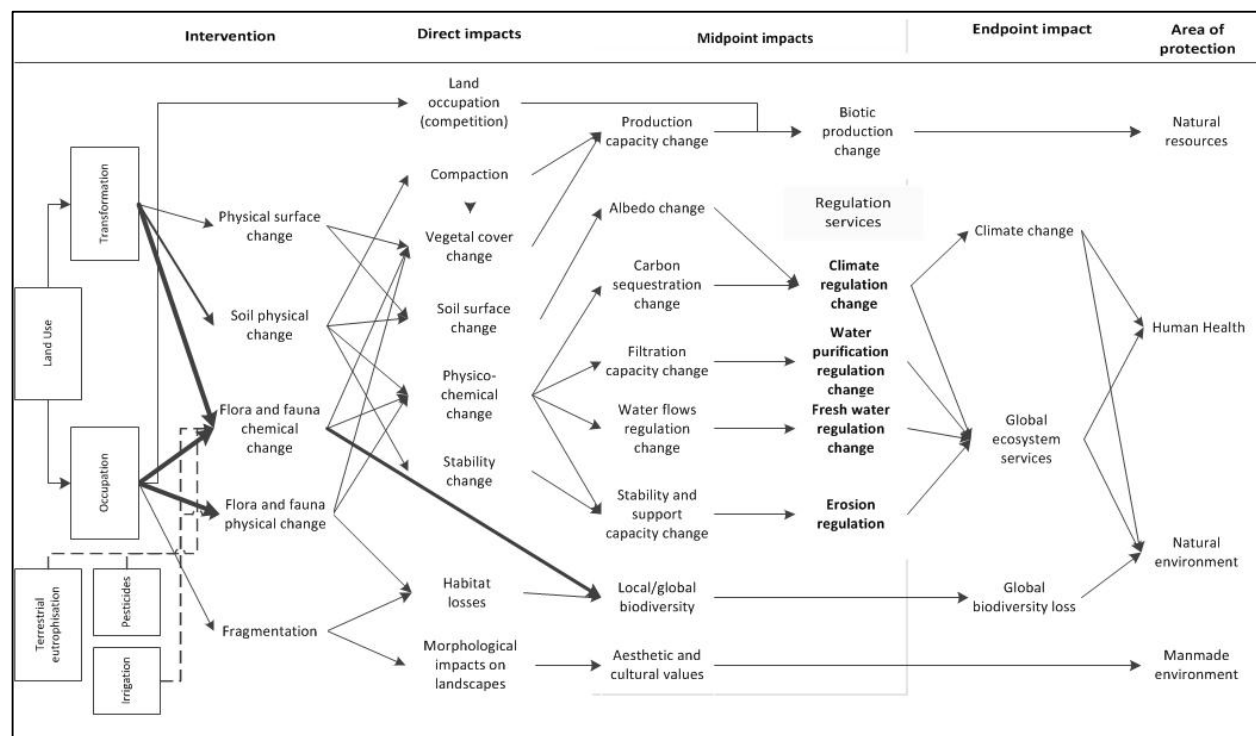


Figure 1-7: Chaîne de cause à effet de la catégorie d'impact "utilisation des terres"

(adapté de Koellner *et al.*, 2013b)

Deux types d'approches émergent : par indicateur-clé ou par un ensemble de plusieurs indicateurs. L'approche par indicateur-clé unique consiste à représenter toutes les voies d'impact par un seul indice tandis que l'autre approche reconnaît la pluralité des fonctions des sols. En ce qui concerne la biodiversité terrestre, la diversité et la richesse des plantes vasculaires est l'indicateur-clé qui fait le consensus en ACVI (Guinée, de Bruijn, van Duin, & Huijbregts, 2001 ; Jolliet *et al.*, 2003 ; De Schryver, Goedkoop, Leuven, & Huijbregts, 2010 ; Koellner & Scholz, 2008). Des indicateurs plus complets intégrant la proportion de plantes menacées (Bare *et al.*, 2003), leur valeur botanique (Vogtländer *et al.*, 2004), la rareté des espèces (Michelsen, 2008 ; Coelho & Michelsen, 2014), la diversité fonctionnelle des espèces (de Souza *et al.*, 2013), les habitats (de Baan *et al.*, 2013, 2015) ou la vulnérabilité des espèces (Chaudhary *et al.*, 2015) ont ensuite été développés pour une approche plurielle d'indicateurs. Le sujet reste encore en fort développement (de Souza *et al.*, 2015).

En ce qui a trait aux fonctions écologiques, un indicateur-clé souvent cité est le *Net Production Potential* et ses dérivés (Lindeijer, 2000). Il correspond à des mesures de production et de croissance de la biomasse, soit la fonction d’approvisionnement (Figure 1-4). Le raisonnement en faveur de cet indicateur est que la biomasse requiert toutes les fonctions de support en amont pour être produite. Dans le même ordre d’idée, le contenu en matière organique du sol (*soil organic matter*, SOM) a été proposé comme indicateur de qualité des sols dans la mesure où le carbone participe à plusieurs fonctions écologiques. Cependant, de nombreux indicateurs ont été développés avec la reconnaissance des fonctions du sol et du courant de pensée des services écosystémiques. Comme encore souligné dans différents travaux récents (Garrigues, Corson, Angers, van der Werf, & Walter, 2012 ; Koellner *et al.*, 2013b), un seul indicateur de biodiversité pour l’utilisation des terres est trop réducteur pour représenter les impacts sur les sols. Dans cette pratique actuelle, le sol n’est considéré qu’en tant que composant de support et non comme une entité à part entière de l’écosystème terrestre.

Identification des services écosystémiques à considérer en utilisation des terres

Pour la catégorie d’impact « utilisation des terres », de nombreux SE tels que présentés dans le MEA seraient en effet pertinents à inclure en ACVI. Toutefois, une attention particulière est portée aux services de régulation (Koellner *et al.*, 2013a), définis comme « les bienfaits qui découlent de la régulation des processus liés aux écosystèmes, tels que la régulation du climat, de l’eau et de certaines maladies humaines » (MEA, 2005). Il est souvent reporté que ces services tiennent par leur nature un rôle particulier au sein des écosystèmes, car « leur dégradation laisse présager le déclin de tous les autres services » (Carpenter *et al.*, 2009). Particulièrement pour la problématique de l’utilisation des terres, on considère que les fonctions essentielles à inclure sont les aspects de production et de régulation (European Commission & Joint Research Center, 2010a ; Müller-Wenk & Brandão, 2010), qui sont par ailleurs les seules fonctions communes dans les différentes classifications de fonctions du sol reportées au Tableau A1 à l’Annexe A. De plus, ces services peuvent être représentés par les grandeurs physiques (volumes d’eau, quantité de carbone, etc.) que l’on peut mesurer et suivre dans le temps.

Cinq services écosystémiques de régulation et un service écosystémiques d’approvisionnement par les sols sont considérés par les travaux du LULCIA du groupe de travail de l’UNEP/SETAC :

- la capacité de production biotique BPP en $[\text{kg}_C/(\text{m}^2 \cdot \text{an})]$;
- la capacité de régulation du climat CRP en $[\text{t}_{\text{CO}_2}/(\text{m}^2 \cdot \text{an})]$ par la fonction écologique de séquestration du carbone par les sols ;
- la capacité de résistance à l’érosion ERP en $[\text{kg}_{\text{sol}}/(\text{m}^2 \cdot \text{an})]$;
- la capacité de régulation de l’eau souterraine FWRP par la fonction écologique de recharge des nappes phréatiques en $[\text{mm}/\text{an}]$;
- la capacité de filtration mécanique et physicochimique de l’eau WPP-MF en cm/jour et WPP-PCF en $[\text{cmol}/\text{kg}_{\text{sol}}]$.

Si l’évaluation des impacts apparaît plus complète (au-delà de la biodiversité terrestre), la multiplication des indicateurs complique potentiellement la prise de décision dans la mesure où les indicateurs peuvent donner des classements relatifs contraires entre deux systèmes comparés, comme dans le cas d’étude sur la margarine du LULCIA (Milà iCanals *et al.*, 2013).

1.3.4 Classification de couvertures de terres

Utiliser ces CFs requiert de renseigner dans le flux élémentaire le type d’utilisation des terres (occupation ou transformation) et le type de couverture de terres : agricole, forêt ou urbain par exemple. Les couvertures de terre sont en effet l’équivalent des substances nocives à évaluer pour la toxicité humaine. Cependant, il n’y existe pas de classification harmonisée pour les décrire. Ainsi, les classifications utilisées pour l’ICV et l’ACVI peuvent différer en raison des besoins ou de capacités de modélisation, ce qui peut rendre l’arrimage entre les flux d’inventaire issus de bases ICV et les CFs difficile.

Les principes harmonisés de développement d’un inventaire pour les sols ont récemment été publiés (Koellner *et al.*, 2013a). Le groupe de travail s’est fondé sur des classifications existantes de couverture de terre et les besoins de l’ACV pour proposer un système à quatre niveaux de détail :

- Niveau 1 : les grandes classes de couvertures, dérivées du *Global Land Cover* 2000 (Bartholomé *et al.*, 2005 ; Agence européenne de l’environnement, 2006) ;

- Niveau 2 : des sous-classes plus fines, fondées sur ecoinvent 2.0 (Weidema & Hirschier, 2010) et GLOBIO3 (Alkemade *et al.*, 2009) ;
- Niveau 3 : informations additionnelles de pratiques de gestion des sols ;
- Niveau 4 : informations additionnelles d'intensité d'usage.

Bien que ce système soit consensuel en ACV, les niveaux de détail pour les systèmes agro-sourcés demeurent encore limités à la couverture **générique** « agricole ». Pourtant, les besoins de caractériser les systèmes de l'alimentation ne cessent de croître et on assiste à une multiplication des initiatives de bases de données d'inventaire sur les aliments : AgriBalyse (Koch & Salou, 2015), *Denmark LCA Food* (Nielsen *et al.*, 2003), *Swiss Agricultural Life Cycle Assessment* (Gaillard & Nemecek, 2009), *US LCA Digital commons* (Cooper, Kahn & Noon, 2013) ou la *World Food database* (Nemecek *et al.*, 2014) en sont des exemples. Raffiner des données d'inventaire n'est pertinent que si les nouvelles données produites peuvent être caractérisées, de sorte qu'un développement de CFs au même niveau de détail est nécessaire, en particulier pour l'utilisation des terres au vu des enjeux du secteur agro-alimentaire (cf. 1.1). Caractériser les types de biomasse serait de plus pertinent pour les secteurs industriels qui effectue un changement de la matière première utilisée (du pétrole pour la biomasse), comme décrit plus haut.

1.3.5 Différenciation spatiale

Régionalisation des catégories d'impact locales

En plus du type de couverture de terre, les flux élémentaires doivent spécifier une information géographique en raison du caractère local de la catégorie d'impact. Les fonctions écologiques dégradées dans un milieu tempéré sont par exemple bien différentes de celles dégradées dans une forêt tropicale. L'évaluation des impacts nécessite donc une différenciation spatiale. Le caractère local de plusieurs catégories d'impact (acidification, eau par exemple) a ainsi soulevé des discussions en ACVI quant à l'utilisation de données génériques sans aucune différenciation spatiale (MacLeod *et al.*, 2001 ; Potting, Schöpp, Blok, & Hauschild, 1998). Il a ainsi été démontré que l'utilisation de facteurs non différenciés spatialement (dits « **génériques** ») induit une incertitude dans les résultats obtenus (Mutel, Pfister, & Hellweg, 2011 ; Saad, Margni, Koellner, Wittstock, & Deschênes, 2011). Dans la suite, on désignera le processus de différencier spatialement par le terme de **régionalisation**.

Le degré de détail de la régionalisation à apporter n'est pas arbitraire et il convient d'identifier la résolution spatiale de régionalisation la plus appropriée. Cette résolution représente la fonction écologique étudiée avec plus ou moins de précision : plus la résolution utilisée est fine, mieux on représente la variabilité spatiale de la fonction écologique. La modélisation environnementale nécessite un compromis en raison de la complexité des phénomènes étudiés et la disponibilité des données ou encore le temps de traitement. Elle doit être « aussi simple que possible et complexe que nécessaire » (citation attribuée à Udo de Haes). Aller plus finement dans la description spatiale permet de mieux capturer les variabilités, qui sont intégrées dans le résultat final.

Bien qu'affranchi d'une faible disponibilité des données biogéographiques de l'ensemble du monde avec des données cartographiques, issues de radiométrie ou satellites et soutenus par les SIG pour leurs traitements, le développement de facteurs régionalisés repose encore sur des unités spatiales délimitées par des frontières écologiques (ou « biogéographiques »), c.-à-d. des zones au sein desquelles les paramètres d'intérêt sont considérés homogènes. Ce sont des **archétypes spatiaux**. Ce type d'approche permet de calculer des ensembles de CFs pour un découpage géographique donné, jugé pertinent pour la voie d'impact décrite par le CF. Plus une division est fine, plus la résolution des résultats est élevée. On parle ainsi d'**échelle de régionalisation** pour décrire des découpages différents et d'**échelle spatiale** pour comparer la résolution de deux découpages différents. Par exemple, le découpage par « bassins versants » est considéré pertinent pour décrire les impacts liés à l'eau (Frischknecht, Steiner, Braunschweig, Egli & Hildesheimer, 2006 ; Pfister, Koehler & Hellweg, 2009). Pour « l'utilisation des terres », le découpage pertinent pour la biodiversité terrestre est la division par biomes et par écorégions suivant la proposition de Olson *et al.* (2001), reprise et diffusée par le *World Wildlife Fund* (WWF). Ainsi, les CFs de biodiversité terrestre de Baan *et al.* (2011) et Chaudhary *et al.* (2015) suivent respectivement ces découpages. Par extension et par défaut, les travaux sur les fonctions écologiques (Saad *et al.*, 2011 ; 2013) suivent également ce découpage, « historique » pour la catégorie d'impact. Les travaux du groupe du LULCIA proposent une échelle de cinq niveaux de régionalisation : par types de biomes (terrestres, côtiers, continentaux), zones climatiques, biomes, écorégions et par localisation plus précises. Il est reconnu que cette classification spatiale est un compromis de pertinence selon les indicateurs de fonctions écologiques et la biodiversité terrestre.

De même que pour les couvertures de terres, les classifications spatiales en ICV et en ACVI diffèrent. Souvent, les informations géographiques en inventaire relèvent en effet d'un découpage

politique. L'arrimage avec les CFs nécessite soit de recalculer les CFs dans le découpage de l'ICV, soit de trouver un découpage commun. En passant d'un découpage à un autre, on peut changer d'échelle spatiale, ce qui crée une perte d'information en augmentant la variabilité spatiale des résultats. Cette variabilité peut être intégrée sous forme d'incertitude dans les valeurs calculées en ACV pour en renforcer la robustesse scientifique.

Échelles de résolution spatiale dans la méthode d'impact IMPACT World⁺

La méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie « IMPACT World⁺ » est développée par le Centre Interuniversitaire de Référence sur l'Analyse, l'Interprétation et la Gestion du cycle de vie (CIRAIG, Polytechnique Montréal), en collaboration internationale avec DTU, Quantis et l'Université du Michigan depuis 2012 et sera publiée au cours de l'année 2016. Elle reprend « l'état de l'art » scientifique pour chacune des catégories d'impact et en intègre explicitement et systématiquement la régionalisation (Bulle *et al.*, 2016). Elle propose également plusieurs échelles spatiales pour s'adapter aux données de l'inventaire. Pour cela, une harmonisation des échelles des différentes catégories d'impact a été nécessaire et entreprise.

1.3.6 Choix d'un niveau de référence (*reference situation*)

Dans le cadre de l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres, un autre choix de modélisation mentionné, mais moins discuté dans les travaux du LULCIA (Koellner *et al.*, 2013b) est le niveau de référence $Q_{\text{référence}}$. D'après les Équations 1-2 et 1-3, les impacts de l'utilisation des terres sont en effet relatifs à une référence (terme ΔQ). Dans le cadre méthodologique de Milà iCanals *et al.* (2007), un « niveau dynamique de référence » conditionne le calcul du CF et du score d'impact. Il n'y a pas de consensus sur ce niveau de référence.

L'ACVc évalue les impacts par rapport à l'usage des sols qui aurait été fait si l'activité évaluée n'avait pas lieu. Déterminer cet état est un choix dans la modélisation conséquentielle et constitue la référence.

Dans la mesure où l'ACVa évalue les impacts d'une activité par rapport à une situation où cette activité n'a pas lieu, le niveau de référence a été décrit comme un niveau relatif à un état des sols en l'absence d'activité humaine (Curran, Mann & Norris, 2005). Cette description a donné lieu à deux interprétations, appelées **visions** dans cette thèse : l'état avant toute activité humaine ou au contraire (vision de l'état naturel), l'état après l'arrêt des activités humaines (vision de l'état après

régénération). La principale différence est que la régénération tient compte de l'activité humaine ; c'est une vision de l'état que l'écosystème peut atteindre ($Q_{\text{référence}} = Q_D$). Évaluer les impacts par rapport à l'état naturel est plus conservateur, mais ne tient pas compte de l'activité humaine ($Q_{\text{référence}} = Q_A$). Dans la mesure où ces états sont théoriques et nécessitent un choix temporel (par rapport à l'activité humaine : combien de temps avant pour l'état « naturel », combien de temps après pour la régénération), il a été proposé de les représenter par des états approximatifs : l'état naturel des régions environnantes ou encore l'état actuel d'utilisation (Koellner *et al.*, 2013b). Des scores d'impact calculés avec des niveaux de référence différents décrivent donc des impacts qui peuvent paraître similaires, mais qui diffèrent sensiblement dans le calcul et dans l'interprétation.

La vision recommandée est l'état après régénération (Milà iCanals *et al.*, 2007 ; Koellner *et al.*, 2013b ; Soimakallio *et al.*, 2015). C'est pourquoi le niveau de référence le plus commun au sein des développeurs de CFs (Annexe E) est le *Potential of Natural Vegetation* (PNV), qui décrit un état projeté de l'écosystème après l'arrêt des activités humaines et tenant compte des impacts de celles-ci. Pourtant, les études ACV peuvent avoir à évaluer des impacts correspondants à d'autres visions de la référence. En effet, les évaluations environnementales peuvent également avoir à étudier l'impact par rapport à une situation de départ où les impacts sont considérés comme nuls ou encore par rapport à une situation où les activités humaines continuent (cours normal des activités ou *business as usual*) sans d'intervention supplémentaire sur l'environnement naturel. Ces quatre visions ont été rapportées par Soimakallio *et al.* (2015), qui ont analysé les résultats de 700 études ACV incluant l'utilisation des terres. Pour plus de 80% d'entre elles, le niveau de référence n'était pas explicite, ce qui rend difficile de jauger si les scores d'impact calculés répondent bien aux champs d'étude définis et ne mènent pas à des conclusions erronées.

De plus, un mélange de niveaux de références apparaît lors de l'utilisation de multiples indicateurs, par exemple dans le cas d'application du projet LULCIA, i.e. l'ACV de la production de margarine (Milà iCanals, Rigarlsford & Sim, 2013). Ainsi, les indicateurs de Muller-Wenk & Brandão (2011) et Saad *et al.* (2013) ont été développés avec le PNV comme référence ; de Baan *et al.* (2013) ont utilisé un état quasi-naturel pour le représenter tandis que Brandão & Milà iCanals (2013) se réfèrent sans plus de précision à un « niveau potentiel » d'état de l'environnement « non perturbé ».

1.4 Conclusions de la revue de littérature et problématique

Au terme de cette revue de littérature, il apparaît que les enjeux liés à l'utilisation des terres sont cruciaux. La pression que pourrait exercer la conversion d'une économie fondée sur le pétrole vers une économie fondée sur la biomasse requiert des outils/méthodes pour éviter des impacts environnementaux potentiels majeurs et des conséquences non désirées. L'ACV est une méthodologie holistique qui apparaît adaptée. Les connaissances de la catégorie d'impact « utilisation des terres » en évaluation des impacts du cycle de vie ont progressé avec les travaux du projet LULCIA (2008-2013) du groupe de travail de l'*UNEP/SETAC Life Cycle Initiative* (<http://www.pes.uni-bayreuth.de/en/research/projects/LULCIA/>) qui a mené au développement de six indicateurs de qualité des sols additionnels à celui jusqu'alors utilisé et seulement axé sur la biodiversité terrestre et posé des fondements méthodologiques clairs et consensuels. Cependant, les méthodologies utilisées demeurent encore perfectibles pour aider la prise de décision dans l'évaluation et la comparaison de produits agro-sourcés.

Tout d'abord, l'augmentation du nombre d'indicateurs réduit potentiellement la capacité d'aide à la décision de l'ACV. Ceux-ci peuvent en effet se contredire dans les analyses comparatives. Développer une méthode fondée sur l'interprétation des fonctions écologiques en services écosystémiques permettrait alors de convertir les différents indicateurs dans une unité commune et de mettre ces voies d'impact en regard. Elle ouvrirait la voie à une communication plus concrète et efficace des résultats pour l'aide à la prise de décision et de répondre aux interrogations posées aujourd'hui dans le cadre d'un climat politique et industriel plus respectueux de l'environnement.

Ensuite, des lacunes demeurent dans la modélisation des fonctions écologiques. Les couvertures de terres de niveaux 1 et 2 peuvent être évaluées, mais pas encore au-delà, ce qui réduit la caractérisation et le pouvoir de discrimination. De plus, la régionalisation des fonctions écologiques repose sur des archétypes qui ont été développées originellement pour la biodiversité terrestre. En raison des multiples origines possibles de la biomasse, aussi bien en termes de types que de géographie que de types de cultures, il est nécessaire d'avoir une approche capable de distinguer entre deux types de cultures et spatialement différenciée pour bien prendre en compte les conditions environnementales locales.

Enfin, un dernier aspect concerne l'interprétation des résultats calculés et communiqués. Étant donné le cadre méthodologique proposé par Lindeijer (2000) et qui s'est imposé avec les travaux de Milà iCanals *et al.* (2007), tous les scores d'impacts de l'utilisation des terres sont relatifs à un niveau de référence, qui n'est pas bien explicité selon la méta-analyse de plus de 700 études ACV menée par Soimakallio *et al.* (2015). Or, avant de prendre des décisions sur la base de tels scores d'impact, il convient de bien en comprendre les limites et interprétations afin de dresser le portrait environnemental complet des impacts engendrés par les systèmes évalués. Cela permettrait de les évaluer, les comparer de manière holistique tout en évitant de potentielles conséquences non désirées.

Pour opérationnaliser ces développements ACVI avec les données en inventaire, un calcul des CFs à des échelles spatiales adaptées aux découpages en inventaire est également nécessaire pour faciliter l'arrimage entre les flux élémentaires et les CFs.

CHAPITRE 2 OBJECTIFS

2.1 Objectifs

L'objectif général de la thèse est :

« Améliorer la robustesse scientifique et la pertinence environnementale des facteurs de caractérisation pour évaluer la perte de fonctions écologiques associée à l'utilisation des terres en ACV et de la traduire en indicateurs économiques au moyen du concept des services écosystémiques dans l'optique de faciliter la prise de décision ».

Pour l'atteindre, les objectifs spécifiques suivants sont définis.

Objectif spécifique 1 : Développer une méthode fondée sur les sciences socioéconomiques pour permettre l'agrégation des indicateurs problèmes en un seul indicateur dommage exprimant la perte de services écosystémiques assurés par les fonctions écologiques du sol ;

Objectif spécifique 2 : Modéliser les facteurs de caractérisation pour deux fonctions écologiques liés à l'utilisation des terres (recharge des nappes phréatiques par ruissèlement, résistance à l'érosion) à l'aide d'un modèle environnemental déterministe pour des types de biomasse différenciées et à un niveau de régionalisation pertinent et de haute résolution spatiale ;

Objectif spécifique 3 : Évaluer l'importance du choix du niveau de référence sur les facteurs de caractérisation et les résultats en « utilisation des terres » et en analyser l'interprétation en regard du champ d'étude de l'analyse du cycle de vie ;

Objectif spécifique 4 : Appliquer les facteurs de caractérisation développés pour évaluer les impacts environnementaux potentiels de l'utilisation des terres, de quatre polymères agro-sourcés (acide polylactique, amidon thermoplastique, bio-polyéthylène et polyhydroxyalcanoate) ;

Objectif spécifique 5 : Calculer des facteurs de caractérisation pour différentes échelles spatiales afin d'opérationnaliser l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres.

2.2 Organisation de la recherche et contenu de la thèse

Les objectifs spécifiques sont organisés selon la Figure 2-1.

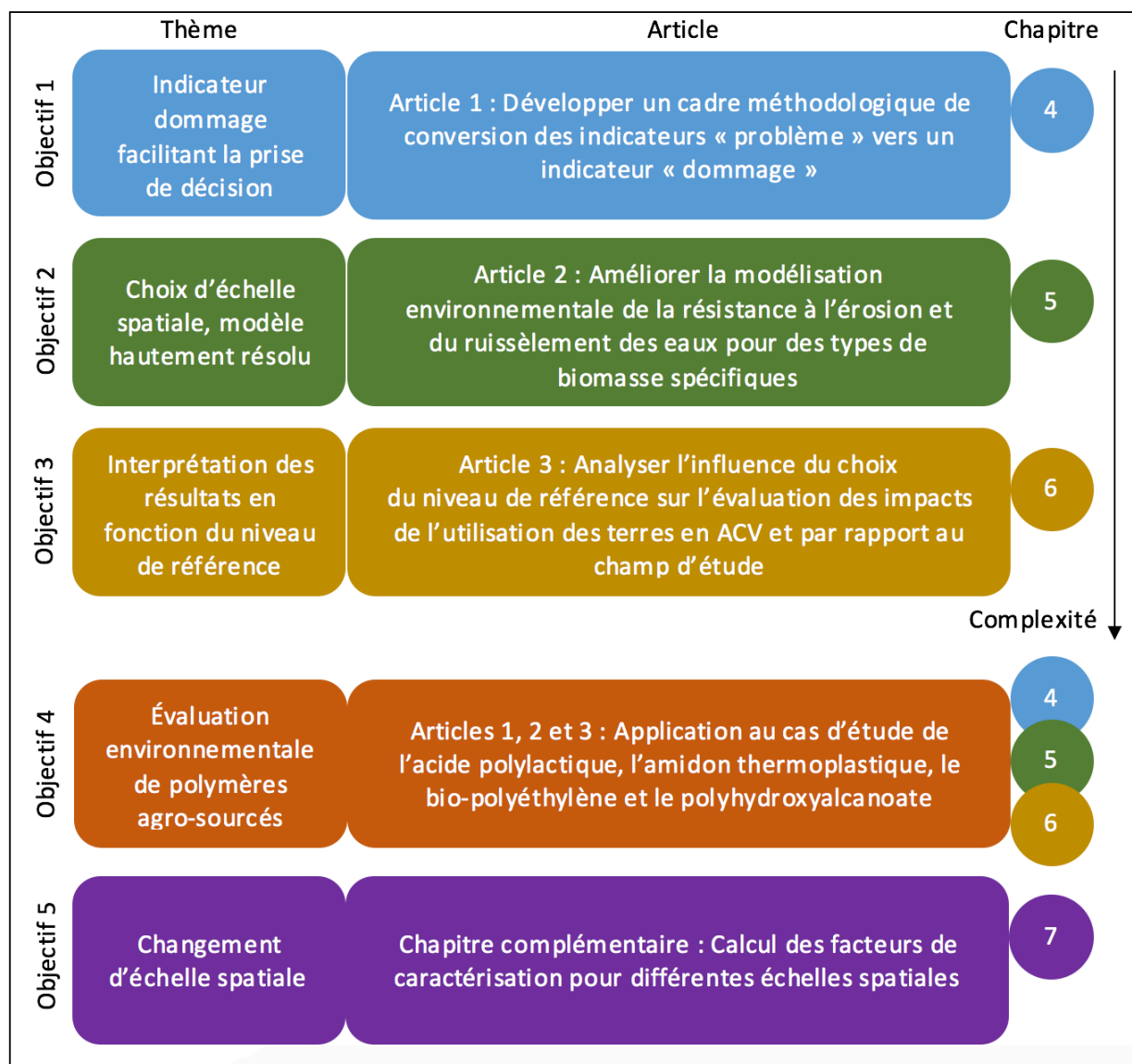


Figure 2-1 : Objectifs spécifiques, thèmes, articles et chapitres de cette thèse

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

Les impacts de l'utilisation des terres sont évalués en ACV par l'Équation 1-2, rappelée ici :

$$I_{\text{occupation}} = A \cdot (t_C - t_B) \cdot CF, \text{ avec } CF = Q_{\text{référence}} - Q_{\text{occupation}} \quad (\text{Équation 1-2})$$

avec le facteur de caractérisation CF au niveau problème ou au niveau dommage.

Les trois premiers objectifs spécifiques de cette thèse proposent de traiter pour les fonctions écologiques chaque terme de cette équation afin d'en améliorer la modélisation : CF_{dommage} , $Q_{\text{occupation}}$ et $Q_{\text{référence}}$. La méthodologie générale est tout d'abord résumée par la Figure 3-1. Ensuite, les développements méthodologiques nécessaires pour y répondre sont présentés succinctement dans ce chapitre et finalement détaillés dans chacun des articles présentés aux chapitres suivants.

3.1 Résumé de la méthodologie

La Figure 3-1 détaille les étapes méthodologiques des objectifs spécifiques présentés dans la Figure 2-1, dont les couleurs correspondantes aux objectifs spécifiques sont reprises.

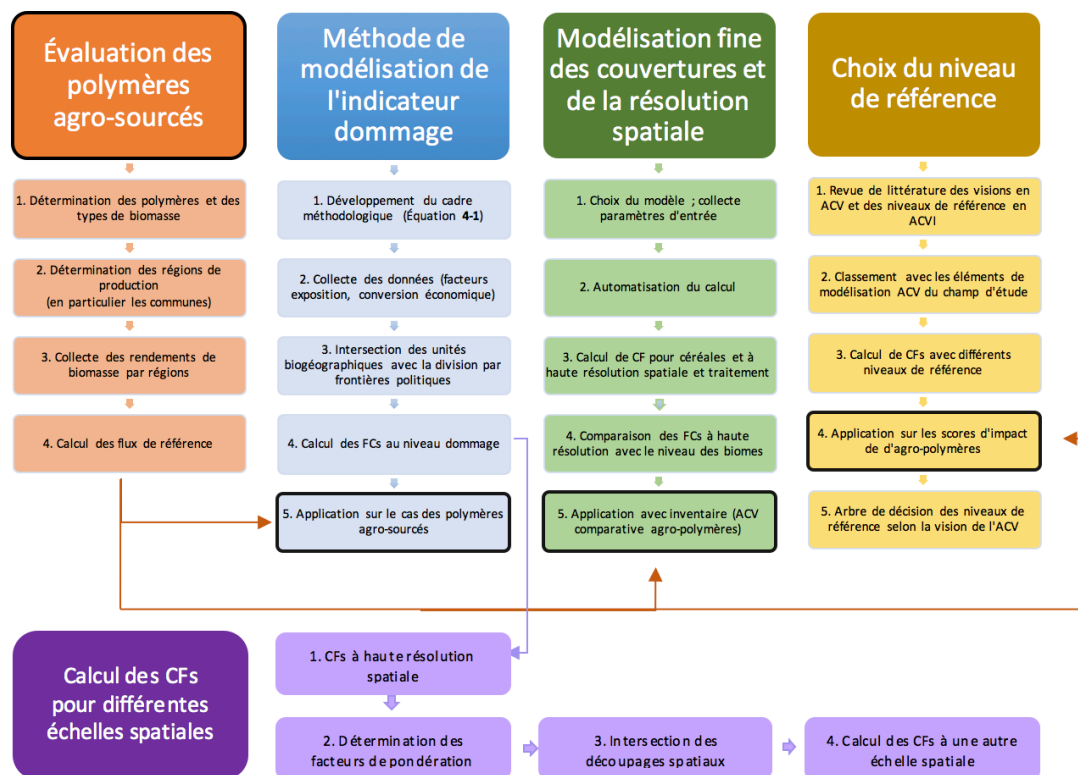


Figure 3-1 : Schéma général de la méthodologie employée dans cette thèse

3.2 Cas d'étude sur les agro-polymères

Les cas d'étude des trois premiers développements méthodologiques (objectifs spécifiques 1, 2 et 3) sont des comparaisons de polymères agro-sourcés (objectif spécifique 4). L'unité fonctionnelle (UF) est définie comme « produire une fourchette en plastique ». Différents systèmes issus de différents types de biomasse sont évalués : l'acide polylactique (PLA - manioc), l'amidon thermoplastique (TPS – blé, maïs), le polyhydroxyalcanoate (PHA - soja) et le bio-polyéthylène (bio-PE – canne à sucre). Cette ACV sera limitée en termes de catégorie d'impact à l'utilisation des terres et « du berceau à la porte » (de l'extraction des matières premières à la porte de l'usine) en termes d'étapes du cycle de vie, afin d'établir les éco-profils » de ces polymères agro-sourcés. L'ACV complète préliminaire de systèmes agro-sourcés montrent en effet que pour l'utilisation des terres, les premières étapes contribuent majoritairement (détails complets en Annexe B).

Étapes de calcul des flux de référence :

- 1) Les systèmes agro-sourcés sont définis pour un type de polymère et une région de production donnés. Jusqu'à 54 régions de production sont évaluées.
- 2) La masse de polymère nécessaire pour produire l'UF ($g_{\text{polymère}}/\text{UF}$) est calculée par type de polymère avec leurs densités et le volume de la fourchette (fixé à $2,66 \text{ cm}^3$ à partir de la mesure de la masse et d'un calcul avec la densité sur une vraie fourchette). La quantité de biomasse pour produire 1 gramme de polymère ($g_{\text{biomasse}}/g_{\text{polymère}}$) est déterminée (Annexe B).
- 3) Les données de rendements par type de biomasse et par région ($\text{surface}/g_{\text{biomasse}}$) sont collectées sur la base de données internationales de la FAO (FAOSTAT, 2015) et reportées dans l'Annexe D.
- 4) Le produit de ces données permet de calculer les flux de référence ($\text{surface}/\text{UF}$) de l'occupation des terres. Ces valeurs sont utilisées dans les objectifs spécifiques 1, 2 et 3 et sont disponibles dans les articles correspondants.

3.3 Modélisation de l'indicateur dommage

L'article 1 présente le cadre méthodologique et les équations développées pour les six indicateurs biophysiques du groupe de travail de l'UNEP/SETAC (Koellner *et al.*, 2013b) pour convertir ces

pertes de fonctions écologiques (niveau « problème ») en pertes de services écosystémiques (niveau « dommage ») et d'en évaluer une valeur économique au moyen de méthodes d'évaluation économique déductives. Cette valeur représente le capital naturel qui n'est plus capté par la société.

Étape 1 : Cadre méthodologique et équation générale de conversion

L'équation de calcul du CF dommage pour la voie d'impact i est donnée par l'Équation 3-1 :

$$CF_{\text{dommage}, i} = XF_i \cdot ECF_i(CF_{\text{problème}, i}) \cdot AC \quad (\text{Équation 3-1})$$

où $CF_{\text{dommage}, i}$ est le facteur de caractérisation au niveau dommage [$\$/(\text{m}^2 \cdot \text{an})$], XF_i le facteur d'exposition (%), ECF_i la fonction de conversion économique ($\$/\text{unité physique}$), $CF_{\text{problème}, i}$ le facteur de caractérisation au niveau problème [$\text{unité physique } i/(\text{m}^2 \cdot \text{an})$] et AC la capacité d'adaptation (%). Lorsque les fonctions ECF_i sont linéaires, le coefficient de proportionnalité est appelé aussi ECF_i , qui est alors un simple facteur.

Étape 2 : Collecte de données et sources

Les sources de données pour dériver les fonctions ECF_i sont présentées dans le Tableau 3-1.

Tableau 3-1 : Indicateurs problèmes de l'utilisation des terres, méthodes d'évaluation économique déductives et sources des données utilisées

Indicateurs problème	Méthode d'évaluation économique déductive	Sources (année de référence)
BPP $t_c/(\text{m}^2 \cdot \text{an})$	Perte de productivité	Production annuelle en \$: FAOSTAT (2014) t_c par pays : IPCC (2006)
CRP $(t\text{CO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{an}))$	Coût social du carbone	Ackerman & Stanton, 2010
ERP $(\text{kg}_{\text{sol}}/(\text{m}^2 \cdot \text{an}))$	Coût de correction de l'érosion	Coût mesures de correction : WOCAT (CDE, 2014)
FWRP (mm/an)	Coût de l'eau à compenser	$XF_i = f_{\text{eau}} \text{ prélevée de Aqueduct 2.0 (Gassert et al., 2013)}$ Coût de l'eau $\$/\text{m}^3$: <i>Global Water Intelligence</i> , 2011
WPP-MF (cm/jour)	Coût du traitement primaire de l'eau	$XF_i = f_{\text{eau}} \text{ prélevée}$ Fonctions de coût traitement d'eau : Qasim, 1999
WPP-PCF $(\text{cmol}/\text{kg}_{\text{sol}})$	Coût du traitement secondaire et tertiaire de l'eau	

Rappels : BPP : production biotique, CRP : régulation du climat, FWRP : régulation de l'eau souterraine, ERP : résistance à l'érosion, WPP-MF et WPP-PCF : filtration mécanique et physicochimique de l'eau

Étape 3 : Calcul des facteurs XF_i , ECF_i et AC

Les sources de données pour les facteurs de conversion économiques ECF_i sont disponibles pour l'échelle des pays qui est une échelle de régionalisation politique (209 pays). Les CFs problème qui étaient calculés pour un découpage biogéographique (BPP : 12 zones climatiques ; CRP : 7 biomes et l'ensemble ERP, FWRP, WPP-MF et WPP-PCF : 36 régions de Holdridge et 12 biomes) sont recalculés à l'échelle des pays par système d'information géographique (SIG).

XF_i est la fraction d'eau prélevée par pays et calcule du jeu de données Aqueduct 2.0 (Gassert *et al.*, 2013). AC est dérivé d'une corrélation originellement développée par Boulay *et al.* (2013) entre le Produit Intérieur Brut d'un pays et sa capacité d'adaptation.

Étapes 4 et 5 : Calcul et application au cas d'étude

L'Équation 3-1 est appliquée pour tous les pays. Les CFs dommage obtenus sont ensuite appliqués à une étude de cas sur les polymères agro-sourcés produits dans différentes régions.

3.4 Calcul de facteurs de caractérisation pour l'érosion et le ruissèlement pour trois types de biomasse et à haute résolution spatiale

Étape 1 : Choix du modèle et collecte des paramètres d'entrée

Pour modéliser $CF_{\text{occupation, érosion}}$ et $CF_{\text{occupation, ruissèlement}}$, le modèle déterministe *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) du département américain de l'agriculture (*U.S. Department of Agriculture*) (2013) est utilisé car le modèle a été utilisé et validé dans un variété de contextes géographiques (Matériel Supplémentaire de l'article 2 à l'Annexe D), ce qui convient aux besoins en ACV. De plus, il repose partiellement sur l'équation fondamentale pour représenter l'érosion RUSLE (USDA, 2014) qui a déjà été utilisée en ACV par Núñez *et al.* (2013).

Trois types de céréales sont évalués : le blé, le maïs et le soja en raison de leur valeur économique de productions, parmi les plus importantes et de leur utilisation dans la production de polymères agro-sourcés. Afin de cibler la collecte de données de propriétés du sol, les étendues de ces trois couvertures de terres sont réduites grâce aux données du *Monthly Irrigated and Rainfed Crops Areas* ou MIRCA 2000 (Portmann *et al.*, 2010) qui géolocalise les régions de cultures des céréales à travers le monde, ainsi que leurs dates de plantation et de récolte. Dans cette base de données, le

blé, le maïs et soja sont respectivement associés à 14 445, 13 618 et 5 737 cellules, de résolution spatiale 30 arc-minutes (environ 58 km à l'équateur). Les neuf propriétés pédologiques des sols (cf. Tableau 5-1), deux propriétés de topographie (pente et orientation de pente) ainsi que les données permettant de modéliser les conditions climatiques nécessaires à la modélisation avec le modèle WEPP sont collectées avec les données pédologiques de la *Harmonized World Soil Database* (HSWD) de la FAO (2012) et associées à chaque cellule par SIG.

Étape 2 : Automatisation du calcul

Plusieurs calculs peuvent être programmés dans le modèle *WEPP* (calcul *batch*) avec des fichiers de projet. Un ensemble de fichiers de projet est créé pour chaque type de céréale pour réunir les paramètres d'entrée du modèle WEPP (14 445, 13 618 et 5 737 fichiers de projet respectivement) et calculer $Q_{\text{occupation}}$. Chaque ensemble est également modélisé pour les différents niveaux de référence $Q_{\text{référence}}$ nécessaires au calcul du CF (Équation 1-2). Au total, créer les fichiers projet nécessite 3 075 800 opérations [33 800 fichiers, 13 paramètres d'entrée, 7 modélisations (1 pour la céréale, 6 pour les niveaux de référence)]. L'ensemble des opérations a été automatisé par l'écriture de plusieurs scripts en langage python.

Étape 3 : Calculs et traitement

Les valeurs $Q_{\text{occupation}}$ et $Q_{\text{référence}}$ obtenues permettent de calculer le CF suivant l'Équation 1-2 pour chaque lieu de production répertorié dans la base de données MIRCA 2000.

Étape 4 : Comparaison avec les CFs développés pour l'échelle des biomes

Cette modélisation permet d'obtenir a) des CFs développés pour des couvertures de types de céréales à une résolution spatiale élevée. Les résultats obtenus sont ensuite affectés au biome auquel ils appartiennent par SIG afin de comparer les deux échelles spatiales de modélisation. Ainsi, des CFs représentant la valeur moyenne du biome sont calculés par deux méthodes : b) par moyenne spatiale des valeurs dans le biome et c) par modélisation à partir de la moyenne spatiale des paramètres d'entrée et comparés avec les CFs obtenus à haute résolution.

Étape 5 : Application à une étude de cas

Les CFs problème développés sont appliqués avec l'inventaire déterminé au 3.2. La comparaison du blé, maïs et soja est faite sur les régions communs de culture, représentés par 4 025 cellules dans les données de MIRCA 2000.

3.5 Impact du choix du niveau de référence sur le calcul des indicateurs

Étape 1 : Revue des niveaux de référence

L'article 3 propose une revue des niveaux de référence utilisés en ACV par les praticiens d'une part et par les développeurs de méthodes d'impact d'autre part.

Étape 2 : Analyse en fonction d'autres éléments de modélisation ACV

Les différences de visions (philosophies) et de calculs des différents niveaux de référence sont analysées, ainsi que le lien avec différents éléments de modélisation en ACV : le caractère attributionnel ou conséquentiel, la perspective culturelle (Hostetter *et al.*, 2000) et la préférence temporelle.

Étape 3 : Calcul des CFs pour différents niveaux de référence

Les quatre CFs (ERP, FWRP, WPP-MF et WPP-PCF) de Saad *et al.* (2013) et les deux CFs développés dans l'article 2 (érosion et ruissèlement) sont recalculés avec différents niveaux de référence (respectivement trois et cinq) pour démontrer que ce *choix de modélisation* influe sur les valeurs des CFs et leur classement relatif.

Étape 4 : Comparaison des CFs et des scores d'impact d'une étude de cas recalculés

Les CFs recalculés de Saad *et al.* (2013) sont comparés par régions (36) puis par types de couvertures de terre (8) pour trois niveaux de référence. Les CFs pour le blé et pour le soja développés dans l'article 2 sont comparés sur les 4 025 cellules communes de production. Ensuite, les scores d'impact obtenus avec l'inventaire (cf. 3.2) sont calculés avec cinq différents niveaux de référence et comparés. Les inversions de classement sont reportées pour plusieurs seuils de coupure de la différence entre les valeurs calculées pour des niveaux de référence différents. On peut estimer en fonction de ce seuil si une inversion est bien due à une différence significative ou non de valeurs.

Étape 5 : Arbre d'aide à la décision

Enfin, un arbre de décision est proposé sur le niveau de référence le plus adapté aux objectifs du champ de l'étude ACV.

3.6 Calcul des facteurs de caractérisation pour différentes échelles spatiales

L'objectif spécifique 5 porte sur le calcul de CFs d'un niveau de régionalisation à un autre. Le détail complet est présenté au Chapitre 7.

Étapes de calcul :

- 1) Collecte des CFs de résolution spatiale originale du modélisateur de CF (dite « native »)
- 2) Collecte et calcul des facteurs de pondération spatiaux
- 3) Superposition du découpage spatial de « destination » avec le découpage natif
- 4) Calcul des CFs pour le découpage spatial de destination.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 :
AGGREGATED INDICATOR TO ASSESS LAND USE IMPACTS
IN LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) BASED ON
THE ECONOMIC VALUE OF ECOSYSTEM SERVICES

4.1 Présentation de l'article

L'article qui suit a été publié au *Journal of Cleaner Production* en mai 2015. Les travaux portent sur le développement du cadre méthodologique pour convertir six indicateurs biophysiques de l'utilisation des terres en indicateurs socio-économiques de même unité, réinterprétés en perte de fonctions écosystémiques. Ils sont appliqués à l'analyse comparative de trois polymères agro-sourcés. Cet article répond aux objectifs spécifiques 1 et 4. Les informations en support de l'article sont disponibles à l'Annexe C.

4.2 Originalités et contributions

Les contributions principales de l'article sont :

- La proposition d'une méthode d'agrégation fondée sur la perte de services écosystémiques de six indicateurs problème et proposition d'une nouvelle aire de protection « ressources & services écosystémiques » ;
- L'ajout d'un second niveau de lecture des impacts de l'utilisation des terres (au niveau dommage) qui permet notamment la comparaison des fonctions écologiques du niveau problème ;
- La discussion des compromis d'échelles de régionalisation entre le niveau problème (frontières biophysiques) et le niveau dommage (frontières politico-économiques).

À noter que ces travaux ont été présentés en conférence et ont mené à la publication d'un chapitre de livre dans l'ouvrage collectif *Nature et économie, un regard sur les écosystèmes du Québec* (Dupras & Réverêt, 2015).

4.3 Manuscript

4.3.1 Abstract

Soils are one of earth's essential natural resources, supporting nearly all terrestrial life. By and large, current life cycle impact assessment (LCIA) methodologies are limited in their assessment of potential land use impacts in terms of terrestrial biodiversity loss. The land use life cycle impact assessment (LULCIA) project spearheaded by the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative recently broadened the scope of land use evaluation in life cycle assessment (LCA) by encompassing six additional indicators that represent ecosystem provision and regulation services, as defined in the Millennium Ecosystem Assessment (2005). Although LCIA methodology is more comprehensive with regards to relevant impact pathways linked to land use, the development could potentially decrease the capacity of LCA as a decision support system by increasing the number of indicators from one to seven for the assessment of the land use impact category alone. To overcome this limitation, the project proposes a new LCIA method to estimate the decrease in value of the ecosystem services provided to society due to land use. The six midpoint land use indicators proposed by the LULCIA project are further modeled into a new area of protection, resources and ecosystem services, based on a functional approach. To do so, indicators expressed in biophysical units are converted into monetary units based on the economic valuation of the reduction of a given ecosystem service. The loss of provision services biotic production and fresh water recharge are estimated through productivity loss and water supply cost, respectively. The regulation services erosion resistance and mechanical and physicochemical water filtration are estimated through the cost of erosion mitigation measures and water purification process costs, respectively. The climate regulation potential is estimated through the social carbon cost: a decrease in carbon sequestration by soils is considered equivalent to an amount of carbon emitted in the atmosphere. We also propose to consider the local socioeconomic context by evaluating the economic adaptation capacity of countries: impacts on the resources and ecosystem services area of protection are only accounted for when the country has the capacity to adapt (while indirect impacts would be calculated by assessing the burdens of the adaptation scenario by performing a full LCA of these adaptation measures). The application of the method is illustrated through a case study evaluating the cradle-to-gate land use impacts of three bio-based polymers (biopolyethylene, polylactic acid and thermoplastic starch) produced in Brazil, Italy, Thailand and the United States. Impact scores

are not only influenced by the biophysical specificity of the studied systems (e.g. crop yield affecting the inventory flow, type of biome affecting impact characterisation) but also by the local socioeconomic capacity to compensate for an ecosystem service loss and available compensation measures and technologies. In this case study, thermoplastic starch appears to have fewer impacts on land use and ecosystem services than biopolyethylene or polylactic acid. Overall, the research demonstrates the feasibility of further modeling the biophysical indicators of land use into an economic metric. This additional and complementary modeling step is meant to facilitate the interpretation of LCA results, enabling discussions on the relevance of the biophysical indicators affecting the loss of ecosystem services from land use. It may also be used as an explicit weighting scheme to aggregate the midpoint results into a single value expressing the social cost to compensate for the loss of the ecosystem services.

Keywords: land use, life cycle assessment, ecosystem services, economic valuation, impact assessment

4.3.2 Introduction

Land constitutes the main component and core media of terrestrial ecosystems. Every natural terrestrial cycle (e.g. water) and all bio-based industries (e.g. energy, food and forestry) depend on land quality. Soils are heavily solicited and have become a major international concern (FAO, 2011). In life cycle impact assessment (LCIA), midpoint potential impacts due to land use are calculated as the product of surface occupied, occupation time and a parameter (ΔQ) quantifying land quality loss (to a reference state) (Milà i Canals *et al.*, 2012). Soil quality is an important and difficult ecosystem component to assess because of the variety of soil quality definitions and possible approaches (Garrigues *et al.*, 2012). The quest for a synthetic indicator appears to be a daunting task since there is a variety of target audiences and intended meanings, including conservation, environmental assessment, monitoring and public education (Tóth *et al.*, 2007). Nevertheless, land use impact assessment is currently under development (Koellner & Geyer, 2013; Mattila *et al.*, 2012; Núñez, 2011). Traditionally, in LCIA, land use is solely assessed through the change in terrestrial biodiversity ($\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{year}$, PDF being the potentially disappeared fraction of species), which is certainly not representative of all potential impacts caused by human interventions through land use, as demonstrated in the recent land use life cycle impact assessment

(LULCIA) project conducted under the aegis of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Koellner & Geyer, 2013).

The LULCIA method relates land use to six new indicators, in addition to terrestrial biodiversity: biotic production (BPP) (Brandão & Milà iCanals, 2013), ground water recharge (FWRP), erosion regulation (ERP), mechanical and physicochemical water purification (WPP-MF and WPP-PCF) (Saad *et al.*, 2013) and climate regulation potentials (CRP) (Müller-Wenk & Brandão, 2010), which are considered some of the essential ecological functions to the sustainability of terrestrial ecosystems. On one hand, the assessment becomes more comprehensive with regards to relevant pathways linked to land use, but on the other hand, this development may potentially complexify the decision process since it increases the number of indicators in a life cycle assessment (LCA) impact indicator profile (up to seven midpoints in the land use impact category). These novel biophysical land use indicators, which represent provision (BPP, FWRP) and ecosystem regulation function (the others) losses, as defined in the Millennium Ecosystem Assessment (2005), may be considered located at the midpoint level along the cause-impact pathways linking inventory data (representing the environmental interventions to be assessed - land use in this case, defined from land covers classifications) to impacts related to an area of protection (AoP), which are safeguard subjects of direct value to human society (abiotic, biotic, build environment and humans). In LCIA, there is a consensus to define human health, natural environment and natural resources as AoP (i.e. endpoint sets that society wants to protect) (European Commission & Joint Research Centre, 2010a; Jolliet *et al.*, 2004; Margni *et al.*, 2008; Udo de Haes *et al.*, 2002).

If current LCIA methodologies generally agree on assessing the intrinsic value of the natural environment (in species loss or disappearance) and human health (in disability-adjusted life year units), the issue of which specific natural resources should be protected remains debatable. None of the existing methods to evaluate the potential impacts of natural resource use are considered mature enough for recommendation (European Commission & Joint Research Centre, 2011). Even so, there is also a general consensus that a resource has a value when it is functional (i.e. when it has a use value) for humans (European Commission & Joint Research Centre, 2012; Weidema, 2006), meaning that resource use impacts the natural resources AoP only when its use to humans and ecosystems is diminished or lost.

Building on this principle, recent LCIA developments such as the IMPACT World⁺ method (Bulle *et al.*, 2013) propose to adapt the natural resources AoP and associate it with an indicator measuring the loss of goods and services from ecosystems. In such a framework, resources are considered environmental assets and only their functional (use) value is considered, while the remaining part of the value - the option, bequest and existence values - would be considered in the ecosystem quality and human health AoP. Assessing the links to these two latter AoP is, however, outside of the scope of this paper.

Ecosystem service is a relative new concept that links ecological functions and the benefits they provide to humans. Ecosystem services bridge environmental science, economics and decision-making policies and have become a very dynamic area of research, particularly in environmental economics (Boyd & Banzhaf, 2007; Daily *et al.*, 1997 ; Freeman *et al.*, 2003 ; Heal, 1999 ; Kumar *et al.*, 2013 ; National Research Council, 2004). Natural capital is a stock of materials or information (e.g. genetic information, aesthetic aspects) from nature, and ecosystem services consist in flows captured by society from these stocks (Costanza *et al.*, 1997). While it is necessary to value them for their safeguard, physical quantification remains essential to the successful implementation of conservation actions (Cowling *et al.*, 2008). Ecosystem service management models such as ARIES (Villa *et al.*, 2009), GUMBO (Boumans *et al.*, 2002) and InVEST (Tallis *et al.*, 2011) were therefore developed. On one hand, these models commonly include GIS and integrated earth modelling (bio-geophysical processes) components to model ES, rely on economic sub-models to deliver user-oriented values and therefore require a fair amount of data, scientific knowledge and training. More advanced than LCIA methods (e.g. with dynamic aspects, interdependencies between different natural processes), these global models can assess policies but are not yet fully capable of assessing small perturbations from common product systems. On the other hand, LCA is built from product systems and aims to better represent reality (relevant pathways, spatially-explicit impact assessment, temporal aspects), requiring increasingly sophisticated impact models. These two complementary research areas are converging: for instance, the LULCIA methodology oriented LCIA to ES, while Arbault *et al.* (2014) tested linking LCA and the GUMBO model. It appears that extensive work must still be carried out (most notably linking inventory datasets and ES flows, decomposing impacts into independent AoP) since there must be common ground to reach between the complexity of impact assessment and the relevance of the results to users.

LCA already relies on economic notions in the inventory phase through economic allocation (ISO, 2006a), input/output tables (Hendrickson *et al.*, 2005) and market systems for consequential LCA (Earles & Halog, 2011). Despite a few examples (Stepwise 2006 and ReCiPe methodologies), the same cannot be said for the impact assessment phase. Intermediate flows and final results in physical units are indeed preferred by the natural sciences community (Zhang *et al.*, 2010), mainly because of their stability in time (whereas a currency, a reference year and the inflation rate are required for year-to-year comparisons), though such a transversal unit inevitably implies a possible substitution among the variables that can lead to misinterpretations (Zhang *et al.*, 2010). Moreover, fewer subjectivity and ethical issues are involved when evaluating ecosystems and biodiversity with physical units (Jones-Walters & Mulder, 2009; Spangenberg & Settele, 2010). Despite these issues, economics address natural resources in a unique way, through its capacity to reflect the supply, demand and general utility value in a specific context (space and time). In particular, benefits from nature are commonly conveyed in units of human values such as welfare (Daily *et al.*, 2000; Kumar *et al.*, 2013; Pearce & Turner, 1990).

This research aims to develop a method to convert biophysical impact indicators from soil ecological functions into ecosystem services expressed in economic units using economic valuation as a common thread to aggregate functional land use midpoint indicators into a single area of protection representing the loss of ecosystem services captured by human society. More specifically, the following objectives were set out: i) develop a conceptual framework linking soil ecological function indicators to the resources and ecosystem services AoP, ii) develop specific algorithms to convert the biophysical indicators into economic units considering regional specifications (economic valuation step) and iii) evaluate the application of the method to a case study assessing the production of bio-based polymers from different locations and provide recommendations for further methodological development.

4.3.3 Methods

4.3.3.1 Conceptual framework linking soil ecological function indicators to the resources and ecosystem services area of protection

Building on the improved land use impact assessment framework set out by Koellner and colleagues (2013b), we propose a further step towards ES management sciences by linking the midpoint indicators expressing the change in soil ecological functions from land use directly to the resources and ecosystem services AoP. Impacts on this AoP therefore represent the potential additional economic costs that society must bear to compensate for the change in the ecosystem service provided to humans caused by a change in soil ecological functions from the land resource (Bulle *et al.*, 2013). The biodiversity damage potential indicator (de Baan *et al.*, 2012) remains linked to the ecosystem quality AoP since it expresses the intrinsic (or existence) value of the natural environment (European Commission & Joint Research Center, 2010a; Margni *et al.*, 2008).

In keeping with the resource functionality principle, this cause-effect chain framework addresses the following scheme for each soil function: the reduced availability of a resource function may lead to a change in function delivery and impacts on ecosystem quality or human health since it fulfils an essential need (such as water) (Carpenter *et al.*, 2009). When society is able to adapt, there is an additional cost to obtain the services originally provided by the ecosystems (e.g. access to potable groundwater with almost no treatment thanks to soil filtration). These service costs are the focus of this novel framework. The link between the land use inventory flows—differentiated by type of use and location—and the biophysical midpoint indicators is ensured by so-called midpoint characterization factors (CF_i) provided by the LULCIA project for biotic production (Brandão & Milà iCanals, 2013), ground water recharge, erosion regulation, mechanical and physicochemical water purification (Saad *et al.*, 2013) and climate regulation (Müller-Wenk & Brandão, 2010) soil potentials. Regional occupation CFs for each impact pathway i are given at the world scale for both different spatial levels and land use types (see Supplementary Tables S1 and S2). Here, we expand this framework from LULCIA by linking biophysical midpoint indicators to the resources and ecosystem services damage indicator through the product of three factors: the economic conversion factor ECF_i , the exposure factor XF_i and the adaptation capacity AC (Figure 4-1).

ECF_i represents the cost society must pay to adapt to the loss of a unit of ecological function i and is determined as a (non-linear) function of the biophysical midpoint characterization factor CF_i . XF_i is the fraction of ecosystem function used as an ES by society. Since provisioning services (of biomass, of water) describe final services affecting humans, the fraction of provision used is accounted for (see calculation details in 4.3.3.2). As for regulation services describing services

returning to the ecosystem, $XF_{services}$ is 100% since humans are also part of it. AC represents society's economic capacity to adapt to the ES loss and also the fraction of ecosystem service recovered through compensation at a cost to society. The resources and ecosystem services damage indicator therefore expresses the potential additional *direct* economic costs of resource use (in this case, the land resource) to society (Bulle *et al.*, 2013).

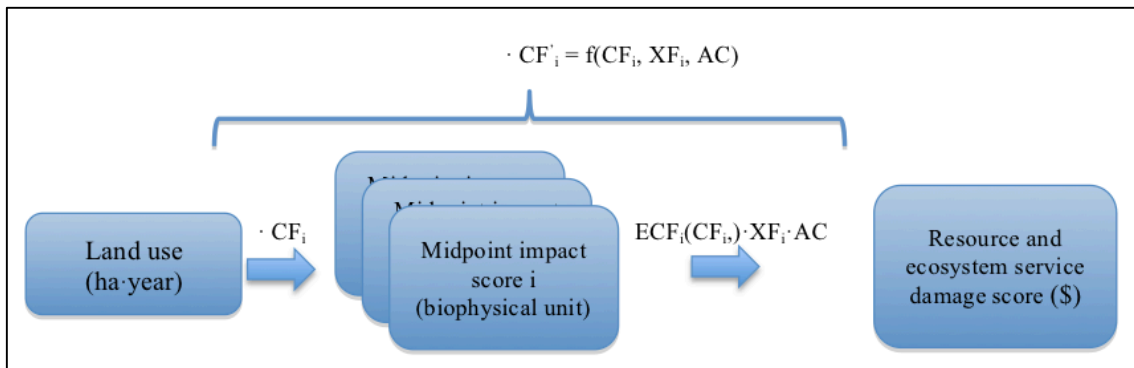


Figure 4-1 : General framework linking land use inventory flows (by use type and location) to midpoint impact scores (soil ecological functions expressed in biophysical units) and ultimately to an aggregated resource and ecosystem service endpoint score expressed in economic units. CF_i is the biophysical characterization factor, ECF_i the economic conversion factor, XF_i the exposure factor and AC the adaptation capacity

4.3.3.2 Economic valuation: conversion of biophysical indicators into economic units expressing ecosystem services loss

The proposed method consists in converting each biophysical land occupation characterization factor CF_i linking elementary flows ($A \cdot t_{occ}$) with a potential (midpoint) impact on ecological soil functions (in physical unit/(ha·year)) into an impact economic value I_i contributing to the resources and ecosystem services AoP as per Equation 4-1:

$$I_i = A \cdot t_{occ} \cdot CF'_i, \text{ where } CF'_i = ECF(CF_i) \cdot XF_i \cdot AC \quad (\text{Equation 4-1})$$

where A is the area occupied (ha), t_{occ} the occupation time (year) and CF'_i the characterization factor expressing the social cost to compensate/adapt to ecosystem service loss i from land use in \$/(ha·year). CF'_i is obtained by the economic conversion function ECF_i in \$/physical unit (determined as a function of the biophysical characterization factor CF_i), multiplied by the

exposure XF_i and the dimensionless adaptation capacity AC factors. Building on the World Bank classification, Boulay and colleagues (2011) proposed an equation to determine AC as a function of gross national income (GNI). The World Bank defines developing, advanced developing and developed nations groups with their GNI compared to two thresholds (\$1 035/capita and \$12 616/capita with an updated reference year: 2011 vs. 2009 in the original article). AC factor values are set to 0 for the lowest group (no adaptation if GNI is under threshold 1); to 1 for the highest (full adaptation with GNI above threshold 2) and are linearly correlated to the GNI for the middle group. The process to determine the economic conversion functions (ECF_i) for each ecological soil function is described below. For some impact pathway i , ECF_i function is simply linear with CF_i , and the coefficient is also noted ECF_i .

The two provisioning services BPP and FWRP are estimated through provisioning loss approaches. The biotic production potential (BPP) represents the fertility of soils (i.e. the capacity of the soil to produce biomass). The physical CFs stand for a loss in the soils' natural supply service measured with carbon as an estimate of soil organic matter ($(tC \cdot year)/(ha \cdot year)$) (Brandão & Milà i Canals, 2012). The economic conversion factor values for BPP are estimated as productivity loss, using national agricultural production values (FAO, 2012) (Equation 4-2a). Each country reports the overall revenues from the crops they produce (\$) to the FAO on an annual basis. Dividing these data by the carbon content of the arable surface of each country (tC^{-1}) makes it possible to calculate the current mean revenue per tC unit of the country's soil to convert the BPP physical midpoint into the endpoint (value produced in \$ by surface unit over one year) (Equation 4-2b). The overall carbon content of arable land by country was obtained by calculating the spatial recovery between biomes (European Union, 2010) and political maps and then averaged by country using geographic information systems (GIS). Exposure XF_{BPP} is equal to 100% (final service affecting the entire ecosystem).

$$CF'_{BPP} \left(\frac{\$}{(ha \cdot year)} \right) = CF_{BPP} \left(\frac{tC \cdot year}{ha \cdot year} \right) \cdot XF_{BPP} \cdot ECF_{BPP} \left(\frac{\$}{(tC \cdot year)} \right) \cdot AC \quad (\text{Equation 4-2a})$$

$$\text{with } ECF_{BPP} \left(\frac{\$}{(tC \cdot year)} \right) = \frac{\text{national production } (\$)}{\left[\sum_j (\text{carbon by biome } (tC \cdot year)) \cdot \frac{A_{\text{biome } j \text{ in country } (m^2)}}{A_{\text{country } (m^2)}} \right] \cdot \frac{A_{\text{arable in country } (m^2)}}{A_{\text{country } (m^2)}}} \quad (\text{Equation 4-2b})$$

The groundwater recharge potential (FWRP) represents the soil's ability to recharge groundwater and is calculated in millimeters per year (mm/year) (Saad *et al.*, 2013). The economic conversion factors for FWRP are estimated using urban water supply tariffs from a Global Water tariffs survey (Global Water Intelligence, 2011) (Equation 4-3). The reduction in groundwater regulation potential leads to a decrease in groundwater availability assumed suitable for human consumption. The missing fraction for downstream users is assumed to be proportional to the fraction of overall water withdrawal from groundwater. The average fraction of groundwater withdrawal per country ($f_{\text{GW withdrawal}}$) is determined using GIS data from Aqueduct 2.0 (Gassert *et al.*, 2013). The economic value is calculated as equivalent to the local water supply cost.

$$CF'_{\text{FWRP}} \left(\frac{\$}{\text{ha} \cdot \text{year}} \right) = CF_{\text{FWRP}} \left(\frac{\text{mm}}{\text{year}} \right) \cdot 10^{-3} \left(\frac{\text{m}}{\text{mm}} \right) \cdot 10^4 \left(\frac{\text{m}^2}{\text{ha}} \right) \cdot ECF_{\text{FWRP}} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right) \cdot XF_{\text{FWRP}} \cdot AC$$

(Equation 4-3)

$$\text{with } XF_{\text{FWRP}} = f_{\text{GW withdrawal}} (\%) \text{ and } ECF_{\text{FWRP}} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right) = \text{country water supply tariffs} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right)$$

Regulation services ERP, WPP-MF and WPP-PCF are considered essential and to be replaced in the very short term, so that economic conversion factors are estimated through current potential compensation costs.

The erosion resistance potential (ERP) expresses the terrestrial ecosystems' capacity to withstand soil loss in ton/(ha·year) (Saad *et al.*, 2013). The economic conversion factors for ERP are based on the World Overview of Conservative Approaches and Technologies (WOCAT) database (CDE *et al.*, 2011), an open platform that aims to disseminate better agricultural practices (Equation 4-4).

All the costs of the available approaches and/or technologies tackling hydric or wind erosion in the database were listed, as were all the possible ERP midpoint physical values (Saad *et al.*, 2013). The two lists are divided into deciles, and a linear approximation was assumed within each of them so that the function linking ERP and economic values is approximated with a ten-point linear interpolation (detailed in Appendix C, section 2). The rationale is the greater the impact, the higher the costs, as observed by Kuhlmann *et al.* (2010). XF_{ERP} is total, as the ecosystem (including human societies) is affected.

$$CF'_{ERP} \left(\frac{\$}{\text{ha} \cdot \text{year}} \right) = XF_{ERP} \cdot ECF_{ERP}(\$) \cdot AC \quad (\text{Equation 4-4})$$

$$\text{with } XF_{ERP} = 1 \left(\frac{1}{\text{ha} \cdot \text{year}} \right) \text{ and } ECF_{ERP}(\$) = \text{erosion control cost function } (CF_{ERP})$$

Mechanical and physicochemical water purification potentials (WPP-MF and WPP-PCF) express the soil's ability to mechanically clarify a suspension during soil infiltration (measured as the rate of water in a given time, e.g. in cm/day) and adsorb dissolved substances (measured in centimoles of cations fixed per kilogram of soil), respectively (Saad *et al.*, 2013). The inventory flows (in surface·time) multiplied by the CF_{WPP-MF} (in cm/day) result in a groundwater volume with lower water quality due to diminished natural filtration. Only a fraction of the groundwater is withdrawn, affecting the final users. We considered that the fraction was equivalent to the fraction $f_{GW \text{ withdrawal}}$ of consumed water from groundwater. Since the same water infiltrates through the soil, the same reasoning applies to WPP-PCF.

The water purification potentials can be classified into the natural equivalent of primary and secondary and tertiary water treatment, as per Equations 4-5 and 4-6, respectively. The corresponding costs are calculated with series of equations from Qasim (1999) estimating water treatment costs plant (Appendix C section 2).

$$CF'_{WPP-MF} \left(\frac{\$}{\text{ha} \cdot \text{year}} \right) = 1 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{ha} \cdot \text{year}} \right) \cdot ECF_{WPP-MF} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right) \cdot AC \quad (\text{Equation 4-5})$$

$$\text{with } ECF_{WPP-MF} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right) = \text{primary treatment cost function } (V_{\text{water}}) \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right)$$

$$CF'_{WPP-PCF} \left(\frac{\$}{\text{ha} \cdot \text{year}} \right) = 1 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{ha} \cdot \text{year}} \right) \cdot ECF_{WPP-PCF} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right) \cdot AC \quad (\text{Equation 4-6})$$

$$\text{with } ECF_{WPP-PCF} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right) = \text{secondary \& tertiary treatment cost function } (V_{\text{water}}) \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right)$$

For Equations 4-5 and 4-6:

$$f_{GW_withdrawal} (\%) = XF_{WPP-MF} = XF_{WPP-PCF} \quad \text{and}$$

$$V_{\text{water}} = \text{inventory } (\text{ha} \cdot \text{year}) \cdot CF_{WPP-MF} \left(\frac{\text{cm}}{\text{day}} \right) \cdot 10^{-2} \left(\frac{\text{m}}{\text{cm}} \right) \cdot 10^4 \left(\frac{\text{m}^2}{\text{ha}} \right) \cdot 365 \left(\frac{\text{day}}{\text{year}} \right) \cdot f_{GW \text{ withdrawal}} (\%)$$

The climate regulation potential (CRP) refers to the soil's capacity to uptake carbon from air in tC/(ha·year) (Muller-Wenk & Brandão, 2010). The economic conversion factor estimation is based on the social cost of carbon (SCC) (Ackerman & Stanton, 2010) and represents the marginal cost of emitting one extra ton of carbon, which is assumed to be equal to the ton of carbon that is not sequestered due to the decreased climate regulation potential from a given type of land use. SCC is the marginal cost of emitting one extra ton of carbon at a given time. The principle is based on the fact that current greenhouse gas (GHG) emissions lead to consequences that future generations will have to pay for, whereas the state of GHG in the atmosphere would not constitute as great of a current concern. Different climate scenarios are modelled (IPCC, 2009), and different scenarios are designed to establish the SCC. Since no constraint value was applied, the sequestration capacity of a country may exceed its GNI, which is consistent with the fact that world natural capital is not a finite and known value (Costanza *et al.*, 1997). Moreover, estimating the world natural capital remains very difficult due to the methodological gaps and their uncertainties (Barnadu *et al.*, 2013). Unlike other indicators, the economic valuation of the CRP does not rely on compensation. Much work has been carried out on the value of carbon dioxide, such as carbon taxes, estimating carbon capture and storage costs and values from emerging carbon markets. However, these approaches are all very local, in the early development stages and unavailable in certain locations. Currently, carbon taxes are at various stages of development and are not applied everywhere, while carbon capture and storage technologies are still under development. Despite an emerging global carbon market (in the International Carbon Action Partnership), regional extent and very local functioning rules remain, and, in these markets, emissions due to non-sequestration from soils are not accounted for. SCC was therefore chosen to compare and interpret the same values. Exposure is total since global warming is a global impact category (Equation 4-7).

$$CF'_{CRP} \left(\frac{\$}{(\text{ha} \cdot \text{year})} \right) = CF_{CRP} \left(\frac{\text{tC}}{(\text{ha} \cdot \text{year})} \right) \cdot XF_{CRP} \cdot 3,67 \left(\frac{\text{tCO}_2}{\text{tC}} \right) \cdot ECF_{CRP} \left(\frac{\$}{\text{tCO}_2} \right) \cdot AC \quad (\text{Equation 4-7})$$

with $XF_{CRP}=100\%$ and $ECF_{CRP} \left(\frac{\$}{\text{tCO}_2} \right) = \text{social carbon cost} \left(\frac{\$}{\text{tCO}_2} \right)$

The ECF_i and AC factors are based on national economic data. The national level therefore constitutes the finest common resolution between the different indicators—a spatial level that appears appropriate since the resolution of land use location inventory data in the supply chain value is also often at a national level due to product intermediate flows and/or databases using

economic data (Ross & Evans, 2002; Werner, 2005). The harmonisation to design common biogeographic areas at the country level and the recalculation to this scale were carried out with GIS software. Similarly, spatial-dependant economic values were used for the economic factors, and the local availability of the compensation systems was taken into account whenever possible. Included in the GIS system (ESRI, 2012), all the maps were superimposed and intersected.

4.3.3.3 Case study: assessing regional bio-based polymer production

The case study aims to evaluate the application of the new method to assess the potential impacts of land use for the production of three bio-based polymers, namely polylactic acid (PLA), biopolyethylene (bio-PE) and thermoplastic starch (TPS). Each polymer is produced with bio-based materials grown in four different locations: Thailand, Brazil, Italy and the United States. It was assumed that PLA is produced in Thailand since Natureworks launched a new Thai facility in 2011 (150 000 tons/year). Bio-PE was assumed to be produced by Braskem in Brazil (200 000 tons/year) and TPS by Novamont in Italy (around 190 000 tons/year).

The term *biopolymer* is ambiguous, either referring to a content of bio-based material or to the end-of-life properties of the material (e.g. compostable or biodegradable) (Tokiwa *et al.*, 2009). In this study, bio-based polymers are assessed. LCA appears particularly relevant to assess the potential impacts of biopolymers throughout their life cycle stages (Tabone *et al.*, 2010; Yates & Barlow, 2013). Biopolymers are increasingly explored by the polymer industry, which is faced with oil depletion and increasingly stringent environmental regulations (Mohanty *et al.*, 2002). The biopolymers selected for this case study require the agricultural production of feedstock and, therefore, land use. With a scope restricted to land occupation assessment occurring in the production stage, a cradle-to-gate assessment of the production of a small fork (functional unit or FU) made from different bio-based polymers is presented here for illustrative purposes. A simplifying assumption was made regarding the use and end-of-life phases, which were assumed to be the same and therefore excluded. Only the supply of bio-based material is considered as a reference flow. Scenarios designed according to different crop production locations are reported in Table 4-1.

Table 4-1: Bio-based polymer inventory data for the production of one bio-based polymer fork

Polymer	Polylactic acid (PLA)	Bio-polyethylene (bio-PE)	Thermoplastic starch (TPS)	Reference
Polymer mass per functional unit (g/FU)	3,31	2,55	3,29	Based on material density and constant volume hypothesis
Baseline location	Thailand	Brazil	Italy	bio-PE: Braskem PLA: Natureworks TPS: Novamont
Biomass required ($g_{\text{biomass}}/\text{FU}$)	Cassava: 51,60	Sugarcane: 68,39	Corn: 3,81	bio-PE: Braskem, 2012 PLA: Vink, 2010 TPS: Novamont, 2012
Biomass yield ρ ($kg_{\text{biomass}}/(\text{ha} \cdot \text{year})$)	Thailand: 18 711 (Brazil: 14 061)	76 567	Italy: 9 109 (Brazil: 4 528) (United States: 8 858)	FAOSTAT, 2010-2012
Land use baseline case ($(\text{ha} \cdot \text{year})/\text{FU}$)	$2,75 \cdot 10^{-6}$	$8,93 \cdot 10^{-7}$	$4,18 \cdot 10^{-7}$	Calculation from above

The land use inventory ($\text{ha} \cdot \text{year}/\text{FU}$) corresponds to the amount of land occupied by the crop until the harvest. It is determined by the ratio between the amount of biomass necessary to produce a fork ($g_{\text{biomass}}/\text{FU}$) and the biomaterial yield ρ ($g_{\text{biomass}}/(\text{ha} \cdot \text{year})$). This inventory value accounts for the variability in the type of crop, its biomass yield and the location where the biomass is produced. The location affects the amount of land surface required since soils and harvesting techniques differ from one region to the next.

4.3.4 Results

4.3.4.1 Economic conversion factors (ECF_i): from biophysical to economic units

Table 4-2 provides economic conversion factors for agricultural land use calculated for the three crop production locations considered in the case study, the adaptation capacity factors and the fraction of the ecosystem service affecting human society. Values for the U.S.A. are only calculated for the purpose of a sensitivity analysis on production location (section 4.3.4.2) (i.e. to compare potential impacts for a given feedstock produced in different locations (see Figure 4-3).

Table 4-2: Economic conversion functions/factors for soil function indicators in different regions

Country place		Thailand	Brazil	Italy	United States
Holdridge life zone Factor & unit		Tropical dry forest	Subtropical moist forest	Cool temperate desert bush	Cool temperate dry forest
AC	-	0,67	0,84	1,00	1,00
$f_{\text{GW withdrawal}}$	%	5,29	2,05	86,74	0,60
ECF_{BPP}	\$/ (tC·year)	47,02	13,44	68,86	12,85
ECF_{FWRP}	\$/m ³	0,28	2,14	1,56	2,82
ECF_{ERP}	\$/ton _{soil}	14,37	44,21	11,08	50,01
$\text{ECF}_{\text{WPP-MF}}$	\$/m ³	36,92	36,92	36,97	36,97
$\text{ECF}_{\text{WPP-PCF}}$	\$/m ³	142,34	141,70	142,75	142,68
ECF_{CRP}	\$/tCO ₂	43,00			

AC: adaptation capacity; $f_{\text{GW withdrawal}}$: fraction of water withdrawn for human consumption; ECF: economic conversion factor

BPP: biotic production potential; FWRP: ground water recharge potential; ERP: erosion resistance potential; WPP-MF: mechanical water purification potential; WPP-PCF: physicochemical water purification potential; CRP: climate regulation potential

The four locations represent three diverse terrestrial ecosystems in the Holdridge classification, namely subtropical moist forest, cool temperate desert bush and tropical dry forest. Other classifications (used for BPP and CRP) are given in Appendix C, Table S2. The economic situations of the three countries range from intermediate to rich, as defined in section 4.3.3.2.

The withdrawn water fraction $f_{\text{GW withdrawal}}$ is similar in the forest ecosystems (Brazil, Thailand, United States of America) and much lower than in desert bush (Italy) since there are more precipitations.

The ECF_{BPP} represents the current mean value of the country's soil productivity (\$/ (tC·year)) based on national crop value production (\$) and the carbon content of the arable surface (tC⁻¹). Productivity in Italy and Thailand are more intensive (higher production with smaller arable surface) than in Brazil.

The ECF_{FWRP} represents the average water supply price by country (i.e. the social cost to compensate for the water that is not provided by ecosystems due to land use). The values are estimated as the sum of fixed and variable water costs from the 2011 Water International Survey (Global Water Intelligence, 2011).

The ECF_{ERP} standing for the erosion control approaches and potential technology cost is a function of the erosion resistance loss estimated by the physical ERP midpoint. Values differ for the cool temperate desert bush, tropical dry forests and moist subtropical ecosystem types. In the moist subtropical ecosystem, agricultural land occupation results in a greater loss in erosion resistance than in the others.

The ECF_{WPP-MF} represents the primary water treatment costs and $ECF_{WPP-PCF}$ the secondary and tertiary treatment costs to recover the original natural water quality from the soil natural filtration processes that is lost due to decreased soil ecological function caused by land use. Because the same model was used, each series includes the same variations between the different regions. Physicochemical filtration corresponds to a higher service value equivalent to more expensive secondary and tertiary water treatments. Also, less ecosystem service has to be compensated in moist ecosystems than in dry ecosystem types.

The ECF_{CRP} is the marginal cost of emitting one extra ton of carbon, which is assumed to be equal to the ton of carbon that is not sequestered due to the decreased climate regulation potential from a given type of land use. Values are constant for all locations and correspond to a moderate SCC (Kossoy & Guigon, 2012).

4.3.4.2 Endpoint characterization factors CF'_i

Endpoint CFs expressing the loss of soil ecological function due to agricultural land occupation are given in Table 4-3. Expressed in $\$/(\text{ha} \cdot \text{year})$, they may be summed up in a single aggregated CF'_{SES} and analyzed in terms of their relative contribution.

Table 4-3: Land use endpoint characterization factors CF'_i
for agricultural land occupation in $\$/(\text{ha} \cdot \text{year})$

	Thailand	Brazil	Italy	United States
Ecosystem	Tropical dry forest	Subtropical moist forest	Cool temperate desert bush	Cool temperate dry forest
CF'_{BPP}	882,10	316,11	688,60	89,95
CF'_{FWRP}	24,53	270,47	31,18	1128,82
CF'_{ERP}	9,63	37,13	11,08	50,01
$CF'_{\text{WPP-MF}}$	24,74	31,01	36,97	36,97
$CF'_{\text{WPP-PCF}}$	95,37	119,03	142,75	142,68
CF'_{CRP}	101,41	49,00	135,59	101,00
Aggregated endpoint CF'_{SES}	1137,77	822,76	1046,16	1549,43

BPP: biotic production potential; FWRP: ground water recharge potential ; ERP: erosion resistance potential ; WPP-MF: mechanical water purification potential ; WPP-PCF: physicochemical water purification potential ; CRP: climate regulation potential; SES: sum of ecosystem services

BPP is the major contributor to CF'_{SES} for each of the three locations, followed by WPP-CF and CRP. CRP is some three times higher in Italy than in Brazil because of the physical midpoint value (e.g. because of the ecosystem type, see Appendix C, Table S2) and the AC factor. A regional variability up to a factor of four is observed for ERP, and high values in Brazil and Italy are driven by the biophysical CF_i (e.g. higher local biome sensitivity to erosion). While FWRP remains a relatively small contributor, important regional differences of up to a factor ten are observed between Brazil and Thailand. Indeed, both CF_{FWRP} and ECF_{FWRP} factors are high in Brazil.

CF'_{SES} ranks Thailand first, meaning that the biomass produced there mobilizes more ecosystem services than in Italy and Brazil despite a lower adaptation capacity (0.67 as compared to 0.84 for Brazil and 1.00 for Italy, see Table 4-2). Since Thailand and Italy have comparable ECF_i , the difference in their CF'_{SES} values is mainly due to CF_i (e.g. regional specificities (local ecosystem characteristics)). $f_{\text{GW withdrawal}}$ is the highest in Italy (87% vs. 5% in Thailand and 2% in Brazil), but, due to similar ECF_{WPP} values among countries, a variation in the parameter in Thailand and Brazil

would not change the relative ranking or magnitude of the CF'_{SES} . This CF'_{SES} assessment (without the inventory) makes it possible to rank locations according to their impact on local ES and could provide guidance on material sourcing.

Complementary values by indicator and land use type are calculated for other countries and ecosystems and listed in Appendix C, section 3.

4.3.4.3 Case study on the production of bio-based polymers in different locations

Figure 4-2 presents the land use impact scores for the three baseline scenarios, namely the production of one fork made from PLA produced in Thailand from cassava, TPS produced in Italy from maize and bio-PE produced in Brazil from sugarcane, respectively (see section 4.3.3.3). In addition, the last two product systems are duplicated in the Brazilian context to determine the spatial variability. Impact scores are represented through the product of life cycle inventory (agricultural land occupation, ha·year) and the characterization factors relative to each endpoint of the resources and ecosystem services area of protection ($\$/(\text{ha}\cdot\text{year})$).

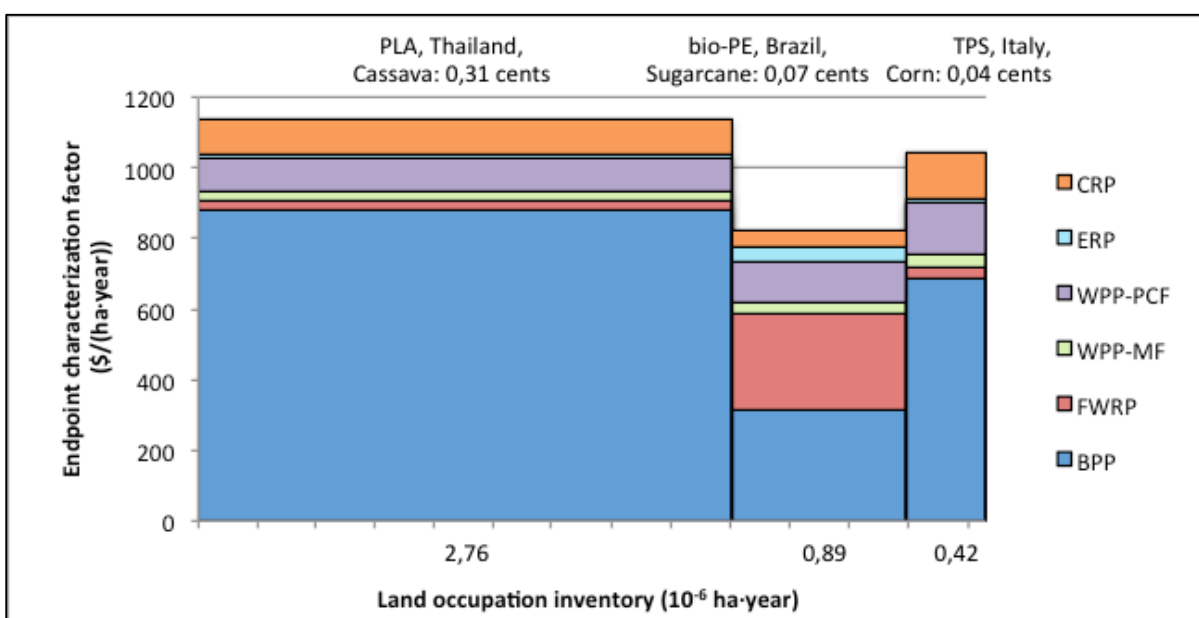


Figure 4-2: Land occupation impact scores (in \$) for the production of a fork from a bio-based polymer: polylactic acid (PLA) produced in Thailand, biopolyethylene (bio-PE) produced in Brazil and thermoplastic starch (TPS) produced in Italy, represented by the surface formed by the product of land occupation (x-axis) and the characterization factor (y-axis)

PLA produced in Thailand has the highest impact score since it posts the highest CF'_{SES} and the greatest land occupation for feedstock supply. The land surface occupied by cassava culture in Thailand to supply the feedstock for one fork is 3.1 times higher than the surface for Brazilian sugarcane and 6.6 times the surface for Italian maize culture. One order of magnitude below, bio-PE and TPS scores are of a similar magnitude. Assuming a retail price of 3 cents per fork (or \$3 for 100 forks), the economic endpoint impact scores due to an ecosystem service use represent 1 to 10% of the fork's price.

The impact score for the maize-based TPS produced in Italy is lower than the score for the bio-PE fork produced in Brazil despite a higher overall ecosystem service cost per hectare and year of arable land (CF'_{SES}). This is explained by a lower inventory value (i.e. ha-year / functional unit). The high yield of sugarcane biomass is indeed crippled by the low biomass conversion factor into ethylene (and then bio-PE), while the higher biomass conversion into TPS compensates for the lower maize yield in Italy (see Table 4-1). PLA and TPS come from mature product chains and technologies, and their biomass and land requirements are not likely to change in the short term. However, the bioethanol score may improve thanks to changes in the land requirements, as transitions take place from sugarcane (first generation) to sugar straw and sugar bagasse (second and next generations) (Larissa *et al.*, 2012).

Because the applied characterization model is not able to discriminate between different types of crop cultures, all bio-based polymers produced in a same region would have the same CF'_{SES} . Therefore, only the difference in land requirements, influenced by crop yields and conversion efficiency (see above), affects the impact scores. Cassava generates higher impacts than sugarcane and maize in this case of bio-based polymer production.

For a given biopolymer, both the inventory (crop yield) and the impact characterization factors differ based on production location. Figure 4-3 provides an example for maize based TPS produced in Brazil, the U.S.A. and Italy.

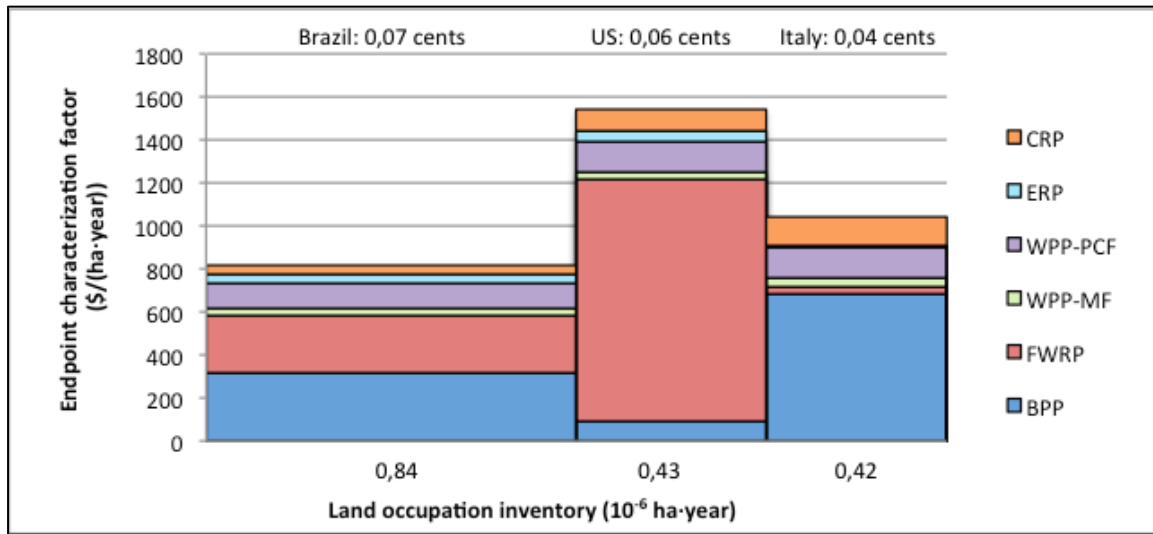


Figure 4-3: Land use endpoint impact scores for maize-based thermoplastic starch (TPS) produced in three different regions, each represented by the product of land occupation (x-axis) and the characterization factor (y-axis)

WPP-PCF is always lower than WPP-MF. BPP is the major contributor when production occurs in Brazil and Italy, whereas CRP is the major contributor for American production and the least important for Italian production. Spatial variability adds relevance to the assessment of the regional variation in ecosystem services related to land use. This variation also causes the impact pathway relative importance to change.

A sensitivity analysis ranks linear factors (AC, inventory yield and technology requirements) as the most sensitive parameters affecting damage impact scores. Because ECF_i are functions, the contributions of other parameters (CF_i , ECF_i) are not linear. Subsequent sensitive parameters are BPP and ERP for midpoint results and ERP and CRP at the endpoint conversion (Figure 4-4), and they are therefore estimated with more accuracy than others. BPP and CRP ranks are driven, in part, by their relative importance, a fact that was already highlighted in 4.3.4.2. Parameters affecting water volume V_{water} (Equations 4-5 and 4-6) such as $f_{\text{GW withdrawal}}$ are not sensitive because of the high fixed costs of water purification (equations in Appendix C, section 2).

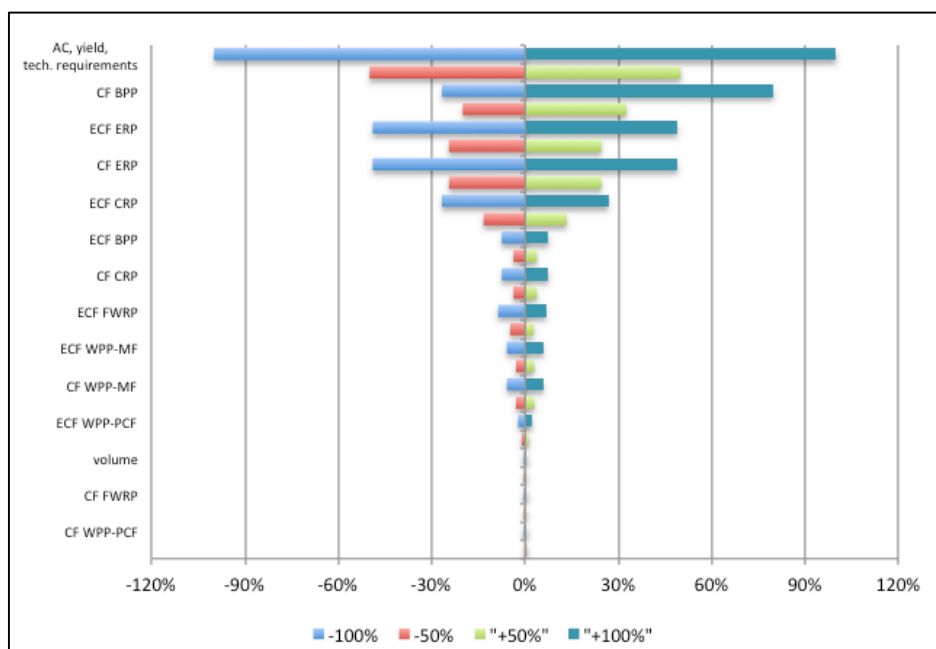


Figure 4-4: Sensitivity analysis of input parameters to score impact results
(most sensitive at the top)

The proposed method makes it possible to evaluate the relative importance of each ecological function from the LULCIA methodology to the “Resources & ecosystem services” AoP by translating biophysical units into economic units expressing the loss of provision and regulation services of a given land use type in a specific location. Figure 4-5 shows that the relative ranking of impact scores expressed as biophysical units (midpoint) may change when translated into economic units at the damage level. Nevertheless, they remain quite consistent (BPP, WPP-PCF and CRP), while inversions are due to f_{WG} withdrawal (WPP-MF) or ECF_i factors (in the cases of ERP and FWRP) (also see Figure 4-4).

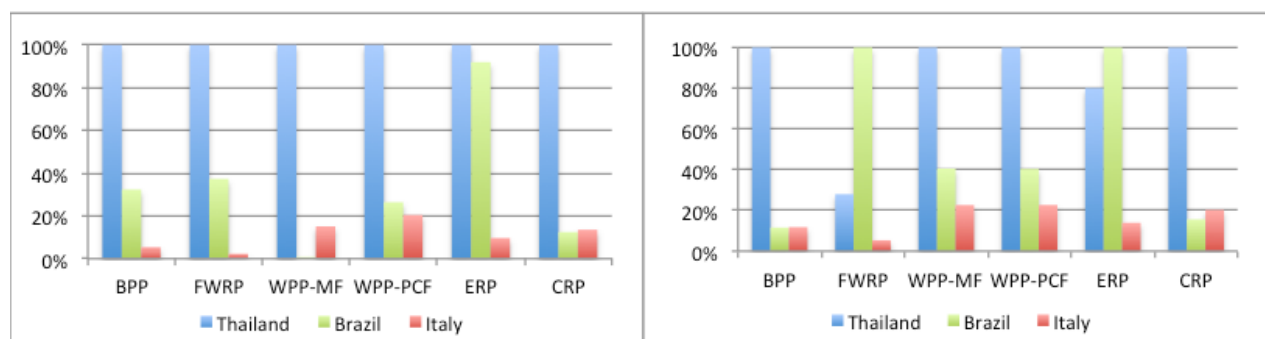


Figure 4-5: Relative contribution of characterization factors for soil ecological functions at the midpoint (left) and their translation into ecosystem services at endpoint (right) levels

Although land use is only one part of the environmental impacts generated by the bio-based polymer production, distinguishing the types of ecosystem services that are affected may help prioritize the primary feedstock choice (material type and production source) and the supplier's agricultural practices from a land perspective.

4.3.5 Discussion

4.3.5.1 Environmental modelling

A characterization factor summarizes the potential impacts of a human intervention on a given land in a single value. This research does not discriminate between the different types of agricultural land uses (and, consequently, crop production) because it relied on the CFs published by the UNEP/SETAC LULCIA methodology (Koellner, de Baan, Beck, Brandão, Civit, Margni *et al.*, 2013). Thus, 1 ha of sugar cane has the same potential impact as 1 ha of maize and 1 ha of cassava, respectively, when produced at the same location. Further research is required to discriminate between different crops.

As per Figure 4-3, our research also underlines the relevance of discriminating between different production locations. In this respect, a spatial-differentiated inventory is required to use the spatial-differentiated characterization factors. The supporting information provides additional characterization factors to assess land use in other countries. Nevertheless, LCA remains the primary application of this methodology to identify hotspots in the product life cycle, compare the life cycle performances of products that provide the same function and support design for environment initiatives. It is not suitable to replace more reliable site-specific studies, such as risk analysis or environmental impact assessment.

AC, XF_i and ECF_i are spatially differentiated at the national scale (Appendix C, Figures S4 and S5), which is relevant to the endpoint assessment (burden to society). This scale complements the bio-geographic scale, which is available in the inventory land classifications (Koellner *et al.*, 2013) and relevant to the physical midpoint assessment (biomes, ecoregions as shown by de Baan *et al.* (2013) and Saad *et al.* (2013)). Still, further work is required to define a suitable resolution scale (Mutel & Hellweg, 2009) where common ground is needed between precision and relevance.

4.3.5.2 Environmental economic valuation

In the proposed methodology, the economic value stands for the cost to society incurred by the loss of ecosystem services, which is an estimation of the fraction of ecological function used as ecological services and captured by society (in $\$/(\text{ha} \cdot \text{year})$). Except for BPP and CRP, the framework estimates this fraction as the *use* benefits of the ecosystem services through economic valuation: the ecosystem benefit that would potentially be lost through land use and land degradation. The methodology relies on the assumption that the conservation approach through *local* compensation is always possible. The AC factor accounts for the economic capacity to adapt but could also be refined to include the actual technical ability to replace the ES with additional work on the subject. In this framework, alternatives such as importation, substitution (of biotic products, for example) and human migration (abandonment of the ecosystem) are not considered.

The methodology only assesses direct impacts (the cost of technological systems from mitigation measures, productivity loss for BPP and SCC for CRP). It is acknowledged that economic valuation depends on the boundaries. Thus, BPP is probably overestimated, as it relies on national production values, which are influenced by fertilizer and pesticide costs. This bias is less important in a comparative assessment (like LCA) but could be improved for an absolute assessment such as risk assessment. As for the FWRP, the choice was made to only account for the water withdrawn. Impacts may therefore be respectively underestimated and overestimated in regions facing high and low water scarcity. The remaining fraction or future availability of the resource may be assessed in the ecosystem quality AoP. Regarding the erosion pathway, the indirect impacts, commonly referred to as off-site impacts (sediments transported, polluting water downstream), are not taken into account in this framework. The indirect environmental impacts generated by the compensation measures and technologies could be further evaluated by performing an additional LCA. The decision to undertake such a consequential LCA depends on the goal and scope of the study.

ECF for ERP and WPP accounts for non-linear phenomena related to the economic evaluation. Unlike other LCA indicators, they are expressed as a function of the biophysical CF rather than as a simple linear multiplier. With regards to the FWRP, fixed and variable costs and the average water supply quality vary from one country to the next. Despite this limitation, the total supply cost makes it possible to determine the value that ultimately ends up being a social burden.

The economic values of the ecosystem services generated by this research (economic valuation framework coupled with LULCIA physical assessment methodology) and their relative ranking are in the same order of magnitude as the global estimates of the value of ecosystems in the Ecosystem Service Value Database (Costanza *et al.*, 2014 ; de Groot *et al.*, 2012) (see Appendix C, section 4/Tables S5 and S6). The differences stem from the economic assessment scope: while acknowledging the total value of ecosystem functions (bequest, existence components to AoP other than resources and ecosystem services), only the functional value is assessed in this work, as presented in the introduction.

4.3.5.3 Midpoint and endpoint perspectives: indicators uses

The proposed methodology makes it possible to aggregate different biophysical indicators characterizing the potential impacts of land use into a single indicator based on economic units, thus facilitating decision-making. For instance, if the set of land use midpoint indicators do not provide a clear ranking of the product systems or life cycle stages, the converted indicators may help to aggregate them in a single value in the same (ES) perspective. While economic valuation may be seen as a weighting step (Udo de Haes *et al.*, 2002), the functionality-based framework proposed here attempts to further model the cause-effect network from a loss of biophysical functions provided by the land (Koellner *et al.*, 2013b) to the societal cost to compensate the natural capital (in \$/(ha·year)) that humans captured from ecosystems. Weighting factors in LCA are traditionally used as an optional element to aggregate impact scores. They express the relative preference between impact categories based on subjective value choices and are given as constant values. Here, midpoint biophysical indicators are translated into economic units accounting for regional differentiations through three explicit factors: the economic conversion factor functions ECF_i expressing the social cost to adapt to a loss of ecosystem service i , the exposition factor XF_i describing the fraction of ecosystem service affecting the society and the adaptation capacity AC describing the capacity of the society to compensate for the loss of the ecosystem service. Unlike the ES management tools discussed in the introduction, the framework presented here is a set of CF'_i that remains compatible with current LCA practice and these tools. The aggregated indicator may be considered as a concrete proposal to operationalize the ecosystem service damage potential framework described in the LULCIA project (Koellner, de Baan, Beck, Brandão, Civit, Margni *et al.*, 2013).

Extending the functional approach by converting terrestrial biodiversity into economic units is also possible (Jones-Walters & Mulder, 2009; Kumar *et al.*, 2013). However, this research keeps terrestrial biodiversity in biophysical units since it represents the intrinsic value of the natural environment traditionally considered as a distinct area of protection in LCA: ecosystem quality.

The endpoint level and its aggregation may be useful to support decision-making but it does not replace the midpoint level since both provide complementary information. While endpoints indicate the socioeconomic context of the terrestrial ecosystem services and make it possible to determine which ES represent the main issues, midpoints strictly assess the physical phenomenon altered by land use. It is important to remember that only the main land impact pathways are grouped in the LULCIA work. Others such as albedo change, desertification or soil salinization (Muñoz *et al.*, 2010; Núñez *et al.*, 2010) were developed, but further work to fit them into the UNEP-SETAC framework (land cover types, regionalization) is required before they are aggregated into the endpoint. Finally, the economic valuation may potentially enable future LCAs to assess other impacts related to land use, such as landscape aesthetics and recreational aspects, which have yet to be assessed in a consensual way (Milcu *et al.*, 2013).

4.3.5.4 Ecosystem services use

In this study, the methodology to translate biophysical indicators was focused and limited in order to convey the importance of soil ecological function to decision-makers, including the contextual aspect of ES use in the process. Nevertheless, LCA could benefit more from ES-related research. The understanding and description of ecosystem elements and their dynamics (e.g. dependence and synergies between ES with advanced models, as stated in the introduction) could indeed be improved (Bennett *et al.*, 2009). In addition, when valued, the ES may be analyzed in greater detail (e.g. trade-offs between ES: less erosion but increased fertility). This requires complementary and more elaborate concepts (e.g. best use of earth ES or human well-being analysis), knowledge (e.g. all the ES besides the six mentioned, in a given study area) and tools (e.g. cost-benefit analysis, dynamic environmental modelling as in Arbault *et al.* (2014), ecosystem-based management tools, etc.) as well as research into their integration.

4.3.6 Conclusion

This research has developed a systematic, transparent method to convert land use-related biophysical midpoint indicators from UNEP/SETAC LULCIA into economic values that account for regional specificities. The newly developed indicator expresses the social cost to compensate for the use of ecosystem services. This methodological development may be seen as an interpretation scheme to discuss the relevance of biophysical indicators with respect to the loss of ecosystem services or as an aggregation scheme to derive a single indicator. We consider that the newly developed economic indicator is complementary to biophysical midpoint indicators that provide environmentally relevant information and facilitates economic valuation decision-making. The results of a bio-based polymers case study show that the spatial differentiation of biophysical indicators and socioeconomic parameters plays a major role.

4.4 Lien avec l'article suivant

L'étude comparative avec les CFs dommages développés permet de classer les systèmes agro-sourcés principalement selon la région de production de la biomasse qui influe sur l'inventaire au travers du rendement agricole et sur la caractérisation avec le CF différencié spatialement. Cependant, le CF générique agricole caractérise indifféremment les impacts d'un type de biomasse ou un autre.

« La nature tend constamment à se soustraire à la domination de la conscience. »

Sosthène de La Rochefoucauld-Doudeauville

CHAPITRE 5 ARTICLE 2 :

IMPACT ASSESSMENT OF CROP-SPECIFIC LAND USE AT A HIGH REGIONALIZATION LEVEL IN THE LIFE CYCLE ASSESSMENT CONTEXT

5.1 Présentation de l'article

L'article suivant a été soumis au journal *Environmental Science & Technology* en mars 2016. Il présente le développement de CFs pour des couvertures de terres raffinées aux types de céréales (blé, maïs et soja) et calculées à haute résolution spatiale (0,5° x 0,5°). Les CFs développés sont appliqués sur l'étude comparative de polymères agro-sourcés. Les résultats démontrent que leur développement permet à la méthodologie ACV de caractériser les impacts de différents types de céréales au-delà de l'inventaire seul. L'article répond aux objectifs spécifiques 2 et 4. Les informations en support sont à l'Annexe D.

5.2 Originalités et contributions

Les contributions principales de cet article sont :

- Le premier développement de CFs pour les fonctions écologiques des sols qui est spécifique à des types de céréales et démonstration d'inversions de conclusions possible entre les facteurs spécifiques avec le facteur générique « agricole » ;
- Le premier développement de CF pour les fonctions écologiques à haute résolution spatiale et non fondé sur des unités spatiales homogènes (archétypes spatiaux) ;
- La discussion sur l'échelle de régionalisation ; les résultats démontrent en particulier que l'échelle des biomes qui est pertinente pour distinguer les impacts potentiels sur la biodiversité terrestre ne suffit pas pour les impacts dus à la perte de résistance de l'érosion et de ruissèlement.

Une partie des travaux ont fait l'objet d'une présentation orale au colloque international *Soil Quality indicators in Life Cycle Assessment Consensus Group* à Bordeaux en août 2015.

5.3 Manuscript

5.3.1 Abstract

Current life cycle impact assessment models are limited to assessing potential land impacts between generic land use types such as agriculture, forests and pasture, but different types of crop productions cannot be discriminated. The Water Erosion Prediction Project model was parameterized with 30 arc-minutes input data to derive characterization factors (CF) of soil erosion resistance and runoff ecological functions for three types of crops (maize, soybean and wheat). The crop-differentiated CFs can be up to two orders of magnitude off as compared to the CFs of a generic agriculture land cover. Crop-specific CFs are only relevant when the location of the crop production is known. Computing at high spatial resolution revealed that biomes cannot be considered relevant archetypes for the ecological functions that are assessed. The range of highly resolved CFs overlaps significantly between biomes. Moreover, the single CF values per biome calculated with homogeneous biophysical parameters are far off the median values of the highly resolved CFs for the same biome. The application to a case study reveals ranking inversions in land impacts scores characterized with generic and crop specific CFs, demonstrating the relevance of the latter. Overall, the spatial variability is higher than the variability due to crop type.

Keywords: life cycle assessment; life cycle impact assessment; erosion; runoff; land use; spatial variability; regionalization; crops; bio-based; polymer.

5.3.2 Introduction

With the increasing food demand of the world's population and thriving bio-based systems such as biofuels and bio-based plastics (Goldewijk & Ramankutty, 2004), pressure on terrestrial ecosystems must be assessed. Life cycle assessment (LCA) studies of bio-based systems reflect the prevalence of the bio-based resource stage and its impacts on the land use impact category (de Vries & de Boer, 2010; Nijam, Rood & Westhoek, 2012). Land use is characterized as the product of an inventory flow with a characterization factor (CF) modelled as the soil quality loss versus a reference state (Milà i Canals *et al.*, 2007). The inventory flow specifies how much land is used for how long (area x time) and provides information on the type of use (so-called land covers: agriculture, pasture, urban, etc.) and spatial location, when available.

Current life cycle impact assessment (LCIA) methodologies generally provide CFs for first and second land cover levels only (e.g. artificial surfaces, agricultural surfaces, forest and semi-natural areas, wetlands and water bodies). Recent methodologies expanded the impact assessment beyond terrestrial biodiversity (de Baan *et al.*, 2013; Chaudhary *et al.*, 2015) to soil ecological functions—freshwater regulation, mechanical and physicochemical water purification, erosion resistance (Saad, Koellner & Margni, 2013) with the LANCA® model (Beck *et al.*, 2010), biotic production (Brandão & Milà i Canals, 2013) and climate regulation (Muller-Wenk & Brandão, 2010)—but are still limited to main land cover types based on recommendations for land cover classification by the UNEP/SETAC land use working group (Koellner *et al.*, 2013a).

The increasing demand by LCA applications for agricultural processes and products requires discrimination between different crop types beyond the simple distinction between irrigated or rain-fed cropland (level 3) and intensive or extensive land cover types (last level 4). In recent years, several food life cycle inventory databases have been developed to this end: (Koch & Salou, 2015), Denmark LCA Food (Nielsen, Nielsen, Weidema, Dalgaard & Halberg 2003), Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (Gaillard & Nemecek, 2009), US LCA Digital commons (Cooper, Kahn & Noon, 2013) to name a few. However, current LCIA methods do not make it possible to fully taking advantage of these new refined LCI databases, which are agricultural land cover subclasses. Higher land cover granularity introduces additional inputs to model (what differentiates the land cover subclasses), which requires finer spatial resolution.

The UNEP/SETAC efforts also led to a consensus on the local character of the land use impact category, requiring spatial differentiation (Koellner *et al.*, 2013a; 2013b). The working group proposed a five-level regionalization system from major bioclimatic archetypes (eco-regions, biomes) to highly resolved grids cells of 1.23 km² or less. To date, regional CFs have been developed for bioclimatic archetypes, such as biomes (Saad, Koellner & Margni, 2013) and ecoregions (Chaudhary, Verones, de Bann & Hellweg, 2015). The more differentiated the regionalization level (or assessment spatial scale), the more specific local conditions are captured, thus inducing higher variability in regionalized CFs. However, no spatial regionalization level finer than the ecoregions has ever been tested in land use LCIA. In addition, biomes and ecoregions were originally derived for terrestrial biodiversity (Olson *et al.*, 2001).

LCIA relies on environmental models adapted from natural sciences. There are two main approaches: process-based models based on equations representing physical processes observed in nature and stochastic models such as LANCA® (Beck *et al.*, 2010) based on correlation relationships (e.g. regression) between input and output variables, thus limiting their validity. To enhance LCIA capacities to assess both crop-specific land covers and finer spatial resolutions, we used process-based models. The focus is put on soil resistance to erosion and runoff losses, which are primary soil supporting ecological functions (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Numerous hydrogeological models have been developed to that end (Merritt, Letcher & Jakeman, 2003; Perović *et al.*, 2013). They all have different objectives, characteristics and application validity. The Water Erosion Prediction Project (WEPP) led by the US Department of Agriculture (USDA) (2012) has been tested and validated in numerous pedology studies and compared to other models (see Appendix D, section 1). The model is partly based on the erosion fundamental RUSLE equation (USDA, 2014), which has already been used in LCIA (Núñez *et al.*, 2010) and was specifically developed to assess the change in erosion and runoff associated with different land management practices in regions around the world (Laflen *et al.*, 1997). In LCIA, change in erosion and runoff are interpreted as impacts on soil erosion resistance and freshwater regulation potentials (Saad, Margni, Koellner, Wittstock & Deschênes, 2011).

Objectives

This research aims to enhance the impact assessment of agricultural use differentiated by crop type at a highly resolved regionalization level and understand its relevance in the LCA context. We focused our research efforts on the analysis of two soil ecological functions, erosion resistance and runoff, for three crop production types: maize, soybean and wheat. The following specific objectives were set out: 1) analyze the relevance of calculating CFs to discriminate crop types, 2) compare the regionalization levels of highly resolved and biome CFs in the LCA context and 3) assess the influence of crop-specific inventory data and CFs on the LCA impact score of a case study comparing feedstock supply from three different crops in different locations for the production of a bio-based plastic fork.

5.3.3 Methods

5.3.3.1 Erosion and runoff ecological function modelling

5.3.3.1.1 Characterization factors and impact score calculation

Impact score of land use $I_{\text{occupation}}$ is calculated as per Equation 5-1 (Milà iCanals *et al.*, 2007):

$$I_{\text{occupation}} = A \cdot t_{\text{occupation}} \cdot \Delta Q \quad (\text{Equation 5-1})$$

where A represents the surface area (m^2), $t_{\text{occupation}}$ the occupation duration (years) and ΔQ the CF ($\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{year})$ for erosion (mm/year for runoff) calculated as the difference in soil quality between the occupation to be characterized Q_{occ} and a reference situation representing the relaxation state from the anthropogenic occupation Q_{ref} . In land use impact assessment, the reference situation is usually modelled with the potential of natural vegetation (PVN) (Koellner *et al.*, 2013b; Soimakallio *et al.*, 2015).

5.3.3.1.2 Model input setting

The WEPP model was used to assess Q_{occ} , Q_{ref} then ΔQ for erosion and runoff. It calculates soil erosion and runoff for a given management practice in a given location with specific bioclimatic conditions.

a) Land cover information

Land covers are represented by management inputs. Pre-sets are used to model the reference situation Q_{ref} and the crop land covers Q_{occ} . The occupation duration between the planting and harvesting dates varies based on crop location according to the MIRCA2000 Cropping Period List (Portmann *et al.*, 2011). MIRCA2000 provides the cultivation locations worldwide: maize, soybean and wheat are attributed to 13 618, 5 737 and 14 445 grid cells (side of 30 arc-minutes or arcmins; ~ 58 km near the equator), respectively. Their geographically referenced information makes it possible to link the matching soil and climate data with geographic information systems (GIS). PNV land reference situations vary based on location and stem from georeferenced data Levvasseur, Vrac, Roche & Paillard (2013).

b) Soil physical information

Table 5-1 summarizes all the soil input parameters required by the WEPP model. Most of the soil data come from the Harmonized World Soil Database (HWSD) (FAO, IIASA, ISRIC, ISS-CAS & JRC, 2012), which is the result of a consensus on georeferenced soil databases. The required albedo parameter, which is not included in the HWSD, was calculated as the average of the bi-hemispherical reflectance (i.e. white-sky albedo) with directional hemispherical reflectance (i.e. black-sky albedo) from the GlobAlbedo georeferenced data (Danne, Zuehlke & Krämer, 2012).

Table 5-1: WEPP soil input parameters and mapping from the Harmonized World Soil Database (HWSD)

Soil parameter	Unit	Mapped from HWSD data	
Texture	-	T_TEXTURE	
Albedo	-	<i>From GlobAlbedo</i>	
Initial saturation level	%	T_BS	
Soil layers		Topsoil	Subsoil
Depth	mm	0-300	300-1000
Sand	% wt.	T_SAND	S_SAND
Clay	% wt.	T_CLAY	S_CLAY
Organic	% wt.	T_OC	S_OC
Cation Exchange Capacity (CEC)	m _{eq} /100g = cmol/kg	T_CEC_SOIL	S_CEC_SOIL
Rock	%	T_GRAVEL	S_GRAVEL
Terrain data (elevation)			
Aspect	Decimal degrees	GloAspectsCIx (x: N, E, S, W, U)	
Slope	%	GloSlopesCIn (n: 1 to 8)	

c) Climate input

WEPP embeds the CLIGEN 5.1 weather generator (USDA, 2007), which simulates average weather based on a 100-year simulation. In total, 2 178 Global Data Systems world stations datasets

(Nicks, 1997) were used to feed the CLIGEN model and generate climate weather inputs. The station closest to each grid cell was determined with GIS.

d) Dataset creation

The smallest spatial unit (grid cell) results from the intersection of crop cultivation, soil and climate spatialized layers. WEPP models the erosion and runoff CF of these cells.

5.3.3.1.3 *Refining agricultural land cover by crop type*

The relevance of differentiating agricultural land use by crop type is evaluated by comparing crop-specific CFs pair by pair on the 4 025 global grid cells common to the three crops.

Two statistical indicators are used.

- a. Resemblance: The intraclass correlation (ICC) is a descriptive statistic metric describing how strongly statistical units (crop types, here) in the same group (impact types, here) resemble each other (Koch, 1982). ICC is used to determine the relevance of discriminating between crop types.
- b. Association: The Kendall tau rank correlation (KTR) coefficient describes the portion of ranks that match between two data sets (Kendall, 1938). KTR is used to determine whether the impact score rankings among the three crop types are independent throughout all the grid cells, thus providing additional information on the relevance of discriminating by location.

5.3.3.2 **High resolution and biome regionalization levels**

All the input parameters represent natural variables (see Table 5-1) with spatial variability. The biome regionalization level is considered as a relevant resolution to derive land use CFs, as proposed by Koellner *et al.* (2013a; 2013b) and calculated by de Baan *et al.* (2013; 2015) for terrestrial biodiversity and Saad *et al.* (2013) for land ecological functions. Whether it is appropriate to consider this coarse resolution being a homogenous bioclimatic unit is evaluated.

To do so, based on HWSD and MIRCA2000 databases, CFs are i) first modelled at high resolution (30 arcmins). Single CF values by biome are also calculated over the crop growing area within each biome ii) as the spatial average of the highly resolved CFs and iii) by modelling WEPP with

homogenous input parameters. The CF values by biome iv) for generic agricultural land cover from Saad *et al.* (2013) are also reported.

5.3.3.3 Case study comparing crop-specific impact scores from different locations

The newly developed CFs are applied in a case study comparing land use impact scores on erosion and runoff of feedstock supply from three different crop types for the production of a single use bio-based plastic fork. The functional unit (FU) is defined as *producing a bio-based plastic fork* either in TPS or PHA from maize, soybean and wheat (see Table 5-2).

We considered scenarios in which the feedstock is produced over all the possible common locations around the world (4 025 cells in 54 different countries in the MIRCA2000 database). Land use inventory values (in $\text{m}^2 \cdot \text{year}/\text{FU}$, from Equation 5-1) are calculated as the product of crop yield, polymer content by crop and polymer input per plastic fork. Input data for each parameter are reported in Table 5-2, along with the range of crop yield by country, calculated as annual average of 2009–2013 (FAOSTAT, 2015) (detailed information by country is given in Appendix D section 2). Impact scores for crop specific land use (maize, soybean and wheat) are calculated for each grid cell.

Table 5-2 : Inventory data for the production of bio-based polymers
in the fork production case study

Product system	TPS maize	PHA soybean	TPS wheat
Polymer input ^a ($\text{g}_{\text{polymer}}/\text{FU}$)	3.29	3.29	3.29
Crop content ($\text{g}_{\text{crop}}/\text{g}_{\text{polymer}}$)	1.16 ^b	7.31 ^c	1.67 ^d
Crop input ($\text{g}_{\text{crop}}/\text{FU}$)	3.81	24.08	5.49
Yield, min-max across the world ^e ($\text{g}_{\text{crop}}/(\text{m}^2 \cdot \text{year})$)	$2.18 \cdot 10^1 - 1.23 \cdot 10^3$ median: $5.50 \cdot 10^2$	$3.12 \cdot 10^1 - 3.80 \cdot 10^2$ median: $1.97 \cdot 10^2$	$9.09 \cdot 10^1 - 7.49 \cdot 10^2$ median: $3.35 \cdot 10^2$
Land use inventory, min-max across the world ($\text{m}^2 \cdot \text{year}/\text{FU}$)	$3.08 \cdot 10^{-3} - 1.74 \cdot 10^{-1}$ median: $1.40 \cdot 10^{-2}$	$6.33 \cdot 10^{-2} - 7.72 \cdot 10^{-1}$ median: $1.55 \cdot 10^{-1}$	$7.33 \cdot 10^{-3} - 6.04 \cdot 10^{-2}$ median: $2.02 \cdot 10^{-2}$

Input = starch from maize and wheat for TPS systems and soybean oil for PHA soybean; values are rounded

FU stands for the functional unit; ^a: fork volume constrained calculation with polymer densities

^b: Novamont, 2012, ^c: Kahar *et al.*, 2005, ^d: Shen, Haufe & Patel, 2009; ^e: Yield average from 2009 to 2013 (FAOSTAT, 2014).

The generic *agriculture* CF is common to all crops. Impact scores calculated with it therefore rank the crops in the same sequence as their inventory rankings. Comparing inventory rankings and impact score rankings from crop-specific CFs make it possible to determine the explanatory variable of the system ranking: the change between inventory and impact score rankings can only be explained by crop-specific CFs. No change in ranking indicates inventory prevalence.

The differences in impact scores between the crops are then quantified. The coefficient of variation of the root-mean squared deviation (RMSD) of impact scores quantifies the average dispersion between two series. Such value is calculated for crop series, which helps in understanding how different their impact scores are. Formulas are detailed in Appendix D, section 5. Lastly, the most influential input parameter in cells with high CF values is determined, using multi-linear regression between CF values and their input parameters.

5.3.4 Results

5.3.4.1 Spatially differentiated characterization factors by crop type

5.3.4.1.1 Comparing characterization factors regardless of location

Figure 5-1 analyzes the distribution of CFs by crop type (maize, soybean and wheat) and indicator (erosion and runoff). The color boxplots represent the 25th, 50th and 75th percentiles, while the violin plots in grey detail CF value frequency. The wider the violin, the more frequent the value across the world. Erosion and runoff CFs for generic agricultural land cover (purple boxplots) at the biome spatial scale are taken from Saad *et al.* (2013).

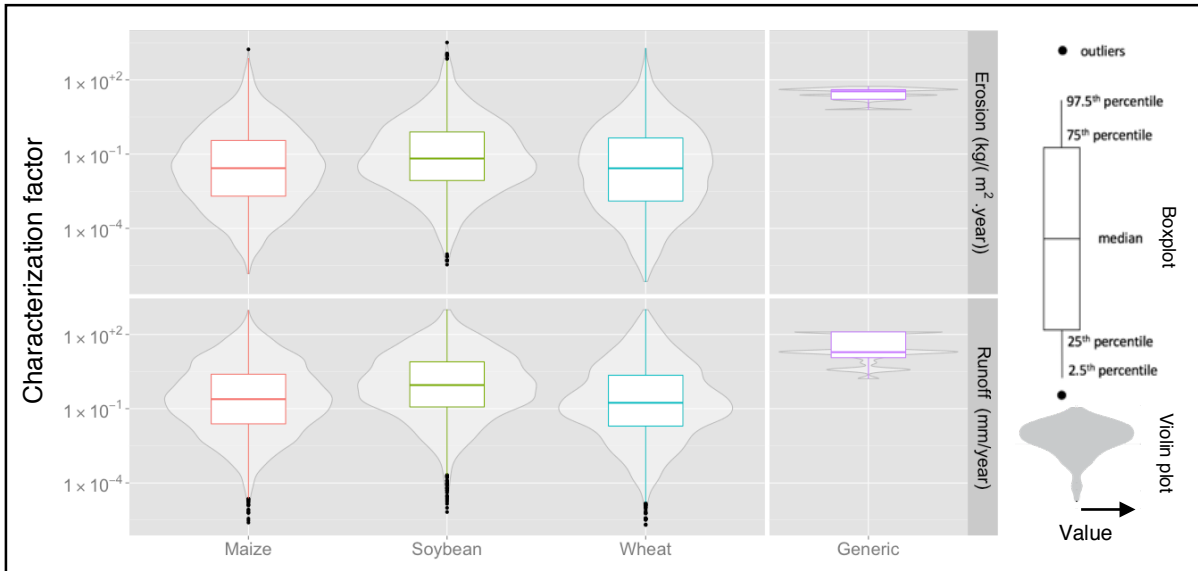


Figure 5-1 : Box and violin plots of erosion and runoff characterization factors (CF) for crop-specific land use (maize, soybean and wheat from this research work) and generic agricultural land use (from Saad *et al.*, 2013) around the world

Without knowing where the crop is grown (or the land used), the median value would be used to characterize a life cycle inventory. The difference in the median value between the different crops is restricted to one order of magnitude for erosion and runoff, as compared to an overall variability up to three to four orders of magnitude depending on the crop type. Therefore, there is little relevance in terms of crop type discrimination in a context in which no information on the location of crop supply is available. The generic CFs from Saad *et al.* (2013) values are close to the 75th and 97.5th percentiles of the crop-specific CF boxplots, overestimating the crop-specific CFs developed in this study. The median values differ of 1.5 orders of magnitude (see detailed comparison in Appendix D, section 3).

5.3.4.1.2 Comparing characterization factors by pair for each location

When the information on crop location (and the land used) is available, it becomes meaningful to compare CFs pair by pair on the same grid cell and rank them. Throughout the common grid cells, the ICC coefficients of the rankings equal 0.055 and 0.120 for erosion and runoff, respectively. Given that a 0 value indicates zero resemblance and 1, full resemblance, such low ICC values mean that each crop has a low resemblance with the others. When the location of the crop is known, it appears relevant to discriminate between crop types, since each one responds differently to erosion

and runoff. The KTR coefficient measures the association between observation sets, from total disagreement (-1) to independence (0) and total resemblance (1). The values are of 0.019, 0.255 and -0.083 (erosion) and 0.117, 0.078 and 0.401 (runoff) for the wheat/maize, wheat/soybean and maize/soybean pairs, respectively, meaning that rankings are not correlated throughout the grid cells. These two series of coefficients indicate that, when the location is known, the ranking among the three crop-specific CFs differ, suggesting that it is relevant to discriminate not only by crop type (ICC) but also by location (KTR).

5.3.4.2 Evaluating the biome regionalization level

Figure 5-2 represents maize-specific CFs for erosion and runoff by biome calculated: i) at high resolution at 30 arcmins grid cell (the distribution of highly resolved CFs in each biome is represented by box and violin plots), ii) as a single value obtained from the spatial average of the highly resolved CFs over the crop area within each biome (diamonds – *high resolution aggregated*) and iii) as a single value considering homogeneous input parameters over the entire crop area within each biome (circles – *homogeneous inputs*). CFs for iv) generic agricultural land cover with data from Saad *et al.* (2013) are also represented (triangles).

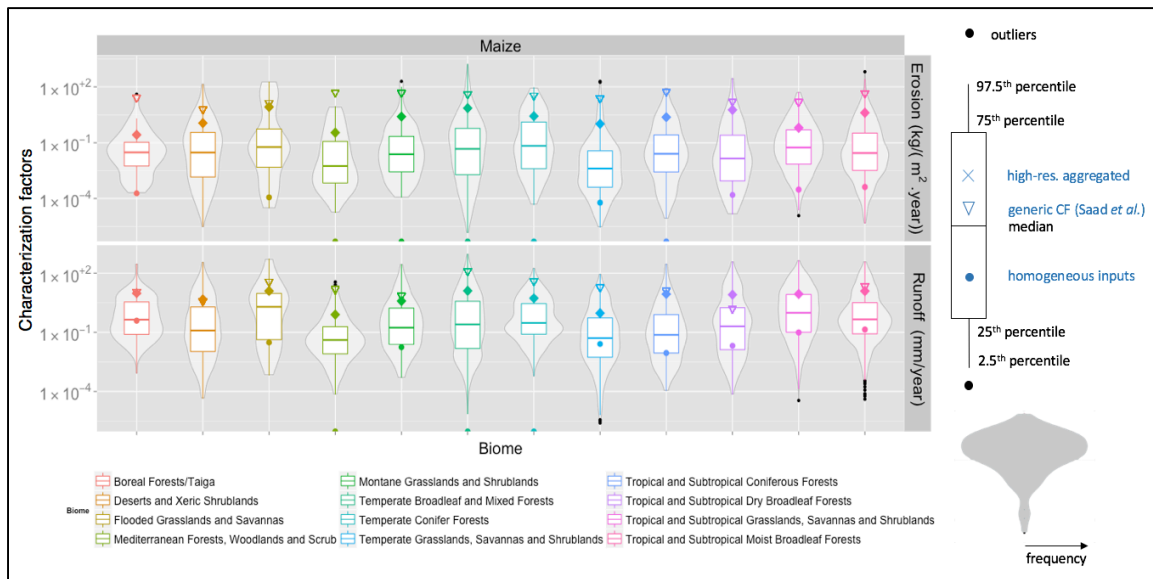


Figure 5-2 : Erosion and runoff characterization factors for maize land cover: box and violin plot distributions at 30 arc-minutes within each biome and single value at the biome regionalization level aggregating high-resolved CFs over the entire biome area (diamonds – spatially aggregated), considering homogeneous input parameters over the crop growing area (colored dots – aggregated on biome location) and CFs for generic agricultural land cover with data from Saad *et al.* (2013) (triangles).

Spatial differentiation at the biome regionalization level is not relevant to discriminate erosion and runoff impacts for maize production. For both indicators, the variability within each biome is generally higher than the variability of the median value across biomes, and the 25th to 75th percentile boxplot shares are overlapping across biomes. The 2.5th to 97.5th percentile range varies up to six orders of magnitude within each biome, since the erosion and runoff phenomena result from the complex interactions between parameters such as climate, land cover, soil and topography; all showing high spatial variability.

Averaged highly resolved CFs over the crop growing area within each biome (diamonds) are generally around the 75th percentile. Cells with high CF values have a bigger surface (see Appendix D, section 4). Homogeneous input CFs (circles) are below the 25th percentile, since considering homogeneous input values averages out extreme values. The interactions between such averaged values are far from accounting for all the possible interactions between the values within the entire range. Comparing the average of high-resolved CFs over the biome versus biome homogeneous input CFs leads to significantly different results. The first approach is more representative of the heterogeneity of parameters within each biome and their interaction when characterizing impact scores (de Baan *et al.*, 2015).

Similar observations may be made for soybean and wheat production. Detailed results are provided in Appendix D, section 4.

5.3.4.3 Effect of differentiating inventory data and CFs by crop type

5.3.4.3.1 Impact characterization of agricultural land use by crop type at the global scale

Land use impact scores to manufacture a plastic fork from maize, soybean or wheat crop are calculated as per Equation 5-1 in each of the 4 025 common global grid cells (30 arcmins), multiplying georeferenced inventory values from Table 5-2 and CFs from Figure 5-1. The impact score that ranks the lowest among the three feedstock supplies from each location is shown in Figure 5-3 by color labels: red, green and blue for maize, soybean and wheat, respectively. When no change in the ranking between the inventory values ($\text{m}^2 \cdot \text{year}/\text{FU}$) and the impact scores ($\text{kg}_{\text{soil}}/\text{FU}$) is observed, a dark border was added to the dot, meaning that the inventory value is the explanatory variable for the ranking. Otherwise, CFs explain the change in the ranking. For the sake of simplicity, the cases of a tie in the best ranking are not displayed in the Figure 5-3.

TPS systems based on maize feedstock are ranked with the lowest land use erosion impact scores on over 78% of the common cells. The lower inventory values of maize as compared to soybean and wheat explain the occurrence in 78% of these cells, echoing the high inventory values of the maize-based system from Table 5-1. Despite the inventory, CFs explain the change in ranking for the other 22% of impact scores, demonstrating the relevance of discriminating CFs by crop. A map with results for runoff is available in Appendix D, section 5.

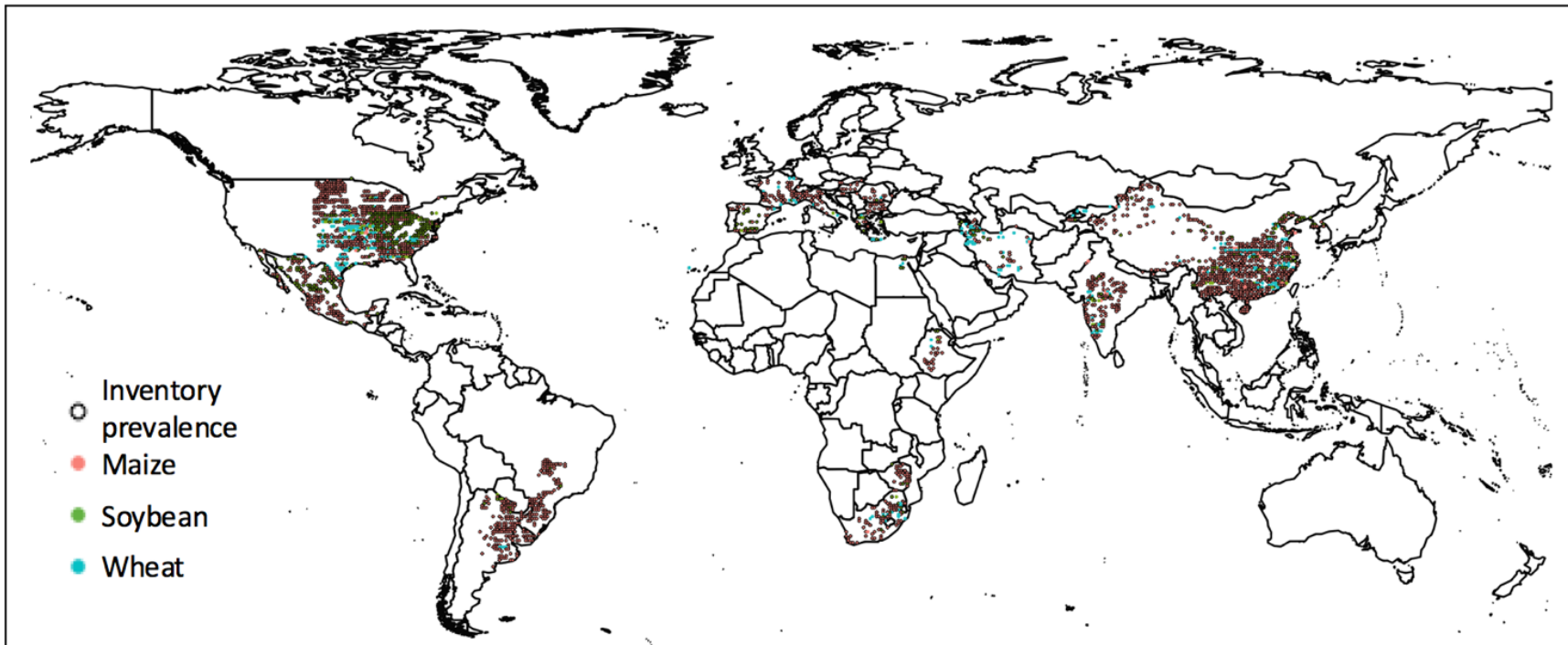


Figure 5-3: Map showing the lowest impact scores on erosion resistance by grid cell for feedstock production from maize, soybean and wheat crops (functional unit: the production of one plastic fork). When the impact scores are driven by the inventory (no change in ranking between inventory and impact score), a border is added to the dot, else the characterization factors are the driving factor for change in the ranking between the three crops

Figure 5-4 plots the impact scores of wheat (x-axis) against themselves (blue x on the x=y line) and soybean (green +) for all the 4 025 common grid cells. Impact scores vary by over eight orders of magnitude, which is consistent with the inventory (Table 5-1) and CFs (Figure 5-1) ranges.

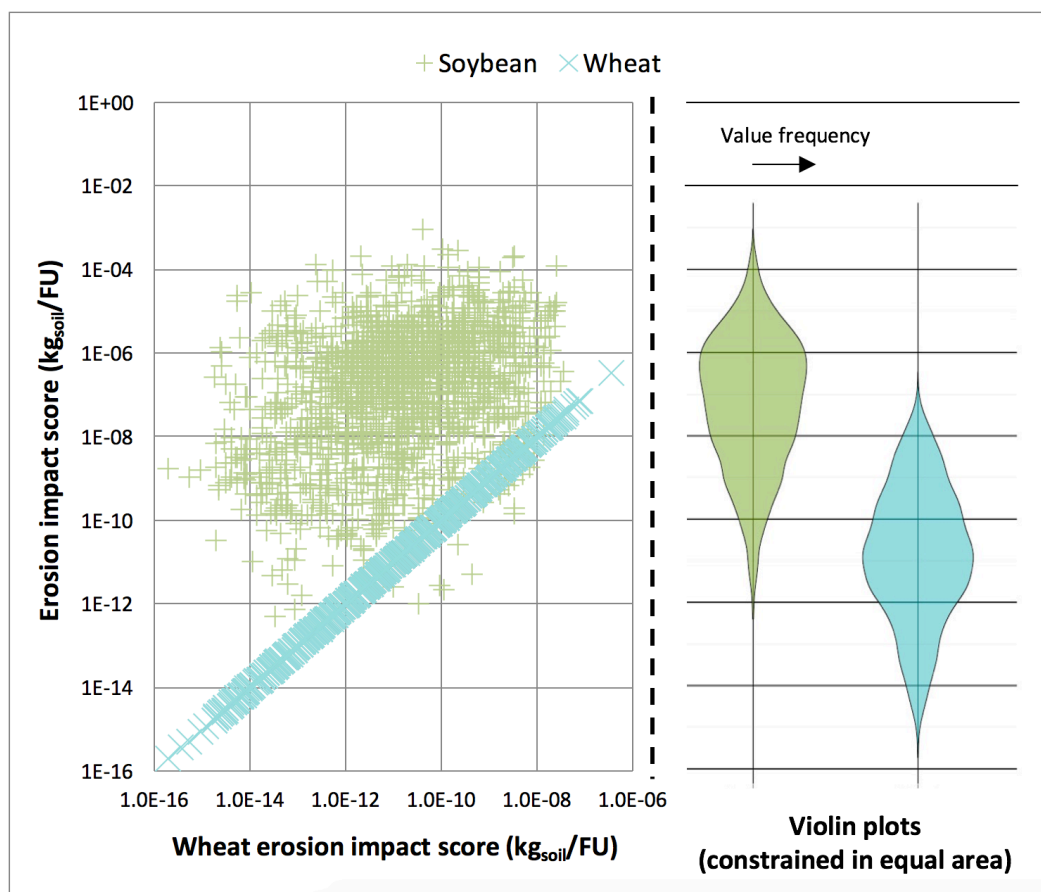


Figure 5-4: Deviation of erosion impact scores of soybean as compared to wheat on common cultivation locations

Important deviations are observed between impact scores of systems based from soybean and wheat (x-axis and y-axis scales differ) at a given location. In 15.1% of the cases, differences are within a factor 2 and 16.5% are within one order of magnitude, for the vast majority between one and three orders of magnitude. The RMSD estimates the scatterplot deviation to the $x = y$ line and is equal to $2.3 \cdot 10^{-5}$ kg_{soil}. This is five orders of magnitude higher than the average wheat impact score. Rankings reported in Figure 5-3 are therefore significant and not due to tight differences in impact scores. Similar results were obtained for maize and available in Appendix D, section 5.

5.3.4.3.2 Identifying the most influential input parameter to the characterization factors

A multi-linear regression analysis is performed to explain the relationship between the CFs (Figure 5-3) and input parameters (Table 5-1) of the WEPP model. The results show that erosion and runoff modelling are sensitive to precipitations and slope, with CEC adding to the list for runoff. Dependences differ per crop type and explain the CF differences. The complete regression is available in Appendix D, section 6.

5.3.4.3.3 Application for bio-based polymers

When comparing different bio-based polymers, generic agricultural land use CF could only discriminate supply by regions. Using the proposed crop-specific CFs enable from now on to discriminate also by biomass type. They could help in improving the feedstock sourcing for a given polymer. For instance, TPS can be produced from maize or wheat. Using crop-specific CFs could provide insights either regarding the best supply region when the crop is set (Figure 5-3) or the best crop when the supply region is set. In this second case, impact scores calculated from these new CFs would also prevent misleading conclusions regarding land use, contrary to current practices only based on crop yields. Identifying the explanatory variable in the impact scores help determine the variable (e.g. biomass conversion, crop yield, location or crop type) to improve the environmental performance. More generally, this methodology could be expanded to be applied when assessing bio-based systems.

5.3.5 Discussion

Relevance of discriminating by crop type

LCA impact scores of land use are calculated as the product of inventory flows ($\text{m}^2 \times \text{year}$) and CFs. This paper demonstrated that using crop-specific CFs makes it possible to discriminate impact scores from different crop types. When the production location is known, differences in impact scores between crop types is often by differences in CF and not only by differences in land use inventory data. This is a step forward as compared to current LCA practices, where only a single generic agricultural CF is available to assess any type of crop production. However, when the crop's location is unknown, differentiating between crop types is not relevant. The difference between median values is restricted to one order of magnitude as compared to a spatial variability in CFs up to three orders of magnitude.

CFs were developed from MIRCA2000, providing crop locations circa 2000. Further research work could expand the analysis to potential future crop growing areas or to the 21 other crops reported in the MIRCA2000 database (see the full list in the Appendix D, section 7) and more generally to crop types of interest in food life cycle databases (cf. introduction) or in industrial sectors shifting to biomass feedstock such as the polymer industry. Addressing crop rotations might also further improve the accuracy of the assessment. Further studies on different product systems would help confirm the conclusions of this study regarding the discriminating power of crop-specific CFs.

Impact assessment at finer regionalization levels

Unlike to terrestrial biodiversity, there is no spatial archetype to model erosion and runoff. Instead of developing regional archetypes as proposed by Mutel, Pfister & Hellweg (2011), we calculated CFs in a systematic approach, differentiating by grid cells and not regions. For practical reasons, the global coverage was reduced to crop areas thanks to the crop calendars (MIRCA2000, here). Despite longer computational time as compared to using archetypes, this approach avoids the assumption of considering homogeneous input parameters within spatial archetype units (Figure 5-2). The coarser the resolution detail level, the stronger the assumption, as input spatial variability is averaged out in the parameters' range and interaction. Results show that biomes are not discriminant (overlapping values in Figure 5-2) for erosion and runoff. This can also be visualized when displaying both results and biome borders on the same map. Therefore, inventory data should preferably be collected at least at level 4 in Koellner *et al.* (2013a) regionalization classification. When using biomes, crop discrimination becomes meaningful (Figure 5-1, Figure 5-2).

The modelling choice of the level of spatial regionalization affects the magnitude and the variability of the CFs, as observed by Sleeswijk & Heijungs (2010), Azevedo, van Zelm, Jolliet & Huijbregts (2013), Boulay, Bulle, bayart, Deschênes & Margni (2011), Saad, Koellner & Margni (2013) and Roy, Deschênes & Margni (2014). Given the problem of describing continuous spatial phenomena with discrete values, no spatial scale will ever be perfect. Modelling with finer resolution captures more of the variability of the phenomenon described and increases environmental relevance and discrimination power (Kounina, Margni, Shaked, Bulle & Jolliet, 2014), unless model uncertainty is greater (Koellner *et al.*, 2013b).

CF uncertainty is not yet common practice in LCA⁴⁵ but would help enhance the confidence of LCA impact scores. Highly resolved models provide information about the uncertainty of the unaccounted spatial variability of coarser resolutions (e.g. related to life cycle inventory classifications). As stated by Chaplin-Kramer *et al.* (2015), explicit spatial assessment is crucial for land use change assessment and conservation. Regarding uncertainty sources related to model and modelling choices (Huijbregts, 2002), comparing models (LANCA® and WEPP for instance) and how the PNV was modeled (from Ramankutty & Foley (1999) data in Saad model; Levavasseur, Vrac, Roche & Paillard (2013) data in this work) constitute another research avenue. These elements could help in explaining differences in results from Saad *et al.* (2013) and from this work (Figure 5-1).

Recommendations

Since spatial variability is greater than crop-type variability (Figure 5-1), gathering information on the location where the feedstock is produced is key to reducing the uncertainty of an LCA by two to six orders of magnitude for the inventory land occupation data (Table 5-2) and high-resolved CFs (Figure 5-1). In spite of complex supply networks several tiers deep, the biomass location is strategic for bio-based systems (Awudu & Zhang, 2012; Yue, You & Snyder, 2014) and the data should not be too difficult to collect. Considering feedstock production differentiated by crop type also remains important for other life cycle impact categories since it involves the use of different types and amounts of fertilizers and calls for different water management and harvesting practices.

5.4 Lien avec l'article suivant

Les CFs différenciés pour des types spécifiques de couverture de terre permettent de classer les systèmes agro-sourcés. Cependant, les impacts potentiels calculés demeurent relatifs à une référence qui représente la régénération naturelle.

« Ce qui est simple est toujours faux. Ce qui ne l'est pas est inutilisable. »

Paul Valéry

CHAPITRE 6 ARTICLE 3 :

CHOICE OF LAND REFERENCE SITUATION IN LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT

6.1 Présentation de l'article

L'article suivant a été soumis à *The International Journal of Life Cycle Assessment* en mars 2016. Une revue des différents niveaux de références communément utilisés en ACV par les praticiens et les développeurs de CFs pour modéliser le terme $Q_{référence}$ est effectuée. Leurs différences sont analysées en fonction d'autres choix de modélisation (type d'étude ACV attributionnelle ou conséquentielle, perspective culturelle, préférence temporelle) définis avec l'étape du « champ d'étude ». Une analyse de l'impact de ce choix méthodologique sur les résultats montre qu'un tel choix peut amener à des conclusions inversées. Un arbre de décision est proposé pour aider dans ce choix de modélisation. Cet article répond aux objectifs spécifiques 3 et 4. Les informations en support sont disponibles à l'Annexe E.

6.2 Originalité et contributions

Les contributions principales de l'article sont :

- Revue et classement des typologies des niveaux de référence pour l'utilisation des terres en lien avec d'autres choix de modélisation ACV ;
- Démonstration de l'effet de ce choix de modélisation sur le calcul et le classement relatif des CFs et des scores d'impact sur une étude de cas ;
- Proposition d'un arbre de décision du choix du niveau de référence en fonction des choix de modélisation définis au champ d'étude.

6.3 Manuscript

6.3.1 Abstract

Purpose Land use life cycle impact assessment is calculated as a distance to target value—the target being a desirable situation defined as a reference situation in Milà iCanals *et al.*'s (2007) widely accepted framework. There are several reference situations. This work aims to demonstrate the effect of the choice of reference situation on land impact indicators.

Methods Various reference situations are reported from the perspective of the object of assessment in land in life cycle assessment (LCA) studies and the modelling choices used in life cycle land impact indicators. They are analyzed and classified according to the LCA approach, cultural perspectives and temporal preference, which are other modelling requirements. Sets of characterization factors (CF) by impact pathway, region and land cover are calculated with different reference situations. Sets of CFs by reference situation are compared. From these sets, impacts scores applied in a case study are also compared.

Results and discussion The rankings of the CFs of two different sets are inverted for 5% to 35% and at least for 10% of impact scores worldwide. These inversions demonstrate that the choice of a reference situation may reverse the LCA conclusions for the land use impact category. Moreover, these reference situations must be consistent with the different modelling requirements of an LCA study, as defined in the goal and scope.

Conclusion A decision-tree is proposed to guide the selection of a consistent and suitable choice of reference situation when setting other LCA modelling requirements.

Keywords life cycle impact assessment, life cycle assessment, land use, reference situation, modelling choice

6.3.2 Introduction

Land use impacts several natural cycles, including the carbon and water cycles. The Food and Agriculture Organization (FAO) drew attention to this underestimated issue by designating 2015 as the International Year of Soils. In life cycle assessment (LCA), the impact assessment of land use relies on the widely accepted (Klöppfler & Grahl, 2014; Mattila *et al.*, 2011) framework set out by Milà iCanals *et al.* (2007), as per Equation 6-1:

$$\text{Impact score} = A \cdot t \cdot CF, \text{ with } CF = \Delta Q = Q_{\text{reference}} - Q_{\text{land use}} \quad (\text{Equation 6-1})$$

where A is the surface of used land (m^2), t the land use duration (years), CF the characterization factor (CF) and Q the soil quality (physical unit of the impact pathway assessed).

The *surface x time* factor and characterization factor (CF) respectively embed the *extensive* and *intensive* characters of the land activity. The CF is calculated with respect to a reference (modelling choice) that is in line with a *distance to target* metric: the closer to the target (intended as a desired state), the lower the impact. In Milà iCanals *et al.* (2007), the impact calculation is computed as a difference from a reference through a baseline $Q_{\text{reference}}$, referring to non-use of the land.

Because of the comparative purpose of LCA, the choice of the reference situation also affects the compared systems, and the relevance of this modeling choice has received little attention until very recently. Soimakallio *et al.* (2015) demonstrated the need for a baseline in attributional LCA (not specifically to land use). The authors performed a meta-analysis of approximately 700 LCA studies and reported that, in 80% of the publications, the baseline is not explicitly stated. By reviewing the goal and scopes of 700 LCA studies, they identified four main visions to support the baseline choice in LCA: 1) natural or quasi-natural steady-state, 2) natural regeneration, 3) business as usual and 4) zero baseline. Natural or quasi-natural steady-state refers to a state with no human influence. Natural regeneration describes the natural state achievable after human land use has ceased (after relaxation). Business as usual assumes that future land use is known, based on current use and with no further human intervention. Zero baseline is explicit and equivalent to accounting observable impacts only. This baseline is appropriate to describe land in a natural state when land use begins.

The baseline set out in the Milà iCanals *et al.* (2007) framework has been interpreted more literally in the life cycle impact assessment community to refer to undisturbed land or land without human presence. Although these two baselines may appear close to each other, they are very different: the first refers to a pristine land state (which has existed in the past or would be achieved without human presence) while the second acknowledges the human use of land and refers to the state of the land after use and a sufficient relaxation period.

They can be related to the natural or quasi-natural steady-state and the natural regeneration visions, respectively. The latter is the recommended baseline (Milà iCanals *et al.*, 2007; Koellner *et al.*, 2013b; European Commission & Joint Research Center, 2010a; Soimakallio *et al.*, 2015), although this is inconsistent with other guidelines (BSI, 2011; WRI & WBCSD, 2011) and the state-of-practice (the 80% studies without explicit baseline).

Numerous subtle differences exist when translating these visions into reference situations (Appendix E, section 1). The potential natural vegetation (PNV) is the dynamic equilibrium reached under current climatic conditions (Levavasseur, Vrac, Roche & Paillard, 2013) and is therefore in line with the natural regeneration vision. PNVs are derived from sophisticated environmental models known as dynamic general vegetation models (Cramer *et al.*, 2001), such as BIOME3 (Haxeltine & Prentice, 1996), which simulate the climate based on given environmental parameters. PNV is relative to a prospective theoretical future but is not a prediction (Loidi *et al.*, 2012). The PNV concept, while often cited as the recommended reference situation in LCIA, is challenged by other branches of the natural sciences, such as nature conservation, ecology and evolutionary biology (Chiarucci *et al.*, 2012). Few model developers have discussed their choice of reference situation. The hemeroby concept is a measure of naturalness and is exclusive to a reference situation relative to a natural or quasi-natural state (Brentrup, Küsters, Lammel & Kuhlmann 2002). Schmidinger *et al.* (2011) performed CO₂ calculations for livestock relative to a specific baseline representing a reduced production scenario but discussed other possibilities: historic land-use change, transformation and delayed restoration and continued current state, which are similar to the three first reported by Soimakallio *et al.* (2015). de Baan *et al.* (2013) calculated terrestrial biodiversity CFs relative to natural regeneration and discussed retrospective and prospective reference situations (i.e. CF assessing impacts due to past land use versus impacts that would cause marginal impacts due to additional land use). In the context of terrestrial biodiversity, de Souza *et al.* (2015) pointed out how difficult it is to determine a reference situation. Michelsen *et al.* (2015) added that the consequences of selecting different reference states [for biodiversity assessment] are not understood well enough and should become a priority area for further research.

The selection of the reference situation in land use impact characterization should be consistent with the LCA's goal and scope (Milà iCanals *et al.*, 2007). This first ISO LCA step also defines other LCA modelling requirements: the LCA approach (attributional or consequential), cultural perspective and temporal boundaries (e.g. accounting or not for long-term impacts). The purpose of an attributional LCA (aLCA) is to study the impacts of a given activity relative to a situation in which it is not undertaken (Tillman, 2000). Consequential LCA (cLCA) studies marginal changes so that the most probable alternate land use becomes the reference. A temporal preference may also be set through a so-called cultural LCA perspective (i.e. egalitarian, hierarchist and individualist) described by Hofstetter *et al.* (2000). These perspectives are mostly known and used to weight the importance of different damage categories but were originally designed to include all the subjective choices of an LCA model. Given that the basic purpose of LCA is to catch all impacts in time or space based on the goal and scope (Hauschild *et al.*, 2013), the reference situation and the other LCA modelling choices should be consistent. However, Soimakallio *et al.* (2015) found out that this is clearly not the case in actual state-of-practice.

Given the lack of consistency between the choice of reference situation when assessing the potential impacts of land use with the vision defined in the goal and scope of an LCA, the following objectives are set-out: 1) describe the differences in land reference situations and discuss their relationship to life cycle impact characterization modelling requirements, 2) illustrate the influence of the choice of reference situation on CFs and impact scores through a case study and 3) provide a decision-tree to guide the choice of reference situation consistent with the goal and scope of an LCA.

6.3.3 Methods

6.3.3.1 Land reference situations: description and classification

Description of reference situations

From the literature review, the different reference situations can be summarized as per Figure 6-1.

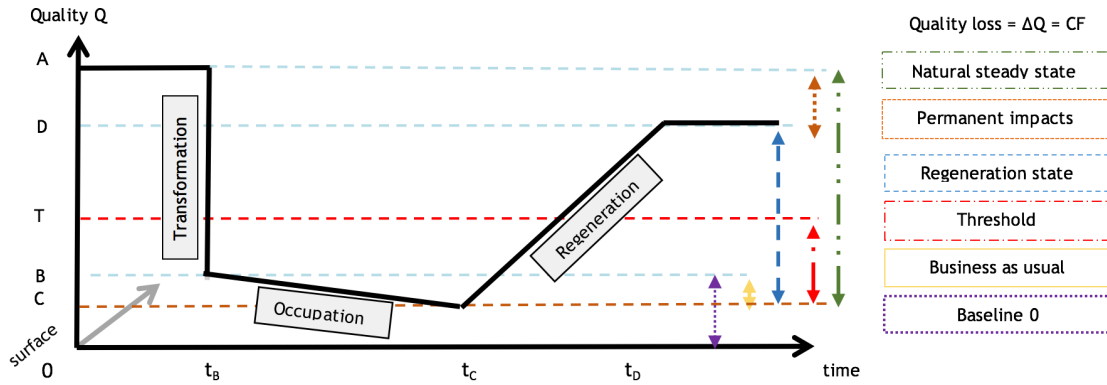


Figure 6-1: Reference situations (colored rectangle on the right hand side) and their related CF representation within the land use impact assessment framework by Milà iCanals *et al.* (2007). A CF represents the quality loss with respect to a given reference situation, as reported by the double arrows on the right side of the figure

In Figure 6-1, the y-axis presents different land qualities:

Q_A = quality before land use (occupation and transformation), natural at steady state

Q_B = quality after transformation and at the beginning of the occupation t_B

Q_C = quality at the end of the occupation t_C

Q_D = quality after natural relaxation from anthropogenic use, at t_D

Q_T = threshold quality, defined by regulation or based on scientific information

In aLCA, the CF is calculated as the land quality loss relative to a reference situation (Milà iCanals *et al.*, 2007) and defined as Equation 6-2a:

$$CF_{\text{land use}}^{\text{attributinal}} = Q_{\text{reference}} - Q_{\text{land use}} \quad (\text{Equation 6-2a})$$

A common simplification is to consider $Q_C \approx Q_B$ (i.e. the occupation impacts being much lower than transformation impacts (Milà iCanals *et al.*, 2007)).

In cLCA, marginal changes from a given situation are studied (Milà iCanals *et al.*, 2007). The reference situation term is therefore absent (Equation 6-2b):

$$CF_{\text{land use}}^{\text{consequential}} = Q_{\text{alternate land use}} - Q_{\text{land use}} \quad (\text{Equation 6-2b})$$

Different reference situations are described for aLCA CF calculations in the following equations. Natural steady state is the original situation *without* land use (natural or quasi-natural steady state vision) and regeneration state comes after natural relaxation from land use (natural regeneration vision). Both result from modelling and therefore involve uncertainty (Levavasseur, Vrac, Roche & Paillard, 2013). They are taken from Milà iCanals *et al.* (2007) and defined as:

$$\Delta Q_{\text{natural steady state}} = Q_A - Q_B \quad (\text{Equation 6-3})$$

$$\Delta Q_{\text{regeneration state}} = Q_D - Q_B \quad (\text{Equation 6-4})$$

Permanent impacts are calculated as the difference between them:

$$\Delta Q_{\text{permanent impact}} = Q_A - Q_D \quad (\text{Equation 6-5})$$

The threshold state refers to an acceptable land situation, whether set out by regulation or the scientific community, such as a planetary boundary or safe operating space concept (Röckstrom *et al.*, 2011; Steffen *et al.*, 2015):

$$\Delta Q_{\text{threshold}} = Q_B - Q_T \quad (\text{Equation 6-6})$$

For instance, tolerable erosion rates (European Environment Agency, 2006; OECD, 2011) or groundwater safe yield (Alley & Leake, 2004) are possible concepts.

Business as usual and baseline 0 were reported based on the goal and scopes review by Soimakallio *et al.* (2015). Business as usual considers the ongoing human activities without further land changes brought about by humans:

$$\Delta Q_{\text{business as usual}} = Q_{B'} - Q_B \quad (\text{Equation 6-7})$$

Baseline 0 considers no impacts at the start of occupation (observable impacts) and should be used to assess human activities occurring on land in its natural state:

$$\Delta Q_{\text{baseline 0}} = Q_B - 0 = Q_B \quad (\text{Equation 6-8})$$

The quality losses according to the different reference situations are reported as double arrows on the right side of Figure 6-1. Considering the quality of alternate land use $Q_{B'}$ close to Q_C , business as usual is represented as equal to $Q_B - Q_C$ to simplify Figure 6-1.

Based on the descriptions of each vision (Soimakallio *et al.*, 2015) and the definitions of the attributional and consequential LCA approaches, the reference situations were analysed according to cultural perspectives (Hofstetter, Baumgartner & Scholz, 2000) (Appendix E, section 2) and temporal boundaries.

6.3.3.2 Effect of the reference situation on land use characterization

6.3.3.2.1 Effect on characterization factors

In this work, a set of CFs is defined for x different land uses in y different regions. One set is composed of $x \cdot y$ values and calculated for a given reference situation, as per equations 6-3 to 6-7. The $x \cdot y$ values of each set are compared with the values from the baseline 0 reference situation set (Equation 6-8). The percentage of ranking inversions with the baseline 0 set is reported. The effect of the reference situation on land use characterization factors are analysed by: 1) setting regions y and reporting inversions of rankings on land use types and 2) setting land use types and reporting inversions of rankings through the y regions. To ensure robustness, the inversions are reported for several value gaps between the sets from the different reference situations.

CFs are usually published as single values, whereas the methodology used here requires access to the two members $Q_{\text{land use}}$ and $Q_{\text{reference}}$ of Equation 6-2a. We therefore based our analysis on values from Saad *et al.* (2013), which provide both land use quality parameters for CF calculation. Erosion resistance potential, freshwater recharge potential and mechanical and physicochemical water purification potential CFs were developed for eight main land cover classes (artificial green urban, fallow grounds, forest, grassland, pastures, permanent and annual crops, shrubland and urban) and differentiated for 36 biogeographic units, the Holdridge lifezones ($x = 8$ and $y = 36$). In each lifezone, one land cover class was identified as the reference situation. The geographic information system (GIS) was used for the calculations. The reference situation adopted by Saad *et al.* (2013) is based on PNV, which may be different from one modelling to the next since it evolves according to current conditions. The authors used the PNV map from Ramankutty & Foley (1999), where PNVs were derived from the dynamic general vegetation model BIOME3 (Haxeltine & Prentice, 1996).

The reference situation is therefore referred to as PNV R99. Levavasseur, Vrac, Roche & Paillard (2013) compared different dynamic general vegetation models: BIOME3 (Haxeltine & Prentice, 1996), BIOME4 (Kaplan *et al.*, 2003) and BIOME6000 (Harrison *et al.*, 2003). They derived maps of dominant PNVs and next-to-dominant PNVs with their respective probabilities of occurrence. We determined a reference situation as the weighted sum of the dominant and next to dominant PNVs (called here “PNV L13”) for all the Holdridge lifezones.

CFs are calculated for the baseline 0, PNV R99 and PNV L13 reference situations. Since there is no consensus on water purification thresholds, the reference situation was not tested. The natural steady state was not modeled since it relies on a temporal choice (how much time back to model) and modelling Q_A requires the use of sophisticated dynamic general vegetation models. The permanent impacts reference situation was also left out for the same reason since it requires Q_A and the definition of temporal boundaries to avoid calculating infinite impacts.

6.3.3.2.2 *Effects on impact scores*

A similar approach is applied to evaluate the effect of the reference situation on LCA impact scores comparing results from a case study on bio-based polymers. The functional unit (FU) is defined as producing a fork from bio-based polymer, soybean or wheat. Two types of crop land covers on common feedstock locations worldwide are compared: 4 025 cells located in 54 different countries in the MIRCA2000 database (Portmann *et al.*, 2011). In this case, $x = 2$ and $y = 4\,025$.

The inventory values are based on data from Table 6-1. Land use inventory values (in $\text{m}^2 \cdot \text{year}/\text{FU}$, from Equation 6-2a) are calculated as the product of crop yield, polymer content by crop and polymer input per fork. Input data for each parameter are reported in Table 6-1, along with the range of crop yield by country calculated as annual 2009–2013 average (FAOSTAT, 2015) (detailed information by country is given in Appendix E, section 3).

Table 6-1: Inventory data for the production of bio-based polymers for the fork production case study

Product system	Polyhydroxyalkanoate (PHA) soybean	Thermoplastic starch (TPS) wheat
Polymer input ^a (g _{polymer} /FU)	3.29	3.29
Crop content (g _{crop} /g _{polymer})	7.31 ^b	1.67 ^c
Crop input (g _{crop} /FU)	24.08	5.49
Yield, min-max across the world (g _{crop} /(m ² ·year))	3.12·10 ¹ - 2.86·10 ² median: 1.86·10 ²	2.18·10 ¹ - 2.99·10 ³ median: 4.76·10 ²
Land use inventory, min-max across the world (m ² ·year/FU)	8.43·10 ⁻² - 7.72·10 ⁻¹ median: 1.29·10 ⁻¹	1.83·10 ⁻³ - 2.52·10 ⁻¹ median: 1.15·10 ⁻²

Input = starch from maize and wheat for TPS systems and soybean oil for PHA soybean; values are rounded

FU stands for the functional unit; yield varies based on country

^a: fork volume constrained calculation with polymer densities : ^b: Kahar, 2004; ^c: Shen, Haufe & Patel, 2009

Different CFs from the ones used in 6.3.3.2.1 were tested. Erosion and runoff CFs were calculated with the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model and parameterized with MIRCA2000 (Portmann *et al.*, 2011) data. The CFs of wheat and soybean land covers were compared on all common cultivation places (4 025 grid cells - 0.5° by 0.5°, worldwide) and tested for baseline 0, business as usual, PNV R99, PNV L13 and threshold reference situations. In this work, the business as usual scenario considered ongoing activities so that $Q_{B'}$ is equal to Q_B (i.e. $\Delta Q_{\text{business as usual}} = 0$). The erosion threshold value is based on the tolerable erosion rate value of 1 tonne/(ha·year) released by the European Environment Agency (1998), and the runoff value of 10 mm/year is based on the minimum of world groundwater recharge per country, excluding arid countries (i.e. 5th percentile) (Döll & Fiedler, 2008).

6.3.3.3 Guidance for selecting reference situations according to LCA modelling requirements

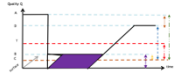
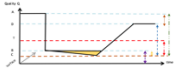
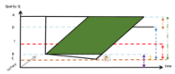
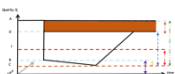
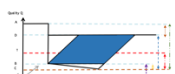
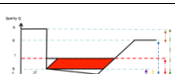
The choice of the reference situation must be consistent with the LCA modelling requirements defined by the goal and scope. Three of these requirements are used as criteria to guide the choice of reference situations: 1) attributional and consequential LCA approaches, 2) LCA cultural perspectives (egalitarian, hierarchist and individualist) and 3) temporal preference (past, present or future). A decision-tree based on these successive criteria was set out to guide the selection.

6.3.4 Results

6.3.4.1 Classification of reference situations

Table 6-2 presents the different reference situations in relation to LCA modelling requirements defined in the goal and scope.

Table 6-2: Reference situation with corresponding characterization factors and relationship to life cycle assessment (LCA) modelling requirements

Land reference situations and corresponding characterization factors (CF)					LCA modelling requirements		
Reference situation	Land quality	CF _{land use}	Impact of land occupation (Illustrated considering $Q_B = Q_C$)	Land transformation	Approach	Cultural perspective	Temporal preference
Baseline 0	$Q_{\text{reference}} = 0$	Q_B		From 0 to Q_B	Attributional	Individualist	Present
Business as usual	$Q_{\text{reference}} = Q_{B'}$	$Q_{B'} - Q_B$		None: land activity continues without further intervention	Attributional	Individualist	Present
Natural steady state	$Q_{\text{reference}} = Q_A$	$Q_A - Q_B$		From Q_A to Q_B	Attributional*	Egalitarian	Past or future, <i>without humans</i>
Permanent impacts	$Q_{\text{land use}} = Q_D$ $Q_{\text{reference}} = Q_A$	$Q_A - Q_D$		From Q_A to Q_D	Attributional	Egalitarian	Present Future
Regeneration state	$Q_{\text{reference}} = Q_D$	$Q_D - Q_B$		From Q_D to Q_B	Attributional*	Egalitarian / Hierarchist	Future
Threshold	$Q_{\text{reference}} = Q_T$	$Q_B - Q_T$ (algebraic value)		-	Attributional*	Depends on the threshold severity	Present
Alternate land use	$Q_{\text{reference}} = Q_{B''}$	$Q_{B''} - Q_B$	-	From Q_B to most probable alternate land use	Consequential	Hierarchist	Present Future

Notes: 1) $Q_{B'}$ (business as usual land use without further human intervention) and $Q_{B''}$ (most probable alternate land use, natural or not) are to be defined in goal and scope. 2) In the indicative figures, the third axis is the surface of the land use (see Figure 1). 3) Attributional* means that the reference situation may be used as the alternate land use required in consequential LCA.

6.3.4.2 Effect of reference situation on characterization factors and impact scores

Each land use reference situation (column 2) leads to a specific CF (column 3) and impact score (column 4). With the exception of alternate land use, all can be used in aLCA. Both Baseline 0 and business as usual do not account for past conditions and suggest continuity with current land situations, corresponding to the individualist perspective and the present temporal preference. Natural steady state should be used in an LCA study with protection purposes (conservation with reference to the past or restoration in the future) and falls in the egalitarian perspective. Because it accounts for impacts from current land use to a distant future, permanent impacts also belong in this perspective. The egalitarian perspective is the closest to Hauschild *et al.*'s (2006) definition of LCA catching all impacts through time and space. The regeneration state refers to a future that acknowledges current conditions (see potential natural vegetation vs. natural vegetation) and suits an in-between perspective: the hierarchist position. A threshold reference situation based on regulation represents a realistic compromise between protection and affordability and would be close to a hierarchist perspective. Upon the recommendation of the scientific community and given the current land situation (FAO & ITPS, 2015), such threshold reference situations could reflect conservation purposes and therefore be close to the egalitarian perspective. cLCA assess changes in land and refers to situations that are likely occur in the future.

3.2 Effect of reference situation on characterization factors and impact scores

Figure 6-2 and 6-3 report the percentage of inversions in $CF_{\text{land use}}$ rankings for two regeneration state reference situations: PNV R99 and PNV L13. The $CF_{\text{land use}}$ rankings are analyzed relative to the baseline 0 reference situation for the erosion resistance (ERP), freshwater recharge (FWRP) and mechanical and physicochemical water purification (WPP-MF, WPP-PCF) potential impact pathways developed by Saad *et al.* (2013).

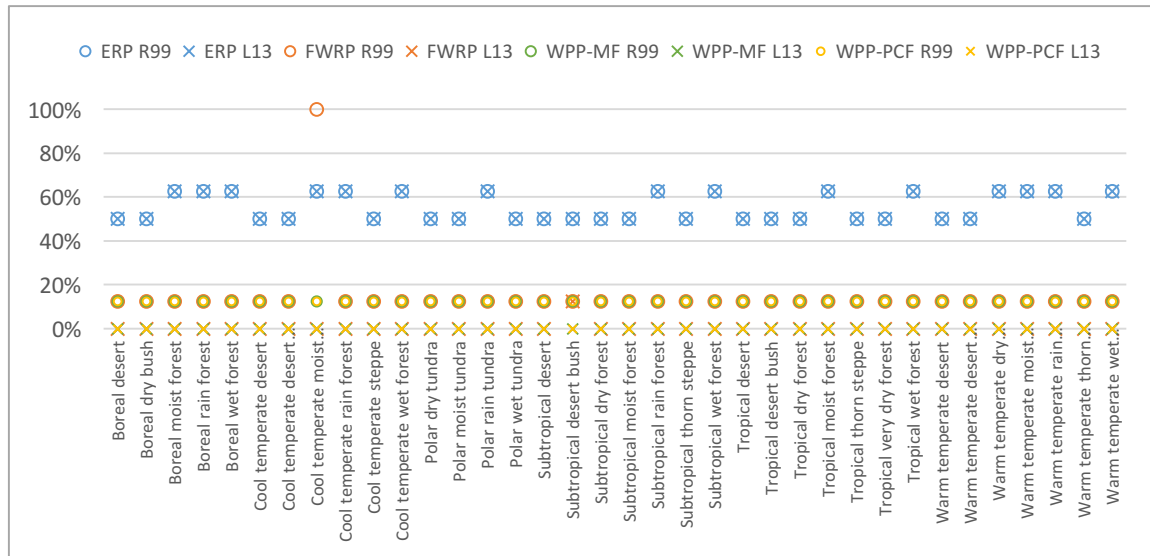


Figure 6-2: Percentage of inversions in the ranking of the erosion (ERP), freshwater recharge (FWRP) and mechanical and physicochemical filtration (WPP-MF, WPP-PCF) characterization factors from Saad *et al.*, 2013 calculated for 8 land use types according to PNV L13 and PNV R99 reference situations as compared to the baseline 0 reference situation. Results are calculated for each of the 36 Holdridge lifezones

Inversions are observed for ERP in all Holdridge lifezones (Figure 2). The land use types causing $CF_{\text{land use}}$ inversions between baseline 0 and PNV are the most anthropogenic of the eight types (the remaining forest, grassland land covert types are closer to the PNV) and therefore have more impacts than if they were assessed with baseline 0, which is equivalent to only account for observable impacts. For FWRP, WPP-MF and WPP-PCF land use characterization factors, using PNV L13 leads to no inversion of the land use types (correlated through all life zones) as compared to baseline 0, while PNV R99 leads to 26% inversion in the urban land use class. The results for different cut-off values when accepting an inversion in $CF_{\text{land use}}$ ranking are set out in the Appendix E, section 4.

The choice of reference situation PNV L13 or PNV R99 as compared to baseline 0 also leads to inversions in $CF_{\text{land use}}$ rankings across the 36 Holdridge lifezones for each land use type.

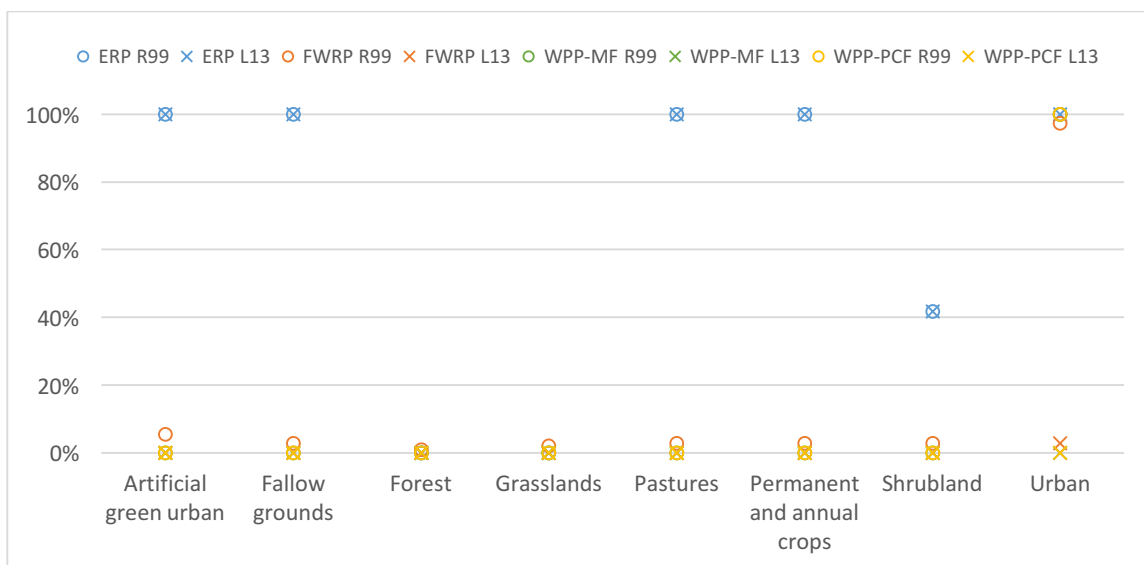


Figure 6-3: Percentage of inversions of erosion (ERP), freshwater recharge (FWRP) and mechanical and physicochemical filtration (WPP-MF, WPP-PCF) characterization factors from Saad *et al.* (2013) describing 36 region rankings according to PNV L13 and PNV R99 reference situations as compared to the baseline 0 reference situation by main land use types

The ERP results from PNV L13 and PNV R99 for artificial, fallow grounds, pastures and permanent and annual crops contrast with those from baseline 0. There are no inversions for the forest and grasslands land use types. The other impact pathways do not present inversions as compared to baseline 0 through the life zones, except for the urban land use between PNV R99 and baseline 0. Figures 6-2 and 6-3 indicate that the inversion percentage affects each impact pathway differently. The two PNV reference situations also appear consistent in terms of inversions as compared to the baseline 0.

Figure 6-4 presents the inversions of the soybean and wheat rankings (CFs in bars, impact scores with crosses) calculated based on the PNV R99, PNV L13, threshold and business as usual reference situations, as compared to baseline 0, reprising the Figure 6-1 color code. The percentage of inversion in $CF_{land\ use}$ and impact score on the y-axis indicates the share of locations where soybean and wheat values for a given reference situation rank differently

from baseline 0. The x-axis is the minimal difference between the soybean and wheat values (CF and impact scores) considered to report an inversion.

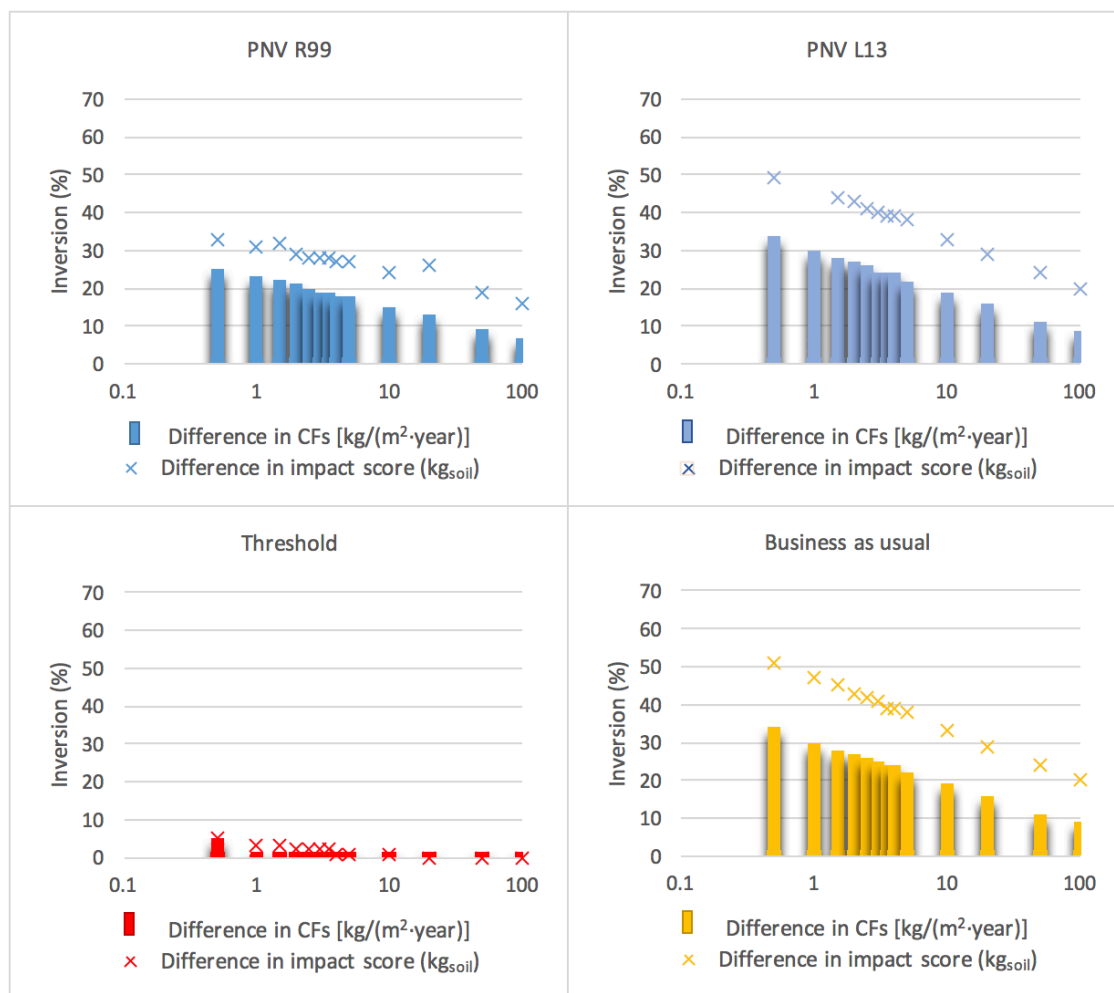


Figure 6-4: Percentage of inversions of wheat and soybean erosion CF (bars) and impact score (crosses) rankings for the PNV L13 (light blue), PNV R99 (dark blue), threshold (red) and business as usual (yellow) reference situations, as compared to baseline 0. The x-axis is in log-scale and constitutes the minimal difference in CF or impact score value to account for an inversion

Regardless of the difference in $CF_{land\ use}$, the baseline 0 and threshold reference situations lead to similar results (no inversions). This was expected since baseline 0 CFs are

calculated as $Q_{\text{occupation}}$ and threshold is equivalent to offsetting $Q_{\text{occupation}}$ with a constant throughout all locations. Compared to baseline 0, business as usual and PNV L13 inversion numbers are close, slightly higher than the PNV R99 results and different from baseline 0 with inversions from 15% to 35% for a difference in CF values of less than 10 units. In other words, at least one-third of the locations worldwide would have reversed conclusions for the baseline 0 reference situation and the others. The results for comparison with reference situations other than baseline 0 and runoff CFs are available in the Appendix E (sections 4 and 5). The inversion number decreases as the difference between CFs increases.

The land use impact scores represented by crosses in Figure 6-4 are the product of $CF_{\text{land use}}$ and life cycle inventory values. In 30 to 50% of locations worldwide, conclusions differ between the baseline 0 and PNV R99, PNV L13 and business as usual reference situations for a difference in impact scores of up to 10 units (on the x-axis). The percentage range then drops to 20 to 30%. For impact scores with large differences (> 100 units on the x-axis), over 15% of grid cells worldwide still present ranking inversions between baseline 0 and PNV L13, PNV R99 and business as usual. When the system product falls in these grid cells, the choice of reference situation leads to different conclusions. Threshold presents very low inversion percentages as compared to baseline 0 since both reference situations lead to the same conclusions.

These results show that the choice of reference situation affects the $CF_{\text{land use}}$ and impact scores calculated from it, which may lead to inversions in LCA conclusions. In addition, the results from the five reference situations tested for erosion and runoff CFs are all different.

6.3.4.3 Selecting reference situations according to LCA modelling requirements

Table 6-2 presents the visions and corresponding reference situations in relation to three LCA modelling requirements. Because all four modelling elements should be consistent, LCA modelling requirements also define a vision that may be used as successive criteria to determine a reference situation. Temporal preference is more detailed than past, present or future. A decision-tree is set out in Figure 6-5.

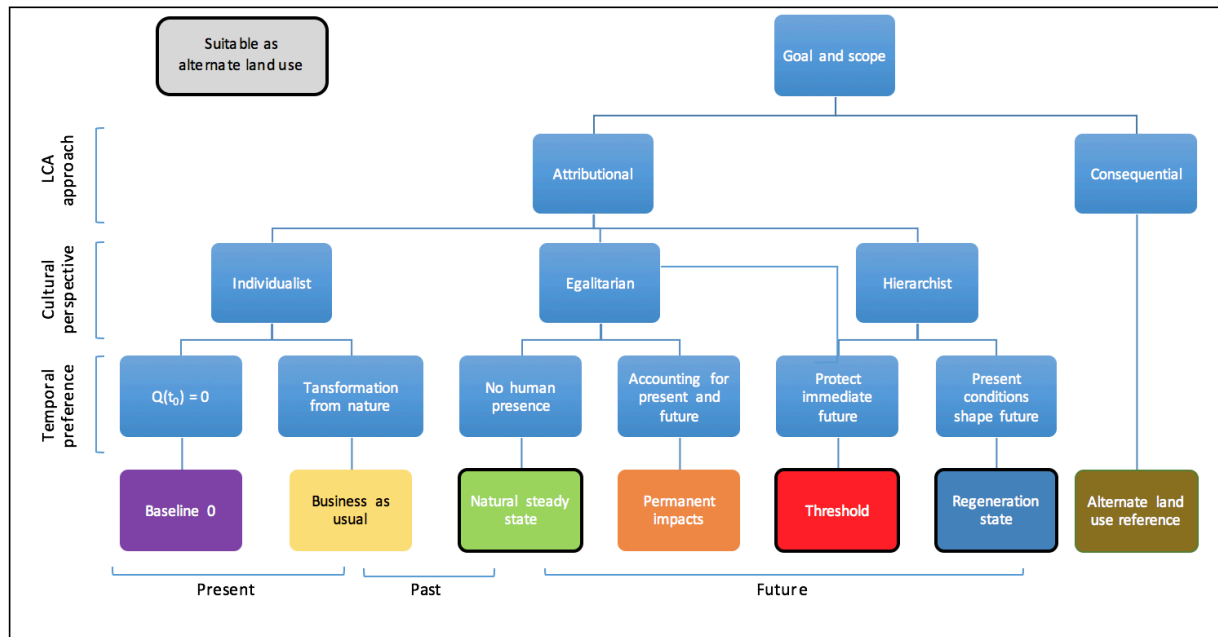


Figure 6-5: Decision-tree to select a reference situation according to three LCA modeling requirements: attributional vs. consequential approach, cultural perspective and temporal preference

In aLCA, land use impacts are assessed in relationship to a baseline. The cultural perspective and the temporal preference described in Table 6-2 narrow down the reference situation. Together, these four modelling elements define a consistent set to model and describe land impacts for a given vision.

In cLCA, changes in land use are assessed and require an alternate land use as the reference situation. The most probable alternate land use is suggested by Milà iCanals *et al.* (2013). When a human activity follows another, the reference situation would then be represented by a non-natural land cover. Alternate land use would then not involve human land use (e.g. natural land cover), and certain reference situations presented for aLCA may serve as the alternate reference situation. Baseline 0, business as usual and permanent impacts are ruled out since they suggest continuity with current land occupation (no changes occur).

6.3.5 Discussion

Reference situation classification

Different reference situations were compared and categorized. Additional considerations could have been added in the description, such as the dependence of $Q_{\text{reference}}$ on $Q_{\text{land use}}$ or dynamic vs. static modeling. Contrary to the baseline 0 and natural steady state, the determination of the business as usual, natural regeneration, permanent impacts and, potentially, threshold (e.g. regulation differentiation according to land use type) reference situations is dependent on current land use. By accounting for human activity, the situations may be considered more in line with the dynamic nature of land described by Milà iCanals *et al.* (2007). The uncertainty of the reference situation modelling, its discrimination power and data availability may also be selected through a practical decision-tree. Dynamic or static modelling may also become another criterion in the tree. Currently, only impacts from an initial to a final state are assessed, regardless of the intermediary states (Othoniel, Rugani, Heijungs, Benetto & Withagen, 2016). However, we believe that the decision-tree presented in Figure 6-5 is key to ensuring a consistent LCA modeling approach, since the interpretation of the land impact scores should first be clear to the LCA practitioner (to know what to calculate) and the study's target audience.

Reference situation relationships

The results were reported as compared to the baseline 0 reference situation. The comparison of the different reference situations leads to different trends between the reference situations and impact pathways and no clear relationships can be established between the different reference situations (Appendix E, sections 3 and 4). ERP from Saad *et al.* (2013) calculated with either PNV L13 or PNV R99 led to perfect consistency and no inversions from erosion CFs calculation with the WEPP model. Further work is required in that area. Natural steady state and permanent impacts were not quantified in this work. However, CF values calculated from natural steady state can likely always be considered higher than natural regeneration CF values, based on Figure 6-1. The permanent impacts reference situation requires a temporal boundary to prevent integrating time duration to infinite.

Effect of reference situations

The choice of the reference situation affects land use indicators differently according to the impact pathway (Figures 6-3 and 6-4), spatial differentiation (Figure 6-2) and land use types (Figure 6-3). Inversions in land use characterization factors and impact scores due to the choice of reference situation are far from negligible throughout all locations worldwide. This potential change in impact score ranking constitutes an additional incentive to assess land use at a given location when the information is known. The likelihood of ranking inversions can also be interpreted as uncertainty related to either the choice of the reference situation or its modelling. As a quantitative discrimination criterion of two reference situations, the minimal differences between CF/impact scores to report an inversion (x-axis of Figure 6-4) quantify this uncertainty, which can then be put in perspective with other potential sources of land impact modelling uncertainty (e.g. spatial variability).

Recommendations

Whether conclusions are inverted or not, the reference situation must reflect the goal and scope and should be explicit and consistent with the cultural perspective and temporal preference. To ensure the proper assessment and interpretation of land impact results, we recommend that LCA practitioners examine how the reference situation is modelled and refrain from using CFs that do not account for this information. LCA results would be more transparent and less often taken out of the context for which they were calculated. For instance, whether PNV should be used in cLCA is still highly debated (Brander, 2015; Soimakallio *et al.*, 2016). In the case of multiple land use indicators, consistency and ease of interpretation require that they derive from the same reference situation. As required by the fourth step under ISO14040, interpretation should be permanent and the dialogue among all the LCA steps should concur with a homogeneous study.

Because the Milà iCanals *et al.* (2007) framework requires a reference situation, it introduces a modelling choice that should not be buried in the calculations. CF developers should be more transparent with regards to the reference situation modelling hypothesis and tag and bind the reference situations to the CF that is provided. A CF is built on a reference situation and, as such, has a validity of a specific extent. The best practice consists

in providing the two parameters $Q_{\text{reference}}$ and $Q_{\text{land use}}$ of the CF so that the CF can be (re)calculated for different reference situations and its parameter of validity can be extended. The CFs could then be used for a greater variety of goal and scopes and actually respond to the LCA vision needs reported by Soimakallio *et al.* (2015).

6.3.6 Conclusion

In this work, different reference situations used to derive land impact indicators in LCA are reviewed and a decision-tree is provided to guide modelling choice. We also demonstrated that the choice of reference situation impacts the LCA results and can invert rankings (and conclusions) in a comparative LCA study. The modelling choice affects each impact pathway in a different way and is specific to land cover types and locations. Their use, which originates from a modelling choice made when developing the characterization factors, should therefore be explicit. Further work is required to elucidate the relationships between the reference situations.

« Tout est relatif, et cela seul est absolu. »

Auguste Comte

CHAPITRE 7 OPÉRATIONNALISATION DES FACTEURS DE CARACTÉRISATION DANS LA MÉTHODOLOGIE IMPACT WORLD⁺

7.1 Présentation du chapitre

Ce chapitre présente les travaux complémentaires d'adaptation des CFs à d'autres échelles de régionalisation plus adaptées avec les classifications spatiales des bases de données d'inventaire. Il répond directement à l'objectif spécifique 5.

Dans le cadre du développement de la méthode d'évaluation des impacts IMPACT World⁺ (Bulle *et al.*, 2016), les calculs d'adaptation sont effectués sur les sept indicateurs problème des travaux du projet LULCIA (six indicateurs de fonctions écologiques et l'indicateur de biodiversité) au niveau problème et sur les indicateurs du niveau dommage développés à l'article 1. La méthodologie de calcul présentée dans ce chapitre a été développée en interne au CIRAIG avec une partie de l'équipe de développement d'IMPACT World⁺, en particulier Sormeh Kashef-Haghighi et Laure Patouillard.

7.2 Calcul des facteurs de caractérisation d'une échelle de régionalisation à une autre

Introduction : Revue des pratiques de gestion des aspects spatiaux en ACV

Les catégories d'impact locales nécessitent l'information géographique la plus exacte possible du flux élémentaire afin de pouvoir le caractériser avec un CF régionalisé. Plusieurs cas peuvent se présenter :

- l'information géographique du flux élémentaire est suffisamment fine pour l'arrimer avec le CF régionalisé correspondant (cas idéal) ;
- le flux élémentaire possède une information spatiale, mais trop imprécise pour déterminer le CF correspondant. Par exemple, le flux élémentaire à caractériser est différencié en inventaire au niveau du pays alors que les CFs sont différenciés à l'échelle des provinces (cas intermédiaire) ;

- aucune information spatiale n'est renseignée (pire cas). Un CF **générique** mondial valable pour toute localisation est alors nécessaire.

Deux approches sont possibles pour parvenir au calcul régionalisé des impacts (Mutel, 2012 ; Bourgault, 2013) :

- a. L'ICV s'adapte aux CFs, i.e. un effort supplémentaire de collecte d'information est nécessaire dans le cas intermédiaire et le pire cas pour se retrouver dans le cas idéal. La précision nécessaire est dictée par les CFs ; elle varie avec la catégorie d'impact et les choix des modélisateurs ACVI.
- b. L'ACVI s'adapte aux limites de l'inventaire, par la création de CFs compatibles avec les classifications spatiales de l'ICV. Ces CFs peuvent être facilement arrimés avec les flux élémentaires existants dans les bases de données en inventaire tout en préservant la différenciation spatiale nécessaire en premier lieu pour la caractérisation des impacts.

La première approche permet d'utiliser la meilleure information pour l'inventaire et offre une caractérisation exacte. Cependant, deux considérations pratiques en limitent l'utilisation. Tout d'abord, il peut être coûteux en temps et en ressources de remonter la chaîne de valeur pour trouver l'information, sans compter qu'elle peut ne pas être disponible. Ainsi, les systèmes à l'étude en ACV ne disposent pas toujours de l'information précise de l'intervention environnementale pour pouvoir tirer parti du CF régionalisé, l'information spatiale se perdant au fil des niveaux de la chaîne d'approvisionnement.

Ensuite, même avec une telle information, il semble peu probable que les CFs soient utilisables en tant que tels. L'ICV et l'ACVI génèrent en effet des données avec des échelles de régionalisation propres (dites « **natives** »). Par exemple l'information des flux élémentaires et les flux économiques se fondent sur le système économique, qui repose sur des frontières découpées en pays ou en marchés (Weidema *et al.*, 2014) tandis que les CFs sont développés par des découpages biogéographiques. L'échelle de bassins versants pour l'eau (Milà iCanals *et al.*, 2009), l'échelle des biomes et des écorégions pour la biodiversité terrestre (Olson *et al.*, 2001) en sont des exemples. Il n'est pas envisageable de décliner les flux élémentaires pour toutes les échelles de régionalisation des différentes catégories d'impact. Des nouvelles méthodes théoriques (Mutel, 2012) et dans les logiciels (Rodríguez, Citroth, Srocka, 2014 ; Rodríguez & Greve, 2015) sont en développement pour traiter cette problématique, par exemple dans *openLCA* (GreenDelta, 2015).

Cependant, l'usage demeure encore restreint et les temps de calculs risquent d'augmenter significativement : cela a été prouvé pour l'addition de l'information temporelle, dont l'intégration se développe également en ACV (Pinsonnault *et al.*, 2014).

La seconde approche consiste à recalculer des CFs développés à une échelle de résolution spatiale pertinente à l'ACVI à une échelle adaptée aux classifications disponibles du côté de l'inventaire. Cette approche d'échelle multiples a déjà été évoquée dans Reap *et al.* (2008a). Humbert *et al.* (2009) discutent l'infaisabilité de la première approche tant que les SIG et les logiciels ACV ne seront pas plus intégrés et préconisent la seconde approche pour en faire « une réalité pratique » en ACV. Par exemple, Manneh *et al.* (2010) ont testé dans le cadre des indicateurs de santé humaine les échelles des bassins versants, des écozones et des provinces pour le contexte géographique du Canada. Chaudhary *et al.* (2015) proposent des CFs de biodiversité terrestre pour les écorégions et les pays. Dans le développement de la méthode d'évaluation des impacts IMPACT World⁺, cette approche est adoptée et les CFs seront disponibles systématiquement pour toutes les catégories d'impact.

Originalité des travaux

L'originalité de la démarche dans le développement d'IMPACT World⁺ est de poursuivre sur le modèle de pondération par lieux d'émission en santé humaine pour le calcul d'une échelle de régionalisation. Ainsi, le passage d'une échelle à une autre n'est pas purement dicté par des considérations surfaciques.

Dans l'exemple de la Figure 7-1, une émission k est caractérisée par son $CF_{k,i}$ et ses émissions $e_{k,i}$.

$CF_{k,1} = 3$	$CF_{k,2} = 2$
$E_{k,1} = 2$	$E_{k,2} = 1$
$S_1 = 5$	$S_2 = 5$

Figure 7-1 : Exemple de calcul de CF des carrés au rectangle

Le $CF_{k, \text{rectangle}}$ du rectangle formé des deux carrés de surfaces S_1 et S_2 peut être égal à $(3 \times 5 + 2 \times 5) / (5+5) = 2,5$ (pondération par la surface des carrés dans le rectangle) ou à : $(3 \times 2/(2+1) \times 5 + 2 \times (1/(2+1) \times 5)) / (5+5) = 1,33$ (pondération par surfaces des carrés et par les émissions e_k).

Méthodologie de calcul des CFs d'une échelle de régionalisation à une autre

En termes de représentativité spatiale, passer d'une échelle I à une échelle J moins résolue nécessite une moyenne pondérée. Le texte qui suit présente la méthode générale de calcul, la déclinaison pour la catégorie d'impact « utilisation des terres » et le calcul tel qu'effectué dans le cadre de la méthode d'évaluation des impacts IMPACT World⁺.

Méthode de calcul

Soient :

I : découpage de l'ensemble E, formé de m unités géographiques i

J : découpage de l'ensemble E, formé de n unités géographiques j et $n < m$

$f_{i,j}$: la fraction surfacique de l'unité géographique i dans l'unité géographique j

$e_{i,k}$: la probabilité d'émission k dans l'unité géographique i

$e_{j,k}$: la probabilité d'émission k dans l'unité géographique j

On déduit de ces définitions l'Équation 7-1 :

$$e_{j,k} = \sum_{i=1}^m (e_{i,k} * f_{i,j}) \quad \text{Équation 7-1}$$

Le CF à l'échelle J est une moyenne des CFs de l'échelle I, pondérés par la probabilité d'émission normalisée à la totalité des émissions k dans l'unité j et la fraction des surfaces (Équation 7-2) :

$$\left\{ \begin{array}{ll} CF_{j,k} = \sum_{i=1}^m CF_{i,k} * f_{i,j} * \frac{e_{i,k}}{e_{j,k}} & \text{si } e_{j,k} \neq 0 \\ CF_{j,k} = 0 & \text{si } e_{j,k} = 0 \end{array} \right. \quad \text{Équation 7-2}$$

Si $e_{j,k}$ est nul, il n'y a pas d'émission k dans l'unité j, ce qui implique que $CF_{j,k}$ vaut 0.

Un calcul de cohérence est effectué en sommant sur toutes les unités j de l'ensemble E, ce qui est équivalent de passer à l'échelle spatiale la moins résolue : découper l'ensemble E par un seul élément (lui-même).

On remplace donc dans l'Équation 7-2 :

- $CF_{j,k}$ par le facteur de caractérisation total CF_{total} ;
- $CF_{i,k}$ par $CF_{j,k}$;
- le rapport $e_{i,k}/e_{j,k}$ par la probabilité d'émission de l'unité j normalisée à l'ensemble des émissions dans E , soit $e_{j,k}/1$.

$$\begin{aligned}
 CF_{total} &= \sum_{j=1}^n CF_{j,k} * surface_j * \frac{e_{j,k}}{1} \\
 &= \sum_{j=1}^n \left(\sum_{i=1}^m CF_{i,k} * f_{i,j} * \frac{e_{i,k}}{e_{j,k}} \right) * surface_j * e_{j,k} && e_{j,k} \text{ indépendant de la somme sur } i \\
 &= \sum_{j=1}^n \left(\sum_{i=1}^m CF_{i,k} * f_{i,j} * e_{i,k} \right) * surface_j * \frac{e_{j,k}}{e_{j,k}} && f_{i,j} \text{ est remplacé par sa définition} \\
 &= \sum_{j=1}^n \left(\sum_{i=1}^m CF_{i,k} * \frac{surface_i}{surface_j} * e_{i,k} \right) * surface_j \\
 &= \sum_{j=1}^n \left(\sum_{i=1}^m CF_{i,k} * surface_i * e_{i,k} \right) * \frac{surface_j}{surface_j} \\
 &= \sum_{i=1}^m CF_{i,k} * surface_i * \frac{e_{i,k}}{1} && \text{La somme sur } j \text{ s'élimine}
 \end{aligned}$$

On retrouve le même résultat qu'en sommant sur toutes les unités i de l'échelle I sur l'ensemble E .

Déclinaison pour l'utilisation des terres

Les émissions en « utilisation des terres » sont les types de couvertures de terre. La probabilité d'émission est alors la probabilité d'occurrence d'un type de couverture de terre donné. Les facteurs $e_{i,k}$ sont déterminés par la carte d'émission dans les méthodologies ACVI (Bourgault, 2012). Pour l'utilisation des terres, une telle équivalence est la carte actuelle de l'utilisation des terres, qui spécifie le type et la surface de couverture de terre (« émission ») pour l'ensemble de la surface terrestre.

Calcul des CFs pour leur intégration dans la méthode IMPACT World⁺

a) Calcul de $e_{i,j}$, $e_{j,k}$ et $f_{i,j}$

La carte actuelle de couvertures de terre utilisée est dérivée de l'ensemble de données géospatialisées *GlobalSHARE 1.0* (Latham *et al.*, 2014), fruit d'une harmonisation de cartes de couvertures de terres développées par différentes institutions. Ces données ont été éditées par la FAO en 2015. Les données sont détaillées à la résolution 30 arc-secondes ($\sim 1 \times 1 \text{ km}^2$) la plus fine (résolution I) et donne et les $e_{i,k}$. L'intersection avec la carte des frontières à l'échelle des pays (résolution J) *Global Administrative Areas* (GADM, 2012) donne les fractions surfaciques $f_{i,j}$ et les probabilités d'émission $e_{j,k}$ avec l'Équation 7-1. L'intersection détermine de nouvelles unités géographiques et leur surface (Figure 7-2).

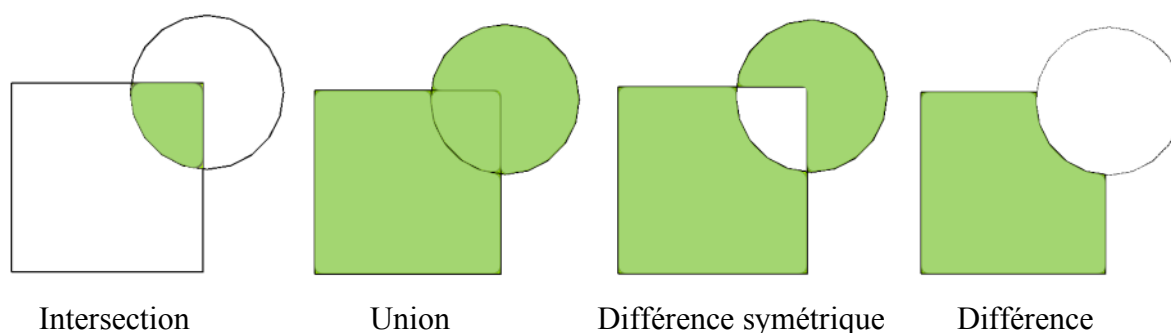


Figure 7-2 : Opérations de géo-traitement en système d'information géographique (SIG)

Ce calcul direct et brut sur l'entièreté des deux cartes nécessitant trop de puissance de calcul, un algorithme de calcul sur ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010) a été développé pour le fractionner en intersections de chaque pays du GADM avec la carte *GlobalSHARE*. La contribution personnelle est le calcul de tous ces facteurs, nécessaires pour l'Équation 7-2.

b) Calcul final

Les CFs du niveau problème BPP (Brandão & Milà iCanals, 2012), CRP (Müller-Wenk & Brandão, 2010), ERP, FWRP, WPP-MF et WPP-PCF (Saad *et al.*, 2013) et de biodiversité terrestre de Chaudhary *et al.* (2015) et les CFs du niveau dommage développés au Chapitre 4 ont été recalculés suivant l'Équation 7-2 pour les pays, les continents et en un facteur générique mondial (travaux finaux de Sormeh Kashef-Haghighi et Laure Patouillard).

Résultats et discussion

Valorisation des facteurs de caractérisation dans la méthodologie IMPACT World⁺

Les résultats pour l'exemple de l'indicateur FWRP pour le facteur générique, les continents et les pays sont disponibles à l'Annexe F, et la pondération par émission est une mise à jour des CFs de l'article 1, déjà fournis au niveau des pays. Les calculs finaux restent sous réserve de travaux d'harmonisation par équipe de développement et seront publiés dans la méthode. La Figure 7-3 présente les CFs de la voie d'impact FWRP pour la couverture de terre « forêt » par continents au niveau des pays (*boxplots*), des continents (triangles) et le facteur générique mondial (étoiles).

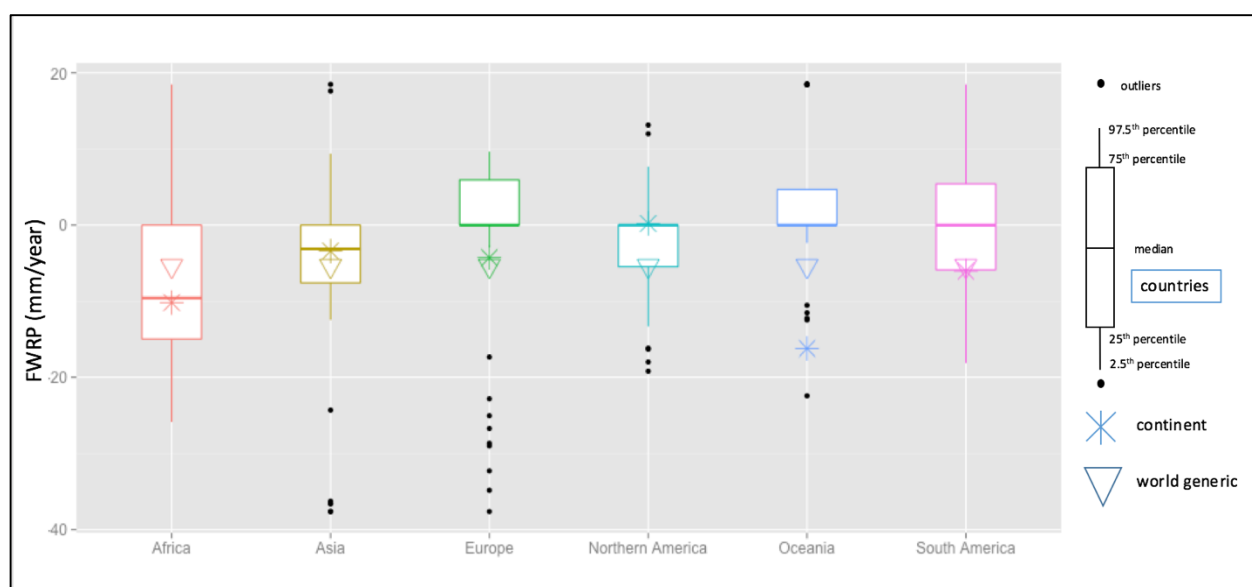


Figure 7-3 : Valeurs des CFs de recharge de l'eau souterraine (FWRP) à l'échelle des pays, des continents et le facteur générique mondial pour la couverture de terre « forêt »

Certains CFs sont négatifs car si couverture forêt donnerait un bénéfice sur la recharge de l'eau souterraine par rapport au niveau de référence du pays. Par exemple si la régénération naturelle était un désert, la couverture forestière est plus bénéfique sur le FWRP. Il y a un effet de moyenne sur les pays puis continents car les frontières sont politiques et non biogéographiques.

On remarque également que les moyennes pondérées spatiales obtenues pour les continents et le facteur générique (triangles, étoiles) est différente de la moyenne mathématique (médiane) en raison de la pondération par émissions.

Par ailleurs, la contribution personnelle s'est également étendue à la rédaction des versions préliminaires de la partie du guide d'IMPACT World⁺ pour l'utilisation des terres. La version finale est en relecture par l'équipe de développement.

Conclusions

Les CFs développés ont ainsi une meilleure visibilité et potentiellement plus d'utilisation et d'impact. Ils devraient être testés sur différents cas d'étude afin d'évaluer leur robustesse.

“Everything is related to everything else, but near things are more related than distant things.”

Première loi de la géographie, Waldo Tobler

CHAPITRE 8 DISCUSSION, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Ce chapitre présente les contributions scientifiques de cette thèse (section 8.1), ainsi que les limites et une discussion plus élaborée sur certaines problématiques (sections 8.2 et 8.3). Enfin, des perspectives de recherche sont énoncées (section 8.4).

8.1 Contributions scientifiques et originalité

8.1.1 Bilan des développements méthodologiques

Chaque article propose des développements méthodologiques en réponse aux objectifs spécifiques dans cette thèse (objectifs spécifiques 1, 2 et 3) par rapport aux méthodes actuelles de l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres en analyse du cycle de vie :

- Article 1 : développement d'indicateur dommage pour la perte des fonctions écologiques des sols ; cet indicateur peut être considéré comme une proposition pour le *Ecosystem Service Damage Potential* dans la chaîne de cause à effets dans Koellner *et al.* (2013b) ;
- Article 2 : développement d'indicateurs de fonctions écologiques (résistance à l'érosion et ruissèlement) au niveau problème :
 - a) pour une différenciation spatiale de résolution systématique et élevée (résolution 30 arc-minutes) et non fondée sur des archétypes spatiaux (échelle spatiale des biomes utilisée jusqu'alors) ;
 - b) pour des couvertures de terre spécifiques aux céréales par rapport aux CFs existants, développés seulement pour une couverture de terre « agricole » générique ;
- Article 3 : analyse de différents niveaux de référence et comparaison de CFs calculés à partir de ces niveaux.

8.1.2 Application à l'évaluation environnementale des systèmes agro-sourcés

En ce qui concerne l'évaluation environnementale des polymères agro-sourcés (objectif spécifique 4), la caractérisation de l'utilisation des terres était jusqu'ici limitée à un facteur agricole générique différencié pour des archétypes spatiaux pertinents à l'évaluation des impacts.

Le développement de CFs spécifiques au type de biomasse augmente le pouvoir discriminant et d'aide à la décision de l'ACV pour leur comparaison tout en augmentant la pertinence environnementale de modélisation. En effet, le score d'impact calculé avec ces nouveaux facteurs tient à la fois compte de l'impact du type de céréale sur les sols en plus de l'étendue de la surface de culture nécessaire (article 2) et non exclusivement cette dernière (article 1). La différenciation spatiale (régionalisation) des CFs à haute résolution (article 2) couplée à un inventaire régionalisé (articles 1, 2 et 3) permet ainsi de calculer des scores d'impacts régionalisés pour l'utilisation des terres. Ces scores permettent de mieux guider les choix en ce qui concerne l'approvisionnement lorsque l'on doit choisir la région d'approvisionnement pour un type de biomasse donné ou de mieux choisir le type de biomasse avec le moins de dommages lorsque la région d'approvisionnement est fixée (articles 1 et 2). Enfin, l'indicateur proposé au niveau dommage permet de prendre en compte plusieurs dimensions environnementales des sols (article 1) et d'aborder les principaux enjeux de leur utilisation. Contrairement à l'utilisation de six indicateurs biophysiques d'unités différentes, l'indicateur dommage développé sur l'évaluation économique de la perte des services écosystémiques reste accessible pour la prise de décision. L'unité économique lui donne en effet un sens de grandeur plus concret tandis que la réduction du nombre d'indicateurs facilite la prise de décision.

Le cas d'étude est limité dans cette thèse aux premières étapes du cycle de vie pour principalement illustrer les développements méthodologiques, ce qui est également justifié par une ACV préliminaire montrant que les impacts de l'utilisation des terres sont majoritairement dus à la production de la biomasse (Annexe B). Il est également à noter que le système est simplifié en modélisant les plastiques par des polymères purs. En pratique, ce sont des mélanges de polymères avec des adjuvants qui sont utilisés. Les résultats ACV du berceau à la porte obtenus dans nos cas d'étude constituent des éco-profils que l'on peut ensuite utiliser pour modéliser les impacts environnementaux sur l'utilisation des terres de tels mélanges de polymères. Les résultats présentés dans cette thèse ne fournissent que des conclusions partielles quant aux impacts potentiels sur l'utilisation des terres dus à un choix de biomasse dans une région donnée. Pour une étude plus complète et contextualisée selon un objectif précis à suivre tel que comparer deux polymères agros-sourcés ou comparer les avantages et inconvénients entre matière première renouvelable et capacités en fin de vie (Figure 1-1), une étude ACV complète incluant les étapes du cycle de vie et les autres catégories d'impact serait à entreprendre pour tirer des conclusions appropriées (cf.

8.3.4.). Cependant, les inclure ne changeraient pas les résultats obtenus ici pour la catégorie d'impact « utilisation des terres », et qui répondent bien aux objectifs spécifiques de la thèse.

8.1.3 Travaux complémentaires sur les échelles spatiales d'évaluation

L'objectif spécifique 5 répond à la problématique d'arrimage des échelles spatiales entre l'évaluation des impacts du cycle de vie et l'inventaire pour opérationnaliser les CFs développés. Cette problématique est traitée de manière originale dans le cadre de la collaboration avec l'équipe de développement de la méthode IMPACT World⁺ avec la proposition de CFs pour plusieurs échelles spatiales adaptées à l'inventaire (une première pour une méthode ACVI). La méthodologie de passage d'une échelle à une autre s'effectue par une pondération spatiale et par probabilité d'occurrence de l'intervention environnementale caractérisée (cf. Chapitre 7) qui est cohérente pour toutes les catégories d'impact.

8.1.4 Retour sur l'objectif général et originalité

Plus généralement, les développements de cette thèse répondent bien aux objectifs spécifiques et à l'objectif général « d'améliorer la robustesse scientifique et la pertinence environnementale des facteurs de caractérisation pour évaluer la perte de fonctionnalités écologiques associées à l'utilisation des terres en ACV et de les traduire en indicateurs économiques au moyen du concept des services écosystémiques dans l'optique de faciliter la prise de décision ».

L'originalité dans le développement de l'indicateur dommage réside dans le couplage de l'évaluation des SE (services écosystémiques, pour rappel) avec l'ACV (Chapitre 4), ce qui permet d'associer une fraction de perte de capital naturel imputable à un système (produit, service), ce que ne permet pas l'ACV seule ou les études sur les SE seules. L'ACV bénéficie ainsi de la capacité de communication des SE et les SE sont bonifiés avec l'inclusion d'impacts comptabilisés avec la pensée cycle de vie. Pour l'amélioration de la modélisation biophysique des fonctions écologiques (Chapitre 5), l'originalité réside dans le choix de la modélisation spatiale systématique et non l'usage d'archétypes biogéographiques. Enfin, l'analyse des niveaux de référence pour la modélisation des CFs (Chapitre 6) ainsi que la proposition d'un arbre de décision du niveau de référence en lien avec le champ d'étude ACV sont également nouveaux.

8.2 Limites, discussion et recommandations pour les aspects méthodologiques de modélisation

Chacune des sections qui suivent revient sur une problématique méthodologique avec les limites des développements proposés, une discussion et des recommandations.

8.2.1 Évaluation économique des impacts sur les fonctions écologiques

Si le capital naturel désigne la valeur (économique ou non) de l'ensemble des actifs environnementaux, le capital naturel est alors associé à l'ensemble des fonctions écologiques des écosystèmes. L'indicateur d'impact proposé dans l'article 1 diffère alors du capital naturel comme tel dans la mesure où il est restreint aux services écosystémiques, qui ne correspondent qu'à la fraction des fonctions écologiques captés par la société. Cette fraction est représentée dans l'article 1 par l'intermédiaire d'un facteur d'exposition. Cela est cohérent avec la définition des services écosystémiques comme les bénéfices tirés par la société des fonctions écologiques (Daily *et al.*, 1997) et cohérent avec le cadre d'analyse de l'ACV. De plus, seules les six fonctions écologiques priorisées par le groupe de travail de l'UNEP/SETAC sont évaluées. En d'autres termes, l'indicateur proposé ne représente qu'une fraction du capital naturel perdu (la valeur d'usage) associée à l'utilisation des terres.

En termes méthodologiques, l'évaluation économique des services écosystémiques par les facteurs de conversion économiques ECF_i repose sur des approches déductives (Tableau 1-2), soient l'estimation des valeurs d'usage direct par la perte de productivité, les coûts de remplacement technologiques et le coût social du carbone. Étant donné que les évaluations économiques sont difficiles à valider, il conviendrait de tester d'autres méthodes économiques d'évaluation pour avoir une validation de la robustesse des valeurs estimées. Cette pratique est préconisée par de Groot *et al.* (2013). Cependant, les valeurs dérivées changent dans le temps et reflètent le caractère évolutif des impacts de la perte de SE sur la société. Les méthodes de préférences déclarées ou révélées (Tableau 1-2) peuvent ainsi plus prendre en compte les perceptions de l'environnement par la société (Dupras, 2014). Pour tout rapporter à une même année de référence, l'utilisation de méthodes de transfert de bénéfices (Tableau 1-2) est possible. Évaluer les valeurs économiques d'option (voire de non-usage) apporterait des valeurs à additionner aux valeurs obtenues à l'article 1 pour compléter l'évaluation de la valeur économique totale (voir 1.2.4.).

Dans le cadre proposé dans l'article 1 (Équation 3-1), la valeur économique estimée du service écosystémique perdu est décomposée en deux parties. Une partie est le coût sociétal supporté par la société pour compenser le service perdu et est modélisée par le facteur de capacité d'adaptation AC selon la capacité économique de chaque pays. Ce facteur se fonde sur une corrélation tirée d'un rapport de l'UNESCO (2009) entre le PIB d'un pays et sa capacité à créer des infrastructures qui se substituent aux infrastructures naturelles. Elle a été reprise par Boulay *et al.* (2011) pour le contexte de l'ACV et mis à jour dans cette thèse. Le facteur AC n'est pas spécifique au type de service écosystémique. L'autre partie du service écosystémique qui ne peut être compensé représente alors le service perdu pour la société.

De même que les valeurs de scores d'impact ACV sont des *impacts potentiels* et non des valeurs précises comme celles obtenues avec une analyse de risque, les valeurs économiques obtenues restent dans le cadre de la modélisation ACV, i.e. n'ont pas pour but de représenter la valeur « réelle » des actifs environnementaux. Ce sont des **indicateurs** de valeur, ils en donnent un ordre de grandeur qui est utile pour la comparaison et non pour une analyse en absolu. De plus, l'évaluation de la ressource sol et des ressources en général dépend des besoins (demande), la disponibilité (offre) et la perspective temporelle (court ou long terme).

Recommandation

Pour l'évaluation économique, des résultats avec des valeurs d'usage estimées par d'autres méthodes d'évaluation (Tableau 1-2) renforceraient la robustesse des résultats obtenus ou permettrait de déterminer l'incertitude des résultats obtenus due au choix de la méthode d'évaluation économique.

8.2.2 Modélisation des couvertures de terres agricoles

Les CFs de l'article 2 ont été étudiés pour deux sources de variabilité : celle due au type de biomasse et celle due au caractère spatial. Pour l'érosion et le ruissèlement, la variabilité des CFs due au type de biomasse peut atteindre jusqu'à un ordre de grandeur entre le blé, le maïs et le soja lorsque la région de production n'est pas connue. C'est plus faible que la variabilité spatiale due à la non-connaissance de la région de production qui atteint trois à six ordres de grandeur lorsque la région de production n'est pas connue. Il est cependant plus facile de connaître le type de biomasse que la région précise de sa production, de sorte qu'il demeure intéressant de développer des facteurs

spécifiques aux types de biomasse. Le type de biomasse est par ailleurs nécessaire pour caractériser d'autres catégories d'impact (acidification, eutrophisation avec les fertilisants et l'eau avec les pratiques d'irrigation), par exemple avec l'outil PestLCI (Birkved & Hauschild, 2006).

Des CFs spécifiques à trois types de céréales ont été développés dans cette thèse et une perspective de développement serait d'étendre le calcul des CFs à d'autres types de couvertures agricoles. Les types de biomasse évalués dans les initiatives des bases de données de produits agroalimentaires seraient à évaluer en premier lieu. En effet, des bases de données comme MEXALCA (Roches *et al.*, 2010) ou *Quantis World Food database* (Nemecek *et al.*, 2014) n'évaluent pas les impacts de l'utilisation des terres pour les flux élémentaires recensés. Une telle intégration rendrait l'évaluation des impacts environnementaux de systèmes agro-sourcés plus exhaustive, en particulier vis-à-vis des enjeux liés aux sols. Pour rappel, 40% de la surface terrestre est utilisée comme surface agricole (FAOSTAT).

Recommandation

Appliquer les nouveaux CFs développés dans l'article 2 sur d'autres systèmes agro-sourcés (autres unités fonctionnelles, régions ou types de biomasse) permettrait de tester la robustesse des développements méthodologiques proposés. De tels cas apporteraient des compléments à l'analyse faite sur les CFs et sur le cas des polymères agro-sourcés dans le cadre de cette thèse.

8.2.3 Choix de l'échelle spatiale de régionalisation pertinente à l'évaluation des impacts

Comme expliqué en revue de littérature (1.3.5) et au Chapitre 7, les impacts de l'utilisation des terres nécessitent une différenciation spatiale. Les travaux du Chapitre 5 mettent en avant le niveau de régionalisation qui est un choix de modélisation. Dans les travaux du projet LULCIA, la modélisation environnementale repose sur des unités biogéographiques (régions climatiques, biomes et écozones) différenciées par des traits ou des paramètres environnementaux dominants. Ces unités ne sont pas développées en interne en ACV, mais repris d'autres disciplines : la climatologie et paléoclimatologie pour les régions climatiques, la biogéographie et la géologie pour les biomes et les éco-zones. Une pratique commune en ACV consiste à considérer les paramètres d'entrée homogènes afin de simplifier la collecte de données et la modélisation (Kounina *et al.*,

2014 ; Plouffe *et al.*, 2014). Cependant, l'hypothèse n'est pas vérifiée a posteriori en effectuant la comparaison avec le calcul systématique, dont la réalisation voulait être évitée.

Il n'existe pas d'unités biogéographiques pertinentes pour l'érosion et le ruissèlement (Koellner *et al.*, 2013a). La modélisation proposée dans l'article 2 repose sur une grille spatiale systématique. Les résultats suggèrent que si l'on veut malgré tout réduire le nombre d'unités spatiales de la grille en un nombre plus raisonnable, regrouper des zones géographiques sur la base des résultats de la modélisation environnementale (en sortie du modèle) et non sur la base des paramètres d'entrée nécessaires à la modélisation est plus pertinent pour représenter ces deux fonctions écologiques.

On pourrait toujours aller plus finement dans la régionalisation des résultats. Augmenter la résolution spatiale capture plus de variabilité spatiale et permet de mieux la représenter.

Cependant, quatre considérations appellent à un arrêt dans cette progression.

- a. L'ACV n'a pas vocation à remplacer une analyse de risque.
- b. La pertinence de la régionalisation en ACVI est conditionnelle à la régionalisation en ICV (et inversement).
- c. Il a été démontré qu'il est impossible de décrire des grandeurs spatiales qui sont continues (les phénomènes environnementaux comme l'érosion dans notre contexte) avec un découpage spatial : c'est le *Modifiable Areal Unit Problem* (Openshaw, 1983). Or un découpage est inévitable : on ne peut réduire la taille des cellules indéfiniment (cf. Chapitre 7).
- d. L'incertitude additionnelle de modélisation peut excéder le gain de précision (Koellner *et al.*, 2013b).

Pour aider à trouver le bon degré de raffinement spatial, il ne faut pas oublier que l'ACV est une méthodologie d'évaluation environnementale à vocation d'aide à la décision dont les résultats sont ultimement portés à des décideurs. Leur besoin de précision sur le résultat (ou tolérance à l'incertitude de celui-ci) va déterminer quelle échelle spatiale est convenable.

Recommandation

Tester les résultats de modélisation issu de l'utilisation d'unités biogéographiques homogènes avec ceux issus d'une modélisation spatiale systématique pour d'autres voies d'impact (de la catégorie d'impact « utilisation des terres » ou non) permettrait de confirmer que l'hypothèse d'homogénéité

des paramètres d'entrée est trop « forte » et induit plus de variabilité spatiale qu'une modélisation systématique. De plus, un tel calcul permet de dériver la variabilité spatiale des CFs agrégés à une échelle moins fine.

Une perspective de recherche pour l'utilisation des terres inspirée des services écosystémiques serait d'évaluer le caractère « transport » de l'utilisation des terres. En effet, la catégorie d'impact est considérée comme locale en ACV (la région d'utilisation est la région impactée) alors que les impacts, notamment la société qui bénéficie des services écosystémiques pourrait être dans une région autre que celle de production de ces services (Othoniel, Rugani, Heijungs, Benetto & Withagen, 2015). Cette forme de régionalisation a déjà été appliquée en ACV, par exemple avec la matrice spatiale « d'émission-déposition » en acidification (Roy *et al.*, 2014).

8.2.4 Choix du niveau de référence

Le Chapitre 6 est centré sur le choix du niveau de référence, discret mais crucial dans le calcul du CF et du score d'impact. De même que des échelles de régionalisation autres que l'échelle de régionalisation native (recommandée en ACVI) sont nécessaires à l'ICV et *a fortiori* au calcul du score d'impact, des niveaux de référence autres que celui recommandé en ACVI apparaissent nécessaires. Si la *régénération naturelle* est la référence recommandée (Milà iCanals *et al.*, 2007 ; Koellner *et al.*, 2013), les besoins pratiques dans les études ACV (reportés par Soimakallio *et al.*, 2015) encourageraient le calcul des CFs avec d'autres niveaux de référence. Les CFs de Saad *et al.* (2013) ont été recalculés pour le niveau *baseline 0* et une modélisation du PNV autre que celle de l'article d'origine. Ceux de l'article 2 ont été recalculés pour cinq niveaux de référence. Toutefois, les niveaux *d'état naturel* et les *impacts permanents* seraient à évaluer également.

Recommandation

Les liens entre les niveaux de référence gagneraient à être mieux compris (cf. Annexe E). Si certains sont corrélés, il serait alors justifiable de les regrouper en ensemble, non pas en termes de philosophie (Chapitre 6), mais en termes de résultats. Par exemple, les niveaux de référence « *baseline 0* » et « *threshold* » sont corrélés bien que leur interprétation diffère. Il serait cependant utile et nécessaire qu'une classification systématique et recommandée des niveaux de référence émerge, comme cela a été fait pour les typologies de couvertures de terre et de niveaux de régionalisation. Pour cela, au-delà de la régénération qui est recommandée en ACVI de l'utilisation

des terres, la communauté ACV et ses utilisateurs devront se concerter afin de définir les visions pour la référence d'étude et comment les traduire en niveaux de références puis en termes de paramètres numériques.

Calculer les CFs avec différents un niveau de référence pour la régénération, mais également pour d'autres niveaux de référence ou du moins fournir les deux termes $Q_{\text{utilisation}}$ et $Q_{\text{référence}}$ est recommandé pour les développeurs de CFs.

8.3 Limites, discussion et recommandations sur l'évaluation de l'utilisation des terres dans une étude ACV

Lors de la réalisation d'une étude ACV incluant sur l'utilisation des terres, certains choix de modélisation relèvent du champ d'opération du praticien ACV. Les développements proposés dans cette thèse aident à modéliser un résultat cohérent répondant aux besoins et aux objectifs de l'étude. Chacune des sections qui suivent revient sur une problématique méthodologique avec les limites des développements proposés, une discussion et des recommandations.

8.3.1 Importance relative des voies d'impact

Six fonctions écologiques sont mises en avant par les travaux du LULCIA. Les inclure toutes ou non dépend des intérêts exprimés dans le champ d'étude (étape de « classification ») ou du jugement du praticien ACV. Les résultats de l'article 1 proposent une méthode permettant de mettre en regard les six fonctions écologiques et la perte des bénéfices qui en sont tirés selon les besoins locaux (facteur d'exposition XF_i) et les capacités d'adaptation (facteur AC). D'autres fonctions écologiques telles que le changement climatique dû à l'albédo des sols (Muñoz *et al.*, 2010), la salinisation des sols (Payen *et al.*, 2016) menant à la désertification (Núñez *et al.*, 2013) ou encore le compactage des sols (Garrigues *et al.*, 2012) existent et seraient à considérer, sans oublier la biodiversité terrestre. Les caractères culturels reconnus dans le domaine des SE, tels que les aspects récréationnels ou spirituels seraient également à inclure pour dresser un portrait plus complet et rendre compte des compromis (*trade-offs*). L'importance relative des voies d'impact varie selon les régions, comme montré dans l'article 1. Mais elle évolue également dans le temps. Dès lors, des facteurs de conversion économiques ECF_i pourraient être mis à jour, pour tenir compte de cette évolution. Ainsi, si les estimations du coût social du carbone changent, il est possible de répercuter

la nouvelle valeur, de sorte que la CRP des sols dominera les autres voies d'impact. Les données utilisées pour calculer les éléments de conversion sont tenues à jour régulièrement (Banque mondiale, FAO, Global Water Intelligence). L'évaluation des impacts pourrait ainsi se faire de manière dynamique (voir 8.4.1).

Recommandations

Il faudrait approfondir les liens entre les voies d'impacts (les six étudiées au Chapitre 4 ou même plus). Ainsi, l'érosion affecte-elle par exemple tous les autres indicateurs, en réduisant la masse de sol disponible pour fournir les fonctions écologiques ? Évaluer la production biotique des sols (matière organique) et leur capacité à séquestrer le carbone par le carbone (carbone du sol) est-il un double comptage ? Ainsi, il serait possible de réduire le nombre d'indicateurs : si plusieurs vont dans le même sens (corrélation en termes de résultats, voire corrélation due à une interaction biophysique), il n'est alors pas nécessaire de multiplier les indicateurs pour une analyse comparative, comme c'est souvent le cas en ACV. Les liens entre les fonctions écologiques et la biodiversité dite « fonctionnelle » seraient également à étudier pour éviter des doubles comptages ou mutualiser la prise en compte de processus écologiques.

8.3.2 Indicateurs problème ou/et dommage

Les développements de l'article 1 permettent de proposer pour la première fois des indicateurs de fonctions écologiques des sols au niveau dommage. Convertis dans une même unité, les différents indicateurs problème peuvent être comparés entre eux. Les résultats montrent que l'importance relative d'une fonction écologique varie avec la région. La somme des indicateurs convertis peut également être considérée comme une forme de pondération fondée sur l'évaluation économique des services écosystémiques assurés par les fonctions écologiques.

Évaluer au niveau problème, dommage ou les deux est une décision qui appartient au praticien ACV, selon le champ d'étude ou son jugement. Prêter attention à l'interprétation des indicateurs proposés est important dans la mesure où l'AoP « ressources » est en pleine redéfinition en ACV (Dewulf *et al.*, 2015). On y retrouve les discussions méthodologiques entre plusieurs courants de pensée pour définir ce qui doit être évalué dans cette AoP : l'actif environnemental, l'approvisionnement de la ressource, sa fonctionnalité ou les bénéfices qu'on en retire. En cela,

l'AoP pourrait bénéficier des modèles utilisés dans les SE et du cadre de la valeur économique totale.

Recommandation

Il convient de garder à l'esprit que le niveau dommage est complémentaire au niveau problème, et ne le remplace pas.

8.3.3 Cohérence d'évaluation (phase d'interprétation)

La nature de la méthode d'évaluation économique a une perspective culturelle « intrinsèque » qui teinte l'indicateur dommage calculé. Les méthodes d'évaluation déductives utilisées dans l'article 1 estiment les valeurs d'usage par coûts de restauration (indicateurs ERP, FWRP, WPP-MF, WPP-PCF), de perte de productivité (BPP) et par le coût social du carbone (CRP). Ces méthodes se fondent sur la valeur d'usage engagée en cas de perte de l'actif environnemental. Une forme de perspective « individualiste » apparaît alors avec le cadre de remplacement des processus pour en assurer une continuité de service (cours normal des activités ou « *business as usual* »). Au vu des niveaux de référence présentés et classés dans l'article 3, il conviendrait en fait de poursuivre les travaux d'évaluation économique afin d'obtenir la valeur économique totale. Selon la perspective culturelle choisie par les décideurs pour l'étude, le calcul de l'indicateur problème avec un niveau de référence cohérent, puis sa conversion vers la fraction correspondante de la valeur économique totale pourrait constituer l'indicateur dommage intégré de perte de service écosystémique.

En ce qui concerne l'échelle spatiale, le choix de modélisation doit non seulement permettre l'arrimage des flux élémentaires spatialisés avec les CFs régionalisés, mais également être cohérent avec les spécifications de l'objet de l'étude en ACV. Ainsi, étudier un système dont l'étendue géographique est très locale ou internationale nécessitera des échelles différentes d'évaluation. Par exemple, des études ACV de produits, au niveau de villes (Jeong, Minne & Crittenden, 2015) ou de politiques énergétiques nationales (Samaras & Meisterling, 2008) existent. Cette problématique fait l'objet de recherches, notamment l'ACV territoriale dans le cadre de la planification territoriale (Nitschelm *et al.*, 2015).

Recommandation

Tous les choix de modélisation devraient être le plus explicite possible, afin d'en voir la cohérence, ce qui permet une meilleure interprétation et confiance dans les résultats ACV modélisés et une meilleure pertinence vis-à-vis des objectifs et du champ de l'étude.

8.3.4 Cas de l'évaluation des produits agro-sourcés

L'évaluation sur l'utilisation des terres est plus complète et opérationnelle avec les développements proposés dans cette thèse, mais afin d'être parfaitement conforme avec la pensée cycle de vie et de pouvoir dresser le portrait environnemental de ces systèmes, une étude incluant toutes les étapes du cycle de vie et toutes les catégories d'impact serait à mener. Il n'est pas possible d'effectuer une étude ACV générale sur les polymères agro-sourcés, puisque les impacts sont très dépendants du contexte de l'étude : UF, région, type de biomasse comme montré dans l'article 1 pour l'utilisation des terres, sans oublier les autres détails nécessaires à l'étude pour les étapes subséquentes (distances de transport, types d'énergies pour la production par exemple) et les autres catégories d'impacts. Réaliser l'ACV comparative de systèmes produits à partir de polymères agro-sourcés dans un contexte défini est un travail en soi qui dépasse le cadre de cette thèse.

Recommandation

Il est recommandé de collecter l'information spatiale de l'inventaire au moins au-delà de la résolution des biomes (niveau 4 de la classification recommandée de Koellner *et al.* (2013)) pour réduire la variabilité spatiale des résultats. Dans le cas échéant, caractériser le blé, maïs et soja avec des CFs spécifiques au type de céréales pour l'érosion et le ruissèlement permet au moins de réduire la variabilité due au type de biomasse par rapport à une caractérisation avec un CF générique agricole.

8.4 Perspectives de recherche

8.4.1 Aspects temporels et aspects dynamiques

Le principe d'évaluation des impacts de l'utilisation des terres inclut explicitement des paramètres temporels (Équations 1-2 et 1-3).

Dans l'article 2, les impacts de la production de biomasse est améliorée en considérant une durée d'occupation plus précise grâce aux dates de plantation et de récolte disponibles dans la base de données MIRCA 2000 (Portmann *et al.*, 2011). Ces durées varient à la fois avec le type de biomasse et avec la région. Il serait intéressant de considérer les rotations de cultures pour mieux imputer la fraction en termes de temps d'occupation dans le cas de plusieurs cultures (« assolement ») sur une même terre. Plus généralement, la considération des aspects temporels pourrait être améliorée pour l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres, en particulier pour l'estimation des durées de régénération. Cela permettrait de mieux caractériser les impacts dus à la transformation des terres ou de caractériser les impacts à long terme (Bakas, Hauschuld, Astrup & Rosenbaum, 2015) comme les impacts permanents de l'utilisation des terres.

Le caractère dynamique des impacts pourrait également être mieux évalué : dans la pratique actuelle, le terme de la perte de qualité ΔQ ne considère que l'état initial et l'état final. Mieux prendre en compte tous les impacts entre l'état de début de l'intervention environnementale (temps t_B de la Figure 1-5) et l'état après (temps t_C) permettrait de rendre compte des impacts de différents types d'occupation successives des sols par exemple. Des impacts négatifs ou positifs (par exemple, les impacts de cultures alternées diffèrent des impacts des cultures successives) seraient pris en compte.

8.4.2 Incertitude des facteurs de caractérisation

Les résultats en ACV reposent sur des modèles dont il est difficile de valider les résultats avec des données d'impact de terrain (Ciroth & Becker, 2006). Une manière d'aborder cette limite est d'en évaluer les incertitudes. Évaluer les incertitudes est une pratique commune en ICV (notamment avec l'approche *pedigree*), beaucoup moins en ACVI. Un thème de recherche en devenir en ACVI est l'évaluation de l'incertitude des CFs en ACV. La construction des indicateurs avec une haute résolution spatiale analysée comme dans l'article 2 peuvent être valorisés d'une autre façon : fournir une référence pour évaluer l'incertitude induite lorsque les CFs sont agrégés à des échelles de régionalisation moins résolues. Ainsi, les CFs développés à l'échelle du biome présentent une incertitude de trois à six ordres de grandeur pour l'érosion et d'un à deux ordres de grandeur pour le ruissèlement. Appliquer le calcul au niveau pays, continents ou au niveau générique mondial (Chapitre 7) des CFs de l'article 2 peut s'accompagner de la variabilité spatiale induite par un tel changement d'échelle et cette information doit être reflétée dans les résultats.

Huijbregts *et al.* (2002) recensent et classent six sources d'incertitude en ACV : la variabilité spatiale, temporelle et « objet/source » ; l'incertitude de paramètres d'entrée, de modèle et de choix méthodologiques. Pour l'incertitude de modèles, on pourrait comparer pour l'érosion et la recharge de l'eau les modèles WEPP et LANCA au niveau problème et comparer l'utilisation de différentes méthodes d'évaluation économique au niveau dommage. En ce qui concerne les choix méthodologiques, les travaux de l'article 3 fournissent des données pour calculer une incertitude liée au choix du niveau de référence. Toutes ces sources d'incertitude constituent autant d'opportunités de recherche afin que les résultats ACV soient plus crédibles et pertinents tout en reconnaissant le cadre : les résultats d'ACV ne sont pas « réels » ou aussi précis que des résultats d'analyse de risques, comme le public auquel ils se destinent ont tendance à le croire.

CONCLUSION

Les travaux de cette thèse permettent de confirmer que le développement d'un indicateur intégré, fondé sur une évaluation robuste et transparente des fonctions écologiques fournies par les sols, permet de discriminer les polymères agro-sourcés en termes d'impacts potentiels sur l'utilisation des terres. Ce résultat est obtenu par : 1) le développement d'un cadre d'évaluation économique pour convertir la perte de fonctions écologiques du sol en perte de services écosystémiques captés ; 2) l'utilisation d'un modèle environnemental déterministe pour le développement de facteurs de caractérisation pour des couvertures de terres spécifiques à trois types de céréales ; 3) le choix d'une résolution spatiale non arbitraire et 4) le choix d'un niveau de référence approprié aux objectifs et au champ d'étude d'une ACV.

En complément des catégories d'impact acidification, eutrophisation et eau touchées par l'utilisation de biomasse, cette thèse comble un besoin dans le développement méthodologique pour l'utilisation des terres, notamment introduisant la capacité de discriminer entre types de production de biomasse agricole, pour des unités géographiques différenciées spatialement et en termes d'impact (érosion, ruissèlement) et non seulement d'inventaire (rendement agricole).

Ces travaux s'inscrivent dans la continuité et la consolidation des travaux de l'UNEP/SETAC sur l'évaluation des impacts de l'utilisation des terres. L'ACV est par nature une méthodologie scientifique d'évaluation des impacts environnementaux de systèmes complexes (produits, services, organisations) sur l'ensemble de leur cycle de vie. Ayant pour objectif l'aide à la décision, les développements ne passent pas nécessairement par l'intégration davantage de sophistication de la modélisation, mais plutôt par une meilleure compréhension de la complexité inhérente à la caractérisation des impacts de manière à améliorer l'interprétation et rendre l'ACV la plus pertinente possible. Ainsi, le passage au niveau dommage, qui réduit le nombre d'indicateur dans la prise de décision, n'est pas nécessairement utile lorsqu'un seul indicateur problème est retenu lors de la classification ou lorsque tous les indicateurs problèmes donnent des résultats concordants pour l'évaluation comparative. L'évaluation économique devient cependant utile pour comparer les services écosystémiques du sol entre eux ou avec d'autres services écosystémiques ou d'autres critères dans un processus plus grand de prise de décision. C'est le cas lorsque les résultats ACV s'inscrivent comme critères environnementaux à comparer à d'autres critères (coût, de design, financiers, sociaux, etc.).

De même, il a été démontré qu'en cas de méconnaissance du lieu de production, distinguer par type de biomasse n'est alors pas nécessaire, étant donné que la variabilité spatiale de la caractérisation des impacts est plus importante que la variabilité entre les types de cultures. Dans le cas contraire, cela devient pertinent de les distinguer, puisqu'alors l'ignorer peut induire une inversion de conclusion. Les travaux du Chapitre 6 visent à mettre en avant le choix méthodologique pour le niveau de référence, choix qui est celui de l'utilisateur du CF. L'ACV reste comparative et il convient de bien se rappeler la référence à laquelle se réfèrent les impacts potentiels calculés.

La rigueur des résultats pourrait être améliorée et l'application des développements menés dans cette thèse peut être étendue par les opportunités de développements suivants.

- Étendre l'évaluation économique à d'autres indicateurs problème et/ou mettre à jour les facteurs calculés avec des données plus à jour ;
- Effectuer l'évaluation économique pour les valeurs d'usage pour améliorer la robustesse des résultats par d'autres méthodes et pour les valeurs de non-usage pour inclure d'autres composantes de la valeur économique totale ;
- Caractériser d'autres types de céréales (et de biomasse plus généralement) ;
- Raffiner les couvertures de terres et la régionalisation pour des indicateurs autres que l'érosion et le ruissèlement à une échelle pertinente ;
- Étudier les liens (dépendances, comptage double, synergies) entre les différentes fonctions écologiques, notamment par veille de travaux sur les services écosystémiques ;
- Déterminer l'incertitude des facteurs de caractérisation pour les sources autres que la variabilité spatiale au niveau problème et dommage.

Les développements présentés dans cette thèse constituent des pas supplémentaires vers une méthode plus complète d'évaluation des impacts pour l'utilisation des terres, dont l'utilisation guidera la réduction des impacts sur les sols et leurs fonctions écologiques. Les travaux de recherche qui suivront permettront d'améliorer leur pertinence et leur validité.

BIBLIOGRAPHIE

- Ackerman, F., & Stanton, E. A. (2010). *The Social Cost of Carbon - A Report for the Economics for Equity and the Environment Network*.
- Ackerman, F., & Stanton, E. A. (2012). Climate Risks and Carbon Prices: Revising the Social Cost of Carbon. *Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal*, 6 (2012-10). <http://dx.doi.org/10.5018/economics-ejournal.ja.2012-10>
- Aeschelmann, F., & Carus, M. (2015). *Bio-based Building Blocks and Polymers in the World - Capacities, Production and Applications: Status Quo and Trends towards 2020*. Retrieved from Hürth, Germany: nova-Institut GmbH.
- Agence européenne de l'environnement. (2010). Le sol - Une ressource oubliée. Retrieved from <http://www.eea.europa.eu/fr/articles/le-sol>
- Albon, S., Kerry, T., & Watson, R. (2014). *UK National Ecosystem Assessment - Synthesis of Key Findings*. Retrieved from United Kingdom: UNEP-WCMC, LWEC.
- Alkemade, R., Oorschot, M., Miles, L., Nellemann, C., Bakkenes, M., & ten Brink, B. (2009). GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12(3), 374-390. doi:10.1007/s10021-009-9229-5
- Alley, W. M., & Leake, S. A. (2004). The Journey from Safe Yield to Sustainability. *Ground Water*, 42(1), 12-16. doi:10.1111/j.1745-6584.2004.tb02446.x
- Álvarez-Chávez, C. R., Edwards, S., Moure-Eraso, R., & Geiser, K. (2012). Sustainability of bio-based plastics: general comparative analysis and recommendations for improvement. *Journal of Cleaner Production*, 23(1), 47-56. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.003>
- Arbault, D., Rivière, M., Rugani, B., Benetto, E., & Tiruta-Barna, L. (2014). Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services. *Science of The Total Environment*, 472(0), 262-272. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.099>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large Area Hydrologic Modeling and Assessment: Part I. Model Development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89.
- Arnold, J. G., Williams, J. R., Srinivasan, R., & King, K. W. (1996). *Soil and Water Assessment Tool, User's Manual USDA*, . Retrieved from Grassland, United States: USDA.
- Auzel, P., Gaonac'h, H., Poisson, F., Siron, R., Calmé, S., Belanger, M., . . . Larocque, A. (2012). *Impacts des changements climatiques sur la biodiversité du Québec : Résumé de la revue de littérature*. Retrieved from Montréal, Canada: CSBQ, MDDEP, Ouranos.
- Avérous, L. (2004). Les Bioplastiques. Retrieved from <http://hmf.enseiht.fr/travaux/bei/beiere/book/export/html/2119>
- Awudu, I., & Zhang, J. (2012). Uncertainties and sustainability concepts in biofuel supply chain management: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(2), 1359-1368. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.10.016>

- Azevedo, L. B., Henderson, A. D., van Zelm, R., Joliet, O., & Huijbregts, M. A. J. (2013). Assessing the Importance of Spatial Variability versus Model Choices in Life Cycle Impact Assessment: The Case of Freshwater Eutrophication in Europe. *Environmental Science & Technology*, 47(23), 13565-13570. doi:10.1021/es403422a
- Bakas, I., Hauschild, M. Z., Astrup, T. F., & Rosenbaum, R. K. (2015). Preparing the ground for an operational handling of long-term emissions in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(10), 1444-1455. doi:10.1007/s11367-015-0941-4
- Bare, J. C. (2002). TRACI - The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. *Journal of Industrial Ecology*, 6(3-4), 49-78. doi:10.1162/108819802766269539
- Bare, J. C., Hofstetter, P., Pennington, D. W., & Udo de Haes, H. A. (2000). Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 319-326. doi:10.1007/bf02978665
- Barnadu, C., Antona, M., & Marzin, J. (2013). Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. *Vertigo*, 11(1).
- Bartholomé, E., & Belward, A. S. (2005). GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(9), 1959-1977. doi:10.1080/01431160412331291297
- Bastian, O. (1997). Gedanken zur Bewertung von Landschaftsfunktionen *Berücksichtigung der Habitatfunktion*. Schnevedingen, Germany: Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz.
- Bastian, O., & Schreiber, K.-F. (1994). *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Retrieved from Stuttgart: Fischer Verlag, Jena.
- Beck, T., Bos, U., Wittstock, B., Baitz, M., Fischer, M., & Sedbauer, K. (2010). LANCA® - Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report. Stuttgart.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12, 1-11.
- Berendse, F., Ruijven, J., Jongejans, E., & Keesstra, S. (2015). Loss of Plant Species Diversity Reduces Soil Erosion Resistance. *Ecosystems*, 18(5), 881-888. doi:10.1007/s10021-015-9869-6
- Birkved, M., & Hauschild, M. Z. (2006). PestLCI—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling*, 198(3-4), 433-451. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.035>
- Boulanger, P.-M. (2004). *Les indicateurs de développement durable : un défi scientifique, un enjeu démocratique*. Retrieved from Paris: Institut du développement durable et des relations internationales.
- Boulay, A.-M., Bulle, C., Bayart, J.-B., Deschênes, L., & Margni, M. (2011). Regional Characterization of Freshwater Use in LCA: Modeling Direct Impacts on Human Health. *Environmental Science & Technology*, 45(20), 8948-8957. doi:10.1021/es1030883

- Boumans, R., Costanza, R., Farley, J., Wilson, M. A., Portela, R., Rotmans, J., . . . Grasso, M. (2002). Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics*, 41(3), 529-560. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00098-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00098-8)
- Bourgault, G. (2013). *Gestion de l'incertitude causée par l'incohérence d'échelle spatiale à l'interface de l'inventaire et de l'analyse des impacts en ACV*. (Ph.D.), Polytechnique Montréal, Montréal.
- Boyd, J. (2006). *The Nonmarket Benefits of Nature - What Should Be Counted in Green GDP?* Retrieved from Washington: Resources for the Future.
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). *What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units*. Retrieved from Washington: Resources for the Future.
- Brandão, M., & Milà iCanals, L. (2013). Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1243-1252. doi:10.1007/s11367-012-0381-3
- Brandão, M., Milà iCanals, L., & Clift, R. (2009). Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass and Bioenergy*, In Press, Corrected Proof. doi:10.1016/j.biombioe.2009.10.019
- Brander, M. (2015). Response to “Attributional life cycle assessment: is a land-use baseline necessary?”—appreciation, renouncement, and further discussion. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(12), 1607-1611. doi:10.1007/s11367-015-0974-8
- Brandt, J., & Vejre, H. (2004). Multifunctional Landscapes – Motives, Concepts and Perspectives *Multifunctional Landscapes – Volume I: Theory, Values and History* (pp. 3-32). Southampton: WIT Press.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. Life Cycle Impact assessment of land use based on the hemeroby concept. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), 339-348. doi:10.1007/bf02978681
- Bringezu, S., Schütz, H., Pengue, W., O'Brien, M., Garcia, F., Sims, R., . . . Herrick, J. (2014). *Assessing global land use: balancing consumption with sustainable supply*. Retrieved from [http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/50244/publications/Full_Report-Assessing_Global_Land_UseEnglish_\(PDF\).pdf](http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/50244/publications/Full_Report-Assessing_Global_Land_UseEnglish_(PDF).pdf)
- BSI. (2011). *PAS 2050:2011 - Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services*. Retrieved from <http://shop.bsigroup.com/en/forms/PASs/PAS-2050/>.
- Bulle, C., Margni, M., Jolliet, O., Rosenbaum, R., & Humbert, S. (2013). IMPACT World+. Retrieved from <http://www.impactworldplus.org/en/>
- Bulle, C., Margni, M., Kashef-Haghighi, S., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Fantke, P., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kounina, A., Levasseur, A., Liard, G., Patouillard, L., Rosenbaum, R., Roy, P.-O., Shaked, S., Jolliet, O. (2016). IMPACT World+: Globally Regionalized Life Cycle Impact Assessment: Manuscript submitted for publication.

- Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Díaz, S., . . . Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(5), 1305-1312. doi:10.1073/pnas.0808772106
- CDE (Centre for Development and Environment - Bern University), FAO, ISRIC (International Soil Reference and Information Centre), GEF (Global Environment Facility), UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification), & World Bank. (2011). World Overview of Conservation Approaches and Technologies (WOCAT). <http://www.wocat.net/en/knowledge-base.html>
- Chaplin-Kramer, R., Sharp, R. P., Mandle, L., Sim, S., Johnson, J., Butnar, I., . . . Kareiva, P. M. (2015). Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24), 7402-7407. doi:10.1073/pnas.1406485112
- Chaudhary, A., Verones, F., de Baan, L., & Hellweg, S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*, 49(16), 9987-9995. doi:10.1021/acs.est.5b02507
- 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:<http://dx.doi.org/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:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.010>
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., & Pujol, J.-L. (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique*. Retrieved from <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/094000203.pdf>
- Chiarucci, A., Araújo, M. B., Decocq, G., Beierkuhnlein, C., & Fernández-Palacios, J. M. (2010). The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science*, 21(6), 1172-1178. doi:10.1111/j.1654-1103.2010.01218.x
- Ciroth, A. (2006). Validation – The Missing Link in Life Cycle Assessment. Towards pragmatic LCAs. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 295-297. doi:10.1065/lca2006.09.271
- Coelho, Carla R. V., & Michelsen, O. (2014). Land use impacts on biodiversity from kiwifruit production in New Zealand assessed with global and national datasets. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(2), 285-296. doi:10.1007/s11367-013-0628-7
- Cooper, J., Noon, M., Jones, C., Kahn, E., & Arbuckle, P. (2013). Big Data in Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 17(6), 796-799. doi:10.1111/jiec.12069
- Cooper, J. S., Kahn, E., & Noon, M. (2012). *LCA Digital Commons Unit Process Data: field crop production Version 1*. Retrieved from Seattle, Washington : USDA & NREL.

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., . . . van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., . . . Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(0), 152-158. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Costanza, R., Howarth, R. B., Kubiszewski, I., Liu, S., Ma, C., Plumecocq, G., & Stern, D. I. (2016). Influential publications in ecological economics revisited. *Ecological Economics*, 123, 68-76. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.01.007>
- Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'Farrell, P. J., Reyers, B., Rouget, M., . . . Wilhelm-Rechman, A. (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9483-9488. doi:10.1073/pnas.0706559105
- Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, F. I., Prentice, I. C., Betts, R. A., Brovkin, V., . . . Young-Molling, C. (2001). Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology*, 7(4), 357-373. doi:10.1046/j.1365-2486.2001.00383.x
- Curran, M., de Baan, L., De Schryver, A. M., van Zelm, R., Hellweg, S., Koellner, T., . . . Huijbregts, M. A. J. (2010). Toward Meaningful End Points of Biodiversity in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 70-79. doi:10.1021/es101444k
- Curran, M., Maia de Souza, D., Antón, A., Teixeira, R. F. M., Michelsen, O., Vidal-Legaz, B., . . . Mila iCanals, L. (2016). How well does LCA model land use impacts on biodiversity?—A comparison with approaches from ecology and conservation. *Environmental Science & Technology*. doi:10.1021/acs.est.5b04681
- Curran, M. A. (2015). Normalization, Grouping and Weighting in life cycle assessment *Life Cycle Assessment Student Handbook*. Salem, United-States: Wiley.
- Curran, M. A., Mann, M., & Norris, G. (2005). The international workshop on electricity data for life cycle inventories. *Journal of Cleaner Production*, 13(8), 853-862. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2002.03.001>
- Daily, G. C., Peterson Myers, J., & Reichert, J. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island Press.
- Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., . . . Walker, B. (2000). The value of nature and the nature of value" *Science*, 298(5478), 395-396.
- Danne, O., Zuehlke, M., & Krämer, U. (2011). *GlobAlbedo product user guide version 1.2*.
- de Baan, L., Alkemade, R., & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1216-1230. doi:10.1007/s11367-012-0412-0

- de Baan, L., Curran, M., Rondinini, C., Visconti, P., Hellweg, S., & Koellner, T. (2015). High-Resolution Assessment of Land Use Impacts on Biodiversity in Life Cycle Assessment Using Species Habitat Suitability Models. *Environmental Science & Technology*, 49(4), 2237-2244. doi:10.1021/es504380t
- de Baan, L., Mutel, C. L., Curran, M., Hellweg, S., & Koellner, T. (2013). Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9281-9290. doi:10.1021/es400592q
- de Groot, R. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75(3-4), 175-186. doi:DOI: 10.1016/j.landurbplan.2005.02.016
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., . . . van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50-61. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- de Groot, R., & Hein, L. (2007). Concept and valuation of landscape functions at different scales. In K. H. Ü. Mander, H. Wiggering (Ed.), *Multifunctional Land Use: Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services* (pp. 15-36). Heidelberg, Berlin: Springer.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408.
- De Schryver, A., Goedkoop, M., Leuven, R. E. W., & Huijbregts, M. J. (2010). Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), 682-691. doi:10.1007/s11367-010-0205-2
- de Vries, M., & de Boer, I. J. M. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128(1-3), 1-11. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>
- Dewulf, J., Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Blengini, G. A., Ardente, F., . . . Pennington, D. (2015). Rethinking the Area of Protection “Natural Resources” in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 49(9), 5310-5317. doi:10.1021/acs.est.5b00734
- Döll, P., & Fiedler, K. (2008). Global-scale modeling of groundwater recharge. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 12(3), 863-885. doi:10.5194/hess-12-863-2008
- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). *Defining and assessing soil quality* Retrieved from Madison, United States: Soil Science Society of America.
- Doran, John W., & Zeiss, Michael R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 3-11. doi:10.1016/s0929-1393(00)00067-6
- Dupras, J. (2014). *Évaluation économique des services écosystémiques dans la région de Montréal : analyse spatiale et préférences exprimées*. Université de Montréal, Montréal. Retrieved from <http://hdl.handle.net/1866/11333>

- Dupras, J., & Révêrêt, J.-P. (2015). *Nature et économie, un regard sur les écosystèmes du Québec*. Montréal: Presses Universitaires du Québec.
- Earles, J. M., & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445-453. doi:10.1007/s11367-011-0275-9
- Earles, J. M., Halog, A., Ince, P., & Skog, K. (2013). Integrated Economic Equilibrium and Life Cycle Assessment Modeling for Policy-based Consequential LCA. *Journal of Industrial Ecology*, 17(3), 375-384. doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00540.x
- Earth Economics. (2010). *The Whole Economy of the Snohomish Basin: The Essential Economics of Ecosystem Services*.
- ecoinvent. (2011). *ecoinvent database v2*.
- Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171. doi:10.1007/bf02994190
- European Bioplastics. (2014). Retrieved from <http://www.bio-based.eu/markets>
- European Commission, & Joint Research Centre. (2010a). *Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment*. Retrieved from Luxembourg: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/>
- European Commission, & Joint Research Centre. (2010b). *Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators*. Retrieved from Luxembourg: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/>
- European Commission, & Joint Research Centre. (2011). *Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context*. Retrieved from Luxembourg: Institute for Environment and Sustainability.
- European Commission, Joint Research C. & Institute for Environment and Sustainability. (2012). *Characterisation factors of the ILCD recommended Life Cycle Impact Assessment Methods - Database and supporting information*. Retrieved from Ispra, Italy: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/>
- European environment agency. (2006a). *CORINE Land cover*. Retrieved from [http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-3 - tab-metadata](http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-raster-3-tab-metadata)
- European Environment Agency. (2006b). *Global Land Cover 2000*.
- European Environment Agency (EEA). (1998). *Europe's environment: the second assessment*. Retrieved from Luxembourg: Institute for Environment and Sustainability.
- European Environment Agency (EEA), & European Commission. (2006). *A strategy to keep Europe's soils robust and healthy*. Retrieved from <http://ec.europa.eu/environment/soil/index.html>
- European Space Agency. (2004-2006). *GlobCover Land Cover*. Retrieved from: <http://ionia1.esrin.esa.int/index.asp>
- European Union. (2010). *Guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC*.

- FAO. (2011). *The state of the world's land and water resources for food and agriculture - Managing systems at risk*. Retrieved from Rome, Italy: FAO.
- FAO & International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). (2008). *Harmonized Soil Database datasets*. Retrieved from: <http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/index.html?sb=1>
- FAO & ITPS. (2015). *Status of the world's soil resources*. Retrieved from Rome, Italy: FAO.
- Finnveden, G., & Moberg, Å. (2005). Environmental systems analysis tools - an overview. *Journal of Cleaner Production*, 13(12), 1165-1173.
- Fisher, G., Hizsnyik, E., Prieler, S., Shah, M., & van Veltheizen, H. (2009). *Biofuels and food security*. Retrieved from Vienna, Austria: OPEC Fund for International Development (OFID), International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA).
- Flanagan, D. C., Gilley, J. E., & Franti, T. G. (2007). Water Erosion Prediction Project (WEPP): development history, model capabilities, and future enhancements. *Transactions of the ASABE*, 50(5), 1603-1612.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., . . . Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570-574. doi:10.1126/science.1111772
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2012). FAOSTAT - Production. <http://faostat.fao.org/>
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2015). *FAOSTAT*. Retrieved from: <http://faostat3.fao.org/home/E>
- Freeman, A. M. I., Herriges, J. A., & Kling, C. L. (2003). *The Measurements of Environmental and Resource Values: Theory and Methods* (2d ed.): Ressources For the Future Press.
- Frischknecht, R., Steiner, R., Braunschweig, A., Egli, N., & Hildesheimer, G. (2006). *Swiss ecological scarcity method: the new version 2006*. Retrieved from Switzerland: Swiss Federal Office for the Environment (FOEN).
- Gaillard, G., & Nemecek, T. (2009). *Swiss agricultural life cycle assessment (SALCA): an integrated environmental assessment concept for agriculture*. Paper presented at the International Conference Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy, Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Garrigues, E., Corson, M., Angers, D., Werf, H. G., & Walter, C. (2013). Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(7), 1316-1324. doi:10.1007/s11367-013-0586-0
- Garrigues, E., Corson, M. S., Angers, D. A., van der Werf, H. M. G., & Walter, C. (2012). Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecological Indicators*, 18(0), 434-442. doi:10.1016/j.ecolind.2011.12.014
- Gassert, F., Landis, M., Luck, M., Reig, P., & Shiao, T. (2013). *Aqueduct Global Maps 2.0*. Retrieved from : World Resource Institute.
- Global Administrative Areas. (2012). *GADM database of Global Administrative Areas, version 2.1*. Retrieved from: <http://www.gadm.org/home>
- Global Water Intelligence. (2011). *Tariff Survey*. 13(1).

- GLOBE. (2005). *GLOBE Soil Science Protocols: Introduction*. Retrieved from <http://archive.globe.gov/tctg/sectionpdf.jsp?sectionId=88&rg=n&lang=en>
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & van Zelm, R. (2009). *ReCiPe 2008 - Report I : Characterisation*. Retrieved from http://www.lcia-recipe.net/Publications_about_ReCiPe
- Goldewijk, Kees K., & Ramankutty, N. (2004). Land cover change over the last three centuries due to human activities: The availability of new global data sets. *GeoJournal*, 61(4), 335-344. doi:10.1007/s10708-004-5050-z
- GreenDelta. (2015). openLCA (Version 1.4). Berlin.
- Guinée, J. B., de Bruijn, H., van Duin, R., & Huijbregts, M. A. J. (2001). *LCA - An operational guide to the ISO-standards - Part 3. Scientific background*. Retrieved from http://cml.leiden.edu/general/img/part2b_tcm92-83734.pdf
- Haines-Young, R., & Potsching, M. (2011). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 Update*. Retrieved from Nottingham, U.K.: University of Nottingham, Centre for Environmental Management.
- Harrison, S. P., & Prentice, I. C. (2003). Climate and CO₂ controls on global vegetation distribution at the last glacial maximum: analysis based on palaeovegetation data, biome modelling and palaeoclimate simulations. *Global Change Biology*, 9, 983-1004. doi:<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00640.x>
- Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., . . . Pant, R. (2012). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(3), 683-697. doi:10.1007/s11367-012-0489-5
- Haxeltine, A., & Prentice, I. C. (1996). BIOME3: An equilibrium terrestrial biosphere model based on ecophysiological constraints, resource availability, and competition among plant functional types. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(4), 693-709. doi:10.1029/96GB02344
- Heal, G. M. (1999). Valuing Ecosystem Services *Paine Webber Working Paper*, 98-12. doi:<http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.279191>
- Hendrickson, C. T., Lave, L. B., & Matthews, H. S. (2005). *Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services: An Input-Output Approach*. Washington: Resources for the Future Press.
- Hofstetter, P. (1998). *Perspectives in Life Cycle Impact Assessment; A structured approach to combine models of the technosphere, ecosphere, and valuesphere*. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Hofstetter, P., Baumgartner, T., & Scholz, R. (2000). Modelling the valuesphere and the ecosphere: Integrating the decision makers' perspectives into LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(3), 161-175. doi:10.1007/BF02978618
- Holdridge, L. R. (1947). Determination of World Plant Formations From Simple Climatic Data. *Science*, 105(2727), 367-368. doi:doi:10.1126/science.105.2727.367

- Huijbregts, M. (2002). Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(3), 173-173. doi:10.1007/BF02994052
- Humbert, S., Margni, M., Jolliet, O., Shaked, S., Manneh, R., & Wannaz, C. (2009). Making regionalization a reality in life cycle assessment of human health impacts caused by pollutants LC9. Boston, United States.
- IPCC. (2009). *Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Retrieved from Hayama (Japan): <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014 - Synthesis Report. Contributions of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Retrieved from Geneva, Switzerland: IPCC.
- ISO 14040 - Management environnemental - Analyse du Cycle de Vie - Principes et Cadre, (2006a).
- ISO 14044 - Management environnemental - Analyse du Cycle de Vie - Exigences et lignes directrices, (2006b).
- Iwata, T. (2015). Biodegradable and Bio-Based Polymers: Future Prospects of Eco-Friendly Plastics. *Angewandte Chemie International Edition*, 54(11), 3210-3215. doi:10.1002/anie.201410770
- Jeong, H., Minne, E., & Crittenden, J. C. (2015). Life cycle assessment of the City of Atlanta, Georgia's centralized water system. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(6), 880-891. doi:10.1007/s11367-015-0874-y
- Joint Research Commission, & European Union. (2010). *Guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC*. Official Journal of European Union.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330. doi:10.1007/bf02978505
- Jolliet, O., Müller-Wenk, R., Bare, J., Brent, A., Goedkoop, M., Heijungs, R., . . . Weidema, B. (2004). The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(6), 394-404. doi:10.1007/BF02979083
- Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. (2005). *Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan*. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., & Shaked, S. (2010). *Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan* (2 ed.). Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Jonas, H. (1979). *Das Prinzip Verantwortung*. Berlin: Suhrkamp Verlag KG.
- Jones-Walters, L., & Mulder, I. (2009). Valuing nature: The economics of biodiversity. *Journal for Nature Conservation*, 17, 245-247.
- Kahar, P., Agus, J., Kikkawa, Y., Taguchi, K., Doi, Y., & Tsuge, T. (2005). Effective production and kinetic characterization of ultra-high-molecular-weight poly[(R)-3-hydroxybutyrate] in recombinant *Escherichia coli*. *Polymer Degradation and Stability*, 87(1), 161-169. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2004.08.002>

- Kaplan, J. O., Bigelow, N. H., Prentice, I. C., Harrison, S. P., Bartlein, P. J., Christensen, T. R., ... Lozhkin, A. V. (2003). Climate change and arctic ecosystems II: Modeling, paleodata-model comparisons, and future projections. *Journal of Geophysical Research*, 108(19), 8171-8188.
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., & Schuman, G. E. (1997). Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America*, 1, 4-10.
- Kendall, M. (1938). A New Measure of Rank Correlation. *Biometrika*, 30(1-2), 81-89. doi:doi:10.1093/biomet/30.1-2.81. JSTOR 2332226
- Kering. (2013). *Kering Environmental Profit & Loss*.
- Kim, J., Yang, Y., Bae, J., & Suh, S. (2013). The Importance of Normalization References in Interpreting Life Cycle Assessment Results. *Journal of Industrial Ecology*, 17(3), 385-395. doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00535.x
- Kirchmann, H., & Andersson, R. (2001). The Swedish System for Quality Assessment of Agricultural Soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 72(2), 129-139. doi:10.1023/a:1012048124858
- Klöpffer, W., & Grahl, B. (2014). *Life Cycle Assessment (LCA): A Guide to Best Practice*: Wiley.
- Knisel, W. G. (1980). CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems.
- Koch, G. G. (1982). Intraclass correlation coefficient. I. In S. K. a. N. L. Johnson (Ed.), *Encyclopedia of Statistical Sciences* 4 (pp. 213–217). New York: John Wiley & Sons.
- Koch, P., & Salou, T. (2015). *Agribalyse(r): Rapport méthodologique – version 1.2*. Retrieved from Angers, France: http://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/agribalyse-rapport-methodologique-v1_2.pdf
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Goedkoop, M., . . . Wittstock, B. (2013a). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1203-1215. doi:10.1007/s11367-012-0392-0
- Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., . . . Müller-Wenk, R. (2013b). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1188-1202. doi:10.1007/s11367-013-0579-z
- Koellner, T., & Geyer, R. (2013). Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1185-1187. doi:10.1007/s11367-013-0580-6
- Koellner, T., & Scholz, R. W. (2008). Assessment of Land use Impacts on the Natural Environment. Part 2: Generic Characterization Factors for Local Species Diversity in Central Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 32-48.
- Kossoy, A., & Guigon, P. (2012). *State and trends of the carbon market 2012*. Retrieved from http://siteresources.worldbank.org/INTCARBONFINANCE/Resources/State_and_Trends_2012_Web_Optimized_19035_Cvr&Txt_LR.pdf

- Kounina, A., Margni, M., Shaked, S., Bulle, C., & Jolliet, O. (2014). Spatial analysis of toxic emissions in LCA: A sub-continental nested USEtox model with freshwater archetypes. *Environment International*, 69, 67-89. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.004>
- Krysanova, V., Wechsung, F., Arnold, J., Srinivasan, R., & Williams, J. (2000). *PIK Report Nr. 69. SWIM (Soil and Water Integrated Model) User Manual* Retrieved from Potsdam, Germany: <https://www.pik-potsdam.de/research/publications/pikreports/.files/pr69.pdf>
- Kuhlman, T., Reinhard, S., & Gaaff, A. (2010). Estimating the costs and benefits of soil conservation in Europe. *Land Use Policy*, 27(1), 22-32. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.08.002>
- Kumar, P., Brondizio, E., Gatzweiler, F., Gowdy, J., de Groot, D., Pascual, U., . . . Sukhdev, P. (2013). The economics of ecosystem services: from local analysis to national policies. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5, 78-86.
- Laflen, J. M., Lane, L. J., & Foster, G. R. (1991). WEPP—a next generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil Water Conservation*, 46(1), 34-38.
- Larissa, C., Anuj Kumar, C., Thais Suzane dos Santos, M., Felipe Antônio Fernandes, A., Wagner Luiz da Costa, F., Maria das Graças Almeida, F., & Silvio Silvério da, S. (2012). Bioconversion of Sugarcane Biomass into Ethanol: An Overview about Composition, Pretreatment Methods, Detoxification of Hydrolysates, Enzymatic Saccharification, and Ethanol Fermentation. *BioMed Research International*, 2012. doi:10.1155/2012/989572
- Levasseur, A. (2015). Climate Change. In M. Z. Hauschild & M. A. J. Huijbregts (Eds.), *Life Cycle Impact Assessment* (1 ed., Vol. 1, pp. 39-50). Netherlands: Springer.
- Levavasseur, G., Vrac, M., Roche, D. M., & Paillard, D. (2012). Statistical modelling of a new global potential vegetation distribution. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044019. doi:doi:10.1088/1748-9326/7/4/044019
- Levrel, H. (2007). *Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?* Retrieved from Paris: CERSP.
- Lindeijer, E. (2000a). Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production*, 8(4), 313-319.
- Lindeijer, E. (2000b). Review of land use impact methodologies. *Journal of Cleaner Production*, 8(4), 273-281. doi:10.1016/s0959-6526(00)00024-x
- Liska, A. J., & Perrin, R. K. (2009). Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: regulations vs science. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*.
- Liska, A. J., Yang, H., Milner, M., Goddard, S., Blanco-Canqui, H., Pelton, M. P., . . . Suyker, A. E. (2014). Biofuels from crop residue can reduce soil carbon and increase CO₂ emissions. *Nature Clim. Change*, 4(5), 398-401. doi:10.1038/nclimate2187
<http://www.nature.com/nclimate/journal/v4/n5/abs/nclimate2187.html> - supplementary-information
- Loidi, J., & Fernández-González, F. (2012). Potential natural vegetation: reburying or reborning? *Journal of Vegetation Science*, n/a-n/a. doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01387.x

- LULCIA. (2008-2011). Operational Characterization Factors for Land use Impacts on Biodiversity and Ecosystem Services in the Life-Cycle Impact Assessment – Compatible with the Framework of the UNEPSETAC Life Cycle Initiative (LULCIA).
- Mackay, D., & Paterson, S. (1991). Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: a level III fugacity model. *Environmental Science & Technology*, 25(3), 427-436. doi:10.1021/es00015a008
- MacLeod, M., Woodfine, D., Mackay, D., McKone, T., Bennett, D., & Maddalena, R. (2001). BETR North America: A regionally segmented multimedia contaminant fate model for North America. *Environmental Science and Pollution Research*, 8(3), 156-163. doi:10.1007/bf02987379
- Manneh, R., Margni, M., & Deschênes, L. (2010). Spatial Variability of Intake Fractions for Canadian Emission Scenarios: A Comparison between Three Resolution Scales. *Environmental Science & Technology*, 44(11), 4217-4224. doi:10.1021/es902983b
- Margni, M., Gloria, T., Bare, J., Seppälä, J., Steen, B., Struijs, J., . . . Jolliet, O. (2008). *Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment*. Retrieved from <http://lcinitiative.unep.fr/includes/file.asp?site=lcinit&file=84A430C4-BD7E-4121-BF1D-6F1BD83D06FD>
- Maris, V. (2013). *Nature à vendre - Les limites des services écosystémiques*, Versailles, France.
- Mattila, T., Helin, T., & Antikainen, R. (2012). Land use indicators in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(3), 277-286. doi:10.1007/s11367-011-0353-z
- Mattila, T., Helin, T., Antikainen, R., Soimakallio, S., Pingoud, K., & Wessman, H. (2011). *Land use in life cycle assessment*. Retrieved from Helsinki: Finnish Environment Institute (HELDA).
- McManus, M. C., Taylor, C. M., Mohr, A., Whittaker, C., Scown, C. D., Borrión, Aiduan L., . . . Yin, Y. (2015). Challenge clusters facing LCA in environmental decision-making—what we can learn from biofuels. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(10), 1399-1414. doi:10.1007/s11367-015-0930-7
- MEA. (2005). *Our Human Planet : Summary for Decision Makers*. Washington: Island Press.
- Menichetti, E., & Otto, M. (2008). *Existing knowledge and limits of scientific assessment of the sustainability impacts due to biofuels by LCA methodology. Final report*.
- Méral, P. (2010). *Les services environnementaux en économie : revue de la littérature*. Retrieved from <http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/documents/Temis/0067/Temis-0067761/18404.pdf>
- Merritt, W. S., Letcher, R. A., & Jakeman, A. J. (2003). A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18(8-9), 761-799. doi:10.1016/s1364-8152(03)00078-1
- Metherell, A. K., Harding, L. A., Vernon Cole, C., & Parton, W. J. (1993). CENTURY Soil Organic Matter Model Environment. Retrieved from <https://www.nrel.colostate.edu/projects/century/documentation2.htm>

- Michelsen, O. (2008). Assessment of Land Use Impact on Biodiversity. Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 22-31.
- Michelsen, O., & Lindner, J. (2015). Why Include Impacts on Biodiversity from Land Use in LCIA and How to Select Useful Indicators? *Sustainability*, 7(5), 6278.
- Michelsen, O., McDevitt, J., & Coelho, C. V. (2014). A comparison of three methods to assess land use impacts on biodiversity in a case study of forestry plantations in New Zealand. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-12. doi:10.1007/s11367-014-0742-1
- Milà iCanals, L., Azapagic, A., Doka, G., Jefferies, D., King, H., Mutel, C., . . . Williams, A. (2011). Approaches for Addressing Life Cycle Assessment Data Gaps for Bio-based Products. *Journal of Industrial Ecology*, 15(5), 707-725. doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00369.x
- Milà iCanals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R. F., Gaillard, G., . . . Rydgren, B. (2007). Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 5-15. doi:10.1065/lca2006.05.250
- Milà iCanals, L., Muller-Wenk, R., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R. F., . . . Rydgren, B. (2007). Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 2-4. doi:10.1065/2006.12.296
- Milà iCanals, L., Rigarlsford, G., & Sim, S. (2013). Land use impact assessment of margarine. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1265-1277. doi:10.1007/s11367-012-0380-4
- Milà iCanals, L., Romanyà, J., & Cowell, S. J. (2007). Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production*, 15(15), 1426-1440. doi:10.1016/j.jclepro.2006.05.005
- Milcu, A. I., Hanspach, J., Abson, D., & Fischer, J. (2013). Cultural Ecosystem Services: A Literature Review and Prospects for Future Research. *Ecology and Society*, 18(3). doi:10.5751/ES-05790-180344
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Our Human Planet : Summary for Decision Makers*. Washington: Island Press.
- Mohanty, A. K., Misra, M., & Drzal, L. T. (2002). Sustainable Bio-Composites from Renewable Resources: Opportunities and Challenges in the Green Materials World. *Journal of Polymers and the Environment*, 10(1-2), 19-26. doi:10.1023/A:1021013921916
- Morandau, D., & Meignien, P. (2010). *Vers des indicateurs de fonctions écologiques - Liens entre biodiversité, fonctions et services*. Retrieved from La Défense, France: Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer.
- Morgan, R. P. C., & Nearing, M. (2011). *Handbook of erosion Modelling*. Southern Gate, Chichester: Wiley.

- Morgan, R. P. C., Quinton, J. N., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J. W. A., Auerswald, K., . . . Styczen, M. E. (1998). The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(6), 527-544. doi:10.1002/(SICI)1096-9837(199806)23:6<527::AID-ESP868>3.0.CO;2-5
- Müller-Wenk, R. (1998a). *Land Use – The Main Threat to Species. How to Include Land Use in LCA*. Retrieved from Switzerland: <http://www.iwoe.unisg.ch/org/iwo/web.nsf/wwwPubDiskussionEng/66CCA45A63A6AFE5C1256A4F005C4E3E>
- Müller-Wenk, R. (1998b). *The Main Threat to Species. How to Include Land Use in LCA*. Retrieved from Switzerland: Universität of St.Gallen.
- Müller-Wenk, R., & Brandão, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 172-182. doi:10.1007/s11367-009-0144-y
- Muñoz, I., Campra, P., & Fernández-Alba, A. (2010). Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), 672-681. doi:10.1007/s11367-010-0202-5
- Mutel, C. (2012). *Framework and tools for regionalization in life cycle assessment*. (Ph.D.), ETH, Zürich.
- Mutel, C. L., & Hellweg, S. (2009). Regionalized Life Cycle Assessment: Computational Methodology and Application to Inventory Databases. *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5797-5803. doi:10.1021/es803002j
- Mutel, C. L., Pfister, S., & Hellweg, S. (2011). GIS-Based Regionalized Life Cycle Assessment: How Big Is Small Enough? Methodology and Case Study of Electricity Generation. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 1096-1103. doi:10.1021/es203117z
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2004). N-SPECT.
- National Renewable Energy Laboratory. (2012). *U.S. Life Cycle Inventory Database*. Retrieved from: <https://www.lcacommons.gov/nrel/search>
- National Research Council. (2004). *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making*. Washington.
- Nations Unies. (2015). Projet de document final du Sommet des Nations Unies consacré à l'adoption du programme de développement pour l'après-2015. *Objectifs de développement durable*. Retrieved from http://www.un.org/fr/documents/view_doc.asp?symbol=A/69/L.85
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Rossi, V., & Humbert, S. (2014). *Methodological Guidelines for the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. Version 2.0, July 2014. World Food LCA Database (WFLDB)*. Retrieved from Lausanne and Zurich, Switzerland: Quantis and Agroscope.
- Nicks, A. (1997). *Worldwide stations from Global Data Systems*. Retrieved from: <http://hrsl.ba.ars.usda.gov/nicks/nicks.htm>

- Nielsen, P. H., Nielsen, A. M., Weidema, B. P., Dalgaard, R., & Halberg, N. (2003). *LCA food data base*. Retrieved from: <http://www.lcafood.dk/>
- Nijdam, D., Rood, T., & Westhoek, H. (2012). The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy*, 37(6), 760-770. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.08.002>
- Nitschelm, L., Aubin, J., Corson, M. S., Viaud, V., & Walter, C. (2016). Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112, Part 4, 2472-2484. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>
- Nortcliff, S. (2002). Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88(2), 161-168.
- Novamont. (2012). Environmental Product Declaration (EPD verified) for Mater-Bi NF07U.
- Núñez, M. (2011). *Modelling location-dependent environmental impacts in life cycle assessment: water use, desertification and soil erosion*. (Ph.D.), Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra.
- Núñez, M., Antón, A., Muñoz, P., & Rieradevall, J. (2013). Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: application to energy crops in Spain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(4), 755-767. doi:10.1007/s11367-012-0525-5
- Núñez, M., Civit, B., Muñoz, P., Arena, A., Rieradevall, J., & Antón, A. (2010). Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(1), 67-78. doi:10.1007/s11367-009-0126-0
- OCDE, & AEE. (2003). *DSPIR Model*. Retrieved from http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge_base/Frameworks/doc101182
- OECD. (2002). *Handbook of biodiversity valuation*. Retrieved from <http://glossary.eea.europa.eu/EEAGlossary/D/DPSIR>.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., . . . Kassem, K. R. (2001a). *Terrestrial Ecoregions Base Global Dataset*. Retrieved from: [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., . . . Kassem, K. R. (2001b). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51(11), 933-938. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0933:teotwa]2.0.co;2
- Openshaw, S. (1983). *The modifiable areal unit problem*. Norwick: Geo Books.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2001). *Environmental indicators for agriculture. Methods and results, vol 3*.
- Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Benetto, E., & Withagen, C. (2016). Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. *Environmental Science & Technology*, 50(3), 1077-1092. doi:10.1021/acs.est.5b03706
- Pappalardo, M., Degron, R., Blanchet, D., Marcus, V., Dormoy, C., Bovar, O., . . . Pasquier, J.-L. (2010). *Les indicateurs de développement durable: analyse des outils économiques*.

- Payen, S., Basset-Mens, C., Núñez, M., Follain, S., Grünberger, O., Marlet, S., . . . Roux, P. (2016). Salinisation impacts in life cycle assessment: a review of challenges and options towards their consistent integration. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-18. doi:10.1007/s11367-016-1040-x
- Pearce, D. W., & Turner, K. R. (1990). *Economics of natural resources and the environment*. Exeter, UK: BPCC Wheatsons Ltd.
- Pelletier, N., & Tyedmers, P. (2011). An Ecological Economic Critique of the Use of Market Information in Life Cycle Assessment Research. *Journal of Industrial Ecology*, 15(3), 342-354. doi:DOI:10.1111/j.1530-9290.2011.00337.x
- Perović, V., Životić, L., Kadović, R., Đorđević, A., Jaramaz, D., Mrvić, V., & Todorović, M. (2013). Spatial modelling of soil erosion potential in a mountainous watershed of South-eastern Serbia. *Environmental Earth Sciences*, 68(1), 115-128. doi:10.1007/s12665-012-1720-1
- Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43(11), 4098-4104. doi:10.1021/es802423e
- Pimentel, D., & Kounang, N. (1998). Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems*, 1(5), 416-426. doi:10.1007/s100219900035
- Pinsonnault, A., Lesage, P., Levasseur, A., & Samson, R. (2014). Temporal differentiation of background systems in LCA: relevance of adding temporal information in LCI databases. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(11), 1843-1853. doi:10.1007/s11367-014-0783-5
- Portmann, F. T. (2011). *Global estimation of monthly irrigated and rainfed crop areas on a 5 arc-minute grid Weltweite Abschätzung monatlicher bewässerter und Regenfeldbau-Feldfrucht-Flächen mit einer Auflösung von 5 Bogenminuten*. Retrieved from <http://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/frontdoor/index/index/docId/23013>
- Portmann, F. T., Siebert, S., & Döll, P. (2010). Global monthly irrigated and rainfed crop areas around the year 2000: A new high-resolution data set for agricultural and hydrological modeling - MIRCA2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(GB 1011). doi:doi:10.1029/2008GB003435
- Potting, J., & Hauschild, M. (1997). Predicted environmental impact and expected occurrence of Actual Environmental Impact - Part I : The Linear Nature of Environmental Impact from Emissions in Life-Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2(3), 171-177. doi:10.1007/BF02978815
- Potting, J., Schöpp, W., Blok, K., & Hauschild, M. (1998). Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment of Acidification. *Journal of Industrial Ecology*, 2(2), 63-87. doi:10.1162/jiec.1998.2.2.63
- Qasim, S. R. (1999). *Wastewater treatment plant - Planning, design and operation*. (2nd ed. ed.): CRC Press.

- Ramankutty, N., & Foley, J. A. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), 997-1027. doi:10.1029/1999GB900046
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 290-300. doi:10.1007/s11367-008-0008-x
- Reinhardt, G. A., Rettenmaier, N., & Köppen, S. (2008). *How sustainable are biofuels for transportation?* Paper presented at the Bioenergy: Challenges and Opportunities. International Conference and Exhibition on Bioenergy, Guimarães (P).
- Ridoutt, B. G., Pfister, S., Manzardo, A., Bare, J., Boulay, A.-M., Cherubini, F., . . . Verones, F. (2015). Area of concern: a new paradigm in life cycle assessment for the development of footprint metrics. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(2), 276-280. doi:10.1007/s11367-015-1011-7
- Roches, A., Nemecek, T., Gaillard, G., Plassmann, K., Sim, S., King, H., & Milà i Canals, L. (2010). MEXALCA: a modular method for the extrapolation of crop LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(8), 842-854. doi:10.1007/s11367-010-0209-y
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., . . . Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
- Rodríguez, C., Ciroth, A., & Srocka, M. (2014, 8-10 October 2014). *The importance of regionalized LCIA in agricultural LCA – new software implementation and case study.* Paper presented at the 9th International Conference LCA of Food San Francisco, United States
- Rodríguez, C., & Greve, S. (2016). *Regionalized LCIA in openLCA*. Retrieved from Berlin, Germany: <http://www.openlca.org/documents/14826/ec42d429-1c88-49f7-a08b-ce8c1eb97f28>
- Roy, P.-O., Deschênes, L., & Margni, M. (2014). Uncertainty and spatial variability in characterization factors for aquatic acidification at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 882-890. doi:10.1007/s11367-013-0683-0
- Ruhl, J. B., Kraft, Steven E., & Lant, Christopher L. (2007). *The law and policy of ecosystem services*. Washington: Island Press.
- Saad, R., Koellner, T., & Margni, M. (2013). Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1253-1264. doi:10.1007/s11367-013-0577-1
- Saad, R., Margni, M., Koellner, T., Wittstock, B., & Deschênes, L. (2011). Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(3), 198-211. doi:10.1007/s11367-011-0258-x
- Sala, O. E., Chapin III, F., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., . . . Wall, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

- Salmon, J. M., Friedl, M. A., Frohling, S., Wisser, D., & Douglas, E. M. (2015). Global rain-fed, irrigated, and paddy croplands: A new high resolution map derived from remote sensing, crop inventories and climate data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38, 321-334. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2015.01.014>
- Samaras, C., & Meisterling, K. (2008). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from plug-in hybrid vehicles: implications for policy. *Environmental Science & Technology*, 42(9), 3170-3176.
- Schmidinger, K., & Stehfest, E. (2012). Including CO₂ implications of land occupation in LCAs—method and example for livestock products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(8), 962-972. doi:10.1007/s11367-012-0434-7
- Schöber, B., Helming, K., & Wiggering, H. (2010). Assessing land use change impacts – a comparison of the SENSOR land use function approach with other frameworks. *Journal of Land Use Science*, 5(2), 159 - 178.
- Sharp, R., Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Chaplin-Kramer, R., . . . Bierbower, W. (2015). *InVEST + VERSION+ User's Guide*. . The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Shen, L., Haufe, J., & Patel, Martin K. (2009). *Product overview and market projection of emerging bio-based plastics*. Retrieved from http://en.european-bioplastics.org/wp-content/uploads/2011/03/publications/PROBIP2009_Final_June_2009.pdf
- Soimakallio, S., Brandão, M., Ekvall, T., Cowie, A., Finnveden, G., Erlandsson, M., . . . Karlsson, P.-E. (2016). On the validity of natural regeneration in determination of land-use baseline. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-3. doi:10.1007/s11367-016-1032-x
- Soimakallio, S., Cowie, A., Brandão, M., Finnveden, G., Ekvall, T., Erlandsson, M., . . . Karlsson, P.-E. (2015). Attributional life cycle assessment: is a land-use baseline necessary? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(10), 1364-1375. doi:10.1007/s11367-015-0947-y
- Sonmda, J., & Awaïss, A. (2013). *Évaluation économique des fonctions et services écologiques des écosystèmes naturels - Guide d'utilisation de méthodes simples*. Retrieved from Ouagadougou, Burkina Faso: Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (UICN).
- Souza, D. M., Flynn, D. B., DeClerck, F., Rosenbaum, R., Melo Lisboa, H., & Koellner, T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1231-1242. doi:10.1007/s11367-013-0578-0
- Souza, D. M., Teixeira, R. F. M., & Ostermann, O. P. (2015). Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? *Global Change Biology*, 21(1), 32-47. doi:10.1111/gcb.12709
- Spangenberg, J. H., & Settele, J. (2010). Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological Complexity*, 7(3), 327-337.

- Sposito, G. (2000). *The Chemical Composition of Soils. The Chemistry of Soils*. New York: Oxford University Press.
- Steen, B., & Palander, S. (2016). A selection of safeguard subjects and state indicators for sustainability assessments. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-14. doi:10.1007/s11367-016-1052-6
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., . . . Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). doi:10.1126/science.1259855
- Sullivan, S. (2009). An Ecosystem at Your Service. *The Land*(7).
- Tabone, M. D., Cregg, J. J., Beckman, E. J., & Landis, A. E. (2010). Sustainability Metrics: Life Cycle Assessment and Green Design in Polymers. *Environmental Science & Technology*, 44(21), 8264-8269. doi:10.1021/es101640n
- Tallis, H., & Polasky, S. (2009). Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 265-283. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04152.x
- Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Sharp, R., Nelson, E., . . . Bernhardt, J. (2011). InVEST 2.2.2. User Guide. The Natural Capital Project. Stanford.
- Teixeira, R. F. M., Maia de Souza, D., Curran, M. P., Anton, A., Michelsen, O., & Mil i Canals, L. (2015). Towards consensus on land use impacts on biodiversity in LCA: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative preliminary recommendations based on expert contributions. doi:10.1016/j.jclepro.2015.07.118
- Teles, E. O., Silva, M. S., Freires, F. G. M., & Torres, E. A. (2015). Energy Analysis and Proposals for Sustainability from the Energy Transition. *Low Carbon Economy*, 6(2), 21-29. doi:doi:10.4236/lce.2015.62004
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2010). *Intégration de l'économie de la nature - Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB*. Retrieved from Bonn, Germany: IPBES.
- Tillman, A.-M. (2000). Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(1), 113-123. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00035-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00035-9)
- Tokiwa, Y., Calabia, B., Ugwu, C., & Aiba, S. (2009). Biodegradability of Plastics. *International Journal of Molecular Sciences*, 10(9), 3722-3742.
- Tolba, M. K., El-Kholy, O. A., & United Nations Environment Programme. (1992). *The World environment 1972-1992: two decades of challenge*. London: Published by Chapman & Hall on behalf of the United Nations Environment Programme.
- Tóth, G., Stolbovoy, V., & Montanarella, L. (2007). *Soil quality and sustainability evaluation: an integrated approach to support soil-related policies of the european union - A JRC position paper*. Retrieved from Ispra, Italy: Joint Research Center.
- Turner, K. G., Anderson, S., Gonzales-Chang, M., Costanza, R., Courville, S., Dalgaard, T., . . . Wratten, S. (2016). A review of methods, data, and models to assess changes in the value

- of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, 319, 190-207. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.07.017>
- Turner, R., & Daily, G. (2008). The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resource Economics*, 39(1), 25-35. doi:10.1007/s10640-007-9176-6
- Udo de Haes, H., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., . . . Steen, B. (2002). *Life-cycle impact assesment: striving towards best practice*. Brussels Pensacola: SETAC.
- UICN France, Péguin, M., Moncorps, S., & Rolland, G. (2012). *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France – volume 1 : contexte et enjeux*. Retrieved from Paris, France: UICN.
- UNEP. (2009). *Towards sustainable production and use of resources: Assessing Biofuels*. Retrieved from Gummersbach, Germany : UNEP.
- UNESCO. (2009). *Water in a changing World*. Retrieved from Paris, France : UNESCO.
- United States Department of Agriculture (USDA). (2012). Water erosion prediction project (WEPP) (Version 2012.8). Retrieved from <http://www.ars.usda.gov/News/docs.htm?docid=10621>
- US Energy Information Administration. (2015). Petroleum & other liquids.
- US LCI. (2012). *LCA Digital Commons Unit Process Data: field crop production Version 1*. Retrieved from Seattle, Washington.
- USDA. (2007). CLIGEN 5. Retrieved from: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=18094>
- USDA. (2010). Revised Universal Soil Loss Equation 2. Washington: USDA.
- USDA. (2012). Soil Water Assessment Tool.
- Villa, F., Bagstad, K. J., Voigt, B., Johnson, G. W., Portela, R., Honz·k, M., & Batker, D. (2014). A Methodology for Adaptable and Robust Ecosystem Services Assessment. *PLoS ONE*, 9(3), e91001. doi:10.1371/journal.pone.0091001
- Villa, F., Ceroni, M., Bagstad, K., Johnson, G., & Krivov, S. (2009). *ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services): A new tool for ecosystem services assessment, planning, and valuation*. Paper presented at the Proceedings of the 11th Annual BIOECON Conference on Economic Instruments to Enhance the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity, Venice, Italy.
- Vink, E. T. H. (2010). The eco-profile for current Ingeo® polylactide production. *Industrial Biotechnology*, 6(4), 212-224. doi:doi:10.1089/ind.2010.6.212
- Vogtlander, J. G., Lindeijer, E., Witte, J.-P. M., & Hendriks, C. (2004). Characterizing the change of land-use based on flora: application for EIA and LCA. *Journal of Cleaner Production*, 12(1), 47-57.
- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3–4), 235-246. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>

- Weidema, B. (2006). The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(1), 89-96. doi:10.1065/lca2006.04.016
- Weidema, B., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Vadenbo, C. O., & Wernet, G. (2014). *ecoinvent database v3.2*.
- Weidema, B., & Hischier, R. (2010). *ecoinvent database v2.0*.
- Weidema, B., & Lindeijer, E. (2001). *Physical Impacts of Land Use in Product Life Cycle Assessment. Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use*.
- Weiss, M., Haufe, J., Carus, M., Brandão, M., Bringezu, S., Hermann, B., & Patel, M. K. (2012). A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *Journal of Industrial Ecology*, 16, S169-S181. doi:10.1111/j.1530-9290.2012.00468.x
- Williams, J. R., Jones, C. A., & Dyke, P. T. (1984). *A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity*. Paper presented at the Transactions of the ASAE 27.
- WRI, & WBCSD. (2011). *Product life cycle reporting and standard*. Retrieved from Washington:
- Yates, M. R., & Barlow, C. Y. (2013). Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers—A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, 78(0), 54-66. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.06.010>
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D., & Anderson, W. P. (1989). AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(2), 168-173.
- Yue, D., You, F., & Snyder, S. W. (2014). Biomass-to-bioenergy and biofuel supply chain optimization: Overview, key issues and challenges. *Computers & Chemical Engineering*, 66, 36-56. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2013.11.016>
- Zhang, Y., Singh, S., & Bakshi, B. R. (2010). Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 44(7), 2232-2242. doi:10.1021/es9021156

ANNEXE A – COMPLÉMENTS À LA REVUE DE LITTÉRATURE

Tableau A1 – Classifications des fonctions écologiques du sol (ordre alphabétique)

Référence	Fonctions et description
Bastian, 1997	Régulation (flux de matière et énergie, population et biocénoses) Production (biomasse, eau, minéraux ...) Anthropocentrique (informations, filtres et tampons, effets climatiques, récréationnel)
Brandt & Veyre, 2004	Régulation Support mécanique et spatial (infrastructure, terrains militaires, abris) Production (biomasse, énergie, eau, minéraux) Transcendant (information)
de Groot & Hein, 2007	Régulation (climat, hydrologie, cycles biochimiques, processus biologiques, habitat) Production (eau, biomasse, ressources génétiques et médicinales, énergie et carburants, fertilisants) Support physique (<i>carrier</i>) (récréationnel, cultures, tourisme, conversion énergie, habitat) Culture (développement cognitif, relaxation, spirituel)
<i>Millennium Ecosystem Assessment, 2005</i>	Approvisionnement Régulation Support Culturel
Nortcliff, 2002	Habitat Régulation eau Stockage et recyclage nutriments Activités biologiques pour la croissance de la flore et la faune Filtration, détoxification pour les substances chimiques Support mécanique pour organismes vivants et leur structure

Tableau A2 – Modèles environnementaux pour modéliser les fonctions écologiques du sol

Fonction écologique	Modèles impliquant la fonction du sol	Modèles ayant pour objectif la fonction	Commentaires
Comptabilisation du carbone	C-STORE, APEX (<i>Agricultural Policy Extender</i>), EPIC	C-STORE, EPIC APEX : comprendre rôle de l'érosion, derive de EPIC	C-STORE prend en compte l'historique du terrain dans ses calculs.
Fertilité du sol	EPIC, CREAMS, WEPP	EPIC : fait pour mesurer la productivité (en tonnes de carbone)	
Filtration naturelle de l'eau	LaD (<i>Land Dynamics Model</i>) SWAT (<i>Soil Water Assessment Tool</i>) SWIM (<i>Soil and Water Integrated Model</i>) N-SPECT (<i>Nonpoint Source Pollution & Erosion Comparison Tool</i>) ILWIS (<i>Integrated Land and Water Information System</i>)	SWIM, SWAT : développés pour modéliser impacts sur l'eau N-SPECT : orienté conséquences du développement humain ILWIS : plate-forme générale	SWIM et SWAT sont de complexité intermédiaire, compatibles avec d'autres modèles (EPIC, SWIM respectivement et le format d'information géographique libre GRASS GIS).
Recharge des nappes souterraines	Land Dynamics Model (LaD) WaterGAP Global Hydrology Model WASMOD-M	WaterGAP : orienté sur l'évaluation de l'eau potable. LaD plus global	WaterGAP est utilisé dans le MEA et par le GIEC.
Résistance à l'érosion (Merritt, Letcher & Jakeman, 2003)	EPIC (<i>Erosion Productivity Impact Calculation</i>) CREAMS (<i>Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems</i>) WEPP (<i>Water Erosion Prediction Project</i>) & WEPS (<i>Wind Erosion Prediction System</i>) USLE (<i>Universal Soil Loss Equation</i>)	WEPP, WEPS : faists pour USLE : bilan de masse fondamentale EPIC : orienté productivité du sol CREAMS : effets de l'agriculture	Résistance à l'érosion

**Tableau A3 – Méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie par ordre chronologique
et indicateurs pour l'utilisation des terres**

Méthode ACVI	Indicateur de catégorie	Facteur de caractérisation	Niveau de caractérisation	Validité géographique	Source
Éco- indicateur 99	Domage sur la qualité de l'écosystème : effet régional et local sur les plantes vasculaires - approche fondée sur Köllner (2000).	Disponibles pour 12 types d'usage et 6 classes d'intensité (PDF·m ² ·an)	Domage	Pays-Bas (données suisses)	Goedkoop & Spriensma, 2001
	Disponibilité : limitation à un usage exclusif de la ressource	Tout usage (m ² ·an)	Problème		
CML 2001	Dégradation de LSF : NPP	N/A	N/A	Pays-Bas	Guinée, de Bruijn, van Duin & Huijbregts, 2001a
	Perte de biodiversité (approche Eco-Indicateur 99)	Disponibles pour 12 types d'usage et 6 classes d'intensité (PDF·m ² ·an)	Domage		
IMPACT 2002⁺	Surface de terre occupée divisée par le flux de référence	Pour tout type d'usage (m ² éq. terre arable organique · an)	Problème	Europe	Jolliet <i>et al.</i> , 2003
	Domage sur la qualité de l'écosystème (approche éco-indicateur 99)	Disponible pour l'occupation (PDF·m ² ·an)	Domage		
EDIP 2003	N/A	N/A	Problème	Danemark	Hauschild & Potting, 2004
TRACI	Catégorie disponible, mais non intégrée à la méthode	N/A	Problème	États-Unis	Bare, 2002

**Tableau A3 - Méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie par ordre chronologique
et indicateurs pour l'utilisation des terres (suite)**

Méthode ACVI	Indicateur de catégorie	Facteur caractérisation	de	Niveau de caractérisation	Validité géographique	Source
LIME	Perte de productivité : NPP	Disponible pour plusieurs types d'usage (nombre non déterminé)		Problème	Japon	Itsubo & Inaba, 2003
	Perte de biodiversité : diversité des plantes vasculaires et risque d'extinction			Dommage		
LUCAS	Catégorie disponible, mais non intégrée à la méthode	N/A		Problème	Canada (écozones)	Toffoletto, Bulle, Godin, Reid & Deschênes, 2007
ReCiPe	Surface de terre occupée pour une durée déterminée	Disponible pour 3 types d'usage ($m^2 \cdot an$)		Problème	Pays-Bas	Goedkoop <i>et al.</i> , 2009
	Dommage sur la qualité de l'écosystème : densité des plantes	Disponible pour 4 + 18 types d'usage (transformation : $PDF \cdot an$ et occupation : $PDF \cdot m^2 \cdot an$)		Dommage		

ANNEXE B – PRÉSENTATION GÉNÉRALE DU CAS D'ÉTUDE ACV

Cette annexe présente a) les résultats d'une ACV préliminaire justifiant b) le champ d'étude du cas ACV qui sera utilisé comme cas d'étude sur lequel les développements méthodologiques sont appliqués. Les flux de références sont présentés au point c).

a) Réalisation d'une ACV préliminaire

Méthode

Une ACV préliminaire sur le processus de production de polyéthylène « 1 kg Green PE, granulate, Braskem Triunfo, BRA », se fondant sur le processus « HDPE, resin », modifié de la base de données ecoinvent 2.2 en remplaçant la matière première fossile par la quantité de biomasse (sucre de canne) nécessaire à la production (Figure SI-1).

NexusDB@132.207.164.16\bd_72_maj\Professional; Matrise VCao_2010-07-07 - [Éditer utiliser processus 'Green PE, granulate, Braskem Triunfo, BRA']

Fichier Édition Calculer Outils Fenêtre Aide

Documentation Entrées/sortants Paramètres Description du système

Produits

Sortants connus vers la technosphère. Produits et co-produits

Nom	Quantité	Unité	Affectation	%Catégorie	Commentaire
Green PE, granulate, Braskem Triunfo, BRA	1	ton	Mass	100 %	Others\CIRAIG...PE Braskem ordre chronologique
(Insérer une ligne ici)					

Sortants connus vers la technosphère. Produits évités

Nom	Quantité	Unité	Distribution	Ecart Type^2 Min	Max	Commentaire
(Insérer une ligne ici)						

Entrées

Entrées connues de la nature (ressources)

Nom	Sous-compartiment	Quantité	Unité	Distribution	Ecart Type^2 Min	Max
(Insérer une ligne ici)						

Entrées connues de la technosphère (matériaux/carburants)

Nom	Quantité	Unité	Distribution	Ecart Type^2 Min
Sugarcane, at farm/BR U	0	kg	Indéfini	
Ethanol, 95% in H2O, from sugar cane, at fermentation plant/BR U Copy	$(462000000 * (0,789 * 0,95 + 0,05)) / 200000 = 1,85E3$	kg		
3. Bioethanol to Ethylene	1000	kg	Indéfini	
HDPE, resin, at plant/AmN S (ACC, 2010) (original) sans feed	1000	kg	Indéfini	
4. Transport	$1000 / (462000000 * (0,789 * 0,95 + 0,05)) = 2,71E-6$	p		
Compounding	$1 / 0,45359237 = 2,2$	p		
(Insérer une ligne ici)				

Figure SI-1 – Inventaire pour la modélisation du bio-polyéthylène agro-sourcé.

Résultats

Les résultats montrent que pour la catégorie d'impact « utilisation des terres », les étapes du cycle de vie contributrices se limitent à la production de matière première (Figure SI-2). La modélisation a été faite avec la méthode IMPACT 2002⁺ (version 2.20 updated 2011) au niveau problème avec le logiciel SimaPro 6.2.

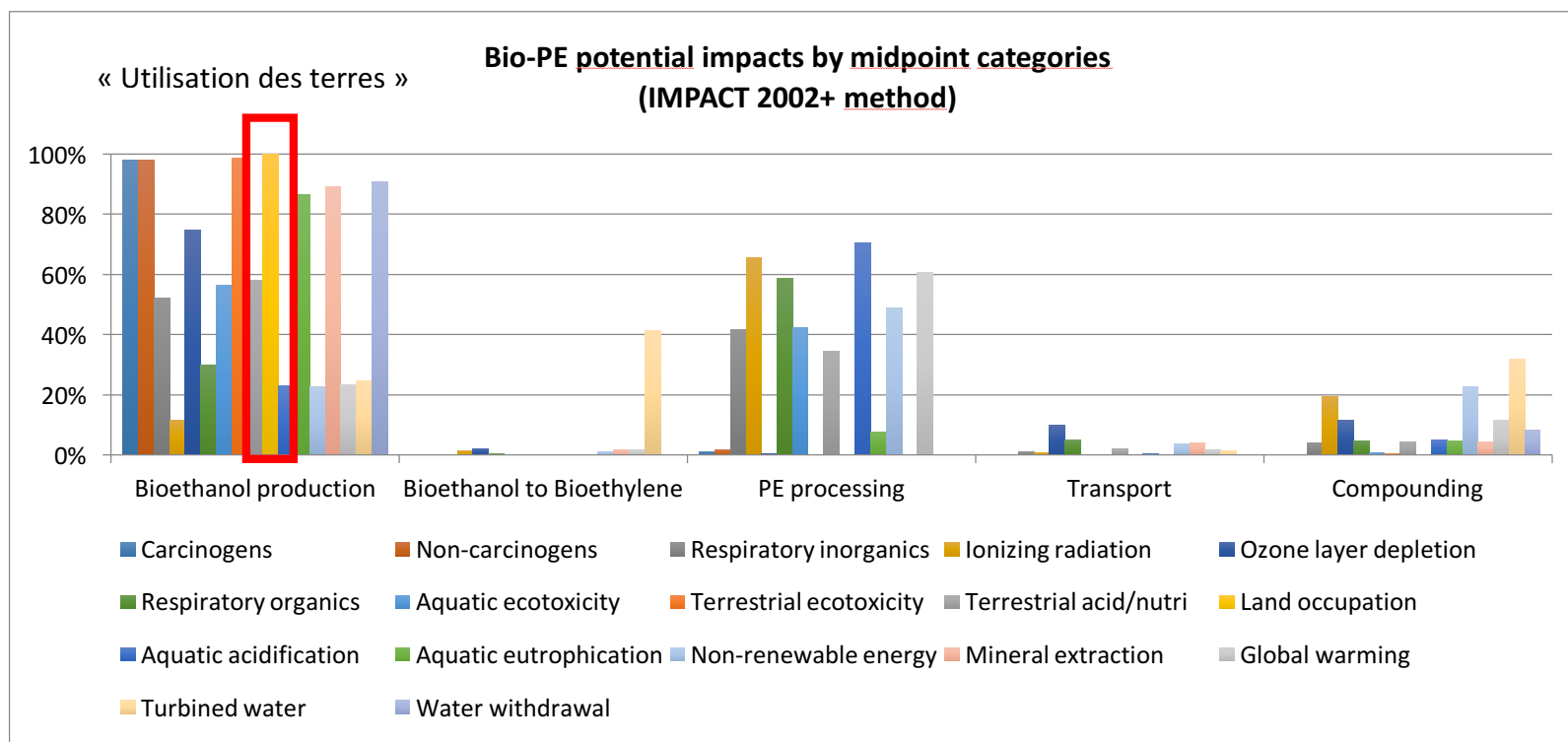


Figure SI-2 – Impacts potentiels au niveau problème de la production de bio-polyéthylène (méthode d'évaluation des impacts IMPACT 2002⁺, version 2.20 updated 2011).

b) Justification du champ d'étude de l'étude de cas ACV dans cette thèse

L'objectif est d'évaluer les impacts de l'utilisation des terres dus à la production de systèmes agro-sourcés, des fourchettes dans ce cas-ci. Elle sert d'étude de cas pour les développements méthodologiques de cette thèse et n'a aucunement vocation à comparer des technologies de production. Elle compare plutôt l'approvisionnement selon le type de polymères, le type et la quantité de biomasse et la région d'approvisionnement.

Au vu des résultats de l'ACV préliminaire montrant que la production de biomasse contribue majoritairement à l'utilisation des terres pour un système agro-sourcé (valable plus généralement pour les systèmes agro-sourcés, cf. Weiss *et al.*, 2012), les ACVs réalisées dans les cas d'étude de cette thèse seront du « **berceau à la porte** ». En construisant les systèmes de produits du berceau à la porte (« éco-profil ») en considérant le polymère seul/pur, on peut potentiellement les combiner pour évaluer tout cycle de vie qui utilise de tels polymères.

Elle sera **attributionnelle** dans la mesure où les impacts potentiels des systèmes existants sont évalués et non les impacts potentiels de la mise en place de tels systèmes. Différents types de biomasse seront évalués pour l'unité fonctionnelle : « produire une fourchette en plastique agro-sourcé » et limités à la catégorie d'impact « **utilisation des terres** ».

Étapes du cycle de vie du berceau à la porte : système générique

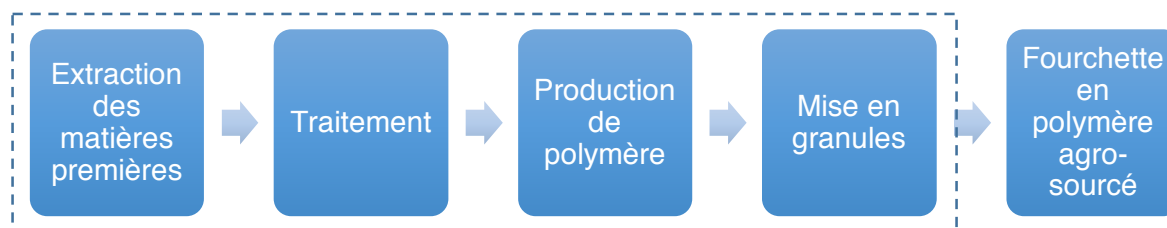


Figure SI-2 – Système de produit générique pour l'étude de cas

Différentes matières premières sont considérées : blé, canne à sucre, maïs, manioc et soja pour produire différents polymères (voir Tableaux A4 et A5). Les étapes de transport et les infrastructures sont négligées car la production est supposée proche des lieux de production de biomasse, de sorte qu'ils ne contribuent pas à la catégorie d'impact utilisation des terres (voir Figure A1). Bien que présentées ici, les étapes de traitement de la biomasse, de production du polymère, sa mise en granule et le thermoformage en fourchette ne contribuent pas à l'utilisation des terres.

Données pour le calcul des flux de référence de l'utilisation des terres

1. Volume de la fourchette en polystyrène : Masse mesurée : 2,29 g ; Densité : 1,05 kg/L ; Volume calculé : 2,65 cm³
2. Calcul du flux de référence par système de produits

Tableau SI-4 - Polymères à l'étude et caractéristiques

Polymère	Densité moyenne (kg/L)	Référence	Masse (g/UF)
Acide polylactique	1,24	Natureworks	3,29
Amidon thermoplastique	1,24	Idemat, 2003	3.29
Bio-polyéthylène	0,96	CRT	2,55
Polyhydroxyalcanoate	1,24	CRT	3,29

3. Biomasse nécessaire par polymère

Tableau SI-5 - Polymères à l'étude et flux de référence

Polymère	Biomasse	Quantité nécessaire	Référence
Acide polylactique	Manioc	15,59	Vink, 2010
Amidon thermoplastique	Blé	1,67	Shen <i>et al.</i> , 2009
Amidon thermoplastique	Maïs	1,16	Novamont, 2012
Bio-polyéthylène	Canne à sucre	1,15	Braskem, 2012
Polyhydroxyalcanoate	Soja	7,31	Kahar <i>et al.</i> , 2004

ANNEXE C - MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE PUBLIÉ AVEC L'ARTICLE 1 (CHAPITRE 4)

Note : La table des CFs obtenus sous forme de fichier excel est disponible en ligne :

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.041>

1. Midpoints acronyms, names, unit and interpretation

Table S1 – Midpoint characterization factors and interpretation

Impact pathway	Full impact pathway name	Midpoint CF unit	Comments	Interpretation
BPP	Biotic production potential	$(\text{ton}_{\text{carbon}} \cdot \text{year})/(\text{ha} \cdot \text{year})$	Carbon as estimate of soil organic matter	Soil fertility loss
FWRP	Freshwater recharge potential	mm/year	-	Water loss in aquifers
ERP	Erosion resistance potential	$\text{ton}_{\text{soil}}/(\text{ha} \cdot \text{year})$	Soil mass loss	Erosion resistance loss
WPP-MF	Mechanical water purification potential	cm/day	-	-
WPP-PCF	Physicochemical water purification potential	$\text{cmol}/\text{kg}_{\text{soil}}$	Metallic cations retained by soils	-
CRP	Climate regulation potential	$\text{tonC}/(\text{ha} \cdot \text{year})$	Carbon not captured	Equivalent to carbon emission

Table S2 – Midpoint characterization factor values for agricultural land occupation
from LULCIA methodology (2013)

CF midpoint	Classification Unit	Thailand	Italy	Brazil	Reference
BPP	JRC climate zones	Tropical moist	Cold temperate, dry	Tropical moist	Brandão & Milà iCanals, 2013
	$(\text{ton}_{\text{carbon}} \cdot \text{year})/(\text{ha} \cdot \text{year})$	28	10	28	
	Holdridge lifezones	Tropical dry forest	Cool temperate desert bush	Subtropical moist forest	Saad, Koellner & Margni, 2013
FWRP	mm/year	13	2	15	
ERP	$\text{ton}_{\text{soil}}/(\text{ha} \cdot \text{year})$	12,5	8,0	35,5	
WPP-MF	cm/day	1,25	1,25	0,03	
WPP-PCF	$\text{cmol/kg}_{\text{soil}}$	0,60	0,81	0,49	
CRP	WWF biomes	Tropical forest	Temperate forest	Tropical grassland	Muller-Wenk & Brandão, 2010
	$\text{tonC}/(\text{ha} \cdot \text{year})$	0,96	0,86	0,37	

Ecosystem classifications were obtained and identified by overlaying the polymer biomass location with the different original maps used by the LULCIA authors (see Reference, last column).

2. Economic conversion factor (ECF) calculations steps

BPP

Table S3 – Data and calculation steps for the ECF_{BPP}

	National production (\$M)	Agricultural area (1000 ha)	Carbon content (tC/ha)	ECF (\$/ton)
Source	FAOSTAT	FAOSTAT	Calculated	Calculated
Brazil	199 237	273 520	54.87	0.77
Italy	58 099	1 392 833	54.21	42.60
Thailand	53 876	20 880	60.58	13.27

Carbon content is calculated from the carbon stocks by climate region (Brandão & Milà iCanals, 2013) and weighted according to the relative climate region areas within a country's borders (GIS calculations).

FWRP

Data from the Global Water Tariff Survey (Global Water Intelligence, 2011)

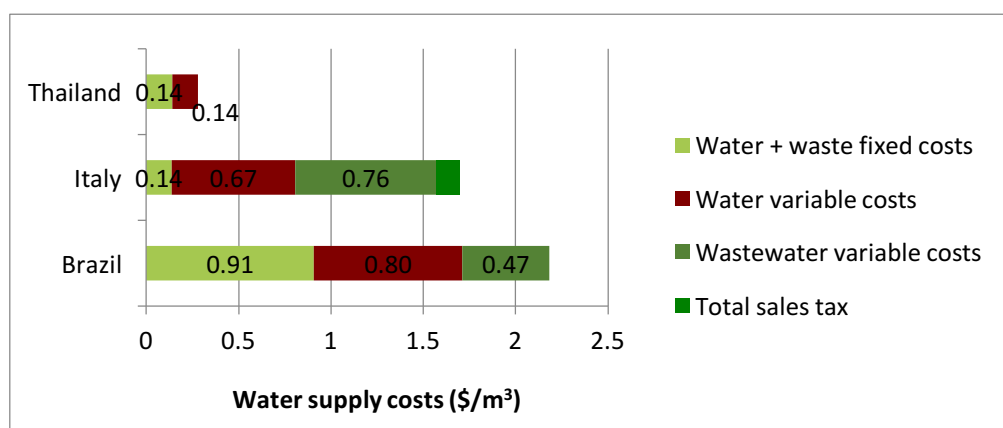


Figure S1 – Water supply tariffs for Thailand, Italy and Brazil

ERP**Steps****a. List of:**

- i. CF_{ERP} midpoint values from Saad *et al.* (2013)
- ii. erosion control costs from WOCAT database (CDE *et al.*, 2011)

b. Division into deciles (ten intervals) – right-border values are reported in Table S4.**c. Linear interpolation are assumed within each decile.**Table S4 – Deciles details for ECF_{ERP} calculations.

Decile i	Erosion cost (\$)	CF value $ton_{soil}/(ha \cdot year)$	Slope i
1	0-88,50	0-1,25	-
2	88,50-162,40	1,25-4,50	1,81
3	162,40-229,56	4,50-10,90	1,34
4	229,56-274,20	10,90-22,75	1,15
5	274,20-383,00	22,75-69,85	1,25
6	383,00-469,66	69,85-77,25	1,25
7	469,66-790,50	77,25-81,60	1,81
8	790,50-1264,70	81,60-82,90	1,67
9	1264,70-2066,00	82,90-83,50	1,68
10	2066,00-157000,00	83,50-371,45	79,01

The function is plotted in Figure S2.

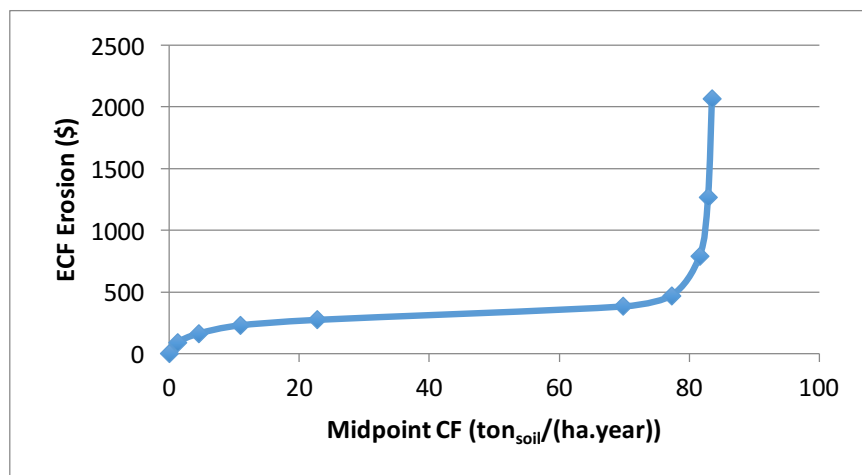


Figure S2 – The ECF_{ERP} function with the erosion resistance potential (ERP) midpoint

d. ECF_{ERP} values, can be calculated with the right function i , defined as:

$$ECF_{ERP}(CF_{ERP}) = \text{slope } i \cdot CF_{ERP} \text{ with } i \text{ the right interval for } CF_{ERP}$$

WPP-MF and WPP-PCF

Based on series of equations in Annex C, treatment cost equations from Qasim (1999). They are based on average water treatment plant costs and are theoretical.

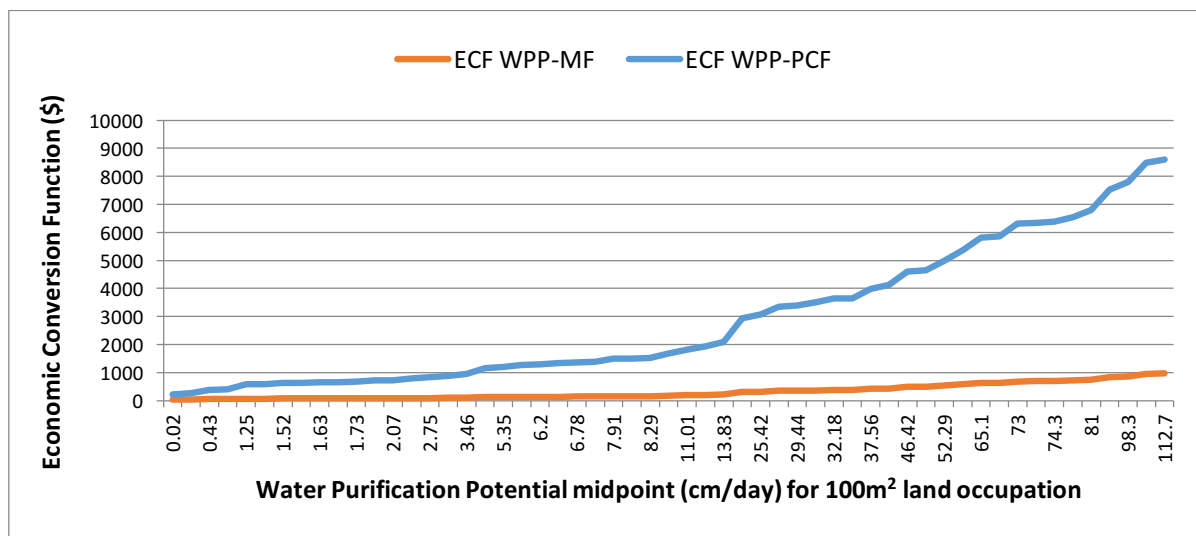


Figure S3 – Economic conversion functions according to water purification potential (mechanical and physicochemical filtration) for 100m² of land occupation ($AC = 100\%$, $f_{GW \text{ withdrawal}} = 1$)

3. Factor maps and values for other regions (countries)

Figure S4 presents the world map for the AC factor.

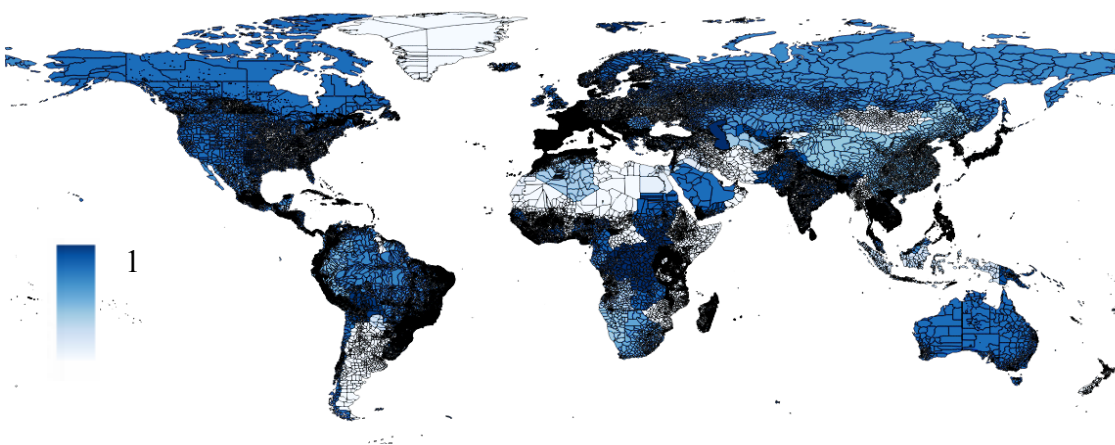
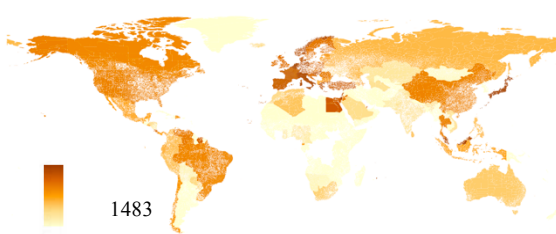
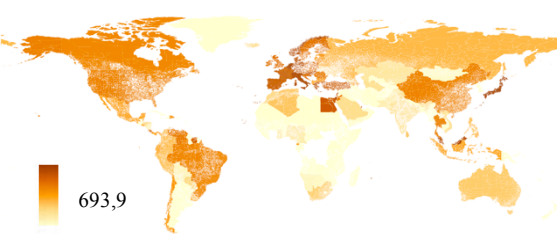
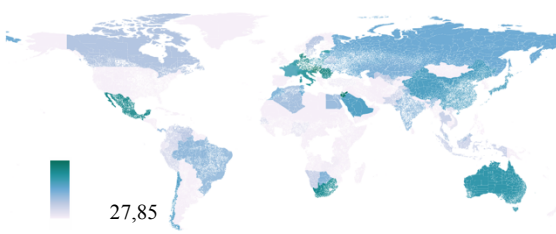
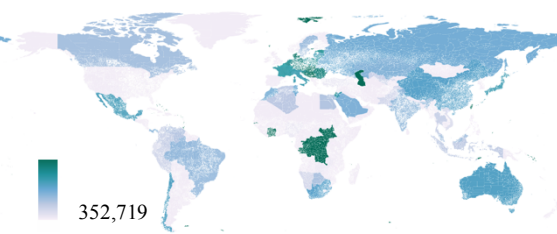


Figure S4 – World map of AC factor

Factor world values are calculated and presented in the separate Excel file.

World maps of ECF_i and CF'_i factors for agricultural land occupation are also provided for quick reading (Figure S5 series).

	Economic conversion factor (ECF) in \$/physical units	“Resources & ecosystem services” CF’ in \$/(ha-year)
BPP		
FWRP		

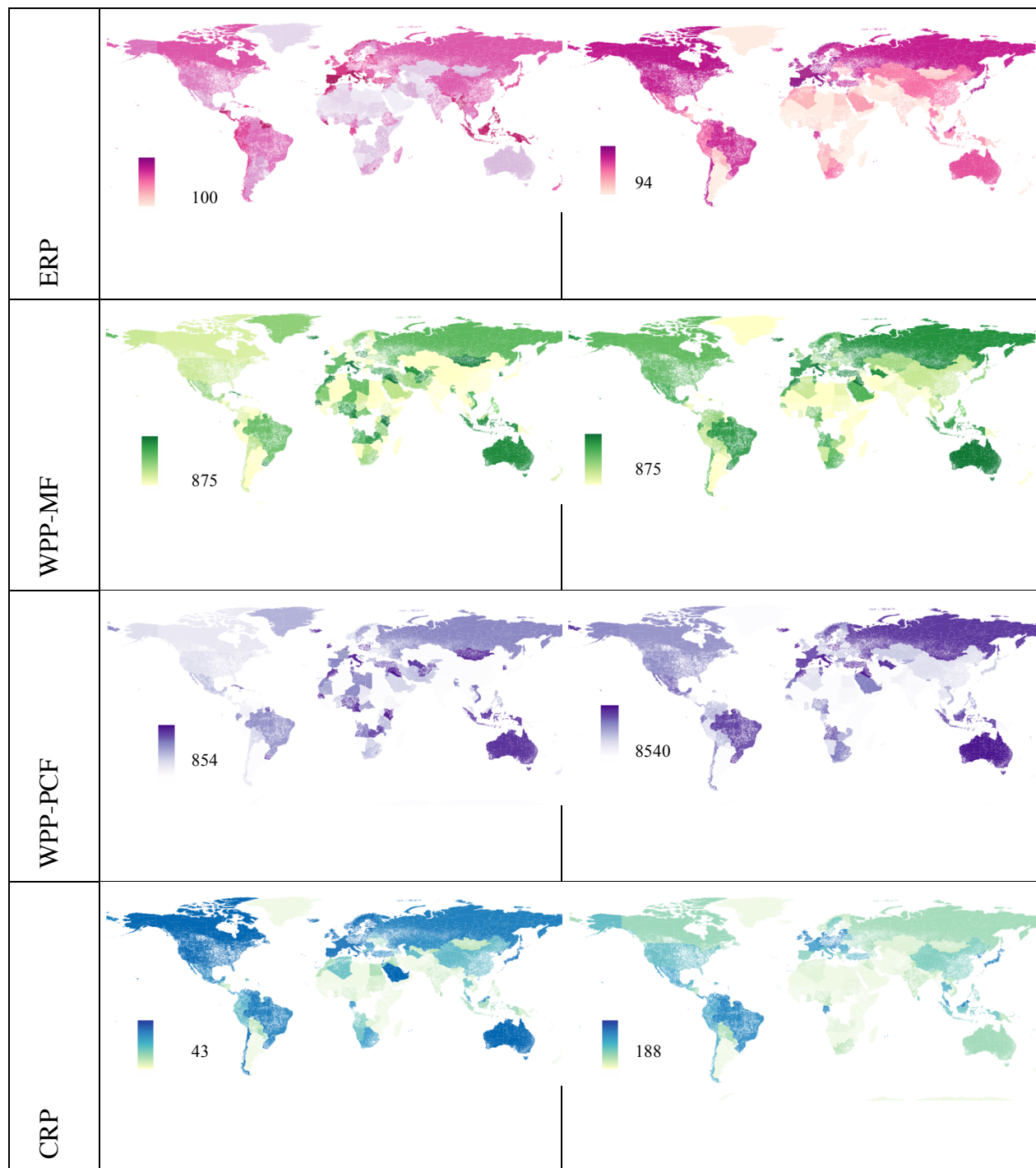


Figure S5 series – World maps of ECF_i and CF'_i factors for agricultural land occupation

Both ECF_i and CF'_i maps are political due to the “Resource & ecosystem services” meaning, user-oriented and the economic data availability. CF'_i value distribution look similar due to the AC factor, which affects CF'_i calculation (in particular a null AC value gives a null CF'_i value).

4. Comparison with values from de Groot *et al.*, 2012 and Costanza *et al.*, 2014

Table S5 – Tropical forests: ecosystem service values and relative ranking in the proposed article, de Groot *et al.*, 2012 and Costanza *et al.*, 2014.

Proposed methodology	Tropical dry forest values (\$/(ha-year))	Relative contribution	de Groot <i>et al.</i> methodology	Tropical forest values (\$/(ha-year))	Relative contribution	Costanza <i>et al.</i> methodology	2011 ES	Forest tropical	Relative contribution
BPP	882,1	77,53%	Provisioning services: food; raw materials	284	10,47%	Food provision/nutrient cycling/raw material		287	10,62%
FWRP	24,53	12,71%	Provisioning service: water	27	13,61%	Water supply		27	1,30%
WPP-MF	24,74		Regulation service: water flows	342		Water regulation		8	
WPP-PCF	95,37								
ERP	9,63	0,85%	Regulating service: erosion prevention	15	0,55%	Erosion control		337	12,47%
CRP	101,41	8,91%	Regulating service: climate regulation	2044	75,37%	Climate regulation		2044	75,62%

Endpoint values are compared with ecosystem service valuations from de Groot *et al.* (2012) and Costanza *et al.*, (2014) (tables S5 and S6). Both methodologies rely on the same data sources.

The ecosystem service values never differ by more than one order of magnitude. The FWRP, WPP-MF and WPP-PCF group and the ERP present similar rankings between the proposed and the de Groot *et al.* methodologies. As for BPP, a high value in our methodology may stem from the ECF_{BPP} factor, based national production values from FAOSTAT, which are influenced by fertilizer and pesticide costs. Regarding CRP, the climate regulation in the de Groot *et al.* and Costanza *et al.* methodologies used ES valuation beyond marketed goods and services values.

Moreover, only a medium value of ECF_{CRP} equal to 43\$/tCO₂ was taken. Nomenclature and ecosystem service definition/scope (e.g. water flows) may also explain the value differences.

Table S6 – Temperate forests: ecosystem services values and relative ranking
in the proposed article, de Groot *et al.*, 2012 and Costanza *et al.*, 2014

Proposed methodology	Temperate dry forest values (\$/(ha·year))	Relative contribution	de Groot <i>et al.</i> methodology	Tropical forest values (\$/(ha·year))	Relative contribution	Costanza <i>et al.</i> methodology 2011 ES evaluation	Temperate forest (\$/(ha·year))	Relative contribution
BPP	688,6	65,82%	Provisioning services: food ; raw materials	480	57,97%	Food provision/nutrient cycling/raw material	573	62,55%
FWRP	31,18	20,16%	Provisioning service: water	191	23,07%	Water supply	191	20,85%
WPP-MF	36,97		Regulation service: water flows			Water regulation		
WPP-PCF	142,75							
ERP	11,08	1,06%	Regulating service: erosion prevention	5	0,60%	Erosion control		0,00%
CRP	135,59	12,96%	Regulating service: climate regulation	152	18,36%	Climate regulation	152	16,59%

When comparing values for temperate forest values, the relative ranking between the three methodologies are quite similar.

References

- Brandão, M., & Milà iCanals, L. (2013). Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1243-1252. doi: 10.1007/s11367-012-0381-3
- Centre for Development and Environment (CDE), Bern University, Food and Agriculture Organization (FAO), International Soil Reference and Information Center (ISRIC), Global Environment Facility (GEF), United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD), & World Bank. (2011). World Overview of Conservation Approaches and Technologies (WOCAT). <http://www.wocat.net/en/knowledge-base.html>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., . . . Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(0), 152-158. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., . . . van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50-61. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- Global Water Intelligence. (2011). Tariff Survey. 13(1).
- Koellner, T., Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., . . . Müller-Wenk, R. (2013). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1188-1202. doi: 10.1007/s11367-013-0579-z
- Müller-Wenk, R., & Brandão, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 172-182. doi: 10.1007/s11367-009-0144-y
- Qasim, S. R. (1999). *Wastewater treatment plant - Planning, design and operation*. (2nd ed. ed.): CRC Press.

ANNEXE D – MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE PUBLIÉ AVEC L'ARTICLE 2 (CHAPITRE 5)

1. Selected peer-reviewed publications using the WEPP model

Table SI-1 - List of studies using the WEPP model, compared to others

Year	Location	Reference	Type
2015	Iran	WEPP suitable	Runoff
2005	Andes	WEPP suitable	Erosion
2005	-	de Jong van Lier <i>et al.</i> (2005) - WEPP not bad with Erosion Interface Database	Erosion
2006	Forest watershed	Dun (2006) : WEPP for forest watershed	Erosion
2001	Nepal	Kandel – WEPP > EUROSEM	Erosion
2001	Rock Creek watershed	Kirnak (2001) - WEPP ok, particularly for runoff Similar to AGNPS	Runoff
2001		Klik & Zartl (2001) – WEPP > RUSLE	Erosion
2012	Humid tropics	Ogwo (2012) – WEPP > SWAT > AGNPS	Erosion
2007	Italy	Pieri (2007) – WEPP runoff Italy	Runoff
1996	Austria & USA	Savabi <i>et al.</i> (1996) – WEPP adequate	Erosion
2000	-	Schmidt (2000) - Soil Erosion: Application of Physically Based Models : WEPP > EUROSEM	Erosion
2009	China	Shen <i>et al.</i> (2009) - WEPP > SWAT in China	Erosion
2000	Brazil	Sparovek (2000) - USLE and WEPP similar	Erosion
2005	Chile	Stolpe <i>et al.</i> (2005) - WEPP > EPIC > RUSLE	Erosion
2000	USA	Tiwari <i>et al.</i> (2000) -WEPP ok	Erosion
2010	India	Verma <i>et al.</i> (2010) -HEC-HMS > WEPP in India	Erosion & Runoff

> indicates model superiority

A complete bibliography is maintained and available here:

http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/ad_hoc/36021500WEPP/weppbiblio.pdf

2. Crop inventory: yields by countries

The crop inventory is calculated as:

$$\text{area (m}^2\text{/functional unit)} = \text{yield (m}^2\text{/g}_{\text{crop}}) \cdot \text{crop input (g}_{\text{crop}}\text{/functional unit)}$$

The average yield from 2009-2013 is derived from FAOSTAT (2015).

Table SI-2 - Wheat, maize and soybean yield (g_{crop}/m²)

Country (ISO3 code)	Wheat	Maize	Soybean
AFG	188.8987562	196.4686108	#N/A
ARG	295.191352	653.686515	243.5823024
ARM	259.2973114	576.1436186	#N/A
AUT	506.172053	1029.919895	264.2238424
AZE	245.1337888	487.866486	59.4285714
BGR	374.2523262	512.923487	143.6938576
BRA	252.5685702	451.0204984	285.4083448
BWA	#N/A	21.8183286	#N/A
CAN	300.0574514	916.084327	282.3366748
CHE	584.2699422	920.9971402	276.173039
CHN	487.518818	568.7272498	177.8711576
CZE	518.201102	715.1917448	213.5171038
DEU	749.2463318	969.3488848	160
EGY	635.0048436	766.6975254	312.1290908
ESP	308.6892542	1084.92818	244.260642
ETH	203.4308466	279.5443226	168.6660062
FRA	698.4196952	902.5847912	271.0585818
GRC	292.1583016	1109.501807	205.2631578
GTM	221.7355044	200.0053686	260.6666664
HRV	493.7356432	616.7543428	239.1847716
HUN	398.6405448	574.2742608	210.7836574
IND	301.3289498	240.9892216	117.7746762
IRN	196.8032502	655.0665958	236.6680126
IRQ	210.8591468	292.3982638	127.0956072

ITA	382.3075454	892.6353884	329.7593402
KAZ	106.8735614	500.6251036	190.6860906
KGZ	219.6187172	610.6424804	125.5905076
KOR	355.2381852	488.3132214	171.1901262
LSO	90.8764108	59.7836644	#N/A
MDA	227.093864	278.583599	137.8373416
MEX	536.304356	315.6790804	150.7682
MKD	307.1837472	432.7201244	202.1055796
MMR	179.7482322	356.194946	140.9232988
MOZ	152.8177356	102.2559684	#N/A
NPL	220.7961052	229.1856272	98.7554848
PAK	270.865342	389.938791	56.1657622
PRK	189.000734	361.3620956	115.6284156
PRT	146.0739656	757.8141052	#N/A
PRY	528.2748414	1098.575311	233.8612502
ROU	298.6676546	378.9499188	193.1703136
SRB	399.4495064	481.1712144	247.9495324
SVK	397.6407088	602.263794	170.4230552
TJK	270.449007	1234.162666	31.2017015
TKM	219.734219	110.0196078	#N/A
TUR	263.4024096	758.153446	380.2911816
UKR	307.9809894	543.7054832	181.9280204
URY	294.2586026	440.4996658	245.7833452
USA	306.7143684	937.5991366	285.5775154
UZB	470.2867794	851.3456786	#N/A
VNM	#N/A	422.9432518	146.6147038
ZAF	325.7288948	432.255663	171.6342324
ZMB	633.4940326	251.8067826	203.1579444
ZWE	256.6969698	82.8583372	145.6845576

Note: FAOSTAT is chosen for its consistent data, at global extent. However, some yields may have to be revised, as they appear overestimated.

3. Comparison with other values

Comparison with generic “agricultural” characterization factor (CF)

The Figure SI-1 represents the crop-specific CF divided by the generic “agricultural” CF (Saad *et al.*, 2013) for each grid cell worldwide.



Figure SI-1 - Box and violin plot of ratios of crop-specific characterization factors relative to generic agricultural by locations

Generic CF generally overestimates erosion and runoff for maize, soybeans and wheat (boxplots and violin plots under 1). In average, there is respectively a variability of around three and two orders. This means there is an incentive to differentiate the crop land covers from the « generic agricultural » land cover. Moreover, these differences between the generic CFs are also specific for each crop (violin plot shapes and position), meaning they also differ from each another. This shows that the crop type has an effect on the CF calculation, due to either its location (specific climate and soil type) or the nature of the crop itself. The magnitude of the differences in values may also originate from the PNV reference modelling.

Comparison with other global values

a) Erosion

Erosion is difficult to assess because of the time scale and the variability of techniques used (measure, prediction vs reconstruction). From a meta-analysis on 276 studies (1639 records on 62 countries) from Garcia-Ruiz *et al.* (2015), average erosion rate for all land cover types confounded is around:

$$100\text{-}1000 \text{ Mg}/(\text{km}^2 \cdot \text{year}) = 0.1\text{-}1 \text{ kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{year})$$

These values are in the same value range from Pimentel *et al.* (2013), where cropland impact is in particular estimated between 0.5 to 400 $\text{ton}_{\text{soil}}/(\text{ha} \cdot \text{year})$ or $0.05\text{-}40 \text{ kg}_{\text{soil}}/(\text{m}^2 \cdot \text{year})$. Our agricultural CF values (cf. Figure 5-1) were in the order of $0.1 \text{ kg}_{\text{soil}}/(\text{m}^2 \cdot \text{year})$.

b) Runoff

It is more difficult to find runoff impact due to crops and compared to the PNV. Green water is defined as precipitation on land that does not runoff, but stored in soil. Runoff CF should then be compared to crop green water minus green water of the PNV land cover. From Hoekstra & Mekonnen (2011), the average green water in croplands is around 100 mm/year (their Figure 5-2). Rose *et al.* (2011) estimate natural ecosystems green water to 44723 (km^3/year). The terrestrial surface minus cropland area is around 140 millions km^2 , which would give an average green water consumption of 30 mm/year and their difference, around 70 mm/year. Our CF is in average around 1 mm/year by biome.

4. Biome regionalization level

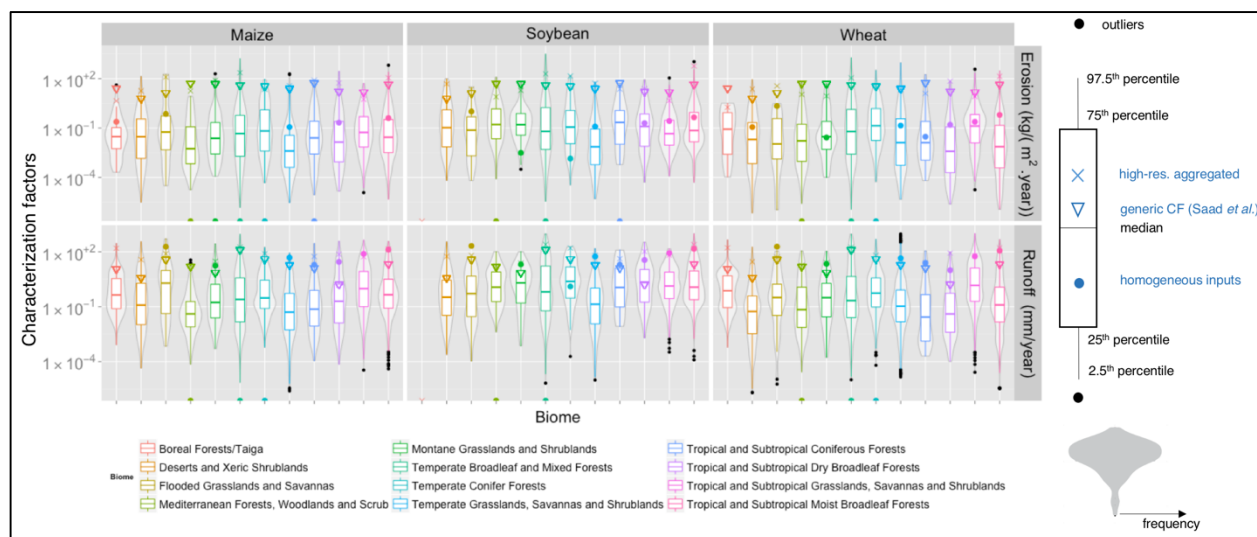


Figure SI-2 - Erosion and runoff characterization factors for maize, soybeans and wheat land cover: box and violin plot distributions at 30 arcminutes within each biome and single value at the biome regionalization level aggregating native CFs over the entire biome area (crosses – “spatially aggregated”), considering homogeneous input parameters over the crop growing area (colored dots – “aggregated on biome location”) and CFs for generic “agricultural” land cover with data from Saad *et al.* (2013) (triangles)

Results for soybean and wheat are similar to maize. This view also enables the comparison between crops by biomes.

Characterization factors by cells

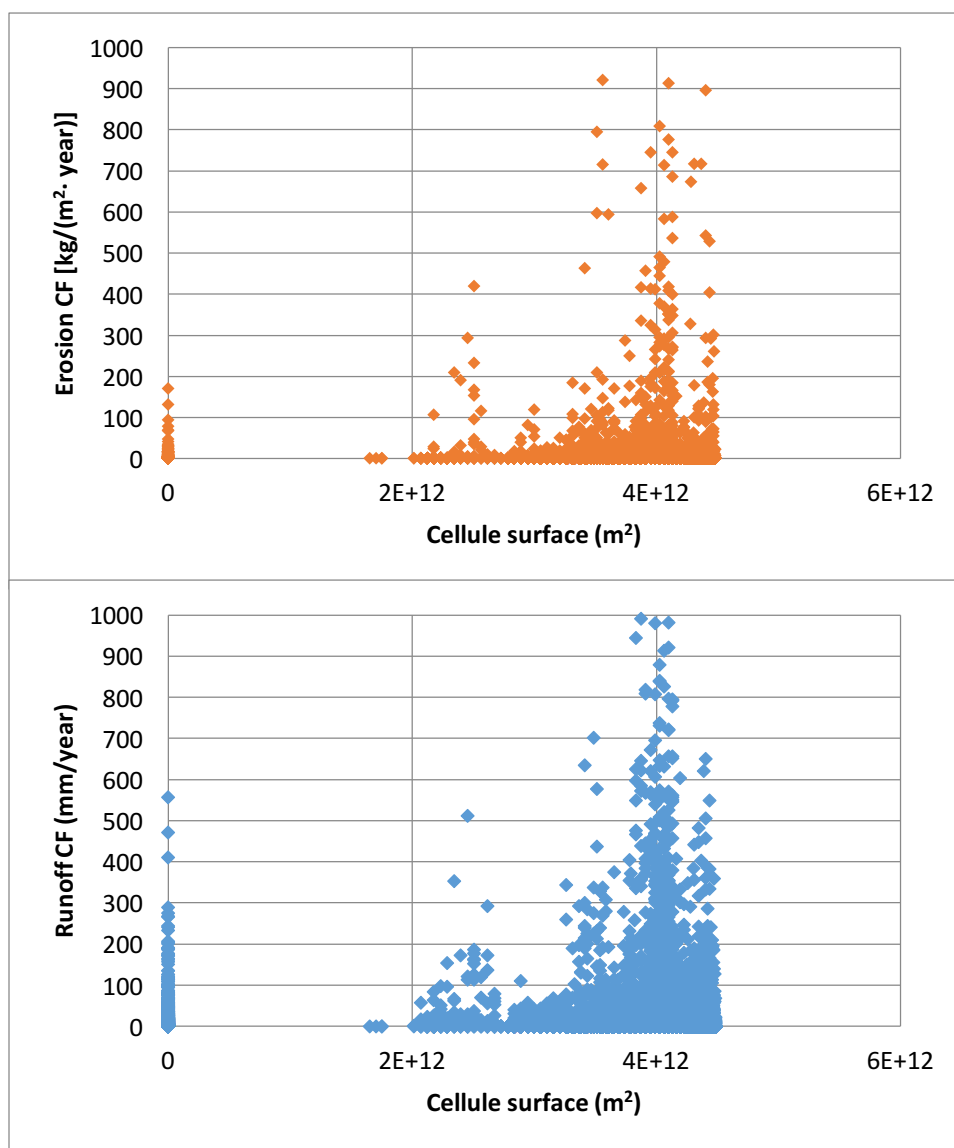


Figure SI-3 - Erosion and runoff characterization factors values according to grid cell size

The greatest CFs are in cells of high size. The spatial average of high-resolved CFs is therefore higher than the median value.

5. Case study – complements

Root-mean squared deviation

The root-mean squared deviation measures differences between two series $x_{1,i}$ and $x_{2,i}$ of n points by aggregation of the distances between all the “couples” (Equation SI-1).

$$\text{RMSD} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{1,i} - x_{2,i})^2}{n}} \quad (\text{Equation SI-1})$$

RMSD measures errors between two series and not between the variables (points of the series), as it is scale-dependent. A way to normalize is to divide by the mean value of one series and is called coefficient of variation of the RMSD (Equation SI-2).

$$\text{CV(RMSD)} = \frac{\text{RMSD}}{\bar{x}_1 \text{ or } 2} \quad (\text{Equation SI-2})$$

CV(RMSD) indicates the variance between the two series without being scale dependant.

Erosion impacts scores for maize

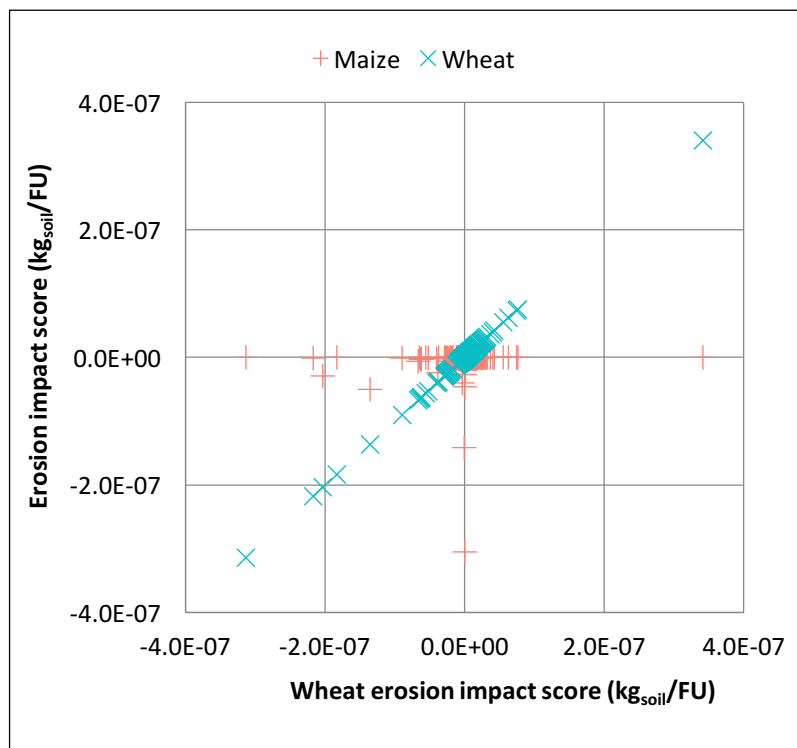


Figure SI-4 - Deviation of erosion impact scores of maize as compared to wheat on common cultivation locations

The RMSD is of $1.16 \cdot 10^{-8} \text{ kg}_{\text{soil}}$ (CV: 355) between the maize and the wheat series.

Values within a factor 2 of difference: 26.24%

Values with one order of difference: 26.46%

Runoff impact scores analysis

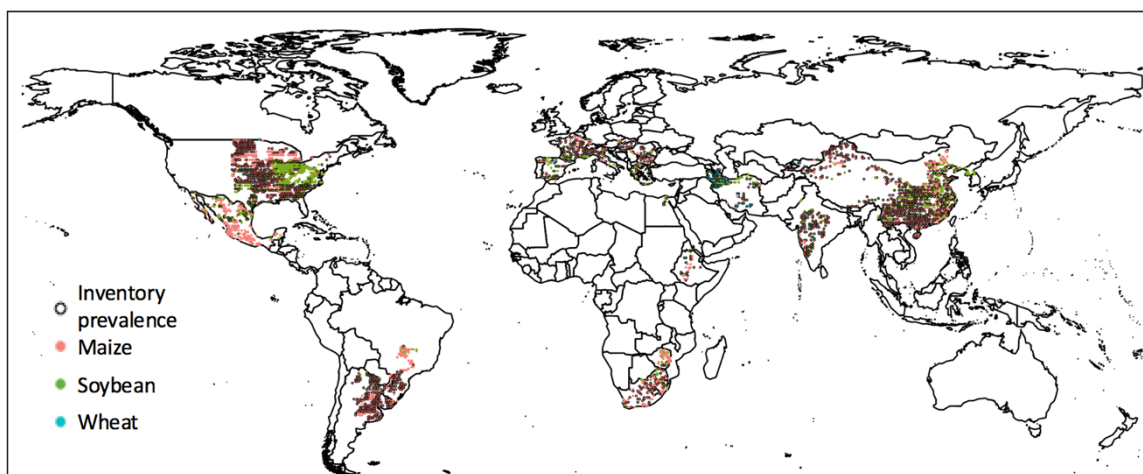


Figure SI-5 - Map showing the lowest impact scores on runoff resistance by grid cell for feedstock production from maize, soybean and wheat crops (functional unit: the production of one plastic fork). When the impact scores are driven by the inventory (no change in ranking between inventory and impact score), a border is added to the dot, else the characterization factors are the driving factor for change in the ranking between the three crops

35.88% of worst runoff impact scores are due to the crop-specific CF.

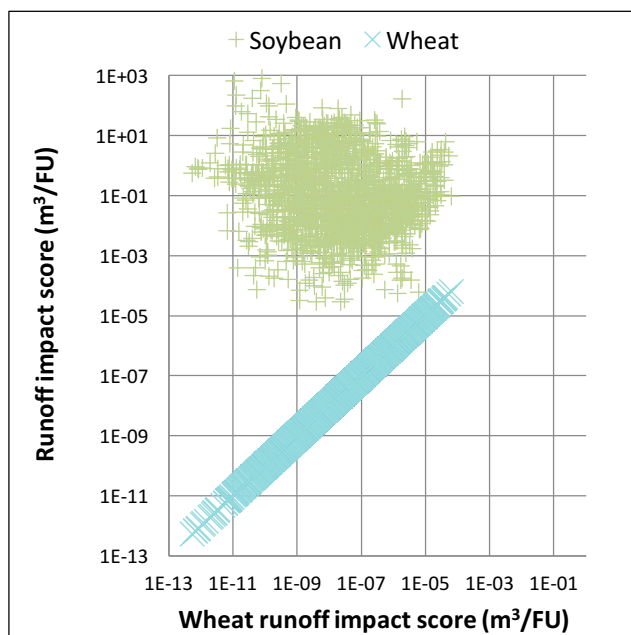


Figure SI-6 - Deviation of runoff impact scores of soybean as compared to wheat on common cultivation locations

The RMSD is of 0.06 ($CV: 6.03 \cdot 10^5$) between the soybeans and the wheat series. Soybean impact scores tend to be higher than wheat's.

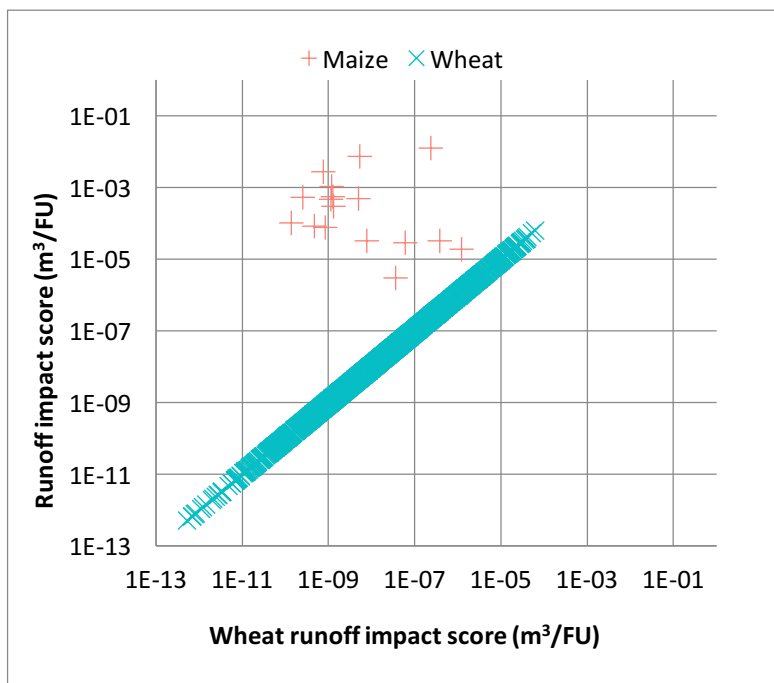


Figure SI-7 - Deviation of runoff impact scores of maize as compared to wheat on common cultivation locations

The RMSD is of 26.84 ($CV: 2.60 \cdot 10^8$) between the soybean and the wheat series. Maize impact scores tend to be lower than wheat's.

6. Regression

The Table SI-8 presents the different input parameters and their importance on the CF calculation with results from a multi-linear regression.

Table SI-8 - Multiple linear regressions on input parameters of the erosion and runoff CF calculations

p-value	Erosion CF			Runoff CF		
Parameter	Maize	Soybeans	Wheat	Maize	Soybeans	Wheat
Inventory	1.43E-14	0.00238	5.05E-07	5.35E-15	< 2e-16	2.61E-10
Area	0.660472	0.13607	0.11571	0.001709	0.0201	0.37645
Length	0.000989	0.03213	0.00377	< 2e-16	0.8407	< 2e-16
Average Slope	< 2e-16	0.64277	0.82824	0.80376	0.8176	5.04E-06
Aspect 360	0.120055	0.96673	0.98527	0.742379	0.7059	0.46572
Saturation	0.937395	0.1873	0.66129	0.12753	0.5738	0.00122
Topsoil sand	0.854764	0.32199	0.64806	0.318589	0.9469	0.5149
Topsoil clay	0.879677	0.12015	0.92218	0.098007	0.9295	0.79049
Topsoil organic carbon	0.914345	0.69033	0.78916	0.459909	0.1315	0.35074
Topsoil CEC	0.55552	0.90377	0.60352	0.033627	0.1993	0.02848
Subsoil gravel	0.958394	0.01654	0.9943	0.516537	0.0795	0.6616
Subsoil sand	0.974341	0.65045	0.8426	0.125832	0.9015	0.93294
Subsoil clay	0.766709	0.56008	0.8533	0.000192	0.9201	0.07709
Subsoil organic carbon	0.848631	0.60669	0.66411	0.779888	0.0808	0.77287
Subsoil CEC	0.189878	0.79032	0.49203	0.13781	0.0625	0.59947
Precipitations	0.000147	3.05E-16	0.25612	< 2e-16	0.1496	3.44E-06

The smaller (the redder), the more significant the parameter is

For both erosion and runoff, inventory, area and precipitations appear to be the most sensitive parameters, no matter the crop type. *This means inventory has an effect in the CF calculation (and a double effect in the impact score).* As for runoff, soil CEC and subsoil gravel & sand appear to

contribute most. In regards of the crop type, no general pattern can be predicted, which indicates that the crop types are very different and sensitive to different soil and climate parameters.

Slope is of relative importance, but CFs are here restricted to crops locations, which are generally not located in the steepest conditions.

Saad *et al.* (2013) studied the input parameters effect on the variability with a variance analysis. An analysis of variance (ANOVA) explains the results *variability* in regards of input factors. The linear regression analyses the input parameter *importance*. The ANOVA is presented in the following Table SM-9.

Table SI-9 - ANOVA of input parameters

p value	Erosion CF			Runoff CF		
Parameters	Maize	Soybeans	Wheat	Maize	Soybeans	Wheat
Inventory	< 2.2e-16	0.0004055	3.99E-05	< 2.2e-16	< 2.2e-16	0.594502
Area	0.649577	0.4288869	0.02026	3.29E-05	5.28E-05	0.691304
Length	0.001503	0.001923	0.005273	< 2.2e-16	0.72125	7.15E-16
Average slope	< 2.2e-16	0.6826488	0.727425	0.9930448	0.83347	1.70E-06
Aspect	0.152146	0.80959	0.990158	0.4269995	0.6785	0.409679
Saturation	0.739106	0.4654065	0.284999	0.0480613	0.94226	0.053368
Topsoil sand	0.829022	0.2269484	0.959168	9.27E-07	0.32657	0.000784
Topsoil clay	0.521842	0.031125	0.270572	6.02E-10	0.83255	4.63E-10
Topsoil organic carbon	0.785316	0.4561186	0.690554	0.1823207	0.78265	0.118863
Topsoil CEC	0.85991	0.9497515	0.934706	0.0018068	0.55465	0.060567
Subsoil gravel	0.994379	0.0095543	0.919499	0.7305365	0.02682	0.937982
Subsoil sand	0.570252	0.7693238	0.474909	0.1582803	0.64441	0.063021
Subsoil clay	0.799921	0.8239152	0.789333	0.0001928	0.45739	0.185385
Subsoil organic carbon	0.881585	0.7740619	0.679354	0.5368901	0.38407	0.893936
Subsoil CEC	0.182989	0.6426545	0.411065	0.1007953	0.05769	0.996173
Precipitations	0.000147	3.05E-16	0.256119	< 2.2e-16	0.14963	3.44E-06

The smaller (the redder), the more significant the parameter is

Precipitations, inventory, area and length are the parameters which affecting most the CF calculation. Since they also are the most important parameters (cf. the multiple linear regression results), this means they are the most important and also variable. Saad *et al.* (2013) performed an MANOVA and results are comparable, except for the slope, which stands out in Saad and not here. This may be explained because only crops are assessed here, in conditions involving low slopes.

Calculations were performed with R (R core team, 2015).

7. MIRCA 2000 crop list

- 1 **Wheat**
- 2 **Maize**
- 3 **Rice**
- 4 **Barley**
- 5 **Rye**
- 6 **Millet**
- 7 **Sorghum**
- 8 **Soybeans**
- 9 **Sunflower**
- 10 **Potatoes**
- 11 **Cassava**
- 12 **Sugar cane**
- 13 **Sugar beet**
- 14 **Oil palm**
- 15 **Rape seed / Canola**
- 16 **Groundnuts / Peanuts**
- 17 **Pulses**
- 18 **Citrus**
- 19 **Date palm**
- 20 **Grapes / Vine**
- 21 **Cotton**
- 22 **Cocoa**
- 23 **Coffee**
- 24 **Others perennial**
- 25 **Fodder grasses**
- 26 **Others annual**

Original data: <https://www.uni-frankfurt.de/45218023/MIRCA>

References

- Afzali, S., Bagheri, E., Amin, S., Soltani, E., Namdari Ghareghani, E. (2015). Comparison of WEPP, ANSWERS and MPSIAC models for evaluating the runoff, soil erosion and sediments at Khosroshirin region, Fars province, Iran. *International Journal of Forest, Soil and Erosion (IJFSE)*, North America, 5, aug. 2015. Available at: <http://www.ijfse.com/index.php/IJFSE/article/view/IJFSE-Vol%205%283%29-2015-4>. Date accessed: 27 Aug. 2015.
- Baigorria, G.A., Romero C.C. (2006) Assessment of erosion hotspots in a watershed: Integrating the WEPP model and GIS in a case study in the Peruvian Andes, *Environmental Modelling & Software* 22, 1175-1183
- de Jong van Lier, Q., Sparovek, G., Flanagan, D. C., Bloem, E. M., & Schnug, E. (2005). Runoff mapping using WEPP erosion model and GIS tools. *Computers & Geosciences*, 31(10), 1270-1276. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2005.03.017>
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2015). FAOSTAT. Retrieved from: <http://faostat3.fao.org/home/E>
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M. & Mekonnen, M. M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. London, UK.
- Kandel, D., A. Western, R. Grayson, and H. Turrall (2001), Testing current generation soil erosion models at 2 min and daily scales using plot scale data from a mid-hill catchment of Nepal, in *Proceedings of the International Congress on Modelling and Simulation (MODSIM 2001)*, edited by R. Vertessy, pp. 365–370, Modell. and Simul. Soc. of Aust. and N. Z., Canberra.
- Kirnak, H. Comparison of erosion and runoff predicted by WEPP and AGNPS models using a geographic information system *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*
- Klik, A., Zartl, A. S. (2001). [Comparison of soil erosion simulations using WEPP and RUSLE with field measurements](#). Soil erosion research for the 21st century. *Proceedings of the International Symposium, Honolulu, Hawaii, USA, 3-5 January, 2001*.
- Ogwo, V., Ogbu, K. N., Okoye, C. J. Okechukwu, M. E., Mbajiorgu, C. C. (2012). Comparison of Soil Erosion Models for Application in the Humid Tropics. Special Publication of the Nigerian Association of Hydrological Sciences

Pimentel, D., & Burgess, M. (2013). Soil Erosion Threatens Food Production. *Agriculture*, 3(3), 443-463.

Pieri, L., Bittelli, M., Wu, J. Q., Dun, S., Flanagan, D. C., Pisa, P. R., . . . Salvatorelli, F. (2007). Using the Water Erosion Prediction Project (WEPP) model to simulate field-observed runoff and erosion in the Apennines mountain range, Italy. *Journal of Hydrology*, 336(1–2), 84-97. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.12.014>

Portmann, F. T. (2011). *Global estimation of monthly irrigated and rainfed crop areas on a 5 arc-minute grid (Weltweite Abschätzung monatlicher bewässerter und Regenfeldbau-Feldfrucht-Flächen mit einer Auflösung von 5 Bogenminuten)*. Retrieved from <http://publikationen.ub.uni-frankfurt.de/frontdoor/index/index/docId/23013>

R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rost, S., Gerten, D., Bondeau, A., Lucht, W., Rohwer, J. & Schaphoff, S. (2008), Agricultural green and blue water consumption and its influence on the global water system, *Water Resour. Res.*, 44, W09405, doi:[10.1029/2007WR006331](https://doi.org/10.1029/2007WR006331).

Saad, R., Koellner, T. & Margni, M. (2013). Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1253-1264. doi:10.1007/s11367-013-0577-1

Savabi, M. R., Klik, A., Grulich, K., Mitchell, J.K., Nearing, M.A. (1996). Application of WEPP and GIS on small watersheds in USA and Austria. *HydroGIS 96: Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management (Proceedings of the Vienna Conference, April 1996)*. IAHS Publ. no. 235

Schmidt (2000). *Soil Erosion: Application of Physically Based Models*. 318pp.

Shen, Z. Y., Gong, Y. W., Li, Y. H., Hong, Q., Xu, L., & Liu, R. M. (2009). A comparison of WEPP and SWAT for modeling soil erosion of the Zhangjiachong Watershed in the Three Gorges Reservoir Area. *Agricultural Water Management*, 96(10), 1435-1442. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2009.04.017>

Sparovek, G., Bacchi O.O.S., Schnug E., Ranieri S.B.L., De Maria I.E. (2000). Comparison of Three Water Erosion Prediction Methods (137Cs, WEPP, USLE) in South-East Brazilian Sugarcane Production. *Journal of Agriculture in the Tropics and Subtropics*

101(2).

Stolpe, N. B. (2005). A comparison of the RUSLE, EPIC and WEPP erosion models as calibrated to climate and soil of south-central Chile. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science*, 55(1), 2-8. doi:10.1080/09064710510008568

Tiwari, A. K., Risse, L. M. and Nearing, M. A. (2000). Evaluation of WEPP and its comparison with USLE and RUSLE: *Transactions of the ASAE [Trans ASAE]*, vol. 43, no. 5, pp. 1129-1135, Sep 2000.

Verma, A., Jha, M., & Mahana, R. (2010). Evaluation of HEC-HMS and WEPP for simulating watershed runoff using remote sensing and geographical information system. *Paddy and Water Environment*, 8(2), 131-144. doi:10.1007/s10333-009-0192-8

ANNEXE E – MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE PUBLIÉ AVEC L'ARTICLE 3 (CHAPITRE 6)

Section 1 – Land characterization factors in life cycle impact assessment in literature

In life cycle impact assessment (LCIA), several different impact pathways on land are assessed: (Saad *et al.*, 2013); biotic production (Brandão & Milà iCanals, 2013; Morais *et al.*, 2016), carbon sequestration (Muller-Wenk & Brandão, 2013), terrestrial biodiversity (de Baan *et al.*, 2013; 2014; 2015; Texeira *et al.*, 2015; de Souza *et al.*, 2015), soil compaction (Garrigues *et al.*, 2013), emergy (Rugani *et al.*, 2013). Slightly different, the hemeroby concept derives from the German school of thinking and is a measure of naturalness (Brenttrup *et al.*, 2002; Fehrenbach *et al.*, 2015) while the Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP) (Alvarenga *et al.*, 2015) is a resource-oriented vision of land. They are summarized in Table SI-1.

Table SI-1 – Land use characterization factors, their reference situation
and the land vision they reflect.

Indicator	Reference situation	Vision	Reference
Erosion resistance	PNV	Natural regeneration	Saad <i>et al.</i> , 2013
Freshwater regulation	PNV		Saad <i>et al.</i> , 2013
Mechanical filtration	PNV		Saad <i>et al.</i> , 2013
Physicochemical filtration	PNV		Saad <i>et al.</i> , 2013
Biotic production	“native vegetation”		Brandão & Milà iCanals, 2013
Carbon sequestration	PNV		Muller-Wenk & Brandão, 2013
Terrestrial biodiversity	Natural reference habitat	“Natural steady-state” or “natural regeneration”	de Baan <i>et al.</i> , 2013

Indicator	Reference situation	Vision	Reference
Terrestrial biodiversity	1) current situation 2) maximum potential	1) Baseline 0 2) Natural steady-state or natural regeneration	de Baan <i>et al.</i> , 2015
Terrestrial biodiversity	PNV	Natural regeneration	de Souza <i>et al.</i> , 2015
Soil compaction	?	?	Garrigues <i>et al.</i> , 2013
Emergy	“Emergy valuation adopts a “nature-oriented or dono-side” perspective, starting from natural systems before and independent of human intervention”	Natural or quasi-natural steady-state	Rugani <i>et al.</i> , 2013
Hemeroby	“distance to nature”		Brentrup <i>et al.</i> , 2002
Hemeroby	“distance to nature”		Fehrenbach <i>et al.</i> , 2015
Human Appropriation of Net Primary Production	Natural potential		Alvarenga <i>et al.</i> , 2015
Soil organic carbon	PNV	Natural regeneration	Morais <i>et al.</i> , 2016

Reference situations

To describe the “natural or quasi-natural steady-state” vision, the “climax” or “relative climax” suggests the idea of a maximum potential of land but no specific conditions or land function are detailed. The “equilibrium” or “steady-state” idea reflect that the state before and after the human intervention are different, given the initial and final conditions but do not necessarily imply a maximal potential of the land. As for the “natural regeneration” vision, the “natural relaxation” situation refers to a state occurring after the anthropogenic intervention, but without any further details: does land reach the climax or another transitional state?

Section 2 – Complements on cultural perspectives (Hofstetter *et al.*, 2000)

Table SI-2 – Cultural perspectives and their attributes (based on Hofstetter *et al.*, 2000).

Perspective Attribute	Egalitarian	Hierarchist	Individualist
Myth of nature	Nature is fragile	Nature is tolerant	Nature is benign
Perception of time	Long term dominates short term	Balanced vision of short and long term	Short term dominates long term
Benefit/risk preference	Risks	Benefits versus risks	Benefits
Scope of knowledge	Imperfect but holistic	Almost complete	Sufficient and timely
Social survival dilemma	Global	Local vs global	Local
Procedures applied	Ethical standards	Rules	Skills
Criteria	Argument	Evidence	Experience
View of resources	Depleting	Scarce	Abundant
Management style	Preventive	Control	Adaptive
Discounting	Zero/negative	Technical standard	Diverse/high

More attributes are available in the original article and in Hofstetter *et al.* (1998).

In the following, we will omit the word “situation” after the reference situation names for the sake of simplicity.

Section 3 – Inversion of CFs from Saad *et al.* (2013) according to gaps in the CF differences.

The inversion percentage according to different CF difference values are reported to ensure such inversions are not due to tight differences (Figure SI-1). Such a chart represents both the effect in terms of inversions (y-axis) and the magnitude in terms of cut-off (x-axis) of the reference situation choice.

Using “PNV L13” or “PNV R99” lead to inversions with conclusions from “baseline 0”. The reference situation affects differently each impact pathway. “PNV L13” generates 40% and 20% inversions for ERP and FWRP respectively, while giving the same rankings as “baseline 0” for WPP-MF and WPP-PCF (no inversions). “PNV R99” is opposed to “baseline 0” for 40% in the cells for ERP and around 20% for the three other impact pathways. For ERP, both the two PNV are correlated together; as for FWRP, “PNV R99” and “baseline 0” appears similar and opposed to “PNVL13”. The inversion number decreases with the increasing of differences between the CFs: only very low differences between the CFs are considered enough to lead to ranking inversions.

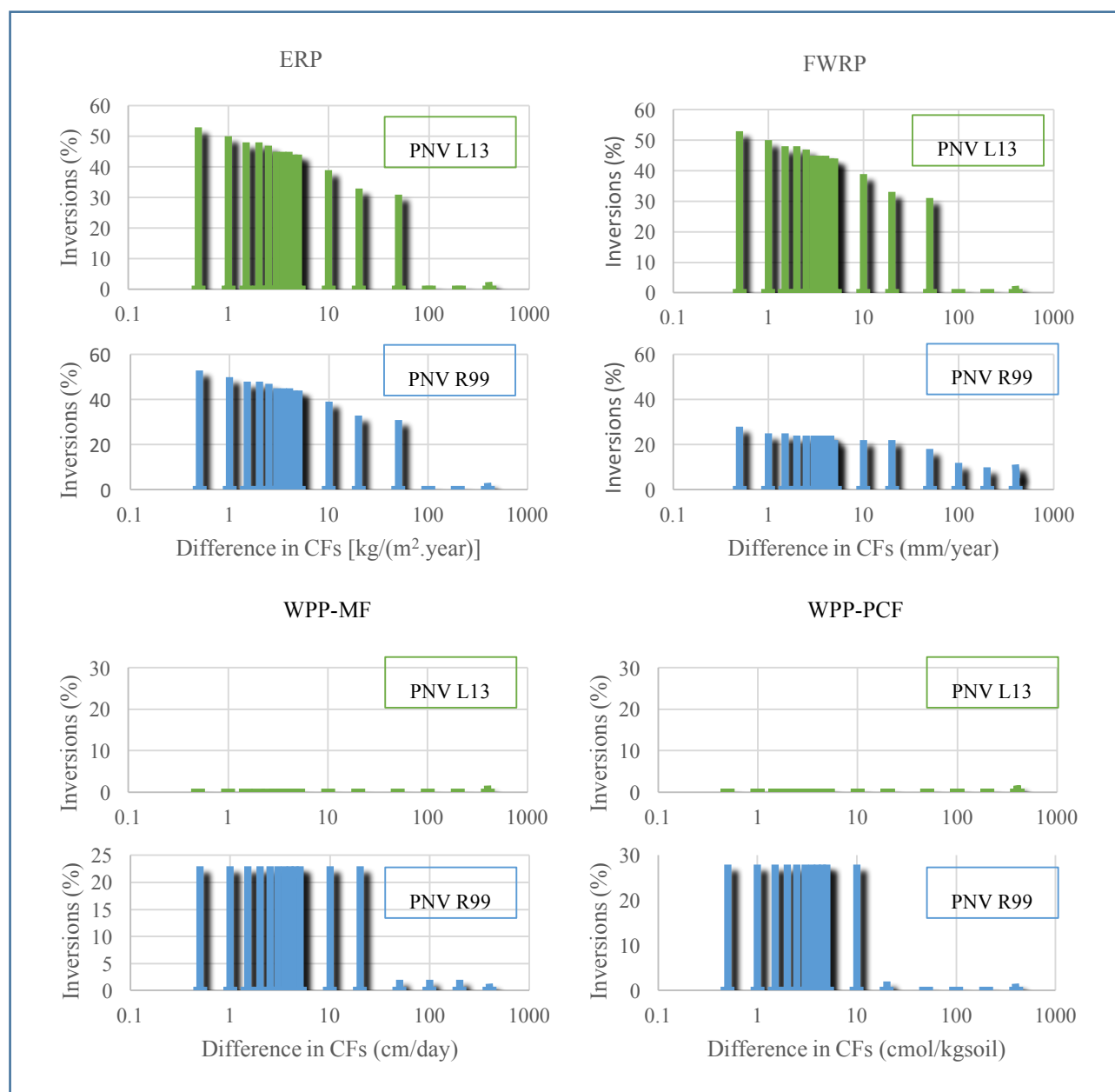


Figure SI-1 – Inversions in rankings of characterization factor from Saad *et al.* (2013) for “PNV L13”, “PNV R99” reference situations compared to “baseline 0” reference situation. Results are presented in function of different cut-offs (differences in CF values) on the x-axis (log-scale).

Section 4 – Effects of reference situations on erosion and runoff characterization factors.

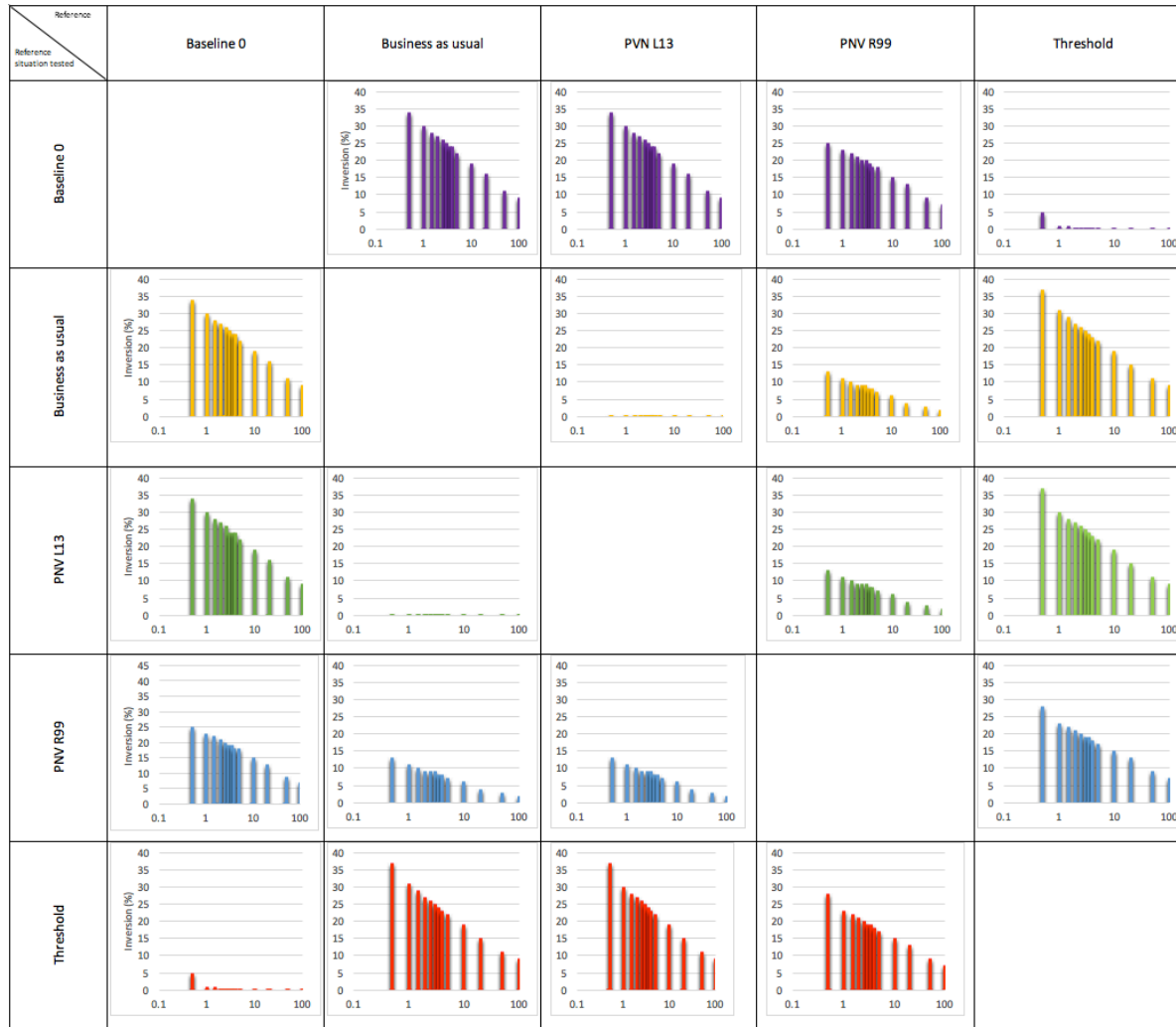


Figure SI-2 - Inversion of erosion soybean and wheat CFs by reference situations tested (lines) in function of another reference situation (column).

Each chart presents the percentage of inversions in function of different cut-offs in the CF value differences $[(\text{kg}_{\text{soil}}/(\text{m}^2 \cdot \text{year}))]$.

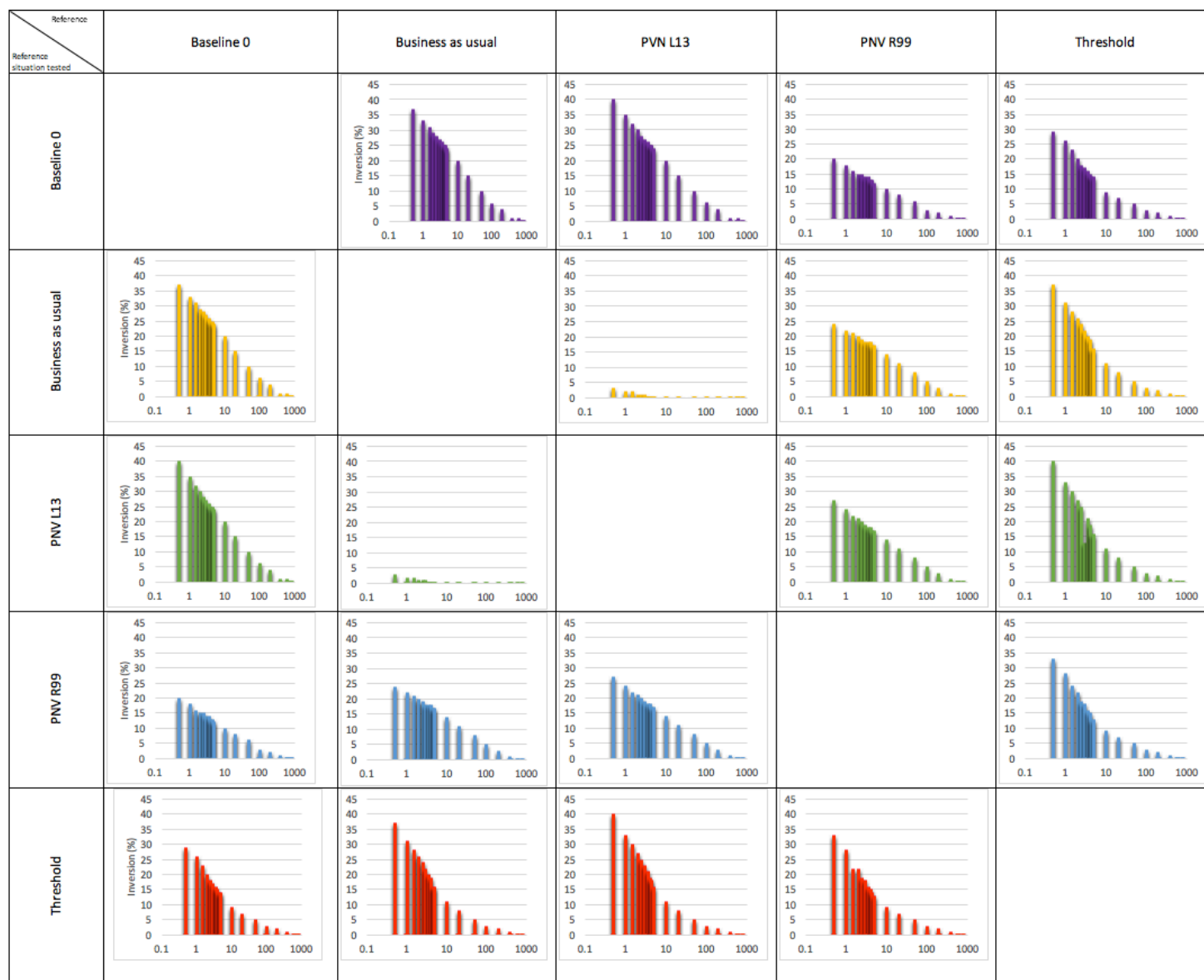


Figure SI-3 - Inversion of runoff soybean and wheat CFs by reference situations tested (lines) in function of another reference situation (column).

Each chart presents the percentage of inversions in function of different cut-offs in the CF value differences [mm/year].

Figures SI-3 and SI-4 presents the inversions of erosion and runoff CF. They present a symmetric matrix of one reference situation compared to another. Reading by lines gives the reference situation named in the first column in function of another one used as the reference. Reading by column gives one reference situation against which the other (named by lines) are compared.

From Figure SI-3, we can deduce that in our case, “baseline 0” and “threshold” appear to lead to the same conclusions regarding erosion throughout the grid cells. “Business as usual” and “PNV L13” appears to be similar too. From Figure SI-4, we can deduce that in our case, “Business as usual” and “PNV L13” appear leading to the same conclusions regarding runoff throughout the grid cells.

Section 5 - Effects of reference situation on runoff impact scores

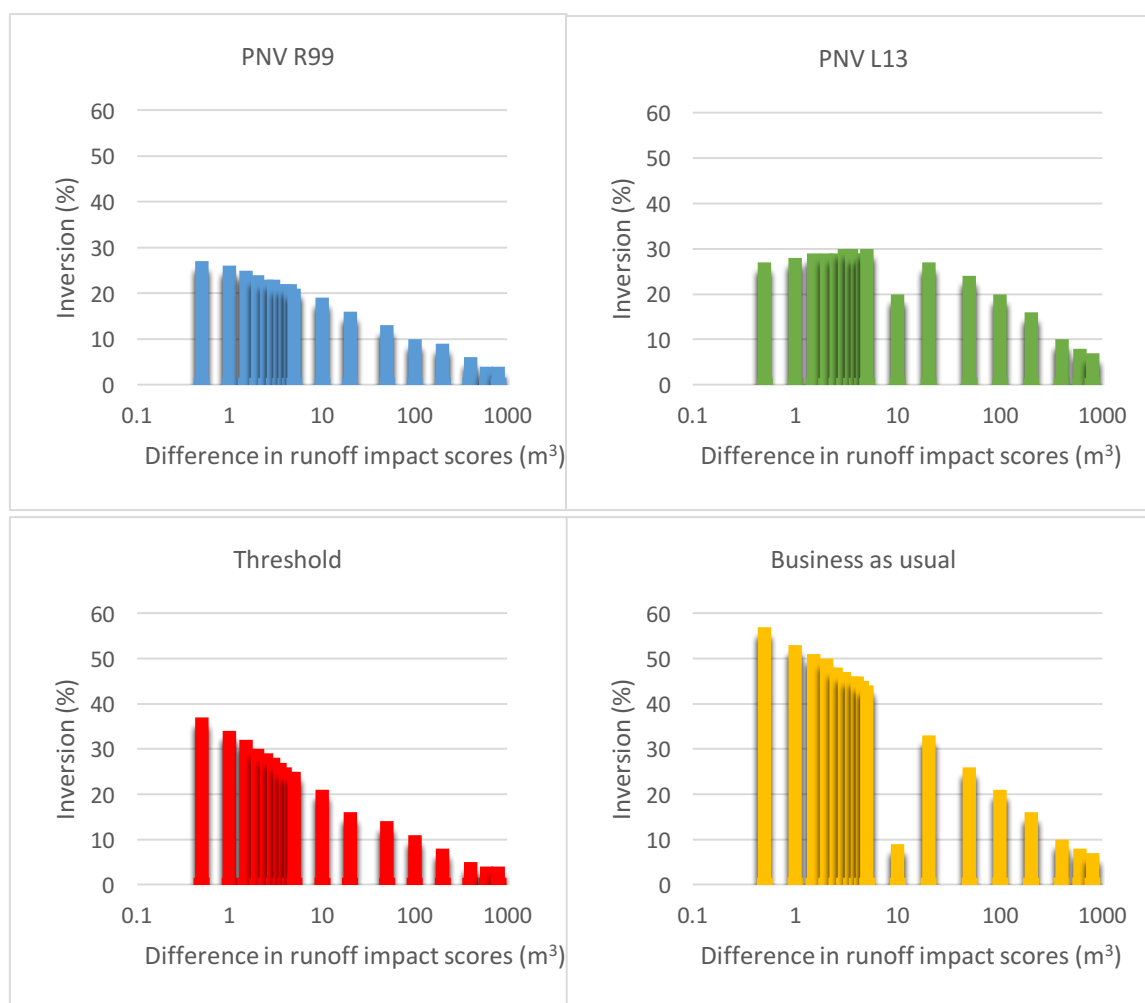


Figure SI-4 - Incidence of the reference choice on wheat versus soybeans runoff impact scores rankings on common production places.

Compared to “baseline 0”, the different reference situations lead to different conclusions in 20-30% of cultivation places worldwide.

References

- Alvarenga, R. F., Erb, K.-H., Haberl, H., Soares, S., van Zelm, R., & Dewulf, J. (2015). Global land use impacts on biomass production—a spatial-differentiated resource-related life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(4), 440-450. doi:10.1007/s11367-014-0843-x
- Brandão, M., & Milà iCanals, L. (2013). Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1243-1252. doi:10.1007/s11367-012-0381-3
- Brenttrup, F., Küsters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. (2002). Life Cycle Impact assessment of land use based on the hemeroby concept. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), 339-348. doi:10.1007/BF02978681
- de Baan, L., Alkemade, R., Koellner, T. (2012). Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-15. doi:10.1007/s11367-012-0412-0
- de Baan, L., Mutel, C. L., Curran, M., Hellweg, S., Koellner, T. (2013). Land Use in Life Cycle Assessment: Global Characterization Factors Based on Regional and Global Potential Species Extinction. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 9281-9290. doi:10.1021/es400592q
- de Baan, L., Curran, M., Rondinini, C., Visconti, P., Hellweg, S., & Koellner, T. (2015). High-Resolution Assessment of Land Use Impacts on Biodiversity in Life Cycle Assessment Using Species Habitat Suitability Models. *Environmental Science & Technology*, 49(4), 2237-2244. doi:10.1021/es504380t
- de Souza, D. M., Teixeira, R. F. M., Ostermann, O. P. (2015). Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? *Global Change Biology*, 21(1), 32-47. doi:10.1111/gcb.12709

- Fehrenbach, H., Grahl, B., Giegrich, J., & Busch, M. (2015). Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(11), 1511-1527. doi:10.1007/s11367-015-0955-y
- Garrigues, E., Corson, M., Angers, D., Werf, H. G., & Walter, C. (2013). Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(7), 1316-1324. doi:10.1007/s11367-013-0586-0
- Morais, T. G., Domingos, T., & Teixeira, R. F. M. (2016). A spatially explicit life cycle assessment midpoint indicator for soil quality in the European Union using soil organic carbon. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-16. doi:10.1007/s11367-016-1077-x
- Müller-Wenk, R., & Brandão, M. (2010). Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 172-182. doi:10.1007/s11367-009-0144-y
- Muñoz, I., Campa, P., & Fernández-Alba, A. (2010). Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), 672-681. doi:10.1007/s11367-010-0202-5
- Rugani, B., Benetto, E. (2012). Improvements to Emergy Evaluations by Using Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 46(9), 4701-4712. doi:10.1021/es203440n
- Saad, R., Koellner, T., Margni, M. (2013). Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1253-1264. doi:10.1007/s11367-013-0577-1
- Teixeira, R. F. M., de Souza, D. M., Curran, M. P., Anton, A., Michelsen, O., & Milà iCanals, L. (2015). Towards consensus on land use impacts on biodiversity in LCA: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative preliminary recommendations based on expert contributions. doi:10.1016/j.jclepro.2015.07.118

ANNEXE F - MATÉRIEL SUPPLÉMENTAIRE POUR LE CHAPITRE 7

Les facteurs de caractérisation (CFs) de l'indicateur FWRP pour différentes échelles spatiales et différentes couvertures de terre sont présentés ici. Les facteurs finaux seront publiés dans la méthode d'évaluation des impacts IMPACT World⁺ au courant 2016.

a) Facteur générique mondial

Tableau SI-1 – Facteurs de caractérisation générique mondial par couvertures de terre

	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Generic	-5.37	19.60	15.46	23.01	23.01	163.18	46.52

b) Continents

Tableau SI-2 – Facteurs de caractérisation continentaux par couvertures de terre

Continent code	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Africa	-10.18	11.85	5.76	13.89	11.60	146.60	31.16
Latin America and Caribbean	-6.05	6.52	0.64	10.97	14.89	173.74	37.47
Northern America	0.21	10.08	6.96	13.26	24.82	163.91	46.59
Asia	-3.40	23.41	20.60	27.24	25.30	190.08	50.59
Europe	-4.27	39.93	37.17	43.51	31.94	145.78	53.65
Oceania	-16.21	36.99	32.42	38.82	27.30	138.49	45.06

c) Pays

Tableau SI-3 – Facteurs de caractérisation par pays et par couvertures de terre

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Aruba	0.00	5.29	3.03	3.76	0.00	22.73	7.23
Afghanistan	0.00	7.38	4.82	8.18	0.00	34.26	10.50
Angola	-11.11	7.11	-0.37	6.24	8.52	117.08	24.08
Anguilla	0.00	4.64	1.62	3.48	0.00	51.60	11.70
Åland Islands	0.00	119.09	116.57	126.64	0.00	307.30	156.75
Albania	-26.72	63.05	55.85	62.13	43.40	135.68	55.71
Andorra	0.00	119.09	116.57	126.64	0.00	307.30	156.75
United Arab Emirates	-5.46	5.29	3.03	3.76	3.76	22.73	7.23
Argentina	-6.29	30.32	26.66	33.63	23.84	142.71	40.25
Armenia	-4.59	84.48	81.65	89.61	49.99	97.07	33.92
American Samoa	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Antarctica	0.00	0.06	0.06	4.39	0.00	0.00	0.00
French Southern Territories	0.00	0.06	0.06	4.39	0.00	0.00	0.00
Antigua and Barbuda	0.00	3.56	-0.60	3.54	0.00	91.45	17.87
Australia	-22.42	7.85	0.57	4.94	20.75	137.55	44.33
Austria	0.00	61.66	60.62	70.39	0.00	251.43	103.75
Azerbaijan	-4.85	69.87	66.93	73.95	27.14	106.28	39.30
Burundi	-8.51	1.17	-3.52	12.48	4.95	218.20	39.62
Belgium	0.00	119.09	116.57	126.64	0.00	307.30	156.75
Benin	-19.79	0.14	-10.52	-1.75	-2.10	215.22	38.87
Bonaire, Sint Eustatius and Saba	0.00	4.24	0.74	3.31	0.00	67.91	14.22

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Burkina Faso	-21.20	0.05	-11.12	-2.98	-2.98	152.39	23.08
Bangladesh	17.61	1.84	1.05	21.78	21.28	392.05	83.31
Bulgaria	3.48	108.95	106.11	115.54	117.81	282.09	141.98
Bahrain	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	22.73	7.23
Bahamas	-19.19	11.66	4.48	13.12	13.12	0.00	0.00
Bosnia and Herzegovina	-25.04	58.77	51.20	57.20	47.67	158.69	69.26
Belarus	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Belize	-17.99	11.23	4.33	13.50	13.40	393.33	83.63
Bermuda	0.00	11.66	4.48	13.12	0.00	0.00	0.00
Bolivia, Plurinational State of	-4.68	3.18	-3.12	7.21	18.24	153.47	29.04
Brazil	2.07	2.39	-0.99	13.79	12.59	367.78	77.80
Barbados	-5.46	5.29	3.03	3.76	3.76	22.73	7.23
Brunei Darussalam	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	393.33	83.63
Bhutan	4.02	10.52	7.91	14.41	33.53	268.62	66.55
Bouvet Island	0.00	0.06	0.06	4.39	0.00	0.00	0.00
Botswana	-9.69	17.94	11.50	17.93	23.63	149.55	22.81
Central African Republic	-7.64	0.23	-9.86	-0.43	5.50	203.53	35.93
Canada	6.75	5.26	5.16	11.20	18.33	203.37	69.02
Cocos (Keeling) Islands	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Switzerland	9.27	66.50	65.33	75.13	58.36	249.23	101.66
Chile	-8.15	33.75	28.66	33.92	26.11	65.62	18.05
China	1.11	28.21	26.01	33.28	36.98	170.67	57.97
Côte d'Ivoire	-13.23	0.91	-5.24	8.99	2.00	205.52	36.43

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Clipperton Islands	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cameroon	0.00	1.48	-8.65	0.42	0.00	156.97	24.23
Congo, the Democratic Republic of the	0.00	13.09	6.61	17.10	0.00	220.48	40.31
Congo	12.47	1.52	-1.11	17.39	18.06	324.82	66.41
Cook Islands	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Colombia	0.52	1.36	-3.71	8.96	9.76	274.37	54.94
Comoros	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Cabo Verde	0.00	0.29	-7.86	1.63	0.00	0.00	0.00
Costa Rica	5.72	1.33	-1.84	15.23	13.49	289.41	58.16
Cuba	-8.77	11.58	4.68	13.39	13.79	157.38	35.16
Curaçao	0.00	5.29	3.03	3.76	0.00	22.73	7.23
Christmas Island	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Cayman Islands	0.00	0.29	-7.86	1.63	0.00	182.52	31.97
Cyprus	-37.62	22.64	12.06	15.62	15.62	88.71	28.06
Czech Republic	7.09	112.49	110.14	120.18	103.13	299.06	148.93
Germany	7.89	95.20	93.29	103.24	86.74	288.55	138.96
Djibouti	-5.46	5.29	3.03	3.76	3.76	22.73	7.23
Dominica	-1.29	4.47	2.56	8.04	6.91	35.84	9.93
Denmark	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Dominican Republic	0.00	8.22	0.85	9.89	0.00	202.59	36.89
Algeria	2.54	27.42	24.24	31.81	31.06	158.34	51.31
Ecuador	-0.52	8.78	5.11	14.12	23.36	198.20	48.84
Egypt	-15.13	22.52	12.40	15.99	7.67	148.84	51.55
Eritrea	-14.27	1.21	-6.76	2.74	1.50	115.27	21.60

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Western Sahara	-7.56	21.27	11.57	14.93	4.66	84.56	27.55
Spain	-32.27	44.82	36.09	41.15	29.25	107.69	39.23
Estonia	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Ethiopia	-14.97	3.95	-2.42	4.61	2.37	141.41	23.25
Finland	5.15	40.32	39.54	47.03	12.64	95.39	21.99
Fiji	-11.52	0.76	-5.16	7.73	2.24	0.00	0.00
Falkland Islands (Malvinas)	0.00	18.69	15.26	19.21	0.00	93.70	31.95
France	-28.66	52.15	44.95	51.02	31.46	146.37	59.57
Faroe Islands	0.00	18.69	15.26	19.21	0.00	0.00	0.00
Micronesia, Federated States of	-12.24	0.29	-7.86	1.63	1.77	0.00	0.00
Gabon	-15.12	0.35	-9.09	1.15	0.82	167.09	26.77
United Kingdom	8.26	105.49	103.32	113.32	79.20	304.75	154.33
Georgia	-3.80	85.08	82.27	90.23	34.41	130.75	53.59
Guernsey	0.00	119.09	116.57	126.64	0.00	307.30	156.75
Ghana	-17.88	0.33	-9.20	0.93	-0.91	224.32	41.16
Gibraltar	0.00	22.64	12.06	15.62	0.00	88.71	28.06
Guinea	-7.98	1.00	-4.64	10.20	5.28	234.86	43.81
Guadeloupe	-4.23	4.21	2.42	9.40	4.69	22.73	7.23
Gambia	-21.20	0.05	-11.12	-2.98	-2.98	152.39	23.08
Guinea-Bissau	-21.20	0.05	-11.12	-2.98	-2.98	152.39	23.08
Equatorial Guinea	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	393.33	83.63
Greece	-34.83	24.85	14.45	18.16	22.73	101.79	35.76
Grenada	-3.33	0.98	-5.90	3.52	6.59	170.38	30.23
Greenland	4.34	0.06	0.06	4.39	4.39	0.00	0.00
Guatemala	-4.77	4.37	-0.88	11.54	10.21	192.59	42.43

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
French Guiana	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	393.33	83.63
Guam	0.00	0.29	-7.86	1.63	0.00	0.00	0.00
Guyana	11.20	1.30	-2.62	14.31	17.27	393.33	83.63
Hong Kong	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	393.33	83.63
Heard Island and McDonald Islands	0.00	0.06	0.06	4.39	0.00	0.00	0.00
Honduras	-16.16	10.04	3.28	12.92	13.23	177.77	40.62
Croatia	-22.82	61.65	54.33	60.52	53.35	159.68	69.84
Haiti	-16.31	7.09	-0.36	8.82	10.19	202.15	36.78
Hungary	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Indonesia	0.31	1.79	0.57	20.69	12.31	389.33	82.65
Isle of Man	0.00	119.09	116.57	126.64	0.00	307.30	156.75
India	-8.27	19.67	16.76	26.35	24.02	252.51	51.20
British Indian Ocean Territory	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ireland	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Iran, Islamic Republic of	-4.76	31.29	28.93	33.51	21.69	106.49	37.43
Iraq	-10.05	57.97	50.82	56.72	58.10	76.04	26.47
Iceland	6.71	5.07	5.07	11.52	11.52	131.13	31.50
Israel	-36.27	22.63	12.06	15.62	15.14	61.89	19.61
Italy	-17.33	38.59	33.05	39.80	35.88	170.28	67.86
Jamaica	0.33	0.84	-4.67	8.83	9.97	219.66	41.07
Jersey	0.00	119.09	116.57	126.64	0.00	307.30	156.75
Jordan	-36.62	22.63	12.06	15.62	15.43	75.85	24.27
Japan	8.07	80.87	79.00	91.80	89.75	305.60	155.14
Kazakhstan	-7.88	20.09	17.52	22.76	18.35	92.21	30.71

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Kenya	-5.00	4.05	0.65	6.30	6.75	263.05	50.99
Kyrgyzstan	-2.45	23.70	22.30	29.97	22.91	119.72	34.79
Cambodia	-10.35	0.98	-3.88	10.63	3.00	234.78	44.78
Kiribati	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Saint Kitts and Nevis	0.00	2.92	1.68	16.16	0.00	22.73	7.23
#N/A	0.00	100.31	96.22	105.02	0.00	282.32	142.05
Korea, Republic of	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Kuwait	-5.46	5.29	3.03	3.76	3.76	22.73	7.23
Lao People's Democratic Republic	5.41	1.75	0.53	20.59	13.29	311.15	63.49
Lebanon	-37.62	22.64	12.06	15.62	15.62	88.71	28.06
Liberia	17.14	1.83	1.02	21.72	20.98	382.29	80.86
Libya	-25.87	22.13	12.00	15.51	11.50	106.79	35.20
Saint Lucia	-6.44	0.50	-7.16	2.53	5.15	179.89	31.63
Liechtenstein	9.66	53.67	52.83	62.57	50.55	236.11	89.22
Sri Lanka	-6.71	3.74	-0.34	3.10	5.26	279.50	58.51
Lesotho	-6.49	4.95	1.89	7.27	7.27	107.04	24.07
Lithuania	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Luxembourg	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Latvia	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Macao	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	393.33	83.63
Saint Martin (French part)	0.00	5.29	3.03	3.76	0.00	22.73	7.23
Morocco	-9.86	21.31	12.20	16.30	9.49	90.63	28.73
Monaco	0.00	22.64	12.06	15.62	0.00	88.71	28.06

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Moldova, Republic of	-2.93	66.37	63.37	70.22	62.14	125.07	50.28
Madagascar	-5.20	3.80	0.61	6.09	5.24	393.33	83.63
Maldives	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mexico	-11.06	6.41	1.56	11.19	7.39	131.02	27.68
Marshall Islands	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Macedonia, the former Yugoslav Republic of	0.00	42.67	33.77	38.68	0.00	150.98	64.72
Mali	-9.58	26.81	20.86	28.13	24.34	141.10	21.70
Malta	-37.62	22.64	12.06	15.62	15.62	88.71	28.06
Myanmar	9.37	19.33	18.02	27.03	28.09	379.20	83.24
Montenegro	0.00	80.83	75.12	82.60	0.00	125.73	49.85
Mongolia	0.00	17.23	15.56	21.51	0.00	93.31	27.49
Northern Mariana Islands	-12.45	0.29	-7.86	1.63	1.63	0.00	0.00
Mozambique	-7.05	31.45	26.93	34.67	26.32	152.71	31.47
Mauritania	-16.24	1.51	-9.07	-1.26	-0.30	152.61	43.31
Montserrat	-6.89	1.21	-5.26	4.14	3.86	163.36	29.00
Martinique	-3.03	2.99	-1.34	5.05	5.84	110.78	21.10
Mauritius	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Malawi	-11.04	26.62	21.00	28.21	18.58	116.85	24.02
Malaysia	-0.98	4.92	1.88	7.39	10.48	393.33	83.63
Mayotte	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Namibia	-10.46	19.47	13.32	19.70	20.45	110.65	18.42
New Caledonia	-10.53	0.30	-7.78	1.81	2.88	211.83	39.15
Niger	-16.72	16.42	8.58	16.07	7.27	139.84	21.55
Norfolk Island	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Nigeria	-2.92	11.86	5.19	15.77	10.29	316.72	64.38
Nicaragua	-8.76	6.48	0.30	11.58	13.14	193.95	43.16
Niue	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Netherlands	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
Norway	6.16	16.22	15.91	21.56	20.75	109.05	26.37
Nepal	-1.95	23.18	20.22	26.93	33.34	189.39	45.15
New Zealand	-2.35	56.19	53.37	60.11	55.47	128.32	52.18
Oman	-5.46	5.29	3.03	3.76	3.76	22.73	7.23
Pakistan	-4.44	26.31	24.60	31.71	31.40	73.23	21.78
Panama	13.13	0.53	-6.48	4.75	18.33	186.38	32.92
Pitcairn	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Peru	6.54	2.94	-0.99	9.05	14.39	108.72	23.93
Philippines	-11.89	1.84	1.07	21.82	14.81	393.33	83.63
Palau	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Papua New Guinea	4.68	1.81	0.12	19.28	13.71	393.33	83.63
Poland	7.41	111.11	108.79	118.82	96.58	295.93	145.97
Puerto Rico	7.67	0.88	-4.44	9.35	14.76	342.35	71.14
Korea, Democratic People's Republic of	0.00	119.09	116.57	126.64	0.00	307.30	156.75
Portugal	-29.00	79.79	73.99	81.41	37.60	149.43	63.81
Paraguay	-9.31	6.58	-0.90	9.85	19.32	246.27	46.97
Palestine, State of	0.00	22.64	12.06	15.62	0.00	83.15	26.31
French Polynesia	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Qatar	0.00	5.29	3.03	3.76	0.00	22.73	7.23
Réunion	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Romania	6.75	78.05	75.94	84.76	70.87	246.06	112.27

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Russian Federation	2.20	11.80	11.11	16.40	18.71	107.98	30.26
Rwanda	-7.02	0.82	-5.93	7.53	6.72	188.11	32.06
Saudi Arabia	-5.46	5.29	3.03	3.76	3.76	22.73	7.23
Sudan	-18.54	3.74	-1.98	10.02	0.35	103.10	18.54
Senegal	-21.20	0.05	-11.12	-2.98	-2.98	152.39	23.08
Singapore	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	393.33	83.63
South Georgia and the South Sandwich Islands	0.00	0.06	0.06	4.39	0.00	0.00	0.00
Saint Helena, Ascension and Tristan da Cunha	0.00	0.05	-11.12	-2.98	0.00	0.00	0.00
Svalbard and Jan Mayen	0.00	0.06	0.06	4.39	0.00	0.00	0.00
Solomon Islands	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Sierra Leone	1.82	1.72	0.25	20.16	11.41	285.93	56.64
El Salvador	-13.32	2.58	-5.13	4.57	5.20	178.32	38.35
San Marino	0.00	22.64	12.06	15.62	0.00	88.71	28.06
Sint Maarten	0.00	5.29	3.03	3.76	0.00	22.73	7.23
Somalia	-4.49	2.16	-2.55	8.54	4.64	165.36	36.15
Spartly Islands	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Saint Pierre and Miquelon	#VALEUR !	#VALEUR !	#VALEUR !	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR !	#VALEUR !
Serbia	5.94	119.09	116.57	126.64	126.64	307.30	156.75
South Sudan	0.00	7.29	-0.60	9.62	0.00	170.68	28.41
Sao Tome and Principe	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Suriname	15.41	1.26	-2.87	13.81	19.90	393.33	83.63
Slovakia	8.91	83.80	82.19	92.08	65.84	273.60	124.79

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
Slovenia	-2.60	66.30	63.37	72.16	67.16	201.81	74.58
Sweden	4.93	70.21	68.77	77.21	12.74	103.58	28.60
Swaziland	-16.65	3.28	-0.85	8.58	0.04	121.19	26.29
Seychelles	3.97	1.90	1.10	21.53	10.87	0.00	0.00
Syrian Arab Republic	-36.53	22.58	12.09	15.66	15.55	79.59	26.43
Turks and Caicos Islands	0.00	11.66	4.48	13.12	0.00	0.00	0.00
Chad	-14.75	22.44	16.20	23.10	9.54	119.21	19.02
Togo	-13.08	0.56	-7.63	4.12	2.10	282.81	55.85
Thailand	8.48	1.70	0.24	19.95	15.29	372.46	78.52
Tajikistan	-8.34	10.74	7.76	11.20	16.91	79.24	26.37
Tokelau	#VALEUR !	#VALEUR !	#VALEUR !	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR !	#VALEUR !
Turkmenistan	-5.71	6.15	3.79	4.87	4.62	67.99	21.90
Timor-Leste	-12.45	0.00	0.00	0.00	1.63	182.52	31.97
Tonga	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Trinidad and Tobago	11.98	1.60	-0.34	18.64	17.58	250.47	48.62
Tunisia	-16.17	24.00	15.38	20.03	19.48	104.62	33.55
Turkey	-24.31	49.84	42.75	48.34	33.32	113.22	42.74
Tuvalu	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Taiwan, Province of China	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	393.33	83.63
Tanzania, United Republic of	-8.84	14.25	8.62	19.33	15.88	208.56	40.30
Uganda	-12.89	0.84	-5.90	7.54	2.61	234.84	43.80
Ukraine	5.92	87.07	84.74	93.62	85.59	230.40	103.79

Country	Forest	Shrubland (3)	Grassland (4.1)	Pasture/ Meadow (4.1)	Permanent and annual crops (5)	Urban (7.1)	Urban, green areas (7.1.4)
United States Minor Outlying Islands	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Uruguay	-18.13	0.39	-10.63	-2.56	2.58	147.67	24.56
United States	3.49	17.55	11.87	16.72	39.31	176.22	53.69
Uzbekistan	-7.95	14.57	11.41	14.85	15.05	84.72	27.80
Holy See (Vatican City State)	0.00	22.64	12.06	15.62	0.00	88.71	28.06
Saint Vincent and the Grenadines	-2.85	2.04	-3.46	4.47	6.24	142.14	25.92
Venezuela, Bolivarian Republic of	0.00	3.78	-1.36	5.19	0.00	65.24	14.57
Virgin Islands, British	0.00	5.02	2.88	5.16	0.00	22.73	7.23
Virgin Islands, U.S.	0.00	4.65	2.66	7.13	0.00	22.73	7.23
Viet Nam	-5.61	1.55	-0.59	18.06	6.10	314.37	64.28
Vanuatu	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Wallis and Futuna	0.00	1.84	1.07	21.82	0.00	0.00	0.00
Samoa	18.48	1.84	1.07	21.82	21.82	0.00	0.00
Yemen	-5.46	5.29	3.03	3.76	3.76	22.73	7.23
South Africa	-9.92	4.28	0.67	10.59	3.97	161.74	35.48
Zambia	-11.84	17.62	10.33	18.06	16.54	148.40	23.53
Zimbabwe	-11.66	0.35	-10.33	-2.36	3.67	124.60	23.69